

HOOFDSTUK 6 NATUURBEHEER

Net zoals bij veel andere dieren en planten gaan sommige loopkevers achteruit, of zijn zelfs geheel uit ons land verdwenen. Andere gaan juist enorm vooruit. De activiteiten van de mens kunnen daar de reden van zijn, maar lang niet altijd is dat duidelijk. Hoe kunnen we de karakteristieke soorten voor ons land behouden? Moeten we ons daarbij op de soorten zelf richten, bijv. met Rode Lijsten, of is het beter de nadruk te leggen op beheer en behoud van terreinen? Dit hoofdstuk zal op deze vragen ingaan en besluit met enkele praktische adviezen voor natuurbeheer ten behoeve van loopkevers.

LOOPKEVERS EN NATUURBEHOUD

Aanvankelijk was natuurbehoud in Nederland gebaseerd op de jachtbiologie en in veel andere Europese landen is dat voor een deel nog zo. In Nederland is natuurbeheer sedert de jaren veertig vooral op de vegetatiekunde gebaseerd. Lange tijd heerste de opvatting dat de toestand van de vegetatie voldoende inzicht gaf voor het beheer en behoud van het hele ecosysteem, en dus ook de insecten. Sedert ongeveer 1980 is er in kringen van entomologen grotere belangstelling gekomen voor een eigen rol van insecten en andere ongewervelde dieren in het natuurbeheer. In eerste instantie concentreerde zich de belangstelling op enkele min of meer populaire groepen insecten, groepen die geliefd zijn bij onderzoekers en liefhebbers en waarover dus veel informatie beschikbaar is. Dit geldt vooral voor dagvlinders en libellen, en in mindere mate voor mieren, sprinkhanen, en loopkevers. Een snel groeiend aantal publicaties heeft ertoe geleid dat de inbreng van gegevens van insecten op het moment aanvaard is en zelfs als noodzakelijk wordt gezien. Dit heeft al als resultaat gehad dat bijvoorbeeld het branden als beheersmaatregel voor graslandvegetaties zo goed als uitgebannen is en dat veel maatregelen, zoals het afplaggen van heideterreinen, gefaseerd worden uitgevoerd om op deze wijze de insecten de kans te geven in de onbehandelde terreindelen te overleven.

Het is overigens vreemd dat een zekere vorm van erkenning van het belang van ongewervelden op het land zo lang op zich heeft laten wachten, terwijl lagere dieren al tientallen jaren gebruikt worden voor het bepalen van de waterkwaliteit. Op het moment staan we voor de keuze op welke wijze de studie van invertebraten en het gebruik van faunistisch-ecologische gegevens het best kunnen worden betrokken bij het terreinbeheer en de inrichting van de zogenoemde ecologische infrastructuur.

In binnen- en buitenland verschenen veel studies die het gebruik van loopkevers in het natuurbeheer toelichten of evalueren (O.A.: EYRE & LUFF 1990A, MAELFAIT & DESENDER 1990, MAELFAIT ET AL. 1990, STORK 1990, PEARSON & CASOLA 1992, SIEPEL ET AL. 1993, HEIJERMAN & TURIN 1994A, MCFERRAN ET AL. 1994, TRAUTNER 1994, BUTTERFIELD ET AL. 1995, BONAVITA & CHEMINI 1996, EYRE ET AL. 1996, HURKA ET AL. 1996, LUFF 1996, DUFRÈNE & LEGENDRE 1997). Uit deze studies kwam naar voren dat loopkevers zeer goed bruikbaar kunnen zijn in het natuurbehoud, hoewel zeker niet alle loopkeversoorten ook goede indicatoren zijn. Hieronder volgen vijf argumenten voor de geschiktheid van loopkevers voor natuurbeheer.

1 Loopkevers vormen een overzichtelijke groep met ongeveer 350 inheemse soorten, waarvan vele zeer karakteristiek

voor een milieutype zijn. Dit soortenaantal is vergelijkbaar met dat van vogels, en garandeert dat de variatie aan biotoopvoorkeuren groot genoeg is om een groot scala aan landbiotopen (inclusief oevers) te bestrijken.

- 2 Loopkevers zijn meestal predatoren met een uitzonderlijk grote variatie in levenswijzen en verspreidingsmogelijkheden. Ze vormen een goede afspiegeling van de abiotische terreincondities, maar ook van de gevarieerdheid van de bodemfauna.
- 3 Loopkevers zijn gemakkelijk te bemonsteren met behulp van vangpotten. De gegevens zijn daarom goed statistisch bewerkbaar.
- 4 Loopkevers lenen zich goed voor experimenteel onderzoek. Er is inmiddels veel bekend over de soortensamenstelling van de meeste biotopen en over oecologie en biologie van de soorten.
- 5 In een aantal landen beslaan de gegevens lange tijdreeksen. De grote databank van de Loopkeverwerkgroep, met meer dan 2000 jaarmonsters (enkele vangseries functioneren al tientallen jaren onafgebroken) uit het Nederlandse gebied, kan als referentiekader gebruikt worden om nieuwe inventarisaties te waarderen. Deze methode is in ontwikkeling bij de Loopkeverstichting (zie blz. 116).

Er is veel gespecialiseerde literatuur verschenen over de relatie tussen milieuproblematiek en loopkevers, zoals met betrekking tot: het gebruik van spuitmiddelen (O.A.: ASTERAKI ET AL. 1992, BASEDOW ET AL. 1976B, BASEDOW 1983), de effecten van het bekalken van bossen (D. MEIJER 1992, MUILWIJK 1989-1991), de effecten van bosbranden (MUONA & RUTANEN 1994), de effecten van begrazing (GARDNER ET AL. 1997, MCFERRAN ET AL. 1994), de algemene effecten van verstedelijking (KLAUSNITZER 1983, SUSTEK 1992A), het effect van genetische verarming ten gevolge van vernippering en isolatie (KNEVEL ET AL. 1996, DE VRIES 1996) en het effect op de loopkeverfauna wanneer agrarische terreinen uit cultuur worden genomen (DESENDER & BOSMANS 1998, VAN DIJK 1986B, 1987). De effecten van beheersmaatregelen en milieu-invloeden op specifieke biotopen, zijn vaak al genoemd in de besprekingen van de oecologische hoofdgroepen in hoofdstuk 5.

BEDREIGING VAN SOORTEN

In hoeverre kunnen we veranderingen in het voorkomen van soorten, en met name de achteruitgang, toeschrijven aan menselijke activiteiten? En als dat zo is, zijn deze veranderingen dan onomkeerbaar? Hoe reëel is het om de achteruitgang van soorten als *Carabus glabratus*, *C. intricatus* en *Cicindela trisignata* te wijten aan menselijke activiteiten? Bij deze drie soorten speelt dit zeer waarschijnlijk geen rol, maar voor bijvoorbeeld *Calosoma sycophanta*, *Elaphrus ullrichii*, *Sphodrus leucophthalmus* en *Harpalus atratus* ligt dit veel minder duidelijk. Het is moeilijk na te gaan hoe lang de populaties van deze soorten in Nederland bestaan hebben, maar vele zijn al verdwenen in een tijd dat het woord 'milieu' alleen nog maar gebruikt werd om de afkomst van iemand aan te duiden. We moeten altijd in het oog houden dat het areaal van veel soorten heel wat minder statisch is dan in het verleden werd aangenomen. Het is

voorstelbaar dat de actuele verspreiding van een soort beperkt wordt door fysieke (betrekking hebbend op biologische eigenschappen) en fysieke (klimatologische, geomorfologische) barrières, en daardoor slechts een deel beslaat van het gebied dat potentieel bevolkt zou kunnen zijn. Binnen dit potentiële gebied kan het actuele areaal als een amoëbe op de kaart rondkruipen, hier en daar, en nu en dan een schijnvoetje uitstekend (lees dispersie). Soms heeft zo'n schijnvoetje onverwacht succes, omdat de soort in staat is geweest een belangrijke barrière te nemen, en daardoor in een nieuw gebied te immigreren (HENGEVELD 1989). In andere gevallen kan, bijvoorbeeld door een aantal jaren met slecht weer, een schijnvoetje geheel worden ingetrokken. We spreken dan van een (tijdelijke) extinctie. Belangrijk is het om dergelijke natuurlijke fluctuaties te kunnen scheiden van de onnatuurlijke, zoals veroorzaakt door versnippering van het landschap, bemesting, vergrassing, verdroging en alle andere vormen van biotoopvernietiging.

De aard van de oorzaak is niet voor elke soort even duidelijk aan te wijzen. We moeten daarom ook voorzichtig zijn soorten het etiket 'bedreigd' op te plakken. Zolang we niet weten wat er echt aan de hand is, moeten we voorzichtig zijn om soorten aan te wijzen als indicatoren of Rode lijstsoorten. We denken dat het daarom voorlopig beter is de inspanningen te concentreren op onderzoek naar de veranderingen van de fauna, zoals hierboven werd besproken (blz. 104) (DESENDER & TURIN 1986, 1989, HENGEVELD 1985, TURIN 1989, TURIN & DEN BOER 1988).

Zeldzame en uitgestorven soorten

Een aanzienlijk aantal soorten is gedurende zo lange tijd niet in ons land waargenomen, dat we mogen aannemen dat ze op dit moment niet (meer) tot onze fauna behoren. Sommige soorten zijn mogelijk tengevolge van klimatologische schommelingen verdwenen, zoals *Calosoma sycophanta*, *Carabus intricatus*, *C. glabratus* en *Cicindela trisignata*. Waarschijnlijk is dit zo, omdat de veranderingen zich bij deze soorten over een groot gebied hebben voorgedaan, zonder dat de oorzaken hiervan aanwijsbaar op menselijke activiteiten zijn terug te voeren. Voor een ander deel betrof het incidentele waarnemingen van kennelijk zwervers, zoals *Agonum impressum*, *A. muensteri*, *Amara tricuspidata*, *Brachinus explodens*, *Calosoma maderae*, *C. reticulatum*, *Diachromus germanus*, *Dolichus halensis*, *Dromius schneideri*, *Licinus depressus*, *Syntomus pallipes* en *Tachyta nana*. Bij een derde groep van deze verdwenen soorten is invloed van de mens wel waarschijnlijk, zoals bij *Bembidion prasinum*, *Callistus lunatus*, *Chlaenius sulcicollis*, *Philorhizus quadrisignatus*, *Elaphrus ulrichii*, *Harpalus atratus*, *H. luteicornis*, *Lebia cyanocephala*, *Ophonus stictus*, *Perileptus areolatus* en *Sphodrus leucophthalmus*. Naast deze vermoedelijk verdwenen soorten, is er een grote groep van soorten die in meer of mindere mate is achteruitgegaan; hierop wordt op blz. 105 ingegaan.

Rode Lijsten

We zien in Nederland evenals in veel andere landen een toenemende belangstelling voor de zogenoemde 'Rode Lijsten' als belangrijk instrument voor natuurbeheer en natuurbehoud (zie tabel 11).


De wijze waarop zulke lijsten worden samengesteld is zeer verschillend en berust in veel gevallen op 'best expert's judgement'. In andere gevallen worden de faunistische gegevens statistisch bewerkt, zoals in Nederland en België gebruikelijk is (ZIE O.A. ARNOLDS & VAN OMMERING 1996, HOM ET AL. 1996, LINA & VAN OMMERING 1994, 1996, DESENDER ET AL. 1995). De rekenmethoden die gebruikt worden gaan echter vaak uit van arbitraire aannamen met betrekking tot de verzamelintensiteit in ruimte en tijd. Dit was de reden om het totstandkomen en de haalbaarheid van de doelstellingen van Rode Lijsten eens kritisch onder de loep te nemen (HEIJERMAN & TURIN 1998, 1999). In deze studies gingen we te werk volgens de officiële criteria voor Rode Lijsten van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij (VAN OMMERING 1994). Daarbij bleken de uitkomsten stuurbaar en de doelstellingen, tenminste ten dele, onhaalbaar te zijn. Voor de Nederlandse loopkevers is o.a. om die redenen nog geen officiële Rode Lijst gemaakt. Verderop zal ook duidelijk worden dat wij een minder soortgerichte benadering voor het gebruik van loopkevergegevens ten behoeve van natuurbeheer prefereren. In de Nederlandse naamlijst (TURIN 1990), bij de soortbesprekingen en in de lijst met eigenschappen op de cd-rom, zijn aanduidingen over de status van soorten opgenomen, die gebaseerd zijn op analyses die eveneens gebaseerd waren op genoemde foute aannamen (DESENDER & TURIN 1986, 1989, TURIN 1989, TURIN & DEN BOER 1988, TURIN & HEIJERMAN 1997). Deze analyses hadden alle het doel om te zien of soortengroepen met een bepaalde trend (voor- of achteruitgang), gemeenschappelijke biologische eigenschappen of biotoopvoorkeuren hadden en zijn door deze niet-soortgerichte benadering in zekere mate

Tabel 11
Rode Lijsten voor loopkevers in Midden- en Noordwest-Europa.

België	
Vlaanderen	DESENDER ET AL. 1995
Denemarken	JØRUM 1991, 1995
Waddengebied	MAHLER ET AL. 1996
Duitsland	
Algemeen (compilatie)	GEISER 1984, TRAUTNER & MÜLLER-MOTZFELD 1995, TRAUTNER ET AL. 1997
Baden-Württemberg	TRAUTNER & DETZEL 1994
Bayern	LORENZ 1992
Berlin	BARNDT 1981, BARNDT ET AL. 1991
Brandenburg	KEMPF 1992
Bremen	MOSSAKOWSKI 1991
Hessen	MALTEN 1994
Mecklenburg-Vorpommern	MÜLLER-MOTZFELD 1992
Niedersachsen	ASSMANN & VOSSEL 1994
Rheinland-Pfalz	KOCH ET AL. 1977, SCHULE ET AL. 1997
Saarland	SCHULE ET AL. 1997
Sachsen-Anhalt	SCHNITZER ET AL. 1993
Sachsen	ARNDT & RICHTER 1995
Schleswig-Holstein	ZIEGLER & SUIKAT 1994
Thüringen	HARTMANN 1993, 1994
Waddengebied	MAHLER ET AL. 1996
Groot-Britannië	SHIRT 1987, HYMAN 1992
Letland	BARSEVSKIS 1997
Oostenrijk	FRANZ 1983
Zwitserland	MARGGI 1992

bruikbaar. Deze aanduidingen hebben dan ook nadrukkelijk niet de functie van Rode Lijst! Verwijzingen naar deze studies en naar vermeldingen op buitenlandse Rode Lijsten zijn slechts gegeven uit het oogpunt van zuiver wetenschappelijke interesse in veranderingen van de loopkeverfauna als zodanig. Bij het noemen van deze vermeldingen zal het overigens opvallen dat vooral de soorten bedreigd worden geacht, die in de betreffende gebieden zeldzaam zijn en daar aan de rand van hun areaal zitten. In Oostenrijk (FRANZ 1983) en in Zwitserland (MARGGI 1992), zijn dat vooral de laaglandsoorten, waaronder soorten die bij ons gewoon of niet zeldzaam zijn. In de lage delen van Noordwest-Europa zijn het daarentegen vooral de gebergtesoorten die op de Rode Lijsten terechtkomen (BARNDT ET AL. 1991, DESENDER ET AL. 1995, MOSSAKOWSKI 1991).

I-soorten

Met als gedachte dat we ons niet speciaal op de zeldzame en bedreigde soorten zouden moeten concentreren, maar op de soorten waarvoor een land een grote verantwoordelijkheid voor de instandhouding draagt, is het begrip 'I-soort' geïntroduceerd (SIEPEL ET AL. 1993). Een I-soort is een soort die in Nederland niet aan de rand van zijn verspreidingsgebied zit en waarvan het grootste deel van het areaal in West-Europa ligt. Als we nu van alle I-soorten bekijken in welke terreintypen ze vooral voorkomen, krijgen we daarmee, volgens deze gedachtegang, een beeld van de terreintypen waarop we ons in het kader van de oecologische infrastructuur op zouden moeten concentreren. Op de cd-rom  is in het overzicht, naast de status van de soorten in Nederland, een selectie opgenomen van informatie uit Rode Lijsten van het omliggende gebied en ook de aanduiding of een soort als I-soort gekwalificeerd is of niet (ZIE SIEPEL ET AL. 1993). De rol die zeldzame, uitgestorven en/of I-soorten in het natuurbehoud zouden moeten spelen hangt sterk af van wat men wil bereiken. We kunnen ons daarom de volgende vragen stellen:

- 1 Streven we ernaar om zoveel mogelijk soorten voor onze fauna te behouden? Met andere woorden, beschouwen we het (mogelijke) verdwijnen van elke soort die ooit in Nederland werd waargenomen, als een ondraaglijk verlies?
- 2 Of moeten we ons concentreren op de soorten waarvoor Nederland een belangrijke 'internationale' verantwoordelijkheid heeft of voelt, de I-soorten?
- 3 Of richten we ons op het behoud van een gevarieerd landschap, waarin kenmerken zichtbaar blijven van het natuurlijke en cultuurhistorische erfgoed dat daaraan ten grondslag ligt, natuurlijk met de bijbehorende flora en fauna.

De eerste benadering zal zich in sterke mate richten op de zeldzame en uitgestorven soorten. Afgezien van de moeilijkheid om vast te stellen welke soorten nu precies tot onze fauna behoren (ook de rand-arealsoorten en de incidentele zwervers?), is dit ons inziens de slechtste benadering, die in het verleden al teveel gevolgd is. Dit zal weer leiden tot ad-hoc-beschermingsmaatregelen, waarbij het optreden van een enkele zeldzaamheid sterk wordt overgewaardeerd.

Bij de tweede benadering slaat de schaal naar de andere kant door. Als we ons alleen richten op het behoud van soorten uit biotopen die min of meer kenmerkend zijn voor Nederland, zoals heiden, laagveenmoerassen, duinen en zilte gronden, kunnen we de zeldzame en randarealsoorten, zoals voorkomend op kalkgraslanden, hellingbossen en misschien ook wel stuifzand- en hoogveenresten, wel afschrijven. Bovendien is ook deze optie teveel op de soorten alleen gericht.

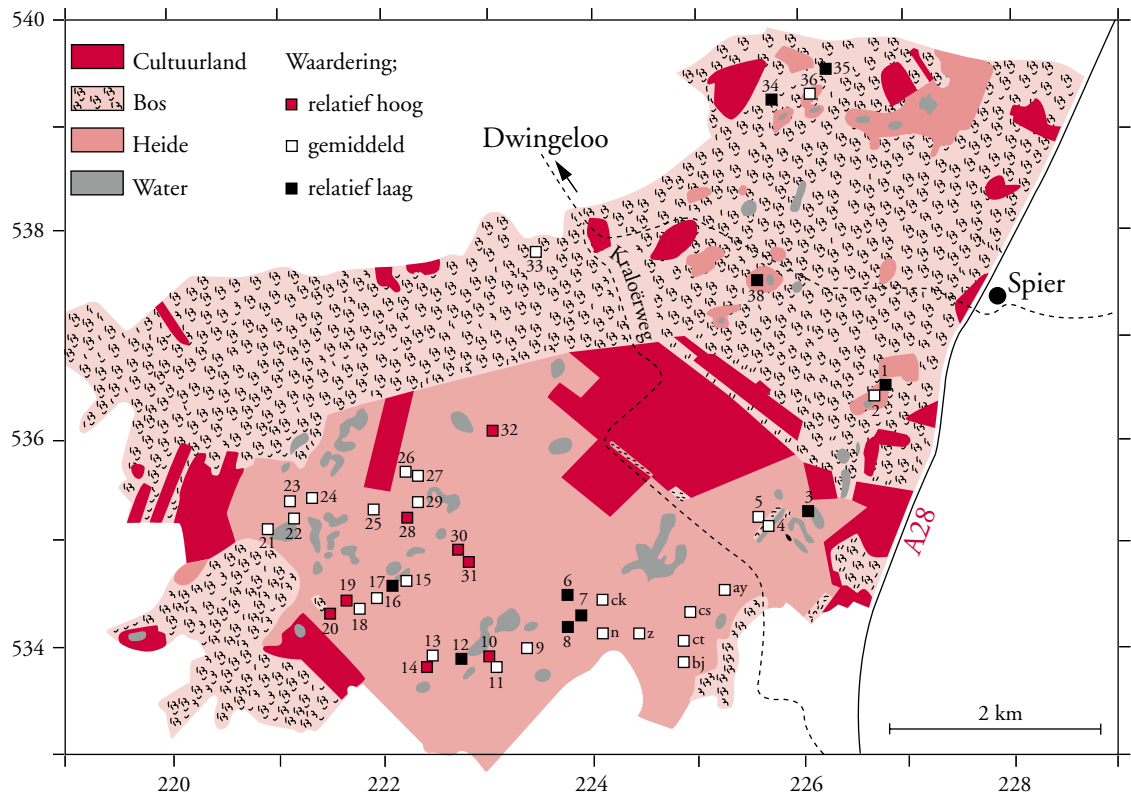
De derde optie biedt ons inziens de beste mogelijkheden, waarbij de goede kanten van de twee eerste benaderingen niet worden weggegooid. Hierbij vergeten we de 'soortbenadering' die aan de eerste twee opvattingen ten grondslag ligt, maar leggen de nadruk veel meer op de kwaliteit van de biotopen met de bijbehorende flora en fauna. Deze optie biedt overigens ook de beste overlevingskansen voor de meeste soorten, zonder dat wij (als beheerders) een keuze maken door 'doelsoorten' te benoemen. Voor alle soorten is het immers van groot belang dat hun hele areaal zoveel mogelijk intact blijft, om het hoofd te kunnen bieden aan klimatologische veranderingen. De Loopkeverwerkgroep heeft deze benadering gekozen en gaat bij het beoordelen van terreinen uit van de loopkeverfauna als geheel. Er wordt dan ook meer gelet op de eigenschappen van de gezamenlijke soorten dan op de namen en/of eigenschappen van de afzonderlijke soorten. Factoren die hierbij wel een rol kunnen spelen, zijn eerder het aantal kenmerkende soorten, het aantal bedreigde soorten en de grootte van de component stenotopie binnen een terrein, dan de soorten als zodanig. Op bijvoorbeeld een goed ontwikkelde heide kunnen in verschillende delen van het land ook verschillende kenmerkende soorten voorkomen. Zeldzame soorten, I-soorten, maar ook de eurytope 'begeleidende' soorten tellen op deze wijze mee in de waardering. De methode om per diergroep enkele soorten eruit te lichten en de voor- of achteruitgang van deze soorten te monitoren, wijzen we op principiële gronden af. Een groot bezwaar van de soortgerichte benadering is onder andere dat alle criteria die men hierbij aanlegt zeer arbitrair zijn en toch de uitkomsten kunnen sturen (ZIE HEIJERMAN & TURIN 1994B, 1998, 1999). Door kleine verleggingen van de criteria namelijk, kan men aan de lijsten van soorten die in de natuurbeleidspolitiek moeten meewegen, naar believen soorten toevoegen of afhalen. De benadering om naar de fauna als geheel te kijken is objectiever. Als we als uitgangspunt bijvoorbeeld de toestand van de entomofauna in de Nederlandse terreinen tussen 1950 en 1970 nemen, krijgen we bij deze methode op eenvoudige wijze een maat voor de relatieve waarde van de loopkeverfauna van een terrein, ten opzichte van deze standaard (zie onder 'Referentiekader'). Dit wil niet zeggen dat biologische en oecologische informatie over soorten ongebruikt moeten blijven. Het kan volstrekt legitiem en vaak ook waardevol zijn de indicatorwaarde van afzonderlijke soorten te gebruiken als aanvullende informatie voor een beter begrip van een bepaalde loopkeverfauna.

REFERENTIEKADER

De methode waarop we het best kunnen aansluiten bij de gekozen benadering, is per biotoop vaststellen hoe een optimaal ontwikkelde loopkeverfauna er zou moeten uitzien; met andere woorden: hoe compleet is het soortenspectrum van een bepaald terrein of van een bepaald terreindeel?

Figuur 143

Terreinwaardering met de methode van het referentiekader. De figuur is gebaseerd op een met tabel 12 vergelijkbare matrix, maar nu met de eurytope soorten erbij. De vierkantjes geven de posities van de 38 vangseries op het Dwingelderveld (VAN ESSEN 1993) en de kleur geeft aan of de similariteitscore van de ter plekke aangetroffen loopkeverfauna hoog of laag is ten opzichte van het landelijk gemiddelde. Op deze wijze kunnen we eenvoudig zien welk deel van het terrein het Dwingelderveld binnen Nederland zo bijzonder maakt, althans voor de loopkeverfauna.



Hiervoor is een referentiekader nodig, waaraan we dit kunnen afmeten. We gebruiken hiervoor de bemonsteringen die zijn uitgevoerd in de periode 1953-1983. De toestand van de loopkeverfauna in deze periode wordt de maatstaf waaraan de verdere ontwikkelingen gerelateerd worden. Als basis voor de classificatie diende een matrix, waarin per soort voor elk van de 33 in de oecologische classificatie onderscheiden terreintypen de abundantie was weergegeven (zie hoofdstuk 5). Deze matrix kunnen we zien als 33 modelbiotopen, die elk in feite een gemiddelde zijn van de

jaarseries die behoren tot het betreffende terreintype. Er zijn enkele criteria voor de bruikbaarheid van de modelbiotopen. Een eerste voorwaarde is dat er per biotoop voldoende monsters genomen zijn met een voldoende spreiding over Nederland. De tweede voorwaarde is dat de biotopen goed gedefinieerd zijn. Als aan deze twee voorwaarden is voldaan, kan van elk van de jaarseries de similariteit (gelijkenis) volgens een bepaalde methode met dit gemiddelde berekend worden (zie tabel 12) (HEIJERMAN & TURIN 1994A). Stel dat er 100 jaarmonsters van droge heiden in ons basismate-

Tabel 12

Referentiekader loopkevers.

Voorbeeld van de wijze waarop het resultaat van een bemonstering of terreininventarisatie met vangpotten, gewaardeerd kan worden. Als voorbeeld is hier de inventarisatie van het Dwingelderveld uit 1991 genomen (VAN ESSEN 1993) die werd uitgevoerd in opdracht van Staatsbosbeheer en Natuurmonumenten.

In de linker kolom staan de vangplekken 1-38 die elk in de periode van 18 maart tot 24 oktober zijn bemonsterd met 5 vangpotten. De kolommen 1-33 staan voor de terreintypen die corresponderen met de oecologische classificatie (zie hoofdstuk 5). Per vangplek staan in deze kolommen de similariteitscores, d.w.z. de mate van overeenkomst die gemeten is tussen de loopkeverfauna die op de vangplek werd aangetroffen en de soortensamenstelling in het betreffende terreintype in het referentiekader, dat in feite uit een matrix van 33 'modelbiotopen' bestaat. Daar in het referentiekader ook de relatieve abundanties (talrijkheden) per soort zijn opgenomen, kan met behulp van een goede similariteitsmaat, in dit geval de Renkonen-index (ZIE HEIJERMAN & TURIN 1994A), de mate van overeenkomst worden uitgedrukt in een percentage. Bij 100% is de loopkeverfauna van de geïnventariseerde plek volkomen gelijk aan de modelbiotoop, een score die nooit gehaald zal worden omdat de modelbiotoop meestal uit een groot aantal bemonsteringen over een langere periode is samengesteld.

In de matrix zijn de hoogste scores per vangplek met rood aangegeven en de scores in de meest verwante terreintypen met grijs. Het is duidelijk dat de vangplekken in het Dwingelderveld vooral hoog scores in de terreintypen [2] vochtige heiden met *Molinia* en [4] droge heiden met *Calluna*, met als meest verwante terreintypen [3] vochtige heiden met *Erica* en [5] heiden met *Deschampsia*. Enkele series scores het hoogst in andere terreintypen dan heiden, hetgeen correspondeert met de biotoop van de vangplek (VAN ESSEN 1991). Voor dit voorbeeld zijn de similariteiten, voor een duidelijke illustratie, berekend na weglating van de eurytope soorten. Dit levert een groter contrast op dan een berekening met alle soorten. Zie ook fig. 143.

riaal voorkomen. Gezamenlijk leveren deze in de modelmatrix één kolom met abundanties voor de betreffende soorten als gemiddelde voor de biotoop droge heide. Als vervolgens van alle monsters de similariteit ten opzichte van dit gemiddelde berekend wordt, levert dit 100 correlatiecoëfficiënten op. Als het maximum en minimum van deze correlaties dicht bij elkaar liggen en bovendien het gemiddelde hoog is, kunnen we de oecologische groep van de droge heiden als homogeen en goed gedefinieerd beschouwen. Grote verschillen tussen maximum en minimum en daarbij een laag gemiddelde, duiden op een grote spreiding, dus een heterogene, slecht gedefinieerde oecologische groep.

Als we voor de waardering van nieuwe terreinen die niet tot de referentieset van 1616 jaarmonsters behoren, de similariteiten met elk van de 33 modelbiotopen berekenen, kunnen we 1) aflezen in welke biotoop de hoogste score (dus de grootste similariteit) behaald wordt, en 2) wat de relatieve hoogte is van de berekende similariteiten ten opzichte van de series binnen het referentiekader. Om deze aanpak te testen, zijn voor het meten van deze correlaties zeven similariteitsmaten getest aan de hand van enkele kunstmatige oecologische gradiënten (HEIJERMAN & TURIN 1994A). De resultaten waren, met name bij de similariteitsindex van Renkonen, zeer bevredigend. Betere resultaten kunnen nog bereikt worden door uit het referentiekader de monsters van slecht gedefinieerde terreintypen (bijvoorbeeld uit overgangssituaties in het veld) te verwijderen, en waar mogelijk de typen die ondervertegenwoordigd zijn aan te vullen tot een voldoende aantal monsters. Ook kan in enkele gevallen de spreiding over Nederland nog verbeterd worden.

Gebruik referentiekader in natuurbeheer

Met de hierboven beschreven methode krijgen we op zeer eenvoudige wijze informatie over de specificiteit van de loopkeverfauna van terreinen die gewaardeerd moeten worden. Deze informatie kan vervolgens worden aangevuld met een soortgelijke berekening waarin de eurytope soorten geen rol spelen en waarbij de mate van bedreiging van de soorten wordt meegenomen. Voor het terreinbeheer kan dit betekenen dat men op deze wijze de meest karakteristieke delen van een terrein kan opsporen en trachten deze in verband te brengen met vochthuishouding, vegetatiestructuur en/of beheer (zie bijvoorbeeld fig. 143). Dezelfde berekeningen kunnen eveneens worden toegepast op tijdreeksen van monsters uit verschillende terreintypen, om te zien of er een gemeenschappelijk tijdstip van verandering in de samenstelling van de fauna te vinden is.

PRAKTISCHE AANWIJZINGEN

Over het algemeen gaat de regel op dat een kleinschalige diversiteit in het beheer van terreinen een toename in de diversiteit van de entomofauna meebrengt. Bij het scheppen van nieuwe mogelijkheden voor ongewervelde dieren, iets waarvoor gelukkig steeds meer een open oor en oog komt, zijn er met betrekking tot loopkevers een paar simpele aanbevelingen te geven.

- 1 Landschapselementen die we kunnen rekenen tot de 'stabiele biotopen' zoals heiden en bossen moeten liever niet als kleine geïsoleerde eenheden bestaan (DE VRIES ET AL. 1996) (zie ook de paragraaf over barrières en verbindingen, blz.

53). Voor instabiele biotopen, zoals intensief bewerkte cultuurlanden, eutrofe en natte gebieden is isolatie minder negatief omdat de daar levende soorten meestal een goed verbreidingsvermogen bezitten. Vooral bossen, heiden en kalkgraslanden hebben dus verbindingen voor de loopkeverfauna nodig (O.A. PLAT ET AL. 1995, VERMEULEN 1995).

- 2 Ook op grootschalige open biotopen zoals graslanden en heiden, verbeteren kleine bosjes en struwelen de overwinteringsmogelijkheden van de insecten. Op aan de zon geëxponeerde graslanden zoals de Limburgse kalkgraslanden kunnen kleine meidoornstruwelen op zeer hete en zonnige dagen ook aan zonminnende soorten beschutting bieden.
- 3 Oud (dood) hout, zeker in de vorm van dikkere takken, stammen en stronken, biedt altijd en overall een uitstekende overwinteringsplaats aan loopkevers (en veel andere insecten) (BÜCKING ET AL. 1998). In bossen moet men daarom bij voorkeur omgevallen bomen niet opruimen, maar laten liggen. Ook oude afgezaagde stronken laten men het liefst zo lang mogelijk staan. Het verspanen van hout en uitstrooien over de bodem is een zeer insectonvriendelijke maatregel!
- 4 Grootschalig beheer is altijd uit den boze. Branden is ronduit desastreus voor de lokale loopkeverfauna (O.A. TURIN 1983A) en zeer waarschijnlijk voor veel andere bodembewonende arthropoden.
- 5 Bij het uitvoeren van beheersmaatregelen dient rekening te worden gehouden met de jaarcyclus van de belangrijkste soorten.
- 6 Bij het ruimtelijk uitvoeren van beheersmaatregelen moet bij voorkeur rekening worden gehouden met de natuurlijke successie van de vegetatie (KLAZENGA 1993) Zo kan men bijvoorbeeld afgeplagde terreindelen het beste laten aansluiten bij de jongere successiestadia van heidevegetaties (REINHOLD & VERMAAT 1989).
- 7 Eutrofiëring en instroom van meststoffen uit omliggende intensief bewerkte cultuurlanden moeten tot het uiterste voorkomen worden. Bij voorkeur moeten er grote bufferzones, bestaande uit bossen of andere onbemeste terreintypen tussen natuurgebied en agrarisch gebied liggen.
- 8 In bijna alle gevallen is het behoud van grote, gevarieerde natuurgebieden gunstig voor het behoud van biodiversiteit (VAN ESSEN 1993). Bepaalde gespecialiseerde bossoorten met een slecht verbreidingsvermogen overleefden alleen in uitgestrekte complexen of in oude boskernen (ASSMANN 1994, 1995, FARJON & LAM 1988).
- 9 Ook in natuurgebieden dragen kleinschalige afwijkende, rommelige of ruderaal plekken, zoals plekken waar maaisel wordt gestort, mest- of puinhopen, bij tot de entomologische diversiteit. Vaak bieden dergelijke plekken uitstekende overwinteringsmogelijkheden. In agrarische gebieden zijn onbewerkte en onbemeste, grazige akkerranden en slootkanten van groot belang (ASTERAKI ET AL. 1995, KISS ET AL. 1994, SIEPEL ET AL. 1996).