

Opinie

Hoe verder met rode lijsten?

Theodoor Heijerman & Hans Turin

Rode lijsten spelen een cruciale rol in het Nederlandse natuurbeleid. Wij menen evenwel dat aan het opstellen van rode lijsten in de praktijk de nodige problemen kleven. Deze problemen zijn ons inziens zo ernstig dat de huidige rode lijsten bijvoorbeeld als beleidsinstrument ongeschikt zijn. We hebben dit standpunt experimenteel onderbouwd (Heijerman & Turin 1998, 1999). Volgens Van Strien (2000) zouden wij de problemen echter overdrijven en zijn rode lijsten niet zo onbetrouwbaar als wij beweren. In deze bijdrage willen we aantonen dat Van Strien (2000) zijn oordeel heeft gebaseerd op een verkeerde veronderstelling over onze experimenten. Hij onderschat daardoor de ernst van onze kritiek. Juist vanwege de belangrijke rol die rode lijsten spelen in het hedendaagse natuurbeleid, is het van groot belang de discussie over de waarde van deze lijsten te continueren.

Het zou voor de hand gelegen hebben als deze bijdrage was verschenen in de *Levende Natuur*, omdat daarin ons artikel gepubliceerd is waarop van Strien de meeste kritiek uitte. De redactie van *De Levende Natuur* vond onze bijdrage echter te lang, te detaillistisch en te academisch voor hun lezers. Veel mensen die aangesloten zijn of actief zijn binnen werkgroepen van EIS zullen vaak direct of indirect te maken hebben met rode lijsten. Bij het opstellen van rode lijsten wordt immers gebruik gemaakt van gegevens die (mede) door deze werkgroepen zijn verzameld en worden beheerd. Bovendien heeft EIS zelf een tweetal rode lijsten gepubliceerd (libellen en sprinkhanen & krekels), en zijn er twee andere in voorbereiding (bijen en mollusken). Vandaar dat we hebben besloten om deze bijdrage niet in de *la* van ons bureau te laten liggen, maar in deze EIS-nieuwsbrief te plaatsen.

Inleiding

Rode lijsten worden geacht vele functies te vervullen, met mogelijk als meest belangrijke de evaluatie van de kwaliteit en het beheer van natuurgebieden en het succes van het natuurbeleid. De algemene doelstelling van het Natuurbeleidsplan (Ministerie van LNV 1990) is het behoud van de biodiversiteit met bijzondere aandacht voor soorten die ook internationaal van belang zijn. Hierbij staat de inrichting van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) centraal, waarbij natuurdoeltypen en doelsoorten een cruciale rol spelen. Deze doelsoorten worden gerekruteerd uit rode lijsten. Volgens Van Strien (2000) kan het natuurbeleid daarom niet zonder lijsten van bedreigde soorten en Hoozeveld (1998) noemt rode lijsten toetsstenen voor dit natuurbeleid.

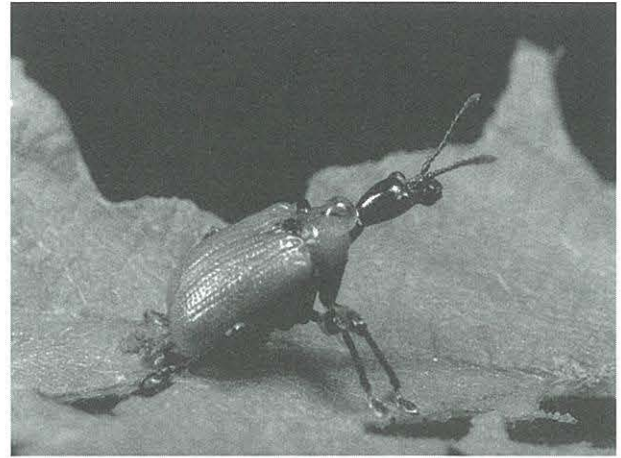
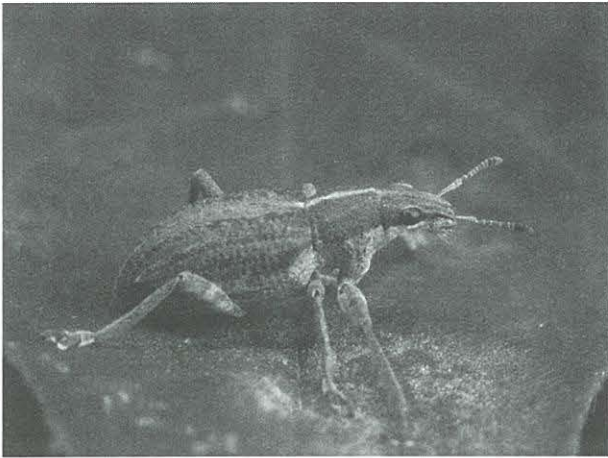
Recent is bij diverse gelegenheden gewezen op de tekortkomingen van rode lijsten. Zo noemt Ellis (1998) een groot aantal punten van kritiek op rode lijsten en concludeert uiteindelijk dat 'rode lijsten voor het cryptobiontenbeheer contraproductief zijn'. Heijerman & Turin (1998) toonden aan dat de procedures voor het opstellen van rode lijsten erg gevoelig zijn voor de wijze waarop zeldzaamheid en trend zijn gekwantifi-

ceerd. Bovendien is het erg moeilijk om zeldzaamheid op een biologisch zinvolle wijze te definiëren en kunnen trends voor met name de cryptobiota op grond van de beschikbare gegevens meestal niet worden vastgesteld. Heijerman & Turin (1999) toonden vervolgens aan dat de lengte van een rode lijst voornamelijk afhangt van de toegepaste correctiemethoden voor verzamelintensiteit en de toewijzingscriteria voor de diverse rode-lijstcategorieën. Zij concluderen dat rode lijsten derhalve niet bruikbaar zijn als toetssteen voor het beleid.

Gezien deze gevolgtrekkingen is het eigenlijk verbazingwekkend en tegelijk teleurstellend dat er nauwelijks op deze artikelen is gereageerd vanuit de hoek van de beleidsmakers. We zijn daarom verheugd met de bijdrage aan de discussie van Van Strien (2000). Gezien het grote belang van het onderwerp – rode lijsten vormen immers de hoeksteen van het huidige beleid – willen we voorkomen dat de discussie na deze eerste reactie al weer verstomt. Bovendien roept de reactie van Van Strien (2000) zelf om een weerwoord. We constateren weliswaar dat Van Strien (2000) ten dele onze conclusies over rode lijsten onderschrijft en vindt dat een verbetering van de methode waarop ze geproduceerd worden geen overdaad is, maar we zijn het uitdrukkelijk niet eens met zijn opvatting dat we de situatie zouden overdrijven. Zo zouden we volgens Van Strien (2000) bij onze berekeningen de slechtst mogelijke correctiemethoden voor verzamelintensiteit hebben toegepast, waardoor onze experimenten een vertekend beeld zouden geven van de feitelijke situatie. In deze bijdrage willen we aantonen dat dit niet het geval is. Maar ook op de andere punten van kritiek van Van Strien (2000) op onze conclusies valt nog wel wat af te dingen.

Zeldzaamheid

Volgens ons (Heijerman & Turin 1998) heeft de methode om zeldzaamheid te bepalen – het tellen van het aantal bezette hokken – als nadeel dat dichtheden binnen deze hokken geen rol spelen. We vragen ons zelfs af of het wel mogelijk is om een algemene – dat wil zeggen op alle soorten toepasbare – maat te construeren. Ook Van Strien (2000) geeft toe dat het meenemen van de dichtheid van soorten beter zou zijn, hoewel er volgens hem ook voor het tellen van hokken wel iets te zeggen is. Inderdaad, aan alle methoden kleven nadelen en er is geen beste methode. Probleem is dat de verschillende methoden om zeldzaamheid te kwantificeren wel tot verschillende resultaten leiden. Op grond van welke argumenten moeten we dan voor een bepaalde zeldzaamheidsmaat kiezen? En moet deze maat voor alle soortengroepen dezelfde zijn vanwege de wens te harmoniseren? Van Strien (2000) stelt dat een soort die in slechts drie atlashokken voorkomt maar daar zeer algemeen is, veel kwetsbaarder is dan een soort die in 50 hokken matig abundant is. Dat hangt er maar van af: als de soort met drie hokken hier aan de rand van zijn areaal voorkomt is er niets aan de hand. Ook niet als de aantallen blijken te fluctueren. Aan de andere kant kunnen als gevolg van landelijke tendensen (verdroging, versnippering, verzuring, vermesting) dichtheden van soorten afnemen terwijl ze toch een grote verspreiding blijven houden.



Sitona gressorius (links) en *Apoderus coryli* (rechts), zeldzame snuitkevers die niet op een rode lijst staan en dus niet beschermd worden.

Het is inderdaad mogelijk betere zeldzaamheidsindices te formuleren en te gebruiken. We zouden daarvoor graag onze zogenoemde *a*-waarde willen voorstellen, die het aantal bezette hokken (atlashokken) combineert met het aantal records van een soort (Heijerman & Turin 1998). Het grote probleem blijft evenwel dat de grenzen tussen de verschillende zeldzaamheidsklassen op arbitraire gronden moeten worden vastgesteld. Bovendien blijft de procedure vooral een rekentechnische aan gelegenheid. Op grond van biologische argumenten zou bijvoorbeeld besloten kunnen worden om die soorten buiten beschouwing te laten die zeldzaam zijn omdat ze in Nederland aan de rand van hun areaal zitten. Meer dan 30% van de loopkevers die volgens de officiële procedure op de rode lijst zouden staan, zijn 'randareaalsoorten'!

Toetsbaarheid

Het tweede punt van kritiek van Van Strien (2000) betreft onze opmerking dat bij het vaststellen van trends tenminste een methode gebruikt zou moeten worden waarbij de gegevens statistisch verwerkt zouden moeten kunnen worden. Pas dan is het mogelijk om de mate van significantie van eventuele trends aan te tonen. Desender et al. (1995) hebben bij het opstellen van de Vlaamse rode lijst van loopkevers de klassentoewijzing inderdaad gebaseerd op de significantie van de abundantieverschillen. We hebben deze methode en een aantal varianten toegepast op het bestand van de Nederlandse loopkeversoorten. Het aantal soorten met een negatieve trend was bij het statistische equivalent van de officiële methode beduidend geringer dan bij de officiële methode zelf. De officiële methode concludeert dus op grond van statistisch niet-significante verschillen dat bepaalde soorten een negatieve trend vertonen en deze soorten kunnen dus ten onrechte op de rode lijst komen. Volgens Van Strien (2000) zijn de beschikbare oude gegevens niet toereikend voor statistische bewerkingen. Bovendien is het ook niet erg dat dergelijke soorten op de rode lijst geplaatst worden, het is zelfs gewenst. Er zijn immers soorten die zonder twijfel een achteruitgaande trend vertonen, maar waarvan dit niet uit de cijfers geconcludeerd kan worden. Het is dus goed om zoveel mogelijk soorten op de rode lijst te plaatsen, waarbij je beter het risico kan lopen maatregelen te treffen voor soorten die dat niet nodig hebben, dan dat je de kans loopt maatregelen achterwege te laten voor soorten die dat wel nodig hebben. Van Strien (2000) noemt dit het voorzorgsprincipe.

In feite toont Van Strien (2000) met deze stellingname de

overbodigheid van rode lijsten aan. Als er inderdaad soorten zijn die achteruitgaan, maar die niet op de rode lijst terecht zouden komen omdat de cijfers ontoereikend zijn, waar hebben we die rode lijsten dan nog voor nodig? Kunnen we dan niet beter direct gebruik maken van het oordeel van deskundigen, of *best professional judgement* zoals dat tegenwoordig genoemd wordt? Deze deskundigen zullen dan ook van die soorten die wel een statistisch significante trend vertonen, wel zonder berekeningen weten dat ze achteruitgaan.

Het is overigens de vraag of de overheid zelf dit voorzorgsprincipe wel hanteert. rode-lijstsoorten komen in principe in aanmerking om opgenomen te worden in de doelsoortenlijsten. De soorten uit de categorie 'Gevoelig' echter, worden hiervan uitgesloten omdat 'hun verspreiding of aantalsontwikkeling (nog?) geen aanleiding geeft voor reservaatbeheer' (Hoogeveen 1998). Dit lijkt niet echt in overeenstemming met het voorzorgsprincipe.

Mogelijk belangrijker in dit verband is dat de rode-lijstenbenadering juist garandeert dat er veel soorten zullen worden gemist! Van de groepen waarvan inmiddels rode lijsten zijn verschenen, staat gemiddeld circa 55% van de soorten op de rode lijst. Zoals ook Ellis (1998) constateert, is er geen reden om de ene groep soorten belangrijker te vinden dan de andere. Dit zou betekenen dat uiteindelijk ongeveer 23.000 soorten, inclusief 12.500 soorten meercelligen maar exclusief de microfungi, op een rode lijst zullen staan. Het is om verschillende redenen onmogelijk om voor al deze soorten maatregelen te treffen: ondanks, of liever dankzij, het voorzorgsprincipe, zullen de meeste soorten buiten de boot vallen.

Uiteraard beschikken we niet over voldoende gegevens om voor alle taxa Rode lijsten op te stellen. De groepen meercellige dieren, waarvoor nu rode lijsten zijn opgesteld, vertegenwoordigen nog geen 2% van de Nederlandse fauna. Als we erg ons best doen kunnen we misschien tot 3 of 4% komen. Dit houdt automatisch in dat voor alle andere soorten, hoezeer ze ook bedreigd zijn, geen beschermende maatregelen zullen worden genomen. Ook in dit geval heeft de rode-lijstenbenadering tot gevolg dat juist veel soorten buiten de boot vallen.

Ons inziens kleven er vele nadelen aan een grotendeels soortgerichte benadering van het natuurbeheer. Er zijn te veel (rode-lijst)soorten om in de praktijk rekening mee te kunnen houden. Bovendien staan lange lijsten op gespannen voet met andere toepassingen van rode lijsten, namelijk het onder de aandacht brengen van het diversiteitsprobleem bij het grote

publiek en het creëren van bewustzijn en draagvlak in de maatschappij. Bij zulke grote aantallen wekt, zoals Ellis (1998) het formuleert, het verdwijnen van een of meer namen geen emotie. Ook de praktijk laat al zien dat de ene rode-lijstsoort zwaarder weegt dan de andere. Alle 47 rode-lijstsoorten van dagvlinders hebben de officiële status van doelsoort. Ten behoeve van de bedreigde dagvlinders wordt een 'Herstelplan dagvlinders' opgesteld en er worden soortbeschermingsplannen gemaakt (Veling 1998). Voor sommige soorten zijn zelfs herintroductieprogramma's in het leven geroepen en zijn er beheersconvenanten gesloten (zie bijvoorbeeld Wynhoff et al. 2000). Van de 2475 beschouwde paddestoelen staan er 1655 op de rode lijst. Geen enkele soort is echter opgenomen op de doelsoortenlijst, ook al hebben alle paddestoelen, van de apothekerswasplaat tot de zwartvlekkende rouwridderzwam, voor de gelegenheid een Nederlandse naam gekregen. En er zijn voorzover ons bekend ook geen speciale beschermingsplannen voor deze 1655 soorten.

Als de overheid (Expertisecentrum LNV) een wetenschappelijk verantwoorde standaardprocedure voor het opstellen van rode lijsten voorschrijft, dan moet deze ook deugen. Tekortkomingen moeten dan niet gepresenteerd worden als gewenste eigenschappen van de procedure ten behoeve van een zogenaamd voorzorgsprincipe.

Waarnemingsintensiteit

Bij de vaststelling van trends doen zich verschillende problemen voor. Zo vindt de toewijzing van soorten aan de verschillende trendklassen op arbitraire gronden plaats. Het meest belangrijke probleem is echter wel dat abundanties van soorten in verschillende perioden niet zomaar met elkaar vergeleken kunnen worden: er moeten correcties voor verzamelintensiteit plaats vinden. Volgens Van Strien (2000) hebben wij de slechtst denkbare correctiemethode voor waarnemingsintensiteit toegepast en zijn bij verreweg de meeste rode lijsten betere methoden toegepast. Bovendien levert de gangbare methode (officiële methode) van corrigeren met het totaal aantal onderzochte atlashokken al veel minder problemen op en volgens hem zijn bij verreweg de meeste rode lijsten betere methoden toegepast. We willen hier ingaan op vier vragen die door Van Strien in zijn reactie aan de orde worden gesteld: 1) Zijn er bij de meeste rode lijsten betere methoden gebruikt? 2) Is onze methode de slechtst denkbare methode? 3) Wat zijn de gevolgen van de gebruikte methoden voor de resultaten? en 4) Hoe belangrijk is een goede maat voor algemene waarnemingsintensiteit?

1) *Zijn er bij de meeste rode lijsten betere methoden gebruikt?* Er zijn op dit moment negen officiële rode lijsten gereed. Het blijkt dat hierbij eigenlijk acht verschillende variaties op de gangbare correctiemethode gebruikt zijn. Bij de paddestoelen is de correctiefactor gebaseerd op het aantal waarnemingen per periode; bij de korstmossen op het totaal aantal waarnemingen plus op deskundigenoordeel. Bij de dagvlinders is een tamelijk afwijkende methode gehanteerd waarbij de factor afgeleid is van de abundantie van drie referentie-soorten. Bij de zoogdieren heeft men gebruik gemaakt van *best professional judgement*. Bij de broedvogels is ook een heel eigen methode gevolgd, vooral gebaseerd op literatuurgegevens en op inschattingen van trends op grond van expertise van vogelaars en wel gedocumenteerde trend. Ook bij de reptielen/amfibien en bij de zoetwatervissen zijn een eigen trend- en correctiemethoden toegepast. Slechts bij de sprinkhanen & krekels en libellen is de correctiefactor gebaseerd op het aantal atlashokken, dus

volgens de officiële of gangbare methode. Dat er verschillen methoden zijn toegepast is goed te begrijpen: voor elke groep is gestreefd naar een benadering die het beste aansluit bij de aard van de voor die groep beschikbare gegevens. Dus ondanks de wens van het beleid naar harmonisatie is het onoverkomelijk dat voor verschillende groepen verschillende procedures worden toegepast. De toegepaste correctiemethoden hebben wel alle gemeen dat ze hebben geleid tot relatieve abundanties.

2) *Is onze methode de slechtst denkbare methode?*

Wat is nu precies die waarnemingsintensiteit (of verzamelintensiteit), en hoe zou deze het best kunnen worden gekwantificeerd? Waarnemingsintensiteit is een zeer gecompliceerd concept. Een goede maat daarvoor zou kunnen zijn het aantal uren dat een verzamelaar of waarnemer in het veld doorbrengt op zoek naar een bepaalde soort. Behalve dat dit over het algemeen niet geregistreerd wordt zitten ook aan deze maat haken en ogen. Hoe geoefend is de waarnemer, dat wil zeggen, hoe efficiënt wordt er verzameld of waargenomen? De effectiviteit van de waarnemingsintensiteit hangt onder meer af van de tijd van de dag waarop wordt waargenomen, de waarnemingsmethode zelf, de weersomstandigheden, de tijd van het jaar. Telt het mee als een waarnemer op een plek intensief speurt naar een soort die daar vervolgens niet blijkt voor te komen? Over het algemeen zal het wel zo zijn dat hoe vaker men een gebied of atlashok bezoekt en hoe langduriger men dan actief is, hoe groter het aantal soorten zal zijn dat men in dat gebied zal waarnemen. Dat wil overigens niet zeggen dat alle soorten een even grote kans hebben om waargenomen te worden.

Volgens de gangbare of officiële methode en Van Strien (2000) is de beste maat voor algemene verzamelintensiteit het aantal atlashokken waarvan waarnemingen bekend zijn. Dat wil dus zeggen dat de waarnemingsintensiteit in een bepaald atlashok gelijk is aan 0 of aan 1. Één waarneming, desnoods van één exemplaar van één bepaalde soort, levert de maximale bijdrage van dat atlashok aan de maat voor waarnemingsintensiteit. En het maakt niet meer uit of vele verzamelaars daarna nog vele dagen besteden om nog vele soorten in hetzelfde atlashok te verzamelen. Een enkel bezoek aan een atlashok in het oosten van de provincie Groningen, waarbij één loopkever word waargenomen, levert de zelfde bijdrage aan de maat voor algemene waarnemingsintensiteit als de honderden bezoeken die gebracht zijn, door vele personen, gedurende verschillende perioden in het seizoen, aan een atlashok in het zuiden van Limburg. Dit betekent dat deze maat snel z'n maximumwaarde bereikt en dus een gering onderscheidend of differentiërend vermogen heeft.

De door ons toegepaste maat is de som van het aantal atlashokken per soort van de betreffende periode. Dit aantal zal stijgen indien een atlashok regelmatig, door meer personen of langduriger wordt bezocht en er daardoor meer soorten worden waargenomen. Een grotere inspanning in een reeds bezocht atlashok kan aldus toch leiden tot een toename van de maat, en dit levert een gewenste eigenschap op voor deze maat. Deze maat bereikt ook lang niet zo snel zijn maximumwaarde waardoor het differentiërend vermogen groter is, en ook dat is gewenst.

Toegegeven, ook deze maat is niet ideaal. Mogelijk beter is een maat gebaseerd op het totaal aantal waarnemingen of records van de betreffende periode, zoals bijvoorbeeld bij de paddestoelen is toegepast en ook bij enkele van onze eigen berekeningen voor de loopkevers (Heijerman & Turin 1998). Ook dit aantal zal stijgen indien het atlashok regelmatig, door

meer personen of langduriger wordt bezocht. Bovendien kent deze maat geen bovengrens: elke volgende inspanning draagt immers bij aan de algemene verzamelintensiteit. We kunnen niet anders dan concluderen dat Van Strien (2000) ongelijk heeft als hij beweert dat wij de slechts denkbare methode hebben toegepast. Onze methode om voor algemene waarnemingsintensiteit te corrigeren is zelfs een betere dan de gangbare.

3) Wat zijn de gevolgen van de gebruikte methoden voor de resultaten?

Volgens Van Strien (2000) zijn de resultaten van de gangbare methode – onderzochte atlashokken in plaats van de som van het aantal hokken per soort – veel minder problematisch. We hebben al onze experimenten herhaald maar nu met gebruikmaking van de gangbare correctiemethode voor algemene verzamelintensiteit. En inderdaad bleek dat de rode lijsten wél korter werden als gevolg van de gesimuleerde beleidsmaatregelen. Bij alle experimenten daalde het percentage rode-lijstsoorten en vooral in scenario 3 waren de effecten noemenswaardig: het grootste effect trad op als specifiek alle soorten van de rode lijst bevorderd worden tot hetzelfde niveau als in de referentieperiode. Dit scenario leverde een daling op van het percentage rode-lijstsoorten van circa 50%! Wat is de verklaring hiervoor en wat zijn eigenlijk de gevolgen van het gebruik van de ene correctiemethode vergeleken met de andere?

De maat voor waarnemingsintensiteit wordt gebruikt ter correctie van de abundanties van de soorten in de twee te vergelijken periodes (*vroeger* en *nu*). Bij de gangbare methode wordt een relatieve abundantie berekend op basis van het aantal onderzochte atlashokken, bij 'onze' methode op basis van de som van het aantal hokken per soort. Indien de verhouding tussen de aantallen atlashokken *vroeger* en *nu* dezelfde is als de verhouding tussen de som van het aantal atlashokken *vroeger* en *nu*, dan zullen beide berekeningen tot dezelfde resultaten leiden. Hoe groter de verschillen tussen de verhoudingen, hoe groter de effecten van het gebruik van 'onze' methode. Het aantal hokken *vroeger* en het aantal hokken *nu* bedroeg voor de loopkevers 336 en 416 respectievelijk, dat is een verhouding van 1 : 1,397. De verhouding tussen de som *vroeger* en de som *nu* bedroeg 11.804 en 16.493 respectievelijk, dat is een verhouding van 1 : 2,38. Dit betekent dat er geen noemenswaardig effect is tussen beide benaderingen. Volgens onze berekeningen komen 174 van de 370 loopkevers op de rode lijst te staan, dat is 47,0%; als we de gangbare correctiemethode toepassen komen er 168 soorten op de rode lijst, dat is 45,4%.

Ook de gevolgen van de keuze van de correctiefactor op de uitkomsten van onze experimenten hangen mede af van de grootte van de verschillen in de verhoudingen van de factoren in beide te vergelijken periodes. Bij toenemend succes van het beleid zal het aantal hokken waarin een soort voorkomt toenemen. Volgens de officiële methode moet het aantal bezochte hokken als correctiefactor worden gebruikt. Voor de recente periode was dat 416 10x10km-hokken, terwijl de maximale waarde 420 is. Dat wil zeggen dat de waarnemingsintensiteit volgens deze maat nauwelijks meer kan toenemen, hoeveel inspanning er ook in feite geleverd wordt. Het gevolg is dat de relatieve abundantie van de bevooroordeelde soorten groter zal worden. Van de soorten die niet toenemen zal de relatieve abundantie nauwelijks veranderen. En als gevolg daarvan zal de rode lijst korter worden. Een gedachte-experiment: stel dat er in de periode *nu* een meervoudig toename van de waarnemingsintensiteit zou plaats vinden bij gelijkblijvende abundan-

ties in het veld. Veel soorten zouden dan in meer atlashokken worden waargenomen vergeleken met *vroeger*. Omdat de maat voor verzamelintensiteit bijna z'n maximumwaarde (i.c. 420) bereikt heeft, zal het gevolg zijn dat veel soorten lijken te zijn toegenomen. De gangbare correctiemethode voor algemene waarnemingsintensiteit zou slechts dan terecht kunnen worden toegepast indien bij een eenmalig bezoek aan een atlashok ook alle in dat hok voorkomende soorten geregistreerd zouden kunnen worden. Om de areaaluitbreiding van de succesvolle soorten te kunnen vaststellen zal het eerder nodig zijn een atlashok meerdere malen te bezoeken. In het algemeen zal gelden, hoe meer soorten succesvol zijn, hoe groter de inspanning zal moeten zijn die nodig is om dat te registreren. De maat voor algemene waarnemingsintensiteit zou dus groter moeten worden en dit is wel het geval als we hiervoor de som van het aantal hokken nemen. Het gevolg hiervan is dan weer dat soorten die stabiel zijn gebleven, relatief gezien achteruit gaan en eventueel van de rode lijst vallen.

Overigens moet opgemerkt worden dat het effect minder sterk zal zijn als niet met 10x10km grote atlashokken wordt gewerkt maar met 5x5km-hokken of kleiner. In feite geldt, hoe kleiner de hokken, hoe beter het aantal hokken dienst kan doen als maat voor algemene waarnemingsintensiteit. Als de hokken zo klein zijn dat er op vanglocatieschaal wordt geregistreerd (bijvoorbeeld 100 x 100 m of kleiner), dan wordt de maat bij benadering het aantal veldbezoeken dat is afgelegd. En dit lijkt ons inderdaad een redelijke maat voor algemene waarnemingsintensiteit. Probleem is dan weer dat juist dan het in onze experimenten gesignaleerde effect gaat optreden en dat de rode lijst niet korter kunnen worden als gevolg van succesvol beleid.

Van Strien heeft dus in zekere zin gelijk: bij de libellen en de sprinkhanen en krekels is inderdaad met kleinere hokken gewerkt en daardoor zullen daar de problemen minder groot zijn vergeleken met onze experimenten, waarbij we met 10x10km-hokken gewerkt hebben. Ons inziens laat echter de aard van vooral oude gegevens een nauwkeurigheid van 5 x 5 km niet toe. Van veel oude waarnemingen is de vanglocatie niet nauwkeurig bekend en wordt slechts een plaats of geografisch gebied op het vangetiktet vermeld. De grondoppervlakte van veel gemeentes overstijgt al gauw de 25 km²: de gemiddelde oppervlakte van 572 Nederlandse gemeenten bedraagt zelfs 59,32 km², met als maximum 465,9. Het aantal gemeenten met een grondoppervlak dat groter is dan 25 km² bedraagt 425; bij een totaal van 572 is dat 74%. Vertaling naar een hoksysteem van 5 x 5 km schept dus een schijnnaauwkeurigheid.

Concluderend: indien de gangbare methode gebruikt wordt waarbij het aantal bezochte atlashokken als correctiemaat gehanteerd wordt, dan kan de rode lijst inderdaad korter worden. De mate waarin verkorting kan plaats vinden hangt af van de snelheid waarmee de correctiemaat verzadigd kan raken en dit hangt af van hokgrootte. Dat verkorting kan optreden is het gevolg van toepassing van een slechte maat voor algemene verzamelintensiteit.

De keuze voor een bepaalde correctiemethode moet er overigens niet van afhangen of de gevolgen van de toepassing ervan meer of minder gewenst zijn. Als je wilt corrigeren met een maat voor algemene waarnemingsintensiteit, dan moet, los van de consequenties, de beste maat gekozen worden.

4) Hoe belangrijk is een goede maat voor algemene waarnemingsintensiteit?

Hierboven hebben we geconcludeerd dat de keuze van de maat voor algemene waarnemingsintensiteit invloed heeft op het

eindresultaat (lengte rode lijst). De kern van de zaak is dat het in feite irrelevant is welke methode precies wordt gebruikt. Onze boodschap was juist dat je niet zou moeten corrigeren voor een algemene verzamelintensiteit maar met soortspecifieke maten (Heijerman & Turin 1998). De consequentie van een correctie op grond van een algemene maat is dat je relatieve abundanties vergelijkt waar je absolute abundanties zou willen of moeten vergelijken. Het zijn de gevolgen daarvan die we hebben geïllustreerd in het artikel in *De Levende Natuur*: de lengte van een rode lijst wordt grotendeels bepaald door de toewijzingscriteria aan de onderscheiden klassen en door de toegepaste correctiemethode voor waarnemingsintensiteit. Rode lijsten hebben daardoor geen waarde als toetsingsinstrument voor het natuurbeleid.

Rode lijsten onmisbaar?

Volgens Van Strien (2000) zou het natuurbeleid niet zonder rode lijsten kunnen in verband met de evaluatie van haar beleid (hoewel: Van Strien spreekt zichzelf enigszins tegen als hij tevens stelt dat rode lijsten als thermometers niet bijster geschikt zijn). Als het natuurbeleid haar beleid wil kunnen toetsen, dan moet daar wel een geschikt instrument voor zijn. Als dit niet het geval is, zoals we hebben aangetoond, dan moet er of een ander toetsingsinstrument worden ontwikkeld, of er moeten andere, wel toetsbare doelstellingen worden geformuleerd. Vanwege het grote belang, zou een dergelijk toetsingsinstrument op een wetenschappelijk verantwoorde wijze moeten worden samengesteld.

Hoe verder met rode lijsten?

Van Strien (2000) stelt dat het goed mogelijk is om nieuwe rode lijsten te verbeteren en te standaardiseren. Hierbij zou voor de bepaling van trends gebruik gemaakt kunnen worden van meetnetgegevens. Ook wij menen dat trends alleen kunnen worden vastgesteld op grond van meetnetgegevens. Het grote probleem is dat pas nu monitoring van een beperkt aantal groepen enigszins op gang lijkt te komen. Bij de bestaande rode lijsten wordt de huidige periode vergeleken met een referentieperiode. Deze referentieperiode wordt vaak gekozen voor het jaar 1950, omdat er vooral na die datum veel veranderingen in het Nederlandse landschap zouden zijn opgetreden, met negatieve gevolgen voor de planten en dierenwereld. We geven Van Strien gelijk als hij zegt dat het beter kan, maar dan zal de methode zelf grondig moeten worden herzien. Voor de korte tot middellange termijn hebben we daar in ieder geval weinig aan. En er liggen op dit moment plannen voor het uitbrengen van nieuwe rode lijsten (hoger planten, mossen, restant (sic!) lagere (sic!) diersoorten; en mariene soorten). Bovendien is de herziening voorgenomen van een aantal lijsten die langer dan 50-10 jaar geleden zijn vastgesteld (vogels, zoogdieren en dagvlinders). Om een vergelijking mogelijk te maken zullen deze dus volgens exact dezelfde methode moeten worden opgesteld.

Gezien de vele haken en ogen is het onze suggestie dat we niet moeten zoeken naar verbeteringen van de rode-lijstenmethode, maar juist naar alternatieven daarvoor. Veel opstellers van rode lijsten zelf erkennen dat er methodologische problemen zijn, maar gaan er ook van uit dat er geen alternatieven bestaan. Omdat rode lijsten vele verschillende functies vervullen is het misschien ook lastig om één alternatief aan te bieden voor al deze functies tegelijk. Toch zijn er in de literatuur wel suggesties gedaan voor alternatieven voor het huidige beleid, alternatieven die tevens rode lijsten overbodig maken. Omdat dit onderwerp enigszins buiten het kader van dit artikel valt,

willen we hier maar kort even de aandacht op vestigen. Bovendien zijn een aantal van deze suggesties slechts voorzetjes die nog verder uitgewerkt zullen moeten worden.

Volgens Ellis (1998) is voor cryptobionten een zogenaamd systeemgericht en voorwaardenscheppend beleid noodzakelijk. Hij ziet aanknopingspunten in de Ecologische Hoofdstructuur en op internationaal niveau in de dood-houtrichtlijn en de habitatrichtlijn. Van drie mogelijke methodieken voor een systeemgericht beheer biedt volgens hem biotoopbescherming de meeste perspectieven. Hij stelt daarom een inventarisatie voor van de biotopen in ons land, waarbij de mate van zeldzaamheid, de aard en mate van bedreiging en vervangbaarheid moeten worden geregistreerd, alsook de variabelen die voor cryptobionten relevant zijn. Eventueel kan een systeem ontwikkeld worden waarbij kensoorten worden aangewezen, die een biotoop kunnen typeren.

Barendregt (1996) stelt een zogenaamde Groene Lijstenmethode voor. Hierbij wordt de aandacht niet beperkt tot zeldzame en bedreigde soorten, maar spelen alle soorten die een landschapstype of biotoop karakteriseren een rol. Ook Barendregt et al. (1998) concluderen dat Groene Lijsten waarschijnlijk meer perspectief bieden en dat e.e.a. nader onderzoek verdient. De methode die Heijerman & Turin (1994) voorstellen om te komen tot een kwaliteitsoordeel van gebieden op grond van het totale spectrum aan loopkeversoorten, is in feite een Groene-Lijstbenadering.

Nepnatuur

Eén van de functies van rode lijsten is het opsporen van bedreigde soorten zodat soortspecifieke maatregelen getroffen kunnen worden. In *De Toelichtingen op rode lijsten en/of Basisrapporten met voorstellen voor rode lijsten* worden bij veel soorten factoren genoemd die tot de achteruitgang hebben geleid en maatregelen besproken die de achteruitgang in de kwaliteit van het biotoop kunnen tegengaan. Veling (1998) bespreekt een aantal voorbeelden bij dagvlinders. Als bekend is welke soorten op de rode lijst staan, kan er onderzoek worden gestart om de oorzaken van de achteruitgang te achterhalen, en kan bekeken worden of er maatregelen mogelijk zijn om de achteruitgang te stoppen. Vervolgens zullen die maatregelen uitgevoerd moeten worden. Soms betreft het algemene maatregelen, waar ook andere soorten van zullen kunnen profiteren, soms zullen ook specifieke maatregelen op 'locatie-niveau' moeten worden getroffen. Veling (1998) geeft als voorbeelden voor dagvlinders het verwijderen van berkenopslag bij een bepaald vennetje en het aanpassen van het maaitijdstip aan de levenswijze van de rupsen van een bepaalde soort. Om de gelblikvuurpad te behouden moeten betonnen poelen worden aangelegd waarvan de bodem afgedekt moet worden met lemig zand. Deze poelen moeten elke twee jaar geschoond worden. Om de kleine wrattenbijter te beschermen moet het leefmilieu geoptimaliseerd worden door het kappen van bos en opslag en om strooisel en vergrassing terug te dringen moet verstuiving worden gestimuleerd en kleinschalig worden geplagd en gefreesd (Odé 1999). Ook een regelmatig brandbeheer kan worden overwogen. Mocht tot herintroductie overgegaan moeten worden, dan komen alleen bronpopulaties uit Noord-Duitsland in aanmerking.

Het zal duidelijk zijn dat een soortgerichte aanpak veel onderzoek vergt, en veel geld, ook voor de specifieke maatregelen zelf en zeker als herintroductieprogramma's worden opgesteld, en vooral ook veel tijd kosten.

Als we alle factoren die tot de achteruitgang hebben geleid

eens op een rijtje zetten dan blijkt dat de achteruitgang van de meeste bedreigde soorten het gevolg is van drie factoren: verdroging, verzuring of vermessing. Daarnaast worden ook vele andere factoren genoemd als verslechterde waterkwaliteit, te vaak schonen van sloten, kappen van oude bomen, afname kwel, beperkte oppervlakte biotoop, wegnemen van dood hout, afsluiten van riviermonden, ongewenste opslag van bomen en struiken etc. etc. De meeste van deze factoren zijn te herleiden tot een van de drie eerder genoemde factoren, of vallen onder de noemer habitatvernietiging. Ook versnippering zou als een vorm van habitatvernietiging gezien kunnen worden.

De belangrijkste doelstelling van het natuurbeleid kan ons inziens eenvoudig geformuleerd worden als: het tegengaan van verdroging, verzuring, vermessing en habitatvernietiging, inclusief versnippering. Zonder dat we precies kunnen voorspellen welke soorten hiervan zullen profiteren, is het wel zeker dat dit er zeer velen zullen zijn. Ook soorten waarvan we geen oecologische informatie hebben, die niet op rode lijsten staan en zelfs soorten waarvan we het voorkomen in veel gebieden nog niet eens vast gesteld hebben. Of en in welke mate deze doelstellingen door het beleid gerealiseerd zijn kan eenvoudig getoetst worden door bijvoorbeeld regelmatig de waterstanden op te nemen en de concentratie zwaveldioxide te meten. rode lijsten zijn niet nodig.

Dankwoord

Graag willen we Oscar Vorst bedanken voor commentaar op een eerdere versie van dit artikel.

Literatuur

- Barendregt, A. 1996. Biodiversiteit betreft ook insecten. – *De Levende Natuur* 97: 214-219.
- Barendregt, A., P. Oosterbroek, W. van Steenis & Th. Zeegers 1998. Rode lijsten als instrument bij de bescherming van insecten. – *Entomologische Berichten*, Amsterdam 58: 124-132.
- Desender, K., D. Maes, J.-P. Maelfait & M. van Kerckvoorde 1995. Een gedocumenteerde Rode lijst van de zandloopkevers en loopkevers van Vlaanderen. – *Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud* 1: 1-208.
- Ellis, W.N. 1998. Cryptobiotabescherming: behoeften van het onbekende. – *Entomologische Berichten*, Amsterdam 58: 105-112.
- Heijerman, Th. & H. Turin 1994. Towards a method for biological assessment of habitat quality using carabid samples (Coleoptera, Carabidae). – In: Desender, K. (red.), *Carabid beetles: ecology and evolution*: 305-312.
- Heijerman, Th. & H. Turin 1998. Rode lijsten: zinvol of vol onzin? – *Entomologische Berichten*, Amsterdam 58: 92-104.
- Heijerman, Th. & H. Turin 1999. Rode lijsten en evaluatie van het natuurbeleid ofwel: kunnen rode lijsten korter? – *De Levende Natuur* 100: 286-291.
- Hoogeveen, Y. 1998. Rode lijsten in het Nederlandse natuurbeleid. – *Entomologische Berichten*, Amsterdam 58: 86-91.
- Ministerie van LNV 1990. Regeringsbeslissing Natuurbeleidplan. – Ministerie van LNV, 's-Gravenhage.
- Odé, B. 1999. Bedreigde en kwetsbare sprinkhanen en krekels in Nederland (Orthoptera). Basisrapport met voorstel voor de Rode lijst. – *European Invertebrate Survey - Nederland*, Leiden.
- Strien, A. van 2000. Rode lijsten zijn zinvol. – *De Levende Natuur* 101: 94-95.
- Veling, K. 1998. Toepassen rode lijst bij dagvlinders. – *Entomologische Berichten*, Amsterdam 58: 113-117.
- Wynhoff, I., J.G.B. Oostermeijer, C.A.M. van Swaay, J. van der Made & H.H.T. Prins, 2000. Herintroductie in de praktijk: het pimpernelblauwtje (*Maculinea teleius*) en het donker pimpernelblauwtje (*M. nausithous*) (Lepidoptera: Lycaenidae). – *Entomologische Berichten*, Amsterdam 60: 107-117.

Theodoor Heijerman & Hans Turin
Stichting Faunistisch Onderzoek Carabidae
p/a Leerstoelgroep Biosystematiek, sectie Diertaxonomie
Wageningen Universiteit
Generaal Foulkesweg 37
6703 BL Wageningen

