

32/uu6 (u13) 2^e e x

**Invloed van milieubedreigingen op de natuurwaarden van
het Nederlandse bos**

Basisdocument voor Natuurverkenning '97

**BIBLIOTHEEK
STARINGGEBOUW**

**C.M.A. Hendriks
P.C. Jansen
A.G.M. Schotman
F. de Vries
R.H. Kemmers
A.F.M. Olsthoorn
W. Schaap**



Rapport 413

29 JAN 1998

fulert.

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1997

LSN 940947 #

REFERAAT

Hendriks, C.M.A., P.C. Jansen, A.G.M. Schotman, F. de Vries, R.H. Kemmers, A.F.M. Olsthoorn en W. Schaap, 1997. *Invloed van milieubedreigingen op de natuurwaarden van het Nederlandse bos; Basisdocument voor Natuurverkenning '97*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 413, 104 blz.; 6 fig.; 20 tab.; 170 ref.; 4 kaarten.

Op basis van literatuur en discussies met deskundigen is een definitie van natuurwaarde opgesteld en zijn de invloeden van milieubedreigingen op de natuurwaarden van bos samengevat. De studie beperkt zich tot de bedreigingen verdroging, verzuring, vermesting en versnippering. Omvang en verbreiding zijn in een synthese berekend. Vanwege het soortspecifieke karakter is de synthese van versnippering uitgevoerd voor de Bosvlekvlinder. Een belangrijke conclusie is dat de natuurwaarde van het Nederlandse bos ernstig heeft te leiden van de huidige milieuomstandigheden. In combinatie versterken de bedreigingen elkaar en neemt versnippering toe. Gezien de ernst van de bedreigingen voor de natuurwaarden van bos, moeten gerichte maatregelen worden genomen ter behoud van duurzaam functionerende en zeldzame ecosystemen.

Trefwoorden: natuurkwaliteit, verdroging, verzuring, vermesting, versnippering, bosccosystemen

ISSN 0927-4499

©1997 DLO-Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO)
Postbus 125, 6700 AC Wageningen.
Tel.: (0317) 474200; fax: (0317) 424812; e-mail: postkamer@sc.dlo.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veelevoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van DLO-Staring Centrum.

DLO-Staring Centrum aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Project 7548

[Rap413.HM/12.97]

Inhoud

	blz.
Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
1.1 Achtergrond	13
1.2 Probleemstelling	13
1.3 Doel	14
1.4 Methode	14
1.5 Opzet van het rapport	15
2 Omschrijving van natuurwaarden en natuurlijke processen	17
2.1 Definiëring van 'natuurwaarde'	17
2.2 Natuurlijke processen	19
2.2.1 Abiotische processen	19
2.2.2 Biotische processen	21
2.3 Samenvatting	23
3 Verdroging	25
3.1 Definiëring van verdroging	25
3.2 Oorzaken	25
3.3 Gevolgen	26
3.4 Omvang	27
3.5 Gevoeligheid	29
3.6 Maatregelen	30
3.6.1 Beleid	30
3.6.2 Vernattingsmaatregelen	32
3.6.3 Ervaringen met vernatten	33
3.7 Evaluatie	34
4 Verzuring	35
4.1 Definiëring van verzuring	35
4.2 Oorzaken	35
4.3 Gevolgen	36
4.4 Omvang	37
4.5 Gevoeligheid	38
4.6 Maatregelen	38
4.6.1 Beleid	39
4.6.2 Effectgerichte maatregelen	39
4.6.3 Ervaringen met effectgerichte maatregelen	39
4.7 Evaluatie	40
5 Vermesting	41
5.1 Definiëring van vermisting	41
5.2 Oorzaken	41
5.3 Gevolgen	42
5.4 Omvang	42

5.5 Gevoeligheid	42
5.6 Maatregelen	43
5.6.1 Beleid	43
5.6.2 Effectgerichte maatregelen	43
5.6.3 Ervaringen met effectgerichte maatregelen	44
5.7 Evaluatie	44
6 Versnippering	45
6.1 Definiëring van versnippering	45
6.2 Oorzaken	47
6.3 Gevolgen voor dieren en planten	50
6.3.1 Zoogdieren	50
6.3.2 Bosvogels	53
6.3.3 Reptielen en Amfibieën	57
6.3.4 Ongewervelden	58
6.3.5 Planten	62
6.4 Omvang	64
6.5 Gevoeligheid	65
6.6 Maatregelen	66
6.7 Evaluatie	66
7 Synthese van de milieubedreigingen	69
7.1 Verdroging, verzuring en vermesting	69
7.1.1 Werkwijze	69
7.1.2 Resultaten en bespreking van de kaarten	72
7.1.3 Evaluatie	76
7.2 Versnippering	76
8 Conclusies	79
9 Aanbevelingen	81
Literatuur	83
Aanhangsels	
1 Gevoeligheid voor milieubedreigingen	97
2 Bedreigingen per bosgemeenschap	99
3 Indeling van de bodemtypen	101
Kaarten	
1 Gevoeligheid van de bodem voor verdroging	
2 Gevoeligheid van de bodem voor verzuring	
3 Gevoeligheid van de bodem voor vermesting	
4 Gevoeligheid van de bodem voor verzuring en vermesting	

Woord vooraf

In 1996 is het project 'Natuurverkenningen 1997' (NVK '97) van start gegaan. De neerslag ervan verscheen in juli 1997 onder de naam 'Natuurverkenning '97' en geeft een beknopt overzicht van de toestand van natuur, bos en landschap, signaleert trends, evalueert beleid en geeft een beeld van een denkbare toekomst via scenario's. Het is een beknopt boek bedoeld voor maatschappelijke, politieke en beleidsmatige discussies. De inhoud van de 'Natuurverkenning '97' is verdeeld over drie blokken: signaleren, evalueren en verkennen. De uitwerking van het project NVK '97 gebeurt in een aantal deelprojecten, waarvan het deelproject Bos er één is. Het project 'Invloed van milieubedreigingen op de natuurwaarden van bos' is onderdeel van het deelproject Bos.

Het voor u liggende rapport geeft een overzicht van de huidige kennis op het gebied van milieubedreigingen in relatie tot bos. Het vormt een basisdocument voor de NVK '97 in het algemeen en het deelproject 'Evaluatie Bos' in het bijzonder.

Aan dit rapport hebben een groot aantal onderzoekers hun medewerking verleend. Hoofdstuk 2 'Natuurwaarden van bos' is geschreven door ir. C.M.A. Hendriks (SC-DLO), met een tekstbijdrage van drs. R.H. Kemmers (SC-DLO) over humusprofielontwikkeling. Het hoofdstuk is mede tot stand gekomen door discussie met ir. A.F.M. Olsthoorn, ir. I.M. Bouwma en dr. H. Koop van het IBN-DLO. Over de thema's verdroging, verzuring en vermesting is gerapporteerd door ing. P.C. Jansen (SC-DLO). Het thema versnippering is uitgewerkt door A.G.M. Schotman (IBN-DLO). Het vele GIS-werk is door ing. F. de Vries uitgevoerd met het pakket ALBOS. Vanuit het Informatie en Kennis Centrum-Natuurbeheer is het project begeleid door dr. W. Schaap. Verder is in het project nauw samengewerkt met het project 'Trends ecologisch functioneren' dat eveneens deel uitmaakt van het deelproject Bos, en wordt uitgevoerd door het IBN-DLO. Ter bevordering van de samenwerking maakten ir. A.F.M. Olsthoorn en ir. C.M.A. Hendriks deel uit van zowel 'Trends ecologisch functioneren' als 'Invloed van milieubedreigingen'

Projectmanager was ir. C.M.A. Hendriks, die tevens de redactie van het rapport verzorgde.

Samenvatting

Inleiding

Natuur en bos zijn voor veel mensen onlosmakelijk met elkaar verbonden of zelfs synoniem. Door velerlei menselijke activiteiten zijn de meeste natuurlijke processen en patronen die bepalend zijn voor de structuur, samenstelling en verspreiding van bosccosystemen ingrijpend veranderd. Het zijn met name deze natuurlijke processen en patronen die de natuurwaarde van bos bepalen.

De mate waarin de natuurlijke processen en patronen de kans krijgen om ongestoord tot uiting te komen hangt naast het bosbeheer sterk af van milieu-invloeden. Veel gebieden staan op dit moment sterk onder druk door een hoge milieubelasting. In deze studie zijn als belangrijkste milieubedreigingen verdroging, verzuring, vermesting en versnippering onderkend. Voor deze bedreigingen is de bestaande kennis samengevat en met syntheses is het inzicht verdiept in aard, omvang en gevolgen van ieder van de bedreigingen.

De natuurwaarde van ecosystemen kan worden beschreven met :

- verscheidenheid en compleetheid,
- natuurlijkheid
- kenmerkendheid.

Natuurwaarde kan worden geëvalueerd met natuurlijke processen, die kunnen worden onderverdeeld in abiotische en biotische processen. Bij ieder proces kan een aantal kenmerken worden genoemd waarmee de processen kwalitatief of kwantitatief kunnen worden gewaardeerd.

Verdroging

Verdroging wordt voornamelijk veroorzaakt door ontwatering van landbouwgebieden, versnelde waterafvoer en grondwaterwinningen voor de drink- en industriewatervoorziening. Daarnaast veroorzaken in het bos aanwezige oude greppels ook nog zekere drainage. Verdroging heeft vooral een negatief effect op de ondergroei in de bossen; vochtminnende soorten verdwijnen en door indirecte effecten van verdroging (o.a. verzuring en vermesting) treedt verzuivering op.

Alhoewel in de literatuur veel verschillende methoden worden toegepast om het verdroogde bosareaal en de ernst van de verdroging vast te stellen, komt vrij eenduidig naar voren dat het merendeel (90%) van het areaal vochtige en natte bosccosystemen is verdroogd. In onze studie is berekend dat oorspronkelijk de helft van het bosareaal (145 500 ha) grondwaterafhankelijk was. Van die helft is 75% in meer of mindere mate is verdroogd. De resultaten stemmen overeen met andere onderzoeken.

Maatregelen tegen verdroging zijn veelal recent uitgevoerd, waardoor vaak nog geen effecten op bosccosystemen waargenomen kunnen worden. Een bijkomend probleem is dat de effecten van vernatting nauwelijks worden gemonitord waardoor, bij een

onveranderd beleid, ook in de toekomst de mogelijkheden van evaluaties van de maatregelen beperkt zullen zijn. Er bestaat geen landelijk overzicht van het areaal waar vernattingsprojecten zijn of worden uitgevoerd.

Verzuring

Verzuring van de bodem wordt veroorzaakt door depositie van verzurende stoffen die met name door verkeer, industrie en landbouw worden uitgestoten. Door verzuring raakt de buffercapaciteit van de bodem uitgeput en daalt de zuurgraad. De effecten van verzuring kunnen zich uiten in een verminderde vitaliteit van het bos en het verdwijnen van de typerende ondergroei. Daarvoor in de plaats komen meer algemene soorten die onder zuurdere omstandigheden kunnen overleven. Vanwege de filterwerking van bomen is de zure depositie in bosgebieden hoger dan het landelijk gemiddelde.

In 1996 is berekend dat de kritische zuurbelasting van bos 30% hoger ligt dan voorheen werd aangenomen. Er geldt echter nog steeds dat dit kritische niveau voor vrijwel alle gronden, behalve de kalkrijke kleigronden, wordt overschreden. In deze studie is berekend dat 90% (269 650 ha) van de bosgronden gevoelig zijn voor verzuring, 2% (5 500 ha) matig gevoelig en de rest (8% of 23 850 ha) niet gevoelig. De verzuringsgevoelige gronden zijn met name zandgronden, niet en minder gevoelige gronden zijn met name kleigronden (Flevopolders), laagveen-gronden (westen), oligotrofe hoogvenen (oosten/noorden) en lössgronden (Limburg).

Er bestaat op dit moment nog geen inzicht in het bosareaal dat verzuurd is. Wel worden de omvang en de effecten van zure depositie door landelijke metingen en modelberekeningen gevolgd. Hoewel de totale depositie van verzurende stoffen vermindert, is de zuurtoevoer in bossen nog steeds groter dan de kritische waarde waarbij geen effect op het ecosysteem wordt verwacht. Het overheidsbeleid is erop gericht de zuurdepositie terug te dringen naar $1400 \text{ mol}_e \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in het jaar 2010. Om de effecten van verzuring tegen te gaan worden zogenaamde effectgerichte maatregelen zoals bekalken, bemesten of verschralen uitgevoerd. Deze maatregelen moeten als overbrugging worden gezien voor de periode met een te hoge zuurdepositie. In de praktijk worden effectgerichte maatregelen echter weinig toegepast.

Vermesting

Bij vermesting en verzuring zijn oorzaken en processen nauw aan elkaar gerelateerd. Door gelijktijdige vermesting en verzuring van bossen treedt verzuuring op van de ondergroei en stagnatie van de strooiselafbraak. Naarmate de hoeveelheid strooisel accumuleert, neemt de potentiële vermesting toe.

De belangrijkste oorzaak voor vermesting is atmosferische depositie van ammoniak. Daarnaast zijn fosfor en kalium belangrijke vermestende stoffen. Berekend is dat van het Nederlandse bosareaal 53% (157 800 ha) vermestingsgevoelig is, 38% (113 350 ha) matig gevoelig en 9% (27 850 ha) niet-vermestingsgevoelig. Vermestingsgevoelige gronden zijn met name droge zandgronden en natte, basenarme veengronden.

Bestrijding van vermessing vereist in eerste instantie brongerichte maatregelen die zich vooral richten op het terugdringen van stikstofemmissies. Bestrijding van effecten gebeurt door effectgerichte maatregelen die het verarmen van de standplaats beogen. In een aantal projecten wordt de effectiviteit van beheersmaatregelen als strooiselverwijdering en dunning onderzocht. Er zijn echter nog geen eenduidige resultaten beschikbaar.

Versnippering

De mate van versnippering van leefgebieden voor bosplanten en dieren wordt bepaald op basis van hoeveelheid, kwaliteit en de samenhang van het leefgebied. De samenhang is gerelateerd aan de grootte en onderlinge afstanden van geschikte leefgebieden en de aanwezigheid van barrières. Het proces van versnippering veroorzaakt een afname van hoeveelheid, kwaliteit en samenhang van leefgebieden van soorten. De gevolgen van versnippering op de verspreiding en de populatiedichtheid van bossoorten zijn sterk soort specifiek. Om die in kaart te brengen moet nog veel soortspecifieke kennis worden verzameld. Maar het is duidelijk dat door elk aspect van versnippering de omvang van populaties kleiner worden waardoor de kans op uitsterven en ook de gevoeligheid voor de kwaliteit van het leefgebied groter wordt. Naarmate de milieubedreigingen, zoals verdroging, verzuring en vermessing, groter zijn, zijn de fluctuaties in de populatie omvang groter en is meer habitat nodig voor een duurzaam bestaan. Voor veel soorten zijn deze milieubedreigingen de oorzaak van het proces van versnippering.

Het proces versnippering van bos gaat in kwantitatieve zin gepaard met areaalverlies in de vorm van de veranderd grondgebruik en met functieverlies door onvoldoende dispersie mogelijkheden. Daarnaast is er areaalverlies door kwaliteitsafname. Het verlies aan kwaliteit voor sommige soorten wordt veroorzaakt door inwaaien van (mest)stoffen, toenemende storing door bijvoorbeeld verkeerslawaaï veranderingen in het bosklimaat, in waterhuishouding en veranderingen in de relaties in de levensgemeenschap. Een apart geval is de versnippering van oude bosgroeiplaatsen die versnipperd kunnen zijn door de aanplant van exoten en bodembewerking, waardoor de dispersiemogelijkheden van oude bossoorten wordt bemoeilijkt.

Voor veel min of meer aan bos gebonden zoogdiersoorten geldt dat de oppervlakte en de kwaliteit van het leefgebied sinds het begin van de vorige eeuw sterk is toegenomen en dat de onderlinge afstanden in kilometers gemeten zijn afgenomen. De relatieve afstand tussen geschikte bossen echter, is door de toegenomen verkeersintensiteit sterk vergroot.

Door toename van het bosareaal sinds 1800, konden een tiental bosvogels zich opnieuw vestigen, waarvan er vier aan naaldbos gebonden zijn. Dichtheden zijn het grootst in regio's met grote bosgebieden zoals de Veluwe en de Utrechtse Heuvelrug. Door het ouder worden van het bos is het aantal aan oud loofbos gebonden soorten sterk uitgebreid. De recente afname van het areaal naaldbos heeft nog niet geleid tot een afname van aan naaldbos gebonden bosvogels. Aan natte en vochtige bossen gebonden bossoorten als nachtegaal, grauwe vliegenvanger en wielewaal zijn sterk in aantal achteruitgegaan, waarbij een relatie met verdroging niet wordt uitgesloten.

De rijkdom aan plantensoorten in dennenbossen is recentelijk sterk toegenomen. Dit is enerzijds een gevolg van successie, anderzijds een gevolg van vermesting. De nieuwe soorten zijn dan ook vooral ruderaal soorten. Oude bosgroeiplaatsen die voor het begin van vorige eeuw al bos waren, zijn schaars in Nederland. Slechts 36.100 ha bos (10,8% van bosareaal) dateert van voor 1800. De oppervlakte bos ouder dan 100 jaar is in de periode van 1950 tot 1980 meer dan verdubbeld tot ca. 6000 ha. Verspreiding van oude bosplanten via lijnvormige elementen duurt heel lang. Om verspreiding van oude bosplanten te bevorderen, kunnen nieuwe bossen het best aansluiten bij (resten van) oude groeiplaatsen zoals houtwallen en kleine bospercelen.

Conclusies

Een belangrijke eindconclusie is dat het op onderdelen goed gaat met de natuurwaarden van bos. Dit zijn met name onderdelen die direct door het beheer kunnen worden beïnvloed zoals soortensamenstelling, opstandsouderdom en structuurkenmerken. Op andere onderdelen gaat het echter minder goed. Juist de natuurwaarden van bossen met een hoge actuele natuurwaarde staan sterk onder druk door een hoge milieubelasting. Om de natuurwaarden van deze pareltjes onder de bossen duurzaam te garanderen is het absoluut noodzakelijk de milieubelasting veroorzaakt door verdroging, verzuring, vermesting en versnippering drastisch te verminderen.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Natuur en bos zijn voor veel mensen onlosmakelijk met elkaar verbonden of zelfs synoniem. Als echter natuur wordt opgevat als een begroeiingstype dat spontaan tot stand is gekomen zonder menselijke invloeden zal het voor iedereen duidelijk zijn dat er toch een duidelijk onderscheid bestaat. Vrijwel al het bos in Nederland is aangelegd, veelal voor houtproductie. Op kleinere schaal is ook bos aangelegd voor recreatie of landschappelijke waarden. Natuur speelde ook wel een rol maar het was vaak een ondergeschikte doelstelling. Met het oog op de houtproductie werden uitheemse boomsoorten, zoals fijnspar, douglas, Japanse lariks en Amerikaanse eik, aangeplant. Maar ook werden inheemse soorten aangeplant op groeiplaatsen die van nature door andere soorten worden ingenomen. Bij de aanplant met inheemse soorten, zoals zomereik en beuk, werden bovendien vaak buitenlandse herkomsten gebruikt omdat die productiever waren of over betere eigenschappen voor verdere verwerking beschikten, bijvoorbeeld een rechte stamvorm. Om de groeiplaatsen optimaal geschikt te maken voor de productie werden vaak ingrijpende werkzaamheden uitgevoerd in de bodem en of de waterhuishouding van gebieden. In veel bosgebieden is bij aanleg de bodem gespit of geploegd en werd bemesting uitgevoerd. In de nattere gebieden werden sloten en rabatten aangelegd om grond- en regenwater af te voeren.

Door al deze menselijke activiteiten kan er nauwelijks meer van een natuurlijke situatie worden gesproken. Door de lange omlopen van bosopstanden, de relatief geringe beheersinvloeden, het voorkomen van een spontane (kruiden-)vegetatie, en het afwezig zijn van bebouwing en wegen blijft bos echter een natuurlijk ogend ecosysteem. De meeste natuurlijke processen en patronen die bepalend zijn voor de structuur, samenstelling en verspreiding van bostypen zijn echter ingrijpend veranderd. Het zijn met name deze natuurlijke processen en patronen die de natuurwaarde van bos bepalen.

1.2 Probleemstelling

De mate waarin de natuurlijke processen en patronen de kans krijgen om ongestoord tot uiting te komen hangt naast het beheer sterk af van milieu-invloeden. Veel gebieden staan op dit moment onder druk van een sterke milieubelasting. In deze studie zijn als belangrijkste milieubedreigingen verdroging, verzuring, vermesting en versnippering onderkend. Door het grote filterend vermogen vangt het bos veel luchtverontreinigende stoffen in die direct invloed kunnen uitoefenen op bladeren en naalden en die na depositie op de bosbodem indirect invloed kunnen uitoefenen via velerlei processen in de bosbodem. Alhoewel luchtverontreiniging en depositie in Nederland waarschijnlijk geen grootschalige bossterfte veroorzaakt, verstoort het veel natuurlijke processen in ernstige mate waardoor het natuurlijk karakter van het bos wordt aangetast. Hetzelfde geldt voor bedoelde en onbedoelde effecten van grondwaterstandsverlagingen, waardoor kwelsituaties zijn verdwenen, beken zijn

droog gevallen en aan natte en vochtige omstandigheden gebonden vegetatietypen zijn verdwenen. Voor de verspreiding en instandhouding van planten- en diersoorten is het van belang dat er voldoende uitwisselingsmogelijkheden zijn tussen populaties van verschillende gebieden. Door versnippering van veel bos- en natuurgebieden door wegen, cultuurgebieden en bebouwing, is uitwisseling vaak beperkt.

In het kader van de Natuurverkenningen '97 zijn in het deelproject bos een aantal vragen geformuleerd met betrekking tot bosuitbreiding, duurzame instandhouding en de functieervulling. Eén van de vragen is: 'Wat is de mate van milieubedreiging in relatie tot de instandhouding / natuurkwaliteiten'. Deze vraag is het centrale thema in dit rapport. Bij de vraag is het begrip natuurwaarde zeer belangrijk. Hierdoor is er een raakvlak met een ander project binnen het deelproject bos, namelijk het project 'Trends ecologisch functioneren van bos' (Bouwma en Olsthoorn, 1997). Gezien het raakvlak is op onderdelen samengewerkt.

1.3 Doel

Doel van deze studie is het formuleren van een werkbare omschrijving van het begrip natuurwaarde en het aangeven van relevante natuurlijke processen en het aan de hand daarvan aangeven van de effecten en de omvang van milieubedreigingen op de natuurwaarde van bos.

1.4 Methode

In het eerste deel van dit rapport is op basis van literatuur en deskundigenkennis een overzicht gegeven van de effecten van de milieubedreigingen op de natuurwaarden van bos. Als belangrijkste literatuur databank is AGRALIN gebruikt, waarin publicaties aanwezig bij bibliotheken van de Landbouwniversiteit Wageningen en de Wageningse DLO onderzoeksinstituten zijn opgenomen. Daarnaast is gebruik gemaakt van publicaties die door de diverse experts werden aangereikt. Deskundigenkennis is geraadpleegd door het voeren van gesprekken met experts op het gebied van natuurwaarden van bos (IBN-DLO, IKC-N) en op het gebied van milieubedreigingen (Staatsbosbeheer, SC-DLO, IKC-N).

Op het gebied van natuurwaarden en milieubedreigingen zijn, via koppeling van natuurlijke processen en geografische informatie, overzichten tot stand gekomen omtrent de aard en de omvang van de milieubedreigingen op het bos. De milieubedreigingen zijn uitgewerkt voor de thema's verdroging, verzuring, vermesting en versnippering.

1.5 Opzet van het rapport

Het begrip natuurwaarde is in hoofdstuk 2 gedefinieerd op basis van reeds bestaande definities en uitgewerkt in relevante ecosysteemkenmerken. In hoofdstukken 3, 4, 5 en 6 is de bestaande kennis over bedreigingen van natuurwaarden door respectievelijk verdroging, verzuring, vermesting en versnippering besproken. In hoofdstuk 7 is een synthese van de milieubedreigingen gegeven om meer zicht te krijgen op de ernst van de bedreigingen. Hoofdstuk 8 geeft de belangrijkste conclusies weer. Tenslotte zijn in hoofdstuk 9 enkele aanbevelingen gegeven.

2 Omschrijving van natuurwaarden en natuurlijke processen

2.1 Definiëring van 'natuurwaarde'

Door Londo (1991) wordt natuurwaarde gedefinieerd als de waarde van een gebied voor het natuurbehoud die ontstaat door de mate van zeldzaamheid, karakteristiekiteit, diversiteit en gaafheid, terwijl de mate van vervangbaarheid, gestoordheid en onnatuurlijkheid negatief met de natuurwaarde zijn gecorreleerd.

In het Natuurbeleidsplan (NBP) (Ministerie van LNV, 1989) wordt voor het behoud, herstel en ontwikkeling van bijzondere natuur- en landschapswaarden een onderscheid gemaakt in ecologische waarden, aardkundige waarden, cultuurhistorische waarden en belevingswaarden. De ecologische waarden vallen samen met wat in Natuurverkenning '97 (Natuurverkenning, 1997) natuurwaarden worden genoemd. Voor de beoordeling van de ecologische waarden worden in het NBP drie criteria genoemd: verscheidenheid, natuurlijkheid en kenmerkendheid. Verscheidenheid is te meten aan de hand van de zeldzaamheid en de soortenrijkdom of diversiteit. Natuurlijkheid heeft vooral te maken met de mate waarin het ecosysteem in een groter verband past en waarin het ongestoord en volledig is. Kenmerkendheid heeft vooral betrekking op de mate waarin een levensgemeenschap van nature in zijn omgeving past.

In het Bosbeleidsplan (Ministerie van LNV, 1993) is de term natuurwaarden niet expliciet verklaard. Wel worden een aantal concrete terreinkenmerken genoemd die van belang zijn voor de natuurwaarde, namelijk: gemengd bos, oud bos, beperkte omvang van verjongingsvlakten. In de 'Ecosysteemvisie bos' (Al, 1995) worden twee criteria gebruikt om natuur te waarderen; oorspronkelijkheid samen met verscheidenheid en natuurlijkheid. Oorspronkelijkheid refereert aan het van oorsprong voorkomen in het landschap van structuren en soorten. Verscheidenheid of diversiteit geeft de soortensamenstelling aan en daarmee de zeldzaamheid. Natuurlijkheid betreft de processen die spontaan en ongestoord tot bepaalde ontwikkelingen in de natuur leiden.

Bij het begrip verscheidenheid worden in het Natuurbeleidsplan soortensamenstelling of diversiteit en zeldzaamheid als belangrijke kenmerken genoemd. Heybroek (1984) noemt ook zeldzaamheid als een factor die de natuurwaarde beïnvloed. Bij diversiteit merkt hij op dat sommige bostypen van nature een kleinere diversiteit hebben dan andere, zonder daardoor een geringere natuurwaarde te hebben. Het is dus zinvol om onderscheid te maken tussen diversiteit en compleetheid van een vegetatietype, met andere woorden, de natuurwaarde is het hoogst als alle soorten van een vegetatietype aanwezig zijn.

Natuurlijkheid is een criterium waarmee een groot aantal begrippen kan worden samengevat, zoals gaafheid, spontaniteit, ongeschondenheid, ongestoordheid. Natuurlijkheid omvat echter meer dan de meeste andere begrippen, omdat het refereert aan van nature voorkomende processen en patronen. Hiermee wordt het begrip natuurwaarde meer inhoud gegeven. Natuurlijkheid geeft verder aan dat bostypen

die weliswaar niet zeldzaam zijn toch een hoge natuurwaarde kunnen hebben vanwege het voorkomen van ongestoorde abiotische en biotische processen en patronen. Een bostype dat in vegetatiekundig opzicht algemeen is, kan door de hoge mate van natuurlijkheid toch zeldzaam zijn. Immers, natuurlijke bossen komen in Nederland weinig voor.

Het criterium oorspronkelijkheid dat in de ecosysteemvisie bos wordt gebruikt, is een wat moeizaam te hanteren begrip, omdat het vraagt om een referentiebeeld. Bij het hanteren van referentiebeelden moet echter wel een compleet beeld aanwezig zijn van het beheer en de abiotische en biotische processen en patronen. Bovendien kunnen de conditionerende omstandigheden die tot de referentie begroeiing leidde spontaan zijn gewijzigd, waardoor de oorspronkelijke vegetatie niet meer dezelfde is als de huidige natuurlijke vegetatie. Met het begrip kenmerkendheid wordt dit probleem omzeild, terwijl er toch een duidelijk verband blijft met het thuis horen van een vegetatie op een bepaalde groeiplaats. Vooral de samenhang met het abiotisch milieu wordt door ons zeer belangrijk gevonden omdat dit goede mogelijkheden geeft om het begrip natuurwaarde uit te werken in concrete ecosysteemkenmerken die als meetbare parameters informatie opleveren over de natuurwaarden van het ecosysteem en die bovendien geschikt zijn voor eventuele monitoringprogramma's waarin de ontwikkeling van de natuurwaarden kan worden gevolgd.

In het voorgaande is duidelijk geworden dat de in de literatuur genoemde criteria voor natuurwaarde tot een aantal gereduceerd kunnen worden. Hekhuis et al. (1994) kwamen na bestudering van de definiëring van natuurwaarden in een groot aantal nota's en publicaties tot de conclusie dat voor de bos- en bedrijfsplanning de drie algemene criteria van het Natuurbeleidsplan het meest van belang waren. De overige criteria kunnen volgens Hekhuis et al. (1994) worden afgeleid uit deze drie basale criteria. Op het criterium compleetheid na delen wij deze mening. Zoals gezegd zijn compleetheid en verscheidenheid sterk gebonden. Daarom is gekozen de beide kenmerken als één criterium op te nemen. Derhalve wordt in deze studie gekozen om natuurwaarde te definiëren aan de hand van de criteria:

- verscheidenheid en compleetheid,
- natuurlijkheid,
- kenmerkendheid.

Om de natuurwaarde te kunnen bepalen, moeten de genoemde criteria in waarneembare en/of meetbare ecosysteemkenmerken worden uitgewerkt waaraan een kwalitatieve of kwantitatieve waardering kan worden gekoppeld. Er is gekozen om de kenmerken via de natuurlijke processen te benaderen, omdat deze processen voorwaardescheppend zijn bij het ontstaan en het ontwikkelen van (bos)ecosystemen, en omdat milieubedreigingen vooral op deze processen ingrijpen. Naarmate de natuurlijke processen van een ecosysteem minder gestoord zijn, zal de natuurwaarde hoger zijn. Opstandskenmerken lenen zich minder goed voor de analyse van milieubedreigingen, omdat het beheer daarbij een te dominante rol speelt en de milieubedreigingen gedeeltelijk of geheel kan versluieren. Bij de evaluatie van het beheer op de natuurwaarden van bos zijn de opstandskenmerken uiteraard wel belangrijk. De beheersaspecten zijn verder uitgewerkt door Bouwma en Olsthoorn (1997).

In de volgende paragraaf worden de criteria voor natuurwaarden uitgewerkt in concrete ecosysteemkenmerken, waarna de invloed van milieubedreigingen op die kenmerken kan worden nagegaan.

2.2 Natuurlijke processen

De natuurlijke processen zijn onderscheiden naar abiotische en biotische processen. De invloed van milieubedreigingen is alleen voor de abiotische processen uitgewerkt. Aan de biotische processen is aandacht besteed door Bouwma en Olsthoorn (1997). Het thema 'versnippering' is in de onderhavige studie meegenomen omdat het als een milieubedreiging wordt beschouwd, maar het ligt in feite op het raakvlak van de abiotische en biotische processen.

2.2.1 Abiotische processen

Nutriëntenkringloop

In natuurlijke bossen bestaat een vrijwel volledige kringloop van nutriënten (Duvigneaud en Denaeyer-De Smet, 1973). In rivier- en beekbegeleidende bossen treedt door regelmatige overstromingen en via het grondwater aan- en afvoer van voedingsstoffen op. Door verwerking van bodemmineralen komen voedingsstoffen vrij, die met regenwater kunnen uitspoelen en via het grond- of oppervlaktewater worden afgevoerd (Probst et al., 1995). Kappen van bos, zowel met als zonder houtafvoer, en ook strooiselwinning betekenen een verstoring van deze kringloop. Dit heeft overwegend negatieve, maar soms positieve, effecten op de natuurwaarden van bos (Londo, 1991).

Bodemvormende processen

Al (1995) onderscheidt bij de bodemvormende processen die processen die samenhangen of los staan van organische stof. Bodemprocessen die min of meer los staan van organische stof zijn: ontkalking, verwerking, erosie en colluviumvorming, verplaatsing van bodemdeeltjes en gleyvorming (Locher en De Bakker, 1991). Als processen die met organische stof samenhangen kunnen worden genoemd: strooiselomzetting, humusvorming, vervening, mineralisatie, podzolering en homogenisatie. De bodemvormende processen zijn van wezenlijk belang bij het voorkomen van bosgemeenschappen. In deze context kan ook het humusprofiel worden genoemd. Het humusprofiel ligt letterlijk op de grens van het abiotische en biotische milieu, en wordt door beide beïnvloed. Het humusprofiel kan informatie verschaffen over de natuurlijkheid van processen. Hierop wordt in het volgende nader ingegaan.

Humusprofielontwikkeling

Zoals een bodemprofiel de resultante is van een groot aantal betrekkelijk traag verlopende processen, zo is het humusprofiel het resultaat van betrekkelijk snel verlopende processen van strooiselaanvoer en strooiselafbraak. Het humusprofiel integreert een veelheid van processen zoals biomassa-productie, mineralisatie en humificatie over de tijd. Een humusprofiel kan worden gedefinieerd als een toestand die de balans weergeeft tussen strooiselaanvoer en strooiselafbraak en die wordt

gekenmerkt door een karakteristieke combinatie van organische horizonten die van elkaar verschillen in verteringsgraad (Vos en Stortelder, 1988). Onder ongunstige afbraakcondities accumuleert strooisel op het maaiveld en ontwikkelen zich zgn. ecto-organische humushorizonten. Bij gunstige omstandigheden voor afbraak wordt het strooisel snel omgezet en met de minerale ondergrond vermengd. Hierdoor ontstaan endo-organische humushorizonten.

Het humusprofiel vormt een belangrijk diagnostisch kenmerk niet alleen voor de decompositiesnelheid en de daaraan gerelateerde nutriëntenhuishouding van een ecosysteem (fig. 1), maar ook voor condities in de bodem die de afbraak sturen zoals basenverzadiging, zuurgraad, vochtgehalte, mineralen rijkdom, en temperatuur (Klinka et al., 1981; Green et al., 1993). Dit impliceert dat ook veranderingen in processen die deze toestandsvariabelen sturen in het humusprofiel tot uiting komen. Doordat het humusprofiel het verloop van deze processen integreert over de tijd, wordt ook duidelijk dat het humusprofiel een eigenschap is waarmee effecten van milieu-ingrepen (verdroging, verzuring, vermesting) en beheersmaatregelen kunnen worden gesignaleerd. Daarbij is het belangrijk te realiseren dat veranderingen in processen als decompositie etc. zich op de middellange termijn (5-10 jaar) reeds kunnen manifesteren in het humusprofiel. Dit betekent dat belangrijke veranderingen in de bosontwikkeling als gevolg van milieu-ingrepen of beheersmaatregelen zich binnen een zelfde termijn kunnen openbaren via het humusprofiel. Daarmee verstrekt een humusprofiel actuele bodemkundige informatie over processen die ecologisch zeer relevant zijn.

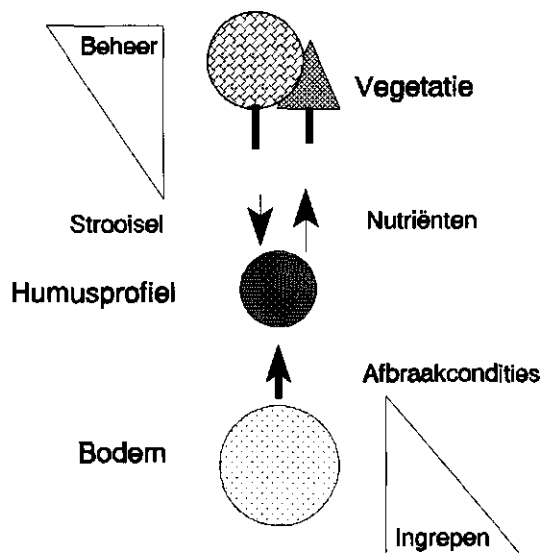


Fig. 1 De positie van het humusprofiel in een ecosysteem en haar indicatiefunctie voor de nutriëntenbeschikbaarheid voor de vegetatie en voor de afbraakcondities in de bodem

Hydrologische processen

Overstromingen: Rivier- en beekbegeleidende bossen kunnen bij hoog water overstromen. Voor de vegetatie is regelmatige overstroming vaak nodig om zich in stand te kunnen houden.

Kwel: Grondwater dat plaatselijk uittreedt en veelal mineraalrijk is doordat het bij stroming door de bodem mineralen meevoert. Kwel- of bronbossen zijn zeldzaam in Nederland (Van der Werf, 1991) en zeer bijzonder wat vegetatie betreft.

Grondwaterstandsfluctuatie: Bosgemeenschappen kunnen in hun relatie met grondwater in principe in drie typen worden ingedeeld: bossen met een permanente grondwaterinvloed, bossen met grondwaterinvloed gedurende een deel van het jaar en bossen met diep, voor de vegetatie onbereikbaar, grondwater. Bossen met diep grondwater zijn voor hun vochtvoorziening volledig afhankelijk van regenwater. Ze zijn daardoor ongevoelig voor grondwaterstandsveranderingen. Natte bossen, zoals broekbossen, zijn uitermate gevoelig voor zelfs kleine schommelingen in de grondwaterstand (Van der Werf, 1991). Naast de kwantiteit is ook de kwaliteit van het grond- en oppervlaktewater van groot belang voor de vegetatie. Vooral voedsel-arme systemen zijn gevoelig voor nutriënten die met het water worden aangevoerd.

2.2.2 Biotische processen

Spontane of natuurlijke processen worden in de meeste publicaties over natuurbossen en natuurwaarden als de belangrijkste processen gezien die de ontwikkeling van natuurwaarden in bos bepalen (bijv. Koop, 1992; Londo, 1991; Al, 1995). De processen zelf worden echter niet of slechts deels bij naam genoemd. Meestal worden structuurkenmerken ontleend aan referentiebeelden uit natuurbos elders in Europa of de wereld (Koop, 1986). De kenmerken kunnen in de volgende processen worden samengevat:

- fragmentatie,
- successie en regressie,
- dispersie van planten- en diersoorten,
- herbivorie en predatie.

Fragmentatie

Hieronder wordt verstaan, het uiteenvallen van een grotere eenheid bos in kleinere structuren. Belangrijke processen hierbij zijn natuurlijke verjonging en natuurlijke sterfte van (oude) bomen. De verjongingsdynamiek van natuurlijke bossen vindt plaats in kleine verjongingseenheden met een grootte van meestal één of enkele malen de boomhoogte (Koop, 1981). Ook sterfte vindt meestal niet op grootte schaal plaats. Dominerende bomen sterven na het bereiken van hun fysiologische omloop. Daarna verhogen zij als boomlijk de variatie in soortensamenstelling en structuur door als dood hout levensmogelijkheden te bieden aan tal van organismen. Op de open gevallen plaats krijgt verjonging een kans, waarbij door natuurlijke zelfdunning en concurrentie één of een paar bomen in staat zijn door te groeien. Door spreiding in ruimte en tijd van sterfte en verjonging ontstaat een fijnkorrelig bosmozaïek waarin alle stadia van bosontwikkeling aanwezig zijn. Dit houdt in dat de oppervlakte van een natuurlijk bos ook aan een minimum-structuurareaal is gebonden waarin al deze stadia voor kunnen komen. In Al (1995) zijn voor de vegetatietypen van Van der Werf (1991) de minimum-structuurarealen gegeven. Deze variëren van 10 ha voor bijvoorbeeld Elzen- en Essenbronbossen tot 50 ha voor Berken-Zomereikenbos. Bij

deze arealen moet worden opgemerkt dat zij betrekking hebben op de vegetatie en niet op de natuurlijke draagkracht voor grote herbivoren en territoria van predatoren.

Successie en regressie

Successie is de opeenvolging van veranderingen die zich in de vegetatie voltrekken, waarbij een plantengemeenschap ontstaat of in een andere overgaat (Londo, 1991). Successie kan lineair of cyclisch zijn. Bij lineaire bossuccessie wijzigen groeiplaatsomstandigheden onder invloed van een bostype dusdanig dat een ander bostype zijn plaats inneemt. Bij cyclische successie wordt door natuurlijke gebeurtenissen de successie vertraagd of teruggedrukt richting de pioniersfase (regressie). Bij cyclische successie is er geen sprake van een bepaald eind- of climaxstadium, terwijl bij lineaire successie, na bereiken van het climaxstadium, deze fase lang in stand kan blijven. Bij fragmentatie speelt concurrentie met name in de verjongingsfase zodat daarin zelfdunning optreedt, terwijl bij successie de concurrentie zich met name in de boomfase afspeelt. Door pioniersoorten ontstaat een bosklimaat waardoor opvolgersoorten in de verjonging kansrijker zijn dan de pioniersoorten. Eenmaal doorgroeid in de boomlaag verdringen die opvolgers de pioniers waardoor een ander bostype ontstaat. Al (1995) geeft aan dat de ontwikkelingsduur die nodig is om de volledige successie te doorlopen en tot een bepaald bostype te komen varieert van enkele tientallen jaren tot duizend of meer jaar.

Dispersie van planten- en diersoorten

In een natuurlijk bos met een fijnkorrelig mozaïek komen alle ontwikkelingsstadia op korte afstand naast elkaar voor (Koop, 1981). Dit biedt de flora en fauna die aan een bepaald stadium gebonden is de mogelijkheid om zich te verplaatsen indien de omstandigheden ongunstig worden. In cultuurbossen is een dergelijke dispersie vaak moeilijk omdat de afstanden naar een gunstig biotoop of groeiplaats te groot zijn. Door de grote diversiteit in structuur biedt natuurlijk bos op korte afstanden ook meer mogelijkheden voor bosvogels en bosvlinders, die vaak sterk afhankelijk zijn van de afwisseling van open plekken en bosranden, open en dicht, hoog en laag (Opdam en Schotman, 1986; Bink, 1992).

Herbivorie en predatie

Herbivorie heeft vooral zijn uitwerking in het verjongingsproces. Het effect van grote grazers komt tot uiting in het open houden van open plekken en selectieve vraat in verjongingsgroepen. Andere grazers zoals ree en edelhert oefenen ieder ook zijn eigen invloed uit (Van der Veen, 1979). In cultuurbossen kunnen grote dichtheden van herbivoren grote schade aanrichten in verjongingseenheden. In natuurlijke bossen is die schade beduidend minder doordat er grote ruimtelijke variatie bestaat en de schade ook ruimtelijk wordt gespreid (Koop, 1992). Aan predatie willen we hier niet teveel aandacht geven, maar het toch even noemen. Het zal voor iedereen duidelijk zijn dat natuurlijke regulatie door predatoren anders uitwerkt dan geen jacht of beheersjacht.

2.3 Samenvatting

Natuurwaarde wordt in de literatuur aan de hand van velerlei criteria beschreven. Veel van die criteria zijn nauw verwant of synoniem, en kunnen tot een drietal criteria worden gereduceerd:

- verscheidenheid en compleetheid,
- natuurlijkheid,
- kenmerkendheid.

Deze criteria zijn, op compleetheid na, ook genoemd in het natuurbeleidsplan. Compleetheid is eraan toegevoegd, omdat dit aangeeft dat naast diversiteit en zeldzaamheid het ook belangrijk is in welke mate alle soorten van een ecosysteem aanwezig zijn.

Natuurwaarde kan worden afgeleid van ecosysteemkenmerken die via natuurlijke processen tot uiting komen. Natuurlijke processen zijn voorwaarde-scheppend bij het ontstaan en het ontwikkelen van (bos)ecosystemen. Naarmate de natuurlijke processen minder gestoord zijn, is de natuurwaarde hoger. De natuurlijke processen kunnen worden verdeeld in abiotische en biotische processen. Bij ieder proces kan een aantal kenmerken worden genoemd waarmee de processen kwalitatief of kwantitatief kunnen worden gewaardeerd (tabel 1).

Tabel 1 Natuurlijke processen en proceskenmerken

Proces/deelproces	Kenmerk
<i>Abiotische processen</i>	
Nutriëntenkringloop	input-output-balans van elementen (depositie, uitspoeling, afvoer)
<i>Bodemvormende processen:</i>	
- ontkalking, verwerking, erosie, colluviumvorming, verplaatsing bodemdeeltjes, gleyvorming, rijping	- diepte, snelheid en/of samenstelling
- humusvorming, strooiselomzetting, verveening, mineralisatie, podzolering, homogenisatie, hetrogenisatie	- opbouw en dikte van het humusprofiel, activiteit bodemfauna, ontworteling, dood hout
<i>Hydrologische processen:</i>	
- overstroming	- frequentie en duur van overstromingen,
- kwel	- hoeveelheid en samenstelling van kwelwater
- grondwaterfluctuatie	- grondwaterdiepte, -verloop en samenstelling
- afvoer stuwing	- voorkomen natuurlijke dammetjes in ondiep stromend water

Proces/deelproces	Kenmerk
<i>Biotische processen</i>	
Fragmentatie	openheid/patchgrootte (% open plekken, aantal en grootte van de open plekken), leeftijdsverdeling verjongingseenheden, hoeveelheid en dikte van staand en liggend dood hout, diameterverdeling van de boomsoorten, structuur/gelaagdheid, hoogte moslijn op boomstammen, voorkomen epifyten, voorkomen storingssoorten, aandeel (oppervlakte) exoten
Successie en regressie	aanwezigheid en dominantie pioniersoorten (flora en fauna), ouderdom bosgroeiplaats, ontwikkelingsstadium t.o.v. pnv ¹⁾
Dispersie	aanwezigheid in en bezettingsgraad van geschikt habitat
Herbivorie en predatie	soort en dichtheid van herbivoren en predatoren

1) pnv: potentieel natuurlijke vegetatie

3 Verdroging

3.1 Definiëring van verdroging

Het begrip verdroging is niet eenduidig gedefinieerd (RIZA, 1995). Toegespitst op bosecosystemen kan worden gesteld dat er sprake is van verdroging als de grondwaterstand zodanig is verlaagd, dan wel de kwel zodanig is verminderd dat daardoor de ecologische waarde van het systeem direct of indirect is aangetast of wordt bedreigd (Bekhuis et al., 1994). Een bosecosysteem blijft als verdroogd aangemerkt als maatregelen onvoldoende blijken om de verdrogingsverschijnselen op te heffen of indien ongewenste neven-effecten optreden, bijv. bij aanvoer van systeem-vreemd water (Bekhuis et al., 1994).

In deze studie wordt er van uitgegaan dat verdroging een gevolg is van menselijk handelen, structureel is en blijvende gevolgen heeft voor de bosecosysteem-ontwikkeling. Droogte daarentegen, wat een gevolg is van een geringere dan normale hoeveelheid neerslag, is een natuurlijk proces met een tijdelijk karakter. De gevolgen van droogte kunnen echter semi-permanent en ingrijpend zijn, zoals bijvoorbeeld het afsterven van oude beuken, maar ze blijven onderdeel uitmaken van natuurlijke processen.

3.2 Oorzaken

Verdroging van bossen is het gevolg van veranderingen in de grond- en oppervlakte-waterhuishouding. De belangrijkste oorzaken hiervoor zijn:

- de verbeterde ontwatering en drainage van landbouwgronden en bebouwde gebieden
- de versnelde afvoer en de uitbreiding van het verhard oppervlak
- de toename van de grondwateronttrekkingen voor drinkwatervoorziening, industrie en landbouw
- de toename van verdamping door een hogere gewasproductie en andere typen begroeiingen.

De daling van de grondwaterstand wordt vooral veroorzaakt door een verbeterde ontwatering en is vrijwel overal aan het eind van de jaren vijftig begonnen en stabiliseerde in de loop van de jaren zeventig, met uitzondering van het Drentse plateau (Rolf, 1989). De daling bedraagt gemiddeld meer dan 0,5 m. In 'hoog' Nederland bedraagt de gemiddelde daling 20 cm in delen waar relatief weinig ingrepen gepleegd waren tot soms meer dan 1 m in waterwingebieden of gebieden waar ruilverkavelingsprojecten zijn uitgevoerd.

De drinkwaterwinning is in een deel van Nederland tussen 1950 en 1988 verdubbeld (Beugelink et al., 1992). Het totale zoetwaterverbruik voor drink- en industrie-watervoorziening en de landbouw is in de periode 1980-1990 met 5% toegenomen (Bekhuis et al., 1994).

Het objectief vaststellen van verdroging is een probleem door het ontbreken van een goed ontwikkelde meetmethode. Van belang bij de kwantificering van de verdroging en bedreiging van de ecologische waarde zijn onder andere:

- *Keuze van het referentietijdstip.* Hiervoor wordt meestal 1950 genomen omdat in die periode voor het eerst systematisch grondwaterstandsmetingen zijn verricht, de grondwateronttrekkingen nog bescheiden waren en er nog weinig ingrijpende ruilverkavelingswerken waren uitgevoerd. Daarbij komt dat het nastreven van omstandigheden uit die tijd als reëel worden beschouwd. Dat is niet het geval met de toestand uit de voorgaande eeuwen waarin Nederland nog met uitgestrekte veen- en moerasgebieden was bedekt.
- *Vaststellen van de vroegere hydrologische omstandigheden en ecologische waarden.* Het eerste grootschalige onderzoek naar de waterhuishouding is in het begin van de jaren vijftig uitgevoerd en heeft geresulteerd in kaarten met winter- en zomergrondwaterstanden (COLN-TNO, 1958). Het onderzoek was echter gericht op de landbouwwaterhuishouding. Er zijn geen grondwaterstanden in natuurgebieden gemeten en er zijn geen kwelgebieden onderscheiden. Op landschapsniveau is de vegetatie uit vroeger perioden bekend, maar er zijn weinig gedetailleerde boskarteringen uitgevoerd waarbij ook de ondergroei is geïnventariseerd.
- *Vaststellen van de actuele hydrologische omstandigheden en ecologische waarden.* Hoewel er momenteel op uitgebreide schaal grondwaterstanden worden waargenomen, zijn er weinig gebiedsdekkende extrapolaties van het grondwaterregime beschikbaar. Daarom worden nog steeds oude grondwatertrappenkaarten gebruikt. De natte en vochtige bossen worden regelmatig gekarteerd, geclassificeerd en gewaardeerd. Een probleem is echter dat er verschillende methoden worden gebruikt (De Waal, 1992).
- *De gevoeligheid van het boscossysteem.* De effecten van verdroging op kruiden en bomen kunnen variëren en verschillende oorzaken hebben. Er is de laatste jaren veel onderzoek naar gedaan, maar er bestaat behoefte aan hanteerbare randvoorwaarden ten aanzien van standplaatsfactoren.
- *De opgetreden veranderingen van andere standplaatsfactoren.* Verdroging heeft invloed op een reeks van standplaatsfactoren, waaronder ook de nutriënten- en basenhuishouding. Bovendien worden die soms versterkt door invloeden van buitenaf (bijv. atmosferische depositie) of door beheersmaatregelen (bijv. dunning of bosbegrazing).

3.3 Gevolgen

Verdroging leidt tot aantasting van karakteristieke vochtige en natte boscossystemen. De belangrijkste factoren die hieraan ten grondslag liggen zijn:

- vochttekort waardoor de fysiologische processen onvoldoende voortgang vinden
- wegvallen van kwel waardoor er geen of onvoldoende water met een grondwaterachtige samenstelling de bovengrond bereikt en er verzuring optreedt
- aëratie van de bovengrond waardoor de mineralisatie toeneemt en er meer nutriënten vrijkomen
- klink en oxydatie van veengronden.

Ondiep wortelende kruiden en kiemplanten in bossen zijn gevoeliger voor verdroging naarmate de uitgangssituatie natter is. Voor bomen geldt in de regel het omgekeerde (Nabuurs, 1992). Bij een grondwaterstands­daling van natte gronden neemt het bewortelbare volume en de mineralisatie toe, zonder dat de vochtvoorziening in gevaar komt. Soorten als Zwarte els en Zachte berk die onder dergelijke omstandigheden optimaal groeien domineren echter in een nattere omgeving waar de concurrentie van andere soorten kleiner is (Natuur­beschermingsraad, 1989). Bomen op matig natte gronden zijn potentieel sterk verdrogingsgevoelig omdat de vochtvoorziening daar een cruciale factor is.

De drinkwaterwinning heeft in de periode 1950-1988 voor een waardevermindering van de vochtige en natte natuur gezorgd. Ontwatering en beregening ten behoeve van de landbouw hebben in dezelfde periode minstens een even grote bijdrage geleverd (Beugelink et al., 1992).

3.4 Omvang

Op verschillende wijzen zijn arealen van bossen en verdroogde gebieden bepaald. De bosstatistiek (CBS, 1985) is een belangrijke ingang voor de oppervlakte van verschillende bostypen en het grondwaterarchief voor het analyseren van grondwater­stands­dalingen. Vaak wordt daarbij gebruik gemaakt van hydro-ecologische modellen, waarvan er meerdere, voor uiteenlopende toepassingen, beschikbaar zijn (o.a. Stevers et al., 1987, Gremmen et al., 1987, Latour en Reiling, 1991). Een delicaat punt hierbij is koppeling tussen hydrologische en ecologische bestanden (Van der Veen en Garritsen, 1994), maar meer nog de relatie tussen veranderingen in de waterhuis­houding en de effecten op boscosecosystemen.

De volgende getallen geven een beeld van de verdroging.

Het areaal bos bedraagt 334 026 ha (CBS, 1985). Daarvan is:

- 54% naaldbos, 37% loofbos en 9% gemengd naald/loofbos (CBS, 1985),
- 25% tot 35% nat of vochtig en 65% tot 75% droog (Van Amstel et al., 1989; De Vries en Hendriks, 1996),
- 20% tot 30% verdroogd en 70% tot 80% niet verdroogd (Bekhuis et al., 1994; Hendriks, 1994),
- 90% van het areaal natte en vochtige bossen is verdroogd (Bekhuis et al., 1994; Braat et al., 1987),
- 24% van alle bossen met de hoofdfunctie natuur is verdroogd (RIZA, 1995),
- 23% van het bosareaal is gevoelig voor een verdere grondwaterstands­daling (De Vries en Hendriks, 1996).

Ongeveer een kwart tot een derde van het ruim 334 000 ha omvattende bosareaal in Nederland kan tot de vochtige of natte bossen gerekend worden (Bekhuis et al., 1994; De Vries en Hendriks, 1996). Van dit areaal heeft ca. 90% in meer of mindere mate met verdrogingsverschijnselen te maken, voornamelijk als gevolg van de toename van grondwateronttrekkingen en ingrepen in de waterhuishouding (Bekhuis et al., 1994; Braat et al., 1987). In het verleden is ook in veel natte productiebossen

de ontwatering verbeterd, maar de meeste maatregelen, zoals de aanleg van rabatten, zijn door de landelijke verdroging niet meer nuttig.

Er is met behulp van een geografisch informatie systeem een landsdekkend overzicht van de verdrogingstoestand van het Nederlandse bos samengesteld (Hendriks, 1994), waarbij de verdroging van ecohydrologische districten (Van Amstel et al., 1989) is gecombineerd met de bossen van de Natuurwaardekaart (Bakker et al., 1989). De oppervlakten van de verschillende verdrogingsklassen zijn gegeven in tabel 2.

Tabel 2 Verdrogingstoestand van het Nederlandse bos uitgedrukt in ha en % van de totale oppervlakte (bron: Hendriks, 1994)

Verdrogingsklasse	Oppervlakte	
	(ha)	(%)
Verdroging onbekend	9 300	3
Niet verdroogd	235 400	69
Matig verdroogd	36 250	11
Matig tot sterk verdroogd	50 300	15
Sterk verdroogd ¹⁾	11 800	3
Totaal ²⁾	343 050	100

1) Grotere gebieden liggen ten zuiden van het Noordzeekanaal, in de grensstreek Brabant-Limburg, midden Drenthe, Salland en bij het noordwestelijk deel van de Utrechtse Heuvelrug.

2) Het totale areaal bos is 7425 ha groter dan volgens Bekhuis et al. (1994).

Er vinden voor verschillende doeleinden en op diverse schaalniveaus inventarisaties plaats van bossen en natuurgebieden waarbij (ook) het aspect verdroging wordt geverifieerd (o.a. Hendriks, 1994; Riza, 1995; Van Amstel et al., 1989; Van Gool en De Mars, 1990; CBS, 1991). Op deze wijze wordt een nauwkeurig overzicht van plaats en omvang van de verdroging verkregen. Belangrijk daarbij zijn de criteria op grond waarvan een bosgebied als verdroogd wordt beschouwd. Voor een recente verdrogingskaart van Nederland (RIZA, 1995) is uitgegaan van de vegetatie en is de verdroging gebaseerd op een vergelijking tussen de actuele grondwatersituatie en de voor de natuurfunctie gewenste grondwaterstandssituatie. Vooralnog verschillen de aangeleverde gegevens per provincie, maar de gehanteerde methode is in principe goed toepasbaar en is geschikt om periodiek te worden toegepast. Gericht op bossen is een uitsplitsing van bostypen en een onderscheid in de mate van verdroging wenselijk.

In 1989 is een uitgebreide steekproef uitgevoerd naar de verdroging van natte bostypen, waarbij alleen naar de effecten op de ondergroei in bossen is gekeken (Van Amstel et al., 1989). De resultaten staan in tabel 3.

De effecten van verdroging van de bovengenoemde bostypen zijn in een later stadium beschreven (Nabuurs, 1992).

Tabel 3 Mate van verdroging van de kruidige vegetatie per verdrogingsgevoelig bosstandpaatstype (bron: Van Amstel et al., 1989)

Standplaatstype	Oppervlakte in 1950 (ha)	Oppervlakte geïnventarieerd (ha)	Verdroogd	
			opp. (%)	mate ¹⁾
voedselarm broekbos	2 500	900	90	2
matig voedselrijk broekbos	18 000	8 000	75	2
hakhout en singels	13 000	4 000	75	2
grienden en wilgenbos	5 000	450	25	1
vochtig loofbos (Pleistoceen)	20 000	4 000	50	2
vochtig loofbos (Holoceen)	13 000	665	0	0
nat voedselrijk loofbos	4 000	650	10	1
vochtig naaldbos	?	1 500	?	?
bronbos en brongebieden	300	340	25	2
rabattenbossen	>4 000	2 000	90	3
totaal	>79 800	22 505	62	

¹⁾ 0 = niet verdroogd, 1 = matig verdroogd, 2 = matig tot sterk verdroogd, 3 = sterk verdroogd

De bostypen van de broek- en oobossen zijn beschreven door Natuurbeschermingsraad (1989) en Wolf (1995). In broekbossen staat de vegetatie min of meer permanent onder invloed van het grondwater. De boomlaag wordt onder basische omstandigheden gevormd door Zwarte els en onder zure omstandigheden door Zachte berk. Onder niet verdroogde omstandigheden treedt stagnatie van de voedselkringloop op als gevolg van zuurstofgebrek waardoor mineralisatie van organische stof stagneert. Broekbossen komen voor op dikke veenpakketten, op moerige lagen en op minerale gronden en geografisch gezien in beekdalen (grondwater), laagveengebieden (mengwater) en langs randen van hoogvenen en vennen (regenwater). Veel waardevolle Elzenbroekbossen in beekdalen zijn verdroogd.

Oobossen of rivierbegeleidende bossen zijn buitendijks langs een grote rivier gelegen en inunderen tenminste incidenteel. Ze komen voor in het zoetwatergetijde- en uiterwaardenlandschap. Ooibos wordt onderscheiden in zachthout-ooibos, met als belangrijkste boomsoorten wilg en populier, en hardhout-ooibos, waarin eik, es en/of iep voorkomen. De totale oppervlakte oobossen in Nederland bedraagt ca. 2500 ha, waarvan 2000 ha getijdebos (griend) is. Door natuurontwikkeling in de uiterwaarden neemt het areaal toe. Oobossen staan onder invloed van het sterk fluctuerende rivierpeil en worden niet bedreigd door verdroging.

3.5 Gevoeligheid

Om de gevoeligheid van boscystemen voor verdroging te bepalen, kan worden uitgegaan van de vegetatie, van de standplaatseigenschappen of een van combinatie van beide. Uitgaande van de vegetatie kunnen overzichten worden gebruikt waarin per soort (Londo, 1988) of per bosgemeenschap (Al, 1996) de gevoeligheid voor de factor water is opgenomen. Bodem en grondwatertrap geven informatie over het vochtleverend vermogen van de grond en daarmee over de potentiële verdrogingsgevoeligheid van bos (Nabuurs, 1992). Een probleem hierbij vormen de verschillen in worteldiepte van kruiden en bomen. Voor het landelijke overzicht van de verdrogingsstoestand van het Nederlandse bos (Hendriks, 1994) is verondersteld

dat de natste gronden zeer gevoelig en de vochtige gronden gevoelig zijn. Door combinatie met de Natuurwaardekaart (Bakker et al., 1989) is met een geografisch informatie systeem een gevoeligheidskaart samengesteld waaraan een oppervlakteverdeling is ontleend (tabel 4). Op het gehanteerde schaalniveau kan geen rekening worden gehouden met kleinschalige bosclementen, waaronder zich juist de meest gevoelige en waardevolle systemen bevinden. De gevoeligheid voor het wegvallen van kwel is niet in beschouwing genomen.

Tabel 4 Verdrogingsgevoeligheid van het Nederlandse bos uitgedrukt in ha en % van de totale oppervlakte (bron: Hendriks, 1994)

Gevoeligheidsklasse	Oppervlakte	
	ha	%
Weinig gevoelig	215 700	63
Gevoelig	102 750	30
Zeer gevoelig	24 600	7
Totaal	343 050	100

Voor de combinatie van vegetatie en standplaatseigenschappen vormen ecotopen een veelgebruikte ingang, bijvoorbeeld het CML-ecotopensysteem (Stevens et al., 1987). Ook worden fysiografische eenheden gebruikt (Van Amstel et al., 1989; Braat et al., 1987). Hiervan is in Aanhangel 1 een voorbeeld gegeven, waarbij voor een 25-tal ecodistricten onder andere de gevoeligheid voor verdroging is gegeven.

3.6 Maatregelen

3.6.1 Beleid

Om verdroging op te heffen zal de actuele grondwaterstandssituatie in principe gelijk moeten zijn aan de gewenste grondwaterstandssituatie (RIZA, 1995). Daarvoor zijn brongerichte en effectgerichte maatregelen nodig. Brongerichte maatregelen, zoals het beëindigen van grondwateronttrekkingen of het beperken van de afwateringscapaciteit, zijn te verkiezen boven effectgerichte maatregelen, maar deze laatste zijn vaak sneller en in directe samenwerking met terreinbeheerders te effectueren.

Bij de bestrijding van de verdroging worden de volgende fasen onderscheiden:

- *Signalering.* Verdroging van bossen wordt in de regel geconstateerd aan de hand van veranderingen in de vegetatie en door een grondwaterstandsval. Om grondwaterstanden goed te kunnen interpreteren zijn in het 'Standaard meetprotocol verdroging' (Van Geer en Gieske, 1995) richtlijnen gegeven voor de opzet van een meetnet en de analyse van een reeks grondwaterstandsgegevens.
- *Oorzaken en omvang.* Vaak is de verdroging het gevolg van opeenvolgende ingrepen in de waterhuishouding waardoor het grondwaterniveau een dalende tendens vertoont. Daardoor is een afzonderlijke oorzaak of afzonderlijk effect vaak

moeilijk te achterhalen. De ernst van de verdroging kan niet zonder meer aan vegetatie of grondwaterstands daling worden afgelezen. Van belang is daarbij de mate waarin bijvoorbeeld in basische systemen de buffercapaciteit is aangetast en in semi-terrestrische systemen mineralisatie is opgetreden. Deze informatie kan aan het humusprofiel worden ontleend (Kemmers, 1996).

- *Effectvoorspelling en oplossingen.* De oorzaken van de verdroging geven de gewenste maatregelen aan voor vernatting en de informatie uit humusprofiel-onderzoek de te verwachten effecten en de mate van kansrijkdom.
- *Uitvoering en nazorg.* Na de uitvoering van vernattingsmaatregelen blijken de effecten ervan niet of nauwelijks gevolgd te worden, reden waarom het inzicht in de verdrogingsproblematiek nog beperkt is en er richtlijnen voor monitoring van anti-verdrogingsprojecten zijn opgesteld (Kemmers et al., 1995).
- *Beleid en regelingen.* Vernattingsmaatregelen moeten binnen een wettelijk kader vallen. De waterhuishouding in Nederland wordt via een uitgebreid bestuurlijk en juridisch instrumentarium gereguleerd (Braat et al., 1987). De nota voor de waterhuishouding en het provinciaal waterhuishoudingsplan vormen hierbij het belangrijkste kader voor de operationele plannen van bijvoorbeeld de waterschappen. Het herstel van verdroogde natuur is vastgelegd in de beleidsdoelstelling dat in het jaar 2000 het areaal verdroogd gebied met ten minste 25% moet zijn afgenomen vergeleken met 1985 (Motie Lansink en Van Rijn-Vellekoop; Ministerie van LNV, 1993). Het beoogde doel wordt echter voor slechts 4-6%, mogelijk 9%, gehaald (Beugelink en Claessen, 1996; Bot, 1996), waarbij het aantal projecten voor bossen relatief klein is (Prak, 1996).

Een belangrijke ondersteuning bij uitvoering van anti-verdrogingsprojecten vormde tot 1995 de ReGiWa-regeling. Momenteel kan gebruik worden gemaakt van de volgende subsidiemogelijkheden (Prak, 1996):

- *GEVEVE.* De regeling Gebiedsgerichte BEstrijding VERdroging is als extra impuls in het leven geroepen om bovengenoemde doelstelling te kunnen realiseren.
- *OBN.* Overlevingsplan Bos en Natuur. Deze regeling is een voortzetting van EGM-regeling (Effectgerichte Maatregelen) en is met name bedoeld voor interne maatregelen voor verdrogingsbestrijding in bossen en natuurterreinen door al dan niet particuliere beheerders. Er wordt onderscheid gemaakt in autonome projecten waarbij voor bossen alleen mineralen giften en bekalking in aanmerking komen, proefprojecten die gericht zijn op dunning, omvorming en waterhuishoudkundige maatregelen en referentieprojecten die door deskundigenteams worden uitgevoerd.
- *EU.* In het noorden van Nederland en in Zeeland en Limburg kunnen EU-bijdragen worden gebruikt om de milieukwaliteit te verbeteren. Hieronder vallen in de regel ook gebiedsgerichte verdrogings- bestrijdingsprojecten die hieruit gedeeltelijk worden gesubsidieerd.
- *Landinrichting.* In het kader van landinrichting kunnen vernattingsprojecten worden gesubsidieerd die niet voor een GEVEBE-bijdrage in aanmerking komen.
- *A2.* De A2-regeling, die wordt uitgevoerd door de Directie Landelijk Gebied, wordt met name gebruikt om waterschapsprojecten te financieren die het rijksbeleid, waaronder ook de verdrogings-bestrijding, helpen te realiseren.

Als gevolg van verdrogingsbestrijding kan buiten het te vernatten gebied vernattings-schade optreden. Voor de uitvoering van vernattingsprojecten is het belangrijk dat er een duidelijke regeling voor vernattings-schade komt, waarbij de schadekosten worden opgenomen in de totale projectkosten (Putter et al., 1995).

3.6.2 Vernattingsmaatregelen

De meeste maatregelen die gericht zijn op het vernatting van boscsystemen hebben een conserverende werking. Er wordt minder (snel) water via het oppervlakte-waterstelsel afgevoerd. Hierdoor wordt de bovengrond sterker beïnvloed door de neerslag. Waterconservering is hierdoor in principe geëigend voor 'zure' systemen. Voor meer basische systemen is conservering geschikt als er daardoor 's winters een dermate natte situatie ontstaat dat het neerslagoverschot niet kan infiltreren maar oppervlakkig moet afstromen. Conserverende maatregelen worden vooral in of aan de randen van de bosgebieden uitgevoerd en zijn daardoor relatief snel te effectueren.

Voorbeelden van conserverende maatregelen zijn:

- het opzetten van polderpeilen,
- het herprofileren (verontdiepen) van waterlopen,
- het aanleggen van stuwen of drempels.
- het verminderen of achterwege laten van slootonderhoud,
- het afdammen of dichtgooien van greppels e.d.,
- de instelling van een hydrologische bufferzone,
- het ingraven van folie,
- het omzetten van naaldbos naar loofbos (verminderen verdamping),
- het opwerpen van grondwallen.

Het aantal mogelijkheden om verdroogde en mogelijk al verzuurde basische systemen te herstellen is beperkt en vereist vaak een regionale aanpak. Om de kwelflux in een gebied te herstellen zal de stijghoogte (druk) van het diepe grondwater moeten worden vergroot. Tevens zullen de diepere, lokale ontwateringsmiddelen moeten worden aangepast om te voorkomen dat de kwelflux daarmee wordt afgevangen. Voorbeelden van kwelvergrotenende maatregelen zijn:

- het verminderen of staken van grondwateronttrekkingen,
- het vertragen van de afvoer via het oppervlaktewaterstelsel in het intrekgebied.

Voorbeelden van meer kunstmatige ingrepen voor vernatting zijn:

- de aanvoer van (nutriëntenrijk) boezemwater,
- het aanwenden van diep grondwater,
- het afgraven van het maaiveld.

De randvoorwaarden die een boscstelsel aan het type opneembaar bodemwater stelt, zijn bepalend voor het soort maatregel dat voor vernatting in aanmerking komt.

Zo hebben de natste boscstelsels in Nederland, de broekbossen, de volgende specifieke eisen (Hendriks, 1994; Natuurbeschermingsraad, 1989):

- Voor de meeste *beekdal-broekbossen* zijn kwel en al dan niet langdurige inundatie

met (schoon) water een vereiste. Naarmate de typen verder stroomafwaarts liggen zijn ze rijker, minder kwetsbaar en vaak beter te herstellen. Verjonging (van Zwarte els) treedt in verdroogde omstandigheden niet op. Verdroging van broekveen kan onomkeerbare gevolgen hebben en inundaties met eutroof water (vermesting) langdurige verzuuring. Voor herstel van een natte situatie komt alleen gebiedseigen kwel- en inundatiewater in aanmerking.

- *Laagveen-broekbossen* komen voor in gebieden met een gereguleerd peilbeheer, waardoor ze in de regel niet vernat hoeven te worden. Wel komt het voor dat in het centrale gedeelte van deze gebieden een regenwaterlens ontstaat waardoor verzuring optreedt. In sommige laagveen-broekbossen heeft herstel van kwel effect als het veenmospakket nog dun is. In verdroogde systemen heeft het opzetten van het peil of aanvoer van boezemwater snel resultaat, maar waar dat niet kan, zoals bij grote meren, is het effectiever om veen te winnen en de successie terug te zetten.
- Het vernatten van *berkenbroekbossen* in hoogveengebieden vindt plaats door waterconservering en is er meestal gericht op de regeneratie van veen. De beste omstandigheden komen daarbij in het midden van het gebied voor waardoor de hoogveenbossen naar de randen worden verdrongen.

Uit verkennend onderzoek naar het effect van anti-verdrogingsmaatregelen op de kwaliteit van (grond-) waterafhankelijke vegetaties (RIVM, 1991) blijkt dat stabilisatie van de grondwateronttrekkingen op het huidige niveau, een gedeeltelijke relocatie van winningen om verdroogde gebieden te ontzien en een reductie van industriële winningen rond 2000 zal leiden tot een toename van de voedselarme, grondwaterafhankelijke vegetaties met circa 15% (uitgedrukt in natuurwaarde ten opzichte van 1990. Zonder die maatregel is een achteruitgang met 7,5% te verwachten, wat vooral het gevolg is van een verwachte toename van de grondwaterwinning met 25% ten opzichte van 1985 (RIVM, 1991).

3.6.3 Ervaringen met vernatten

Er zijn weinig bosgebieden waarvoor vernattingsmaatregelen zijn uitgevoerd. In het kader van de GEBEVE-regeling hebben de meeste projecten betrekking op het vernatten van vennen, beken en gebieden met korte vegetaties (Prak, 1996). Er zijn twee projecten ingediend voor het omvormen van bos (vermindering verdamping). Bij Staatsbosbeheer zijn vergevorderde plannen voor het vernatten van een broekbos en het omvormen van fijnspar bij Staphorst (Holtslag, 1996). Verder zijn in de Achterhoek bij enkele verdroogde landgoederen stuwen in beken geplaatst, maar wordt met het peilbeheer rekening gehouden met de agrarische belangen (Reit et al., 1996).

In het kader van de OBN-regeling wordt een referentieproject in het SBB-terrein Khoelbroek uitgevoerd waar Elzen- en Wilgenbroekbossen gedeeltelijk verdroogd zijn. De maatregelen bestaan uit het herstel van de beekloop, het dichtten van een gekanaliseerde waterloop en het weren van gebiedsvreemd water.

In het hoogveenreservaat Grootte Peel zijn de bufferzones vergroot waardoor ook bossen natter worden, maar het primaire doel is het verhogen van de grondwaterstand

in het centrale veengebied (Joosten en Bakker, 1987; Van Walsum, 1990). Datzelfde geldt voor andere veengebieden waar vernattingsmaatregelen genomen zijn (o.a. Mariaveen en Fochteloërveen). Geconstateerd is dat er in en rond die gebieden bomen afsterven, maar over het algemeen zijn er geen effecten op de vegetatie van vernattingsmaatregelen bekend, omdat ze niet gevolgd worden, of omdat de maatregelen te kort geleden zijn genomen om de effecten nu al goed te kunnen beoordelen.

3.7 Evaluatie

Er zijn verschillende methoden waarmee het verdroogde bosareaal en de ernst van de verdroging kan worden vastgesteld. Veel methoden zijn gebaseerd op deels verouderde gegevens of zijn onderling niet goed vergelijkbaar, onder andere omdat er geen eenduidig onderscheid wordt gemaakt tussen verdroging, droogte en droogtegevoeligheid. Afhankelijk van de doelstelling wordt gebruik gemaakt van modelstudies, inventarisaties of een combinatie van beide. Inventarisaties leveren de meest gedetailleerde informatie op, maar voor een breed toepassingsgebied zijn ontvankelijke richtlijnen nodig op het gebied van de vegetatie (classificatiesysteem) en de belangrijkste standplaatsfactoren (grondwaterkarakteristiek/ basen-verzadiging). Het 'Standaard meetprotocol verdroging' geeft daar een aanzet toe (Kemmers et al., 1995).

Vrijwel het hele areaal vochtige en natte bosesystemen, d.i. een kwart van het totale Nederlandse bosareaal, is verdroogd. Verdroging heeft vooral een negatief effect op de ondergroei in de bossen; vochtindicerende soorten verdwijnen en door indirecte effecten van verdroging (o.a. verzuring en vermisting) treedt verzuivering op. Met name de erg natte en de vochtige, matig basenrijke bosesystemen zijn kwetsbaar voor verdroging.

Beleidsdoelstellingen en financiële regelingen hebben tot doel het areaal verdroogde natuurgebieden te verminderen. Afgezien van het feit dat de doelstelling niet binnen de gestelde termijn wordt gehaald, hebben relatief weinig anti-verdrogingsprojecten betrekking op bos. Er is bovendien geen nadere invulling gegeven aan de vernatting van de verschillende typen bos. Nu dreigen de meest waardevolle systemen buiten de boot te vallen, omdat het vaak om kleine arealen gaat en er bijzondere eisen aan de standplaats worden gesteld.

De uitgevoerde vernattingsmaatregelen zijn meestal van begin of midden jaren negentig. Omdat op korte termijn vaak nog geen effecten op bosesystemen waargenomen kunnen worden, zijn er weinig resultaten bekend. Bovendien worden vegetatie en grondwaterstanden nauwelijks gemonitord waardoor ook een toekomstige evaluatie van de maatregelen summier zal zijn.

4 Verzuring

Via atmosferische depositie worden bosccosystemen blootgesteld aan een aanzienlijke aanvoer van zwaveldioxide, stikstofoxiden en ammoniak. Hiervan hebben de reactieproducten een verzurende werking, met als gevolg dat de zuurbuffers van het bodem- en watermilieu worden aangetast en ecosystemen worden ontregeld. Verzuring vormt de belangrijkste milieubedreiging voor de drogere bosccosystemen waarvan de bodem een geringe zuurbuffercapaciteit heeft (De Vries, 1996). Bijna 85% van het bosareaal heeft een verzuringsgevoelige bodem. Voor kwelafhankelijke systemen kan door verdroging, waarbij kwel omslaat naar infiltratie, verzuring van het systeem optreden. De stoffen die via depositie verantwoordelijk zijn voor de verzuring komen in de lucht terecht als gevolg van het gebruik van fossiele brandstoffen, industriële processen en vervluchtiging van dierlijke mest. Het rijksbeleid is gericht op een reductie van de emissies van verzurende stoffen. Sinds enkele decennia is er sprake van een daling van de zure depositie. De bos-georiënteerde kwaliteitseis voor verzuringsgevoelige bostypen op zandgronden wordt echter nog ruim overschreden (De Vries en Heij, 1991).

4.1 Definiëring van verzuring

Bodemverzuring is een natuurlijk proces, dat optreedt door omzettingen in het bodemcompartiment waarbij koolzuur en organische zuren ontstaan. Dit proces wordt ook wel de 'natuurlijke' of 'interne' bodemverzuring genoemd. Naast natuurlijke bodemverzuring treedt er bodemverzuring op door zure depositie die als gevolg van menselijke activiteiten in de atmosfeer terecht is gekomen. Met zure depositie wordt de depositie van zwaveldioxide, stikstofoxiden, ammoniak en hun reactieproducten bedoeld. De maximale zuurwerking van deze stoffen heet de potentiële zure depositie (Bekhuis et al., 1994). Het begrip kritisch depositieniveau of kritische belasting is een kwaliteitseis die voor een ecosysteem aangeeft bij welke depositiewaarde ook op de lange termijn geen schadelijke veranderingen optreden.

4.2 Oorzaken

Hoewel het koolzuurgas dat bij de wortelademhaling in de bodem vrijkomt een verzurende werking heeft, gaat bij het milieuthema verzuring om de maximale zuurwerking van de depositie. Zure depositie wordt veroorzaakt door de emissie van zwaveldioxide (SO_2), stikstofmonoxide en -dioxide (NO_x) en ammoniak (NH_3). Zwaveldioxide is vooral afkomstig van binnen- en buitenlandse industriële emissies. De stikstofoxiden komen vrij bij verbranding van fossiele brandstoffen. Het verkeer is er een belangrijke leverancier van. Ammoniak is de belangrijkste binnenlandse bron van verzurende depositie. Er worden bijdragen aan geleverd door (RIVM, 1993):

- dierlijke mest 90%, met als concentratiegebieden het oosten van Brabant, Gelderland en Overijssel en de Gelderse Vallei;
- kunstmest 5%, met als concentratiegebieden Friesland en midden-Nederland;

- huishoudens 4,5%, met concentratiegebieden de grote steden;
- industrie < 3%, lokaal.

Vanwege de grote filterwerking van bomen is de depositie van verzurende stoffen in bosgebieden groter dan het landelijk gemiddelde (RIVM, 1993). In bosranden kan de depositie nog hoger zijn (RIVM, 1992).

De stoffen die in het boscysteem terecht komen kunnen direct of indirect verzuren. Direct verzurende stoffen zijn SO₂ en NO_x, die in water oplossen waarbij respectievelijk zwavelzuur en salpeterzuur ontstaan. Ammoniak werkt verzurend wanneer het wordt gedenitrificeerd of wanneer het wordt opgenomen door de plantenwortel.

Als gevolg van verdroging van met name natte kwelsystemen zijn de condities voor verzuring verbeterd. Een daling van de grondwaterstand gaat gepaard met een toename van de bergingscapaciteit voor verzurende neerslag en bij het wegvallen van kwel stagneert de aanvoer van zuurbufferende stoffen.

4.3 Gevolgen

Door de depositie van verzurende stoffen is de snelheid waarmee de bodem verzuurd sterk toegenomen. De effecten doen zich voor in vegetatie, bodem, grond- en oppervlaktewater. Via directe aantasting van verzurende componenten kunnen de bovengrondse delen van de vegetatie worden aangetast, maar voor de boscystemen zijn vooral de indirecte effecten via het bodemsysteem van belang. Daardoor veranderen concurrentieverhoudingen ten gunste van zuurtolerante soorten als Braam, Stekelvaren en Rankende helmbloem. Er zijn echter geen studies voorhanden waarin de relatie tussen de toename van dergelijke soorten en de verzuring afdoende wordt gekwantificeerd.

Verzuring heeft in de bovengrond tot gevolg dat de afbraak van organisch materiaal stagneert, doordat de samenstelling van de bodemfauna wijzigt. Er vindt een opeenhoping plaats van slecht verteerd strooisel. Een ander gevolg van verzuring is het vrijkomen en uitspoelen van mineralen, waarvan calcium, magnesium en kalium de belangrijkste zijn. Een vergaande verzuring heeft tot gevolg dat aluminium mobiliseert. Voor veel plantensoorten zijn hoge concentraties aluminium (en zware metalen) toxisch. De verhouding aluminium / basische kationen geeft een goed inzicht in de verzuringstoestand (De Vries, 1996).

De mate waarin verzuring optreedt hangt samen met de hydrologische condities en de capaciteit voor zuurbuffering van de bodem. De sterkste effecten van verzuring treden op in droge bodems die een geringe buffercapaciteit hebben (Klap en Schmidt, 1992). De aanvoer van verzurende stoffen wordt gebufferd door verschillende buffermechanismen, met elk een kenmerkend pH-traject. De uitputting van een buffermechanisme heeft een scherpe pH-daling tot gevolg en leidt tot een langdurige ontwrichting van het boscysteem.

Verzuring van basenrijke systemen heeft ook een grotere oplosbaarheid van fosfaat tot gevolg waardoor het in ruimere mate beschikbaar komt voor de vegetatie. Daarnaast kan de eutrofiëring toenemen als gevolg van een grotere afbraak van de organische stof wanneer er meer licht op de grond valt. Dat kan het geval zijn als de kroonbedekking van de bomen als gevolg van de verzuring vermindert. Een bijkomend effect van de relatief grote invang van verzurende stoffen in bossen is de uitspoeling van nitraat naar het diepere grondwater. Op den duur vormt dat een bedreiging voor de drinkwatervoorziening en kwelnaatuur.

4.4 Omvang

De ernst van de verzuring wordt op landelijk niveau afgemeten aan de omvang van de zure depositie. Daarbij wordt uitgegaan van de potentieel zure depositie, ofwel de maximale hoeveelheid H^+ die kan vrijkomen uit de gedeponeerde stoffen. De zuurdepositie wordt via een landelijk meetnet vastgesteld. De gegevens kunnen met behulp van modelberekeningen ruimtelijk en in de tijd worden geëxtrapoleerd (Erisman, 1991; Van Jaarsveld en Onderdelinden, 1991). Modellen die meer specifiek op depositiescenario's en vermessingscenario's gericht zijn, hebben een procesgerichte bodemmodule waaraan vaak een aparte vegetatiemodule is gekoppeld (Latour en Reiling, 1991, Kros et al., 1996).

In 1980 bedroeg de zuurdepositie $7200 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (RIVM, 1996). In 1993 was dat afgenomen tot $4200 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (een daling van 42%) en in 1994 tot $3900 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (daling 46%). De daling is met name veroorzaakt door de afname van de zure depositie van SO_2 (68%), en trad voornamelijk op in de jaren tachtig. De laatste jaren is de verzurende depositie in geringe mate gedaald. Verder is de daling het gevolg van een vermindering van de zure depositie van NO_x (8%) en van NH_3 (21%). Sinds het einde van de jaren tachtig is NH_3 de belangrijkste verzurende component, vooral in concentratiegebieden met veel (bio-)industrie (Erisman en Bleeker, 1995; Kleijn et al., 1996). Regionaal bestaan er grote verschillen in de zuurdepositie. In het noorden en zuidwesten van het land is de depositie het laagst ($2400\text{-}4000 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) en in het midden, oosten en zuiden het hoogst ($5600\text{-}7200 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). In het bestrijdingsplan verzuring is voor 1994 een doelstelling van $4000 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ opgenomen en voor 2000 van $2400 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Ministerie van VROM, 1989). De tussendoelstelling voor het landelijk gemiddelde voor 1994 is gehaald (RIVM, 1996). In bosgebieden is de depositie echter ongeveer 30% hoger dan het landelijke gemiddelde. In 1993 en 1994 bedroeg de zuurdepositie op bos respectievelijk 5300 en $4900 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (RIVM, 1996). Recentelijk zijn nieuwe kritische depositieniveaus voor totaal zuur berekend (De Vries, 1996). Deze bos-georiënteerde kritische depositieniveaus liggen op een aanzienlijk lager niveau dan de huidige belasting (64% lager t.o.v. zuurdepositie in 1994). Gemiddeld bedraagt het kritische depositieniveau voor totaal zuur $1765 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ voor alle kalkarme gronden. Voor kalkarme zandgronden ligt het kritische niveau lager (nl. $1670 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) en voor de veen-, löss- en kleigronden hoger (respectievelijk 2365 , 2365 en $4945 \text{ mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) (De Vries, 1996).

De omvang van het areaal verzuurde bossen wordt afgemeten aan de overschrijding van kritische belastingniveaus. Het kritische niveau is mede afhankelijk van bodemsoort en ecosysteem. Voor de bodem is onderscheid gemaakt in zand-, klei-, veen-, en lössgronden en de ecosystemen zijn geclassificeerd naar boomsoort. In 1983 werd de kritische waarde voor de verhouding aluminium/basische kationen in ongeveer 90% van het bosareaal van 330 000 ha overschreden (De Vries, 1996). In 1993 was het areaal waar de kritische ratio werd overschreden nauwelijks afgenomen, maar het areaal dat met ernstige verzuring te kampen heeft, is verminderd met 20% tot ongeveer de helft van het totale bosgebied. Van het bosareaal ligt 85% op verzuringsgevoelige zandgronden (De Vries, 1996).

4.5 Gevoeligheid

In principe kunnen alle bosesystemen verzuren wanneer de zuurtoevoer zodanig groot is dat de zuurbuffercapaciteit van een cruciaal buffermechanisme opdraait of de zuurbuffersnelheid onvoldoende is. De gevoeligheid van de bosesystemen is hierdoor nauw gerelateerd aan het buffermechanisme en buffercapaciteit van de bodem. Voor verschillende pH-trajecten zijn verschillende buffermechanismen actief (tabel 5).

Tabel 5 Overzicht van zuurbufferende processen in de bodem (bron: De Vries et al., 1989)

Buffermechanisme	pH-H ₂ O-traject	Capaciteit	Snelheid
carbonaatverwerking	> 6,5	klein-hoog	hoog
silicaatverwerking	< 6,5	hoog	laag
kationuitwisseling	4,0-6,5	bepert	hoog
aluminium-/ ijzerverwerking	< 4,0	meestal hoog	hoog

Gronden waarvan de kationuitwisseling het belangrijkste buffermechanisme is, zijn over het algemeen verzuringsgevoelig. Dit zijn vooral de zandgronden die tot 40 cm kalkloos zijn (De Vries en Breeuwsma, 1989).

In aanhangsel 1 zijn ecodistricten als uitgangspunt genomen om de verzuringsgevoeligheid van bos en natuur aan te geven en in aanhangsel 2 is dat gedaan voor bosgemeenschappen (Van der Werf, 1991; Ministerie van LNV, 1993). De verzuringsgevoeligheid van vegetatietypen blijkt vrijwel altijd op de verzuringsgevoeligheid op de standplaats te zijn gebaseerd.

4.6 Maatregelen

4.6.1 Beleid

Het rijksbeleid is brongericht en stuurt aan op een reductie van de emissie in het jaar 2000 van SO₂, NO_x en NH₃ tot respectievelijk 75-90, 238-243 en 82 kton per jaar (Bekhuis et al., 1994). Voor NH₃ is dat een reductie met 80% ten opzichte van 1980. De reductie van SO₂ is in de jaren tachtig zichtbaar geworden en de reductie van NH₃ is op gang gekomen met de aanpassing van nieuwe methoden voor mestaanwen-

ding en het afdekken van mestopslag. De emissiereducerende maatregelen voor NO_x zijn tegen de achtergrond van de toename van het energieverbruik onvoldoende om een daling te bewerkstelligen.

In het Bestrijdingsplan Verzuring wordt voor bos een verlaging nagestreefd tot een potentiële zuurdepositie van $1400 \text{ mol}_e \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in het jaar 2010, een reductie met ruim 500% en 300% ten opzichte van respectievelijk 1980 en 1993.

4.6.2 Effectgerichte maatregelen

In tegenstelling tot de brongerichte maatregelen, die al tot een aanzienlijke reductie van de emissie van verzurende stoffen heeft geleid, zijn er weinig effectgerichte maatregelen in bosgebieden uitgevoerd. Enerzijds is dat verklaarbaar vanwege het tijdelijke effect van een maatregel zolang de zure depositie voortduurt, maar anderzijds cumuleren de effecten van de verzuring zodanig dat een boscosysteem permanent kan worden ontwricht en ingrijpen noodzakelijk is. Het bestrijden van de verzuring vergt meestal forse maatregelen. Daardoor kunnen ook ongewenste neveneffecten optreden. Een effectieve maatregel die specifiek is afgestemd op het bestrijden van verzuring is het toedienen van zuurbindende stoffen, zoals kalk en mergel. Daardoor stijgt de zuurgraad en kan de buffercapaciteit zich herstellen, maar vaak kan al worden volstaan met het toedienen van betrekkelijk kleine hoeveelheden calcium om een gebreksituatie op te heffen (Van den Burg en Olsthoorn, 1994).

Maatregelen die gericht zijn op verarming van voedselrijke systemen (zie par. 5.6), zoals strooiselafvoer, begrazing en dunning, hebben eveneens een gunstig effect op de zuurhuishouding. Hoewel ook basische kationen worden afgevoerd, neemt bij deze maatregelen de voorraad (potentieel verzurende) organische stof af. Verder hebben vernattingsmaatregelen (zie par. 3.6) in de vorm van hogere grondwaterstanden een remmende werking op de mineralisatiesnelheid en op de oppervlakkige afvoer van regenwater. Herstel van een basenrijke kwelstroom heeft een directe invloed op de buffercapaciteit.

Een verminderde depositie is belangrijk voor de verbetering van de vitaliteit van de bossen (Hilgen, 1995). Met name bij douglas, fijnspar en Corsicaanse den is de gezondheid achteruit gegaan (Kleijn et al., 1996). Bij loofbomen en bij grove den treedt geen structurele achteruitgang op.

4.6.3 Ervaringen met effectgerichte maatregelen

Dunning, strooiselverwijdering en plaggen zijn maatregelen die op semi-praktijkschaal op verschillende proeflocaties zijn uitgevoerd (Klap en Schmidt, 1995). Het doel was om inzicht te krijgen in de opzet en uitvoering van de maatregelen. De effecten van de maatregelen op samenstelling van de vegetatie en de standplaatsfactoren zijn nog niet geëvalueerd. Staatsbosbeheer heeft voor een Korstmos-Dennenbos bij Appelscha plannen om de humeuze bovengrond te gaan verwijderen (Holtslag, 1996). In het

kader van de OBN-regeling wordt in een aantal referentieprojecten de effectiviteit van het verarmen van bosccosystemen onderzocht.

4.7 Evaluatie

Door verzuring wordt de buffercapaciteit van de bodem aangetast. Bij het opraken van een buffermechanisme treedt meestal een pH-daling op naar een volgend buffermechanisme. Gronden met een kleine capaciteit van een bepaald buffermechanisme worden als verzuringsgevoelig beschouwd. De effecten van verzuring uit zich in een verminderde vitaliteit van het bos en het verdwijnen van de typerende ondergroei. Daarvoor in de plaats komen algemenere soorten die onder zuurdere omstandigheden voorkomen. Verder stapelen de effecten van verzuring zich op in de humuslaag in de vorm van een onverteerd strooiselpakket. Ongeveer 85% van het bosareaal groeit op een verzuringsgevoelige grondsoort.

Verzuring als gevolg van zure depositie is een landelijk milieuprobleem, waarvoor brongerichte maatregelen worden uitgevoerd. Met behulp van een meetnet en modelberekeningen worden de effecten gevolgd. Hoewel de zure depositie vermindert, is de zuurtoevoer in bossen nog groter dan de kritische depositiewaarde. Effectgerichte maatregelen moeten als overbrugging worden gezien. Op praktijkschaal worden echter nog weinig maatregelen als bekalken en verarmen toegepast. Lokaal kan verdroging een belangrijke verzurende factor zijn, met name voor natte, basische bosccosystemen.

5 Vermesting

Natuurlijke bosesystemen zijn veelal ingesteld op een voedselkringloop waarbij nutriënten uit de bodem worden opgenomen die na verloop van tijd als afgestorven bladeren, takjes en wortels op en in de bodem terecht komen waaruit na afbraak weer opneembare nutriënten beschikbaar komen. Een netto toevoer van nutriënten via neerslag of kwel compenseert verliezen en langdurige vastlegging zoals voor groei en (stabiele) humus. Vermesting vindt plaats door een overmatige toevoer van plantenvoedende stoffen waardoor ecologische processen worden ontregeld. De effecten van vermisting van bosesystemen uiten zich in de vorm van een verdichting en verzuuring van de ondergroei.

Natte bosesystemen kunnen belast zijn met nutriëntenrijk kwel- of oppervlaktewater, maar de belangrijkste bron voor vermisting is de atmosferische depositie van de stikstofoxiden en ammoniak. Deze stoffen hebben naast een eutrofiërende werking ook een verzurende werking. Versnelde mineralisatie van organische stof is een interne vermestingsbron.

5.1 Definiëring van vermisting

Vermisting is de ontregeling van ecologische processen en kringlopen door een overmaat aan nutriënten, waarbij fosfor- en stikstofverbindingen de belangrijkste zijn. De aanvoer van stikstof via de atmosfeer, de stikstofdepositie, is de som van de stikstofoxide- en ammoniakdepositie en wordt uitgedrukt in een hoeveelheid zuivere stikstof (N). Mineralisatie en nitrificatie zijn processen waarbij organische stof in de bodem wordt afgebroken en nutriënten in een voor de vegetatie opneembare vorm beschikbaar komt.

5.2 Oorzaken

Vermisting treedt op als gevolg van overbemesting van landbouwgronden, lozingen op oppervlakte water en depositie van stikstofhoudende stoffen (Bekhuis et al., 1994). De belangrijkste vermestende stoffen zijn stikstof (N), fosfor (P) en kalium (K). Voor bossen is de atmosferische depositie van stikstof de belangrijkste vermestende factor. Vaak is er zelfs sprake van een nutriënten-onbalans. Stikstofhoudende stoffen komen in de atmosfeer terecht als stikstofoxiden (NO_x), hoofdzakelijk door verbranding van fossiele brandstoffen, en ammoniak (NH_3) door vervluchtiging vanuit dierlijke mest. Er kan ook vermisting van bossen optreden door het inwaaien van meststoffen bij bemesting van aangrenzende landbouwgronden of via het grond- of oppervlaktewater.

Een verandering in het grondwaterregime, een verstoring van het bodemprofiel in natte en vochtige bossen of een grotere lichtinval kan tot mineralisatie van organische stof leiden waardoor een extra hoeveelheid stikstof en fosfor beschikbaar komt. Onder verzurende omstandigheden neemt in basenrijke systemen de oplosbaarheid van fosfaat toe.

5.3 Gevolgen

In voedselrijke bosccosystemen is het effect van vermesting betrekkelijk klein, maar met name voor de bossen op voedselarme, zwak gebufferde en kalkrijke milieus vormt vermesting een ernstige bedreiging. De toename van de beschikbare hoeveelheid nutriënten heeft een verdichting en verruiging van de ondergroei tot gevolg. Door de bemestende werking van de stikstofdepositie neemt de biomassa, en daarmee ook de strooiselproductie toe. Bij een gunstige koolstof:stikstof ratio (C/N-quotiënt) treedt een snelle strooiselafbraak op en komt de vastgelegde stikstof weer snel beschikbaar voor de vegetatie, maar door een gelijktijdige verzuring van bodem en strooisellaag stagneert de afbraak en treedt er accumulatie van strooisel op (Klap en Schmidt, 1995).

Een grote hoeveelheid ammoniak in de bodem kan leiden tot een relatief fosforgebrek en 'verdringing' van basische kationen waardoor er een tekort van deze ionen (calcium, magnesium en kalium) voor de vegetatie ontstaat (De Vries en Kros, 1989). Een afnemende vitaliteit heeft tot gevolg dat meer licht de bodem bereikt waardoor de strooiselafbraak wordt gestimuleerd. Dunning van een bosopstand heeft eenzelfde effect tot gevolg. Door verhoogde stikstofconcentraties kunnen bomen gevoeliger worden voor ziekten en plagen en de bladeren en naalden gevoeliger voor vorst (Bekhuis et al., 1994; Klap en Schmidt, 1995).

5.4 Omvang

De omvang van het vermestingsprobleem in bosccosystemen is nauw gerelateerd aan de stikstofdepositie. De stikstofdepositie is over de periode 1980-1993 weinig veranderd. De NO_x -depositie is constant gebleven en de NH_3 -depositie bereikte rond 1987 het hoogste niveau, waarna een daling tot het niveau van 1980 is opgetreden (RIVM, 1996). In bossen bedraagt de gemiddelde N-depositie $80 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, terwijl een input van $10\text{-}20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ voldoende is voor een goede bosontwikkeling (Klap en Schmidt, 1992). Een gedeelte van het overschot vervluchtigt, wordt in de bodem vastgelegd of denitrificeert, maar met name onder de bossen op zandgronden spoelt nog een zekere hoeveelheid stikstof uit. In 1990 betrof dat een hoeveelheid N van 9 mg l^{-1} (RIVM, 1991).

Ter voorkoming van vegetatieveranderingen is een reductie tot 90% nodig (RIVM, 1996). Het areaal waar de grenswaarde in het bodemvocht op 60 cm diepte wordt overschreden is in de periode 1983-1993 gedaald van 87 naar 79% (De Vries, 1996).

5.5 Gevoeligheid

Voedselarme bosccosystemen zijn het gevoeligst voor vermesting (Klap en Schmidt, 1992). Korstmos- en Kussentjes-Dennenbos ontwikkelen zich in het noorden van het land onder natuurlijke omstandigheden tot een Kraaiheide-Dennenbos. Door stikstofdepositie wordt de successie echter versneld. Eenzelfde ontwikkeling is te zien in wat oudere loofbossen waar stikstofaccumulatie in de strooisellaag plaatsvindt

en gemakkelijk verzuiging kan optreden. Het minst gevoelig zijn de bossen op de rijke gronden, de broekbossen in laagveengebieden en de loof- en oibossen. Gronden die gevoelig zijn voor verzuring zijn over het algemeen ook gevoelig voor vermesting.

5.6 Maatregelen

5.6.1 Beleid

Het mestbeleid van de rijksoverheid is gericht op een evenwichtsbemesting van de landbouwgronden, waardoor minder meststoffen buiten de landbouwgronden terecht zullen komen. Voor bosccosystemen is vooral de vermindering van de stikstofdepositie van belang. Daarvoor is in het beleidsplan verzuring de doelstelling opgenomen van een maximale N-depositie van 22,4 en 14 kg ha⁻¹ a⁻¹ respectievelijk de jaren 2000 en 2010.

5.6.2 Effectgerichte maatregelen

Als overbrugging van de periode tot het tijdstip waarop de stikstofdepositie tot een aanvaardbaar niveau is teruggebracht komen effectgerichte maatregelen in aanmerking. Om verrijkte, van oorsprong arme bostypen te verschrallen moet het teveel aan organische stof en mineralen in vegetatie, strooisel en/of humus worden afgevoerd. Maatregelen die hiervoor in aanmerking komen zijn pluggen, strooiselafvoer, maaien of afzetten en afvoeren van de bodemvegetatie, begrazing en branden. Voor rijkere bostypen of bostypen waar een voortgaande successie gewenst is kan de omzetting van de opgestapelde voorraad organische stof worden gestimuleerd door kalk of mergel toe te voegen. Kappen en dunnen van bosopstanden zijn maatregelen waarmee de lichttoetreding verbetert wat een versnelde mineralisatie tot gevolg heeft (Schutz en Van Tol, 1982), maar waardoor ook het erosiegevaar wordt vergroot. Verder kan de elementenverhouding in de bodem worden verbeterd door een gerichte bemesting (calcium, magnesium, kalium, fosfor, koper) te geven (Van den Burg en Olsthoorn, 1994).

Het vernatten van een boscossysteem is een maatregel die bij semi-terrestrische systemen in aanmerking komt om de nutriëntenvoorraad te conserveren. In terrestrische systemen kan vernatten denitrificatie tot gevolg hebben, waardoor stikstof als N₂ de bodem verlaat. Het regenereren van kwel heeft tot gevolg dat de verzuring wordt bestreden en de afbraak van strooisel wordt gestimuleerd.

Een vermindering van de stikstofdepositie heeft voor snelle afname van de NH₄-concentratie in het opneembare bodemvocht tot gevolg (Boxman en Van Dijk, 1988). In veel vermeste bossen is echter een aanzienlijke strooiselvoorraad aanwezig die als potentiële vermestingsbron fungeert. Maatregelen die de afbraak ervan stimuleren hebben een verdere verrijking tot gevolg. Ook de bodemverstoring bij het eventueel verwijderen van de voorraad organische stof kan tot een (tijdelijke) verrijking leiden.

5.6.3 Ervaringen met effectgerichte maatregelen

De meeste maatregelen tegen verzuring zijn tevens gericht tegen vermesting (zie par. 4.6).

5.7 Evaluatie

Oorzaak en processen bij de milieuproblemen vermesting en verzuring zijn nauw aan elkaar gerelateerd. Veel zuurgevoelige gronden zijn ook vermestingsgevoelig. Daaronder vallen de voedselarme zandgronden. De oppervlakte daarvan beslaat meer dan de helft van het bosareaal. Verder zijn de arme veengronden gevoelig voor vermesting.

Door vermesting treedt verzuiging van de ondergroei in bossen op en bij een gelijktijdige verzuring stagneert de strooiselafbraak. Naarmate de hoeveelheid strooisel verder accumuleert, neemt ook de potentiële vermesting toe. De belangrijkste oorzaak voor vermesting is atmosferische depositie. Bestrijding van vermesting vereist in eerste instantie brongerichte maatregelen die zich vooral richten op het terugdringen van stikstofemmissies vanuit de landbouw, het verkeer en de industrie. In tegenstelling tot de totale zuurdepositie is de stikstofdepositie ten opzichte van 1980 slechts weinig afgenomen. Effectgerichte maatregelen beogen het verarmen van de standplaats. Hoewel de effectiviteit van maatregelen als strooiselverwijdering en dunning in verschillende projecten wordt onderzocht, zijn er geen gebiedsgerichte inventarisaties uitgevoerd die een duidelijk beeld van eventueel toegenomen strooiselvoorraden.

6 Versnippering

6.1 Definiëring van versnippering

Metapopulaties

Versnippering is het uiteenvallen van een aaneengesloten leefgebied van een soort in kleinere eenheden (fragmenten), die worden gescheiden door een barrière of als habitat ongeschikt terrein (Opdam en Hengeveld, 1990; Bergers en Opdam, 1996).

Kleine populaties in dergelijke fragmenten zijn te beschouwen als deelpopulaties van een metapopulatie. De deelpopulaties staan met elkaar in verbinding door dispersie. De uitwisseling van individuen is echter minder goed als tussen delen van populaties op vergelijkbare afstand in continue habitat. Er zijn een groot aantal verschillende situaties die als metapopulaties aangeduid kunnen worden (Opdam, 1988; Harrisson, 1991; Hanski en Thomas, 1994). Het gemeenschappelijk kenmerk van die situaties is dat er sprake is van een netwerk van geschikte plekken en dat de kans dat of de mate waarin plekken bezet zijn afhangt van de ligging van de plek in het netwerk. Het proces versnippering veroorzaakt dus een patroon in de verspreiding van een soort (fig. 2).

Een goede bereikbaarheid, dat wil zeggen relatief dichtbij andere plekken en niet omgeven door barrières, leidt tot een hoge kans op voorkomen en een goede bezetting van het habitat. Isolatie leidt tot onderbezetting en leegstand. Goede uitwisselingsmogelijkheden van individuen en diasporen zijn belangrijker naarmate habitatplekken en dus deelpopulaties kleiner zijn. Kleine populaties sterven vaker uit door toeval, maar zijn ook gevoeliger voor milieufluctuaties. Naarmate de kwaliteit van het habitat slechter is, zijn de fluctuaties in de populatieomvang groter en is meer habitat nodig voor duurzaam voortbestaan. Elk habitatfragment dat kleiner is dan het minimum op basis van kwaliteit en bereikbaarheid kan niet optimaal of zelfs helemaal niet, benut worden door een soort.

Randeffecten

Het proces versnippering van bos gaat in kwantitatieve zin gepaard met areaalverlies in de vorm van de veranderd grondgebruik en met functieverlies door onvoldoende dispersie. Daarnaast is er areaalverlies door kwaliteitsafname. Het verlies aan kwaliteit is soortafhankelijk en wordt veroorzaakt door inwaaien van (mest)stoffen, toenemende storing door bijvoorbeeld verkeerslawaaai (Reijnen, 1995), veranderingen in het bosklimaat, in waterhuishouding en veranderingen in de relaties in de levensgemeenschap. De veranderingen op gemeenschapsniveau, bijvoorbeeld in concurrentie en pedator-prooi-relaties, zijn vooral het gevolg van de toename van soorten die gedeeltelijk afhankelijk zijn van open gebied en bosranden. Die soorten profiteren van versnippering maar concurreren met strikte bossoorten. Al deze kwaliteitsverminderende effecten van versnippering worden aangeduid als 'randeffecten'. Zij versterken de eerder genoemde gevolgen van versnippering.

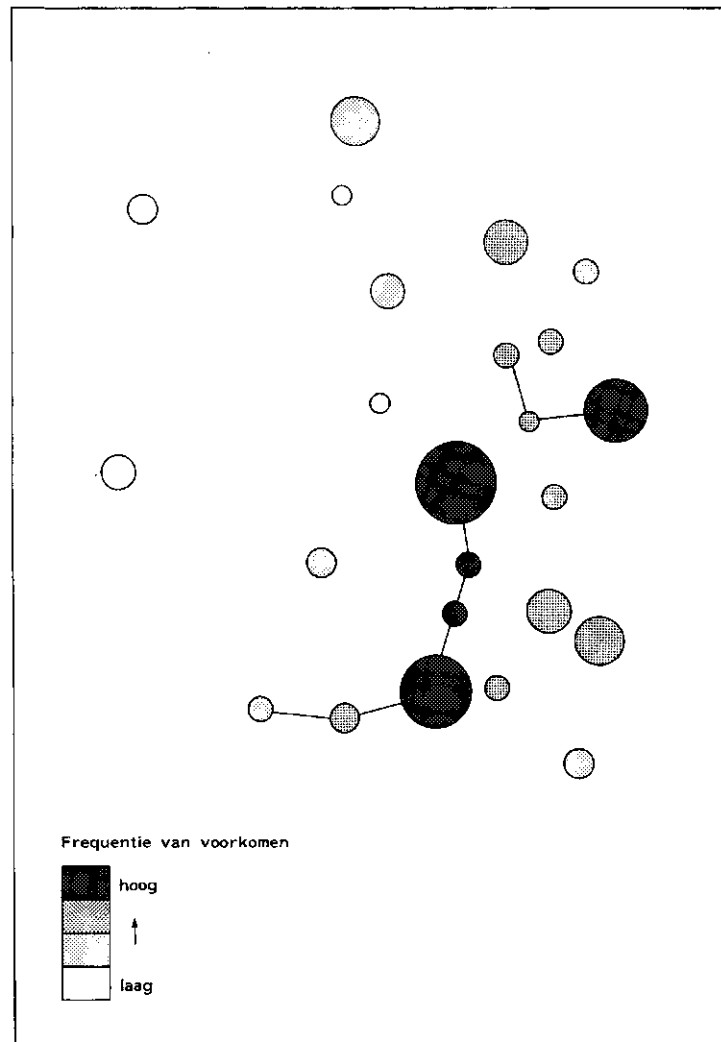


Fig. 2 Verwachte frequentie van voorkomen van een hypothetische soort in een aantal geschikte gebieden variërend in oppervlakte en mate van isolatie (Uit: Van den Berg, 1990)

Genetische erosie

Bij isolatie van deelpopulaties treedt op den duur een zeker verlies aan genetische eigenschappen op. De snelheid van genetische verarming van deelpopulaties is sterk afhankelijk van de genetische variatie en de omvang van de populatie op het moment van isolatie. Empirische gegevens over het effect van die verarming op geboorte en sterfte in wilde populaties zijn zeer schaars. Het is daardoor nog niet te overzien in hoeverre de theoretische gevolgen zich voordoen in Nederland (Opdam en Hengeveld, 1990).

Naijling

Het proces van versnippering, of ontsnippering in geval van areaal toename, wordt meestal niet direct weerspiegeld in de verspreidingspatronen van soorten. Enerzijds zijn er populaties met een lange adem en anderzijds met een lage groeisnelheid waardoor het soms decennia kan duren voor een soort reageert op veranderingen in de ruimtelijke configuratie van het habitat, respectievelijk uitsterft en toeneemt. Het is dus mogelijk dat soorten die nu geen last lijken te hebben van versnippering daar

wel gevoelig voor zijn en dat soorten die nu last lijken te hebben van versnippering eigenlijk in het huidige landschap geen problemen hebben. Alleen studies van tijdreeksen van zowel de verspreiding van het habitat als van de soort kunnen de werkelijke problemen aan het licht brengen. Waar dit niet mogelijk is kunnen simulatiemodellen uitkomst bieden.

Gevoeligheid voor versnippering

Of een soort in het Nederlandse bos echt bedreigd wordt is afhankelijk van zijn oppervlakte-eisen, van de mobiliteit van de soort in relatie tot de relatieve (Van den Berg, 1990) afstanden tussen habitatplekken en van allerlei specifieke demografische eigenschappen. Het bos in een landschap kan voor de ene soort versnipperd zijn terwijl er voor de andere soort niets aan de hand is. Hoewel het optreden van effecten soortgebonden is kunnen toch groepen van soorten onderscheiden worden (zie par. 6.3).

Fragmentatie is een verschijnsel dat ook in natuurlijke landschappen optreedt. Soorten die gebonden zijn aan zeer tijdelijke bosstadia of toestanden die zich steeds op andere plekken voordoen, hebben normaliter hun reproductievermogen en dispersie gedrag daarop afgestemd en verbreiden zich gemakkelijk. Voor zulke soorten is er vaak niets aan de hand. Soorten van duurzame biotopen zoals opgaand bos daarentegen vermenigvuldigen zich langzaam, zijn plaatsgetrouw en kwetsbaar tijdens dispersie. Bij veel soorten waarbij op basis van hun dispersie vermogen, minimumareaal en demografische kenmerken verwacht kan worden dat ze in het Nederlandse bos last zullen hebben van het versnipperd boslandschap is het moeilijk een dergelijk effect aan te tonen. Veel onderzoek blijft door gebrek aan capaciteit en gedwongen door tijdnood steken in het beschrijven van deelproblemen zoals, het dispersievermogen, het effect van barrières of verbindende landschapselementen. Een echt overzicht van het versnipperingsprobleem ontbreekt daarom nog, maar de theoretische basis is inmiddels goed onderbouwd. Opdam en Hengeveld (1990) gaven een goed overzicht van de stand van zaken in 1990. Dit hoofdstuk zal daarom de voor de Nederlandse situatie toegevoegde kennis behandelen met betrekking tot bos.

6.2 Oorzaken

In Nederland is in de laatste decennia voor sommige soorten van bos sprake van ontsnippering en voor andere soorten van versnippering. Tot welke categorie een soort behoort is afhankelijk van de habitateisen. Voor soorten van bijvoorbeeld vochtige voedselarme bossen neemt het areaal leefgebied door verdroging en vermessing af en raakt het leefgebied dus meer versnipperd, terwijl voor soorten van droge zure loofbossen het leefgebied groter en beter bereikbaar wordt als gevolg van verdroging, verzuring en omvorming van naaldbos in loofbos.

Bosuitbreiding

Voor niet-kritische bossoorten is er al sinds de achttiende eeuw toen het areaal opgaand bos in Nederland op een dieptepunt lag (Buis, 1985), sprake van een forse toename van de oppervlakte leefgebied (tabel 6, Meerjarenplan 1984). Dit proces heeft zich in heel Europa voorgedaan, zodat Nederland geschikter en bereikbaarder

werd voor bossoorten die door de ontbossingen sinds de occupatie door de mens (Buis, 1985) uitgestorven waren. Veel bosvogels hebben zich in de afgelopen 100 jaren gevestigd in Nederland en/of hebben hun areaal uitgebreid. In de kustprovincies, Brabant en Drenthe is dit proces nog aan de gang (Ruitenbeek et al., 1990), waardoor het niet duidelijk is of de versnipperde situatie nu nog een probleem is of dat het slechts een kwestie van tijd is tot alle geschikte plekken zijn opgevuld (Schotman et al., 1994).

Daarbij wordt niet op de eerste plaats gedacht aan kwaliteitsverbetering door het ouder worden van de bossen maar vooral aan het naijlingseffect van isolatie in het verleden. De uitbreiding van opgaand bos sinds 1800 over Nederland is echter bij gebrek aan kaartmateriaal nooit geanalyseerd, zodat verbeteringen of verslechtingen van de ruimtelijke rangschikking niet gemakkelijk te beschrijven zijn. Daartoe moet het bos van oude stafkaarten gedigitaliseerd worden.

De dynamiek in de verspreiding moet hoog zijn geweest. Van het huidige bos valt slecht 36 100 ha bos samen met bos van voor 1800 (CBS, 1985). Met name vóór het wettelijk verbod tot het ontginnen van woeste grond in 1961 is veel (spontaan) bos op voormalige woeste grond verdwenen. Sinds de jaren zestig is het bosareaal op de zandgronden vrij stabiel. In o.a. Zuid-Holland en de IJsselmeerpolders neemt het areaal echter nog steeds toe door de aanleg van nieuw bos en in laagveengebieden door spontane bosontwikkeling.

Bosbeheer

Voor veel diersoorten zijn de vegetatiestructuur van het bos belangrijk. Deze worden in het Nederlandse productiebos vooral door het bosbeheer bepaald. Dus ook veranderingen in het beheer van bossen beïnvloeden de verspreiding en daarmee de mate van versnippering van het habitat van een soort. Het Nederlandse bos wordt al decennia lang gemiddeld ouder en het aandeel (inheemse) loofbomen neemt toe. Dit blijkt o.a. uit de omvang van de staande voorraad loof- en naaldhout (tabel 7).

De populariteit van 'multifunctioneel bos', economische aspecten en het afschaffen van een aantal subsidies voor herplant heeft geleid tot een afname van het areaal ingenomen door hakhout, kapvlakten en jonge bosstadia (Meerjarenplan, 1984; CBS, 1985). Hoewel daaraan gebonden soorten vanwege het dynamische karakter van deze biotopen een goed dispersievermogen zullen hebben, kan deze ontwikkeling toch leiden tot een meer dan evenredige afname of zelfs uitsterven.

Tabel 6 Ontwikkeling van de oppervlakte bos in Nederland over de periode 1833 tot 1983 (bron: Buis, 1985; Min. van Landbouw, 1948; CBS, 1966; 1971; 1985)

Bostype	1833	1932-'42	1952-'63	1964-'68	1980-'83
Opgaand bos	50 000	201 855	225 025	248 759	328 694
Hakhout en griend	119 000	48 017	35 294	30 871	5 332
Totaal	169 000	249 872	260 319	279 630	334 026

Tabel 7 Ontwikkeling van het volume staand loof- en naaldhout ($m^3 \cdot 1000$) over de periode 1952 tot 1992 (bron: CBS, 1966; 1971; Begeleidingsgroep, 1994)

Houtsoort	1953-'63	1964-'68	1984-'85	1988-'92
Naaldhout	12 130	14 213	26 701	28 602
Loofhout	2 779	3 243	18 400	19 706
Totaal	16 396	19 468	45 099	48 309

Doorsnijding en toename barrière werking van wegen

Voor soorten met grote leefgebieden die zich over de grond bewegen, zoals grotere zoogdieren, is het oppervlak leefgebied ook toegenomen maar zijn verplaatsingen in en tussen leefgebieden moeilijker en riskanter geworden door de enorme toename in de lengte aan infrastructuur en de intensiteit van gemotoriseerd verkeer (CBS, 1990). De sterke toename van de verkeersintensiteit sinds 1960 (tabel 8) leidt niet alleen tot extra sterfte en een toename van de barrièrewerking, maar ook tot een afname van de kwaliteit van de doorsneden bosgebieden (Reijnen, 1995).

Tabel 8 Geïndexeerde ontwikkeling verkeersintensiteit over de periode 1970 tot 1990 (1972 = 100) (bron: CBS statistische jaarboeken)

	1970	1975	1980	1985	1990	1995
index	87	113	147	156	207	238

Grootte van boscomplexen

Een logische verwachting is dat door de uitbreiding van het bosareaal in de loop van de vorige en deze eeuw de grootte van boscomplexen is toegenomen en dat dus het bos nu minder versnipperd is dan in elke voorgaande periode in de afgelopen 200 jaren. Als we als referentie maar een periode nemen die tenminste 50 tot 100 jaar geleden is, zal dat ook zeker het geval zijn. In de laatste vijftig jaren lijkt de situatie echter weinig verbeterd te zijn. De absolute hoeveelheid bos in bossen groter dan 1000 ha is wel toegenomen, maar procentueel komt tenminste sinds 1952 26% tot 33% van het bos voor in bossen kleiner dan 100 ha (tabel 9).

Tussen 1968 en 1980 lijkt het aandeel van grote bossen zelfs te zijn afgenomen, maar dat is deels het gevolg zijn van een andere definitie (CBS, 1985). De laatste 200 jaar is er weinig veranderd aan de situatie dat het merendeel van het bos in aaneengesloten boscomplexen alleen op de Veluwe en de Utrechtse heuvelrug voorkomt. Overigens moet daarbij worden opgemerkt dat de grote nieuwe boscomplexen in de Flevopolders (nog?) niet uit de statistieken naar voren komen. Oppervlakte is de belangrijkste versnipperingsmaat. Als de gebieden groot genoeg zijn voor duurzame populaties is uitwisseling alleen nog noodzakelijk om genetische erosie te voorkomen. Dat is dus soortafhankelijk.

Tabel 9 Oppervlakte bos in grote boscomplexen
(bron: CBS 2^e tot en met 4^e bosstatistiek)

Periode	< 5 ha		< 100 ha		> 1000 ha	
	n	%	n	%	n	%
1952-'63	14 851	6	68 427	26	123 236	47
1964-'68	17 668	6	71 971	26	128 946	46
1980-'83	29 850	9	109 740	33	126 051	38

Afname verbindende landschapselementen

Op de zandgronden is, ondanks een relatief stabiel bosareaal, in de afgelopen decennia het bos meer versnipperd geraakt voor soorten die bij dispersie gebruik maken van lijnvormige opgaande begroeiing en kleine bosjes. Beide landschapselementen zijn op grote schaal uit het cultuurlandschap verwijderd in het kader van schaalvergroting in de landbouw (o.a. Dirx et al., 1993). Ze hebben enerzijds een functie als foerageer- en leefgebied voor bossoorten en anderzijds vergemakkelijken en leiden zij dispersie.

6.3 Gevolgen voor dieren en planten

De gevolgen van versnippering zijn eigenlijk alleen per soort in kaart te brengen. Pas als dat voor een groot aantal soorten gedaan is, kan een overzicht gemaakt worden per thema en per diergroep. Onderzoek naar effecten van versnippering vindt vooral plaats bij het IBN-DLO. Het meer fundamentele onderzoek is gericht op een tiental voorbeeldsoorten, waarvan slechts enkele gebonden zijn aan bos. Slechts een beperkt aantal aspecten van versnippering komen daarbij voldoende aan bod. Een combinatie van de lijst van oorzaken (verspreidingspatroon van het habitat, doorsnijding, etc.) met de deelproblemen van versnippering (randeffecten, genetische erosie, naijling etc.) levert immers een enorm aantal onderwerpen op. In deze paragraaf worden de gevolgen per diergroep besproken. Sommige oorzaken zijn vooral voor een bepaalde diergroep relevant.

6.3.1 Zoogdieren

Algemeen

Voor veel min of meer aan bos gebonden zoogdiersoorten geldt dat de oppervlakte en de kwaliteit van het leefgebied sinds het begin van de vorige eeuw sterk is toegenomen en dat de onderlinge afstanden in kilometers gemeten zijn afgenomen. De relatieve afstand tussen geschikte bossen is voor hen door de toegenomen verkeersintensiteit sterk vergroot. De omvang van de sterfte hangt samen met de actieradius van een soort in relatie tot de maaswijdte van het wegennet. De gevolgen op populatieniveau kunnen beperkt blijven tot de demografische opbouw van de populatie, maar ook een beperkende factor zijn voor de populatieomvang. Dit laatste is vaak moeilijk aan te tonen.

Puur aan bos gebonden zoogdieren zijn er in Nederland niet zo veel. Echte bosbewoners zijn de eekhoorn en de boommarter. De das is een bosrandbewoner die zich ook in een kleinschalig cultuurlandschap kan handhaven. De verspreiding van het ree was vroeger beperkt tot bos maar hij blijkt zich ook goed te kunnen handhaven in open cultuurlandschap. De verspreiding van grote zoogdieren als wild zwijn en edel- en damhert wordt puur door beheer bepaald, maar is noodzakelijkerwijs beperkt tot de grote boscomplexen van de Veluwe. De meeste muizensoorten hebben aan een dichte kruidlaag genoeg. De hazelmuis is gebonden aan bosranden op löss- en verweringsgronden. Nederland ligt aan de rand van het verspreidingsgebied. Hetzelfde geldt voor de bosbewonende grote bosmuis en de minder aan bos gebonden eikelmuis. Zes vleermuissoorten gebruiken vooral holle bomen voor het stichten van kraamkolonies, maar gebruiken ook in meerdere of mindere mate gebouwen. Ze zijn voor hun voedsel niet gebonden aan gesloten bos maar vaker aan randsituaties en of water. Nog niemand heeft zich gewaagd aan het vervaardigen van habitatkaarten, zodat de gevoeligheid voor versnippering eigenlijk niet onderzocht kan worden.

Processen en patronen en de verspreiding van enkele habitats

De verspreiding van bos is in de vorige eeuw zeker een beperkende factor geweest voor de eekhoorn. Onderzoek in Nederland, België en Italië heeft aangetoond dat deze soort gevoelig is voor isolatie (Broekhuizen, 1991; Broekhuizen et al., 1992; Bak en Lagendijk, 1995). Als gevolg van het op grote schaal uitzetten van populaties in geïsoleerde en nieuwe bosgebieden vanaf het begin van de bosuitbreiding blijkt die gevoeligheid niet duidelijk uit de huidige verspreiding. Slechts een beperkt aantal bosgebieden in Zeeland, op de waddeneilanden en aan de rand van het bosareaal in Friesland, Groningen en het riviereengebied zijn niet bewoond. Een grondige vergelijking van habitatkaart met verspreiding vindt momenteel plaats op het IBN-DLO.

Door zijn specifieke habitat en slechte verbredingsvermogen lijkt in Zuid-Limburg sprake van een netwerk van habitatplekken met een metapopulatie van de hazelmuis. Potentieel geschikte plekken zoals op de stuwwal van Nijmegen zijn te geïsoleerd (dichtstbijzijnde plekken in Duitsland 20 km) en onbezet. In Limburg is de soort recentelijk in veel kleine geïsoleerde vindplaatsen niet teruggevonden (Foppen et al., 1995). Een van de oorzaken is, dat vroeger geschikte plekken in bos geen habitat meer zijn door het ouder en dichter worden van het bos dat vroeger als hakhout beheerd werd. De bosranden zijn weliswaar bij een juist beheer optimaal habitat, maar zij leveren bij kleine bossen een vrij geringe draagkracht op. De soort lijkt daardoor alleen te overleven in enkele wat grotere bosgebieden in Zuidoost-Limburg en tot op 100 m afstand in daarmee verbonden lijnvormige elementen. Een soort-beschermingsplan is in voorbereiding.

De grote bosmuis is een soort die juist lijkt te profiteren van de toename van het areaal opgaand loofbos. De onderlinge afstanden tussen de Limburgse bossen lijken geen belemmering voor de verbreiding (Broekhuizen et al., 1992). In hoeverre hier toch najling van isolatie in het verleden een rol speelt moet nader worden onderzocht. Het habitat lijkt in Nederland veel wijder verbreid te zijn dan de soort zelf.

De boommarter is mogelijk nooit uit Nederland weg geweest. Halverwege de vorige eeuw ontbrak de soort waarschijnlijk alleen in Holland en Zeeland. De relatief geringe omvang van de bossen en de grote onderlinge afstanden vormden kennelijk geen probleem. De veronderstelling is dat de soort niet absoluut aan grote bossen gebonden is. De soort werd bovendien intensief bejaagd, waardoor het verspreidingsgebied tot het midden van deze eeuw kromp. Tegenwoordig is de verspreiding hoofdzakelijk beperkt tot de Veluwe en de Utrechtse Heuvelrug. Momenteel lijkt er sprake van enige uitbreiding. De soort is niet sterk gebonden aan bepaalde bostypen. Alleen de aanwezigheid van oude loofbomen met hollen, in Nederland meestal beuken, is een voorwaarde (Müskens, 1994).

Net als bij de boommarter is het verspreidingsgebied van de das sinds het begin van de eeuw ingekrompen. Anders dan de boommarter, haalt de das zijn voedsel vooral uit het agrarisch gebied. De aanwezigheid van enig bosachtig terrein op geschikte bodems is echter noodzakelijk voor de vestiging van een burcht. Een deel van de achteruitgang is toe te schrijven aan het intensieve grondgebruik en de schaalvergroting in het cultuurlandschap (Wiertz, 1991; Broekhuizen et al., 1992). Maar de kwaliteit van zijn leefgebied lijkt niet de meest beperkende factor voor de populatieomvang (Zee et al., 1992; Wiertz, 1993). Correlatief onderzoek en modelstudies wijzen de geringe dispersie tussen geschikte plekken en de hoge sterfte door het verkeer aan als bottleneck (Van Apeldoorn et al., 1997). In de grote bosgebieden weet de soort zich goed te handhaven en neemt ze zelfs toe.

Of de hoeveelheid, de omvang en de onderlinge afstand van bossen beperkende factoren zijn voor de omvang van vleermuispopulaties is niet onderzocht. Van de meeste soorten is het habitat nog onvoldoende bekend.

Doorsnijding van leefgebieden door wegen

Drukke wegen zijn enerzijds barrières voor dispersie en anderzijds een mortaliteitsfactor van betekenis. Theoretisch zou door langs alle wegen rasters te plaatsen of oversteekremmende voorzieningen te treffen de verkeerssterfte sterk gereduceerd kunnen worden. De barrièrewerking zou daardoor echter sterk toenemen. Om te voorkomen dat daardoor geïsoleerde populaties ontstaan moeten dan allerlei voorzieningen getroffen worden die dispersie bevorderen en uitwisseling tussen delen van leefgebieden in stand houden (Verboom, 1994). Het nut van dergelijke mitigerende maatregelen is bewezen, maar de effecten op populatie niveau zijn veelal niet duidelijk (Nieuwenhuizen et al., 1995). Het onderzoek richt zich nu op de vraag in welke mate, bij welke wegen en voor welke soorten maatregelen noodzakelijk zijn voor duurzame populaties (Opdam, 1994). Een moeilijk discussiepunt daarbij is welke effecten nog acceptabel zijn.

Bij de egel zijn de verliezen door het verkeer groot in aantal (5-20% per jaar), maar er is nog niet vastgesteld of de sterfte door het verkeer bepalend is voor de populatiedichtheid. Wel zijn er aanwijzingen dat daardoor lokale populaties kunnen uitsterven (Mulder, 1996). Onder boommarters vallen ook veel slachtoffers (ongeveer 30 per jaar), maar ook bij die soort wagen de onderzoekers zich niet aan een uitspraak over het effect op populatieniveau anders dan op lokale schaal (Müskens, 1994). Vanwege het gecombineerde effect op populatieomvang en uitwisseling kan een

antwoord waarschijnlijk alleen gegeven worden op basis van modelsimulaties zoals bij de das, waarvan jaarlijks de helft van de aanwas omkomt door het verkeer. Het aantal slachtoffers per jaar is tussen 1986 en 1990 toegenomen van 80 tot 220 per jaar (Wiertz, 1993).

De populaties van grote zoogdieren als edel- en damhert, en wild zwijn worden ondanks actief beheer en ingrepen in het leefgebied in de vorm van raster en ecoducten nog steeds beïnvloed door doorsnijding van de Veluwe. Deze soorten blijven hier buiten beschouwing omdat ze volledig door de mens beheerd worden. Het zelfde geldt voor het ree waarvan er jaarlijks naar schatting 2500 omkomen door het verkeer (Groot-Bruinderink en Hazebroek, 1996).

Verandering van de kwaliteit van bos als habitat voor zoogdieren door randeffecten zijn voor Nederland niet beschreven. Een effect van verkeerslawaaï zoals vastgesteld bij vogels kon niet worden aangetoond bij de eekhoorn (Nieuwenhuizen en Apeldoorn, 1995). Er zijn geen veranderingen op gemeenschapsniveau bekend.

Afname van kleine landschapselementen

De betekenis van kleine landschapselementen voor zoogdieren is tweeledig, dat geldt zowel voor bosrandsoorten zoals de das, als voor de bossoorten eekhoorn en boomarter (Broekhuizen, 1986). Enerzijds zijn kleine landschapselementen rijke voedselbronnen die in sommige gevallen zoals voor de hazelmuis, ook geschikt zijn voor reproductie (Foppen et al., 1995). Anderzijds leiden en vergemakkelijken ze dispersie tussen bosfragmenten (Bak en Lagendijk, 1995). Het relatieve belang van lijnvormige landschapselementen en kleine bosjes voor dispersie is moeilijk in te schatten. De afname in bezetting van dassenburchten, bijvoorbeeld, was niet toe te schrijven aan de afname in de dichtheid aan kleine landschapselementen (Van der Zee et al., 1992).

Afgezien van de hazelmuis, verplaatsen alle hier besproken soorten zich ook door open landbouwgebied. De vaak vastgestelde voorkeur van boszoogdieren voor verplaatsing langs lijnvormige landschapselementen kan verklaard worden als foerageergedrag en wijst niet per se op de noodzaak van hun aanwezigheid voor dispersie. Voor sociaal levende zoogdieren zijn goede uitwisselingsmogelijkheden tussen deelpopulaties extra belangrijk. Lijnvormige landschapselementen die tevens als foerageergebied kunnen dienen, zullen altijd aantrekkelijker zijn om te gebruiken tijdens dispersie dan open gebied. Voor veel niet aan bos gebonden kleine zoogdieren zijn lijnvormige opgaande begroeiingen optimaal habitat. Voor hen leidt schaalvergroting zonder compensatie tot areaalverliezen.

6.3.2 Bosvogels

Er zijn tenminste 55 bosvogelsoorten die in Nederland broeden. Van die soorten komen er een tiental zeer schaars voor, omdat ons land aan de rand van hun verspreidingsgebied ligt. Het is echter niet zeker dat hierbij het klimaat de beperkende factor is. Voor soorten als middelste bonte specht, taiga boomkruiper en kleine vliegenvanger lijken de schaarste en ruimtelijke rangschikking van het habitat veel

belangrijker als verklaring voor het vrijwel ontbreken als broedvogel. Behalve de zeldzame soorten lijkt ook het merendeel van de talrijke soorten beïnvloed te worden door de verdeling van hun habitat over Nederland, maar effecten van klimaat en bosuitbreiding in het verleden zijn niet uit te sluiten als verklaring voor variatie in dichtheden (Schotman, 1994).

Processen en patronen en de verspreiding van habitats

De toename van het areaal opgaand bos in Nederland sinds 1800 heeft geleid tot hervestiging van een tiental bosvogelsoorten waarvan er vier aan naaldbossen gebonden zijn, tot een sterke uitbreiding van aan oud loofbos gebonden soorten en tot een toename van bosvogels in het algemeen (SOVON, 1988; Kwak et al., 1988; Ruitenbeek et al., 1990; Schotman et al., 1994). Er zijn geen bosvogels verdwenen of sterk achteruitgegaan. Soorten die hebben geleden van vervolging of biociden-gebruik hebben zich weten te herstellen.

Een beperkt aantal in Afrika overwinterende zomervogels is wel in aantal achteruit gegaan. Voor de grasmus, die zich inmiddels heeft hersteld, is een verband aangetoond tussen de omstandigheden in het overwinteringsgebied en deze afname (Winstanley, 1974). Een dergelijk verband is ook gesuggereerd voor de overige soorten (Wammes et al., 1983). Tortelduif, nachtegaal, grauwe vliegenvanger en wielewaal hebben zich echter niet hersteld. Opvallend is dat alle vier soorten gebonden zijn aan dan wel een voorkeur hebben voor vochtig loofbos. Een relatie met verdroging kan dus niet worden uitgesloten. De nachtegaal kan zich in het binnenland niet handhaven (SOVON, 1996). Ook niet op plekken waar ogenschijnlijk niets verandert (Beringen et al., 1994). In de Achterhoek lijkt een relatie met kwaliteitsvermindering of verlies van kerngebieden door verdroging en vermesting aannemelijk (Kwak en Stronks, 1994). In de duinen gaat het goed met de soort.

Twee andere soorten die achteruitgaan, zijn de mierenetende spechten draaihals en groene specht. Voor de draaihals ligt Nederland aan de rand van het verspreidingsgebied, waardoor de populatieomvang nogal fluctueert. De groene specht is extreem gevoelig voor strenge winters. Er is een verband gesuggereerd met een afname van rode mieren, mogelijk als gevolg van verruiging en vergrassing (Sovon, 1987), die op haar beurt het gevolg is van vermesting (Van Dobben et al., 1992). Deze relatieketen is wetenschappelijk echter niet volledig onderbouwd.

Afgezien van het relatief kleine aantal soorten, gaan bosvogels in Nederland nog steeds in aantal vooruit. De vraag is hoe lang het areaal van bijvoorbeeld soorten gebonden aan oud loofbos zich blijft uitbreiden. Bij tenminste zeven soorten zijn effecten van isolatie aangetoond (Van Noorden et al., 1988) en zowel in veldgegevens als in modelsimulaties is een verband aangetoond tussen dichtheid en de bereikbaarheid van habitatplekken (Verboom et al., 1991; Opdam et al., 1995; Schotman et al., 1994). Het is aannemelijk dat het ontbreken van de aan oud rijk loofbos gebonden middelste bonte specht te wijten is aan het schaarse en versnipperd voorkomen van dit biotoop in Nederland en aangrenzende gebieden in Duitsland en België (Reijnen et al., 1995). Bij welke totale oppervlakte en verdeling van habitat de soort duurzaam voor zou kunnen komen, moet nog worden onderzocht. De patronen in presentie en dichtheid weerspiegelen de vermoedelijke richting van netto

dispersiestromen binnen het bosareaal (Kwak et al., 1988). In de grote bosgebieden in midden Nederland is de soortenrijkdom en de dichtheid het hoogst. Het merendeel van de bosvogels heeft in West-Nederland, Brabant en Drenthe veel lagere dichtheden (tot tientallen procenten lager) dan in het midden en zuidoosten van ons land. Klimaatverschillen kunnen een rol spelen, maar het lijkt niet waarschijnlijk dat dichtheid en presentie van bosvogels in bosarme gebieden hetzelfde niveau zullen bereiken als in de bosrijke landschappen van Oost-Nederland. De afname van het aandeel van naaldbomen leidt nog niet tot een afname van aan naaldbos gebonden soorten.

Effecten van wegen

In 1977 sneuvelen 3 miljoen vogels door het wegverkeer (Jonkers en De Vries, 1977). Voorzover het bosvogels betref, waren het voornamelijk algemene soorten. Een effect van deze mortaliteit op de populatieomvang is niet aannemelijk (Hut et al., 1992). Zelfs niet bij een relatief veelvoorkomend slachtoffer als de bosuil. Niettemin lijkt het nuttig dit verschijnsel nog eens goed te onderzoeken.

Ondanks het vermoedelijk geringe effect van wegen op populatieniveau, waren voor 11 van 41 onderzochte soorten de dichtheden bij drukke wegen significant verlaagd. De dichtheid van alle soorten samen werd gereduceerd tot gemiddeld 87% van de dichtheid in vergelijkbaar bos buiten de invloedssfeer van de weg. Daarbij gaat het om een zone van 250 m en een verkeersintensiteit van 60 000 auto's per dag. Bij de wiewaal werden de aantallen gereduceerd tot 2%, bij de appelvink tot 14% en tot 21% bij de fluitier.

Dit verschijnsel wordt verklaard met een kwaliteitsvermindering van het bos als habitat door het verkeerslawaai. Als het populatieniveau hoog is, bijvoorbeeld na een serie zachte winters en een gunstig broedseizoen, dan is er geen meetbaar effect op de dichtheid. Onder dergelijke omstandigheden is een deel van de populatie gedwongen genoeg te nemen met een hoge geluidsbelasting. Er is niet aangetoond dat dit ook een negatief effect heeft op het broedsucces. (Reijnen, 1995). Aannemelijk is echter dat de verdeling van de broedparen over het beschikbare habitat met verkeerslawaai niet optimaal is.

Of wegen ook werken als barrière tijdens dispersie is onbekend. Weliswaar waren bij de fitis dispersiebewegingen van de weg af gericht, maar dispersie naar de overkant van de weg komt niet significant minder voor (Reijnen, 1995). De omvang van het bosareaal dat onder invloed staat van drukke wegen is berekend in het project NVK-EHS. Als we uitgaan van de gevoelige soorten is 20% (64751 ha) van het Nederlandse bos verstoord.

Randeffecten

In de literatuur zijn veel voorbeelden te vinden van een hogere nestpredatie en parasitisme in bosranden dan in boskernen (Andr en, 1994). In Nederland is dat verschijnsel nooit experimenteel onderzocht. Wel is aangetoond dat door het versnipperde habitat het broedsucces van de boomklever in Twente 25-50% lager is dan in een groot aaneengesloten bosgebied in België (Schotman, 1997). In het

Twentse onderzoekgebied was van de 275 ha habitat vrijwel niets verder dan 200 m verwijderd van de bosrand (fig. 3).

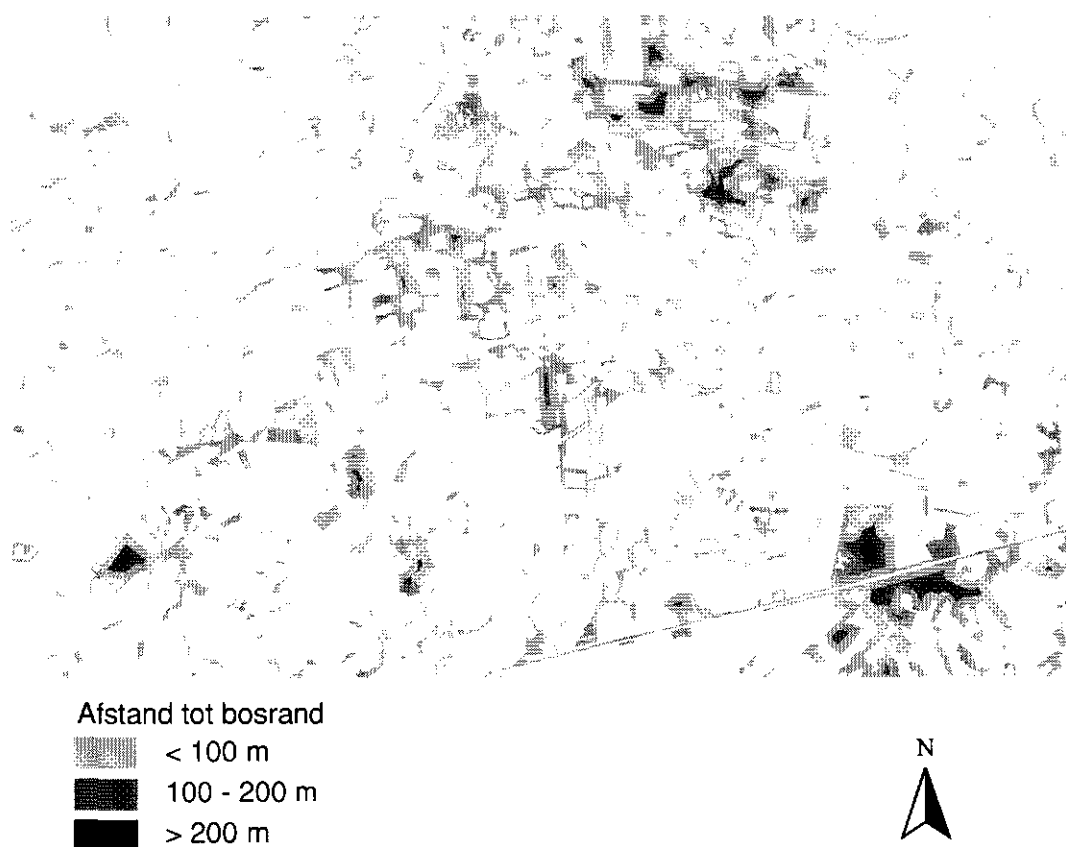


Fig. 3 Oppervlakteverhouding bosrand-boskern in cultuurlandschap

Dat lagere broedsucces wordt vooral veroorzaakt door competitie om nestholen met andere holenbroeders. Daarbij gaat het met name om spreeuwen en kauwen die hun voedsel buiten het bos verzamelen en het liefst dicht bij de bosrand broeden. In kleine bosjes zijn, wanneer ze bij elkaar opgeteld worden, dichtheid en presentie van de boomklever lager dan in grote aaneengesloten bosgebieden (Opdam et al., 1995). In het voedselrijke cultuurlandschap is de dichtheid aan kleine marterachtigen veel hoger dan in bos, waardoor de kans op nestpredatie in bosranden hoger is (Broekhuizen, 1986). Predatie wordt dan ook vaak aangevoerd als redenen voor een lager broedsucces en lagere dichtheden in bosrandsituaties. Daarnaast is de kans op uitsterven door een toevallige samenloop van omstandigheden natuurlijk groter in kleine populaties.

Het effect van oppervlakte op de presentiekans van bosvogels wordt dus veroorzaakt door een combinatie van randeffecten, toeval en verbinding. Voor de meeste

bosvogels, inclusief de meeste holenbroeders in Nederland, geldt dat ze in bosranden en kleine landschapselementen ondanks de competitie en predatie hogere dichtheden hebben dan in grote aaneengesloten bosgebieden. Dit hangt vermoedelijk samen met de voedselrijkdom van die situaties.

De fluiters is een van de weinige uitzonderingen op deze regel. Mogelijk is dat een van de weinige echte boskernsoorten. De reden hangt waarschijnlijk samen met de voorkeur voor een ijle kruidlaag. In bosranden is de kruidlaag door het inwaaien van meststoffen doorgaans te ruig. Op sommige plaatsen is sprake van een achteruitgang en wordt een relatie verondersteld met verruiging door vermessing.

Afname van verbindende landschapselementen

In diverse onderzoeken (Van Dorp en Opdam, 1987; Van Noorden et al., 1988; Verboom en Schotman, 1994) is een correlatief verband aangetoond tussen de aanwezigheid van lijnvormige landschapselementen en de presentie en dichtheid van bosvogels in kleine bosjes. Voor een deel kan dat verband worden toegeschreven aan oppervlak- en kwaliteitsvergroting. Ook een zuiver verband met verbinding is aangetoond, maar kwantitatief stelt dat, althans bij de boomklever, niet veel voor (Schotman, 1997).

Bij een onderzoek naar kolonisatie door de boomklever van lege bosjes in de zomer van 1990 werd een positief correlatief verband gevonden met de afwezigheid van open ruimtes in potentiële verbindingen tussen bosjes. Het daaropvolgende jaar was dat verband wegens het grote aantal kolonisaties afwezig (Schotman, 1997). In Brabant lijkt de uitbreiding van soorten van oude loofbossen te worden gestuurd door lanen en wegbeplanting (Post et al., 1990).

Stapsgewijze verbreiding via landschapselementen die ook als broedhabitat functioneren is een veel waargenomen verschijnsel, dat echter niet over een kam geschoren kan worden met geleiding van dispersie. Naar de invloed van lijnvormige landschapselementen op bewegingen door het landschap tijdens dispersie is in Nederland nog geen onderzoek gedaan. In Denemarken leek tijdens voedseltrek wel enige voorkeur te bestaan voor lijnvormige landschapselementen, maar verplaatsingen over een afstand van één kilometer over open veld werden ook waargenomen. Eveneens in het buitenland is waargenomen dat trekkende bosvogels zich laten leiden door opgaande begroeiing in het landschap. Trek is echter niet hetzelfde als dispersie. Al met al is aannemelijk dat de barrièrewerking van open gebied afneemt door de aanwezigheid van opgaande begroeiing in het landschap.

6.3.3 Reptielen en Amfibieën

In Nederland komen geen echte aan bos gebonden amfibieën en reptielen voor. Van de reptielen is de hazelworm nog het meest gebonden aan bos. De soort lijkt gebonden aan bos en bosranden waar de zon de bodem bereikt. Dat is alleen het geval in de open bossen op arme zand en leemgronden. Vochtige plaatsen en geaccidenteerd terrein zijn bevorderlijk voor de aanwezigheid van de soort. Buiten Zuid-Limburg en de Veluwe vertoont de hazelworm een erg verbrokkelde verspreiding. Dit geldt

met name voor Noord-Brabant. Tot ongeveer 25 jaar geleden moet de hazelworm veel algemener zijn geweest. Ondanks de weinige gegevens over de vroegere situatie in Noord-Brabant zijn er aanwijzingen voor een achteruitgang.

Uitwisseling tussen verschillende populaties vond vroeger waarschijnlijk gemakkelijk plaats via heide, hooilanden, houtwallen, hakhoutbosjes, begroeide bermen en dergelijke landschapselementen. Spoordijken blijken als biotoop en mogelijk ook als verbindingsweg tussen woongebieden te functioneren. Autowegen maken uitwisseling tussen populaties aan weerszijde onmogelijk, naar de mening van de auteurs van de 'Atlas van Nederlandse Amfibieën en Reptielen' (Bergmans en Zuiderwijk, 1986). Hazelwormen worden veelvuldig als verkeersslachtoffer van zelfs fietsverkeer gemeld. Over het dispersievermogen is niets bekend. Herpetologen beschouwen de populaties in het noorden van ons land en vooral in Noord-Brabant als bedreigd door versnippering. In het oosten van ons land lijken de populaties minder geïsoleerd. Alleen op de Veluwe en de Utrechtse Heuvelrug is sprake van een groot aaneengesloten verspreidingsgebied.

De vuursalamander is aan helder stromend water in bossen gebonden. Het is het enige amfibie in Nederland dat gebonden is aan bos. Door waterverontreiniging, verdroging en waterbeheersingswerkzaamheden is de oppervlakte potentieel leefgebied in de loop van deze eeuw sterk afgenomen. Tegenwoordig komt de soort alleen voor in Zuid-Limburg. Herpetologen beschouwen nu geïsoleerde vroegere vindplaatsen in Oost-Nederland als relictten van een vroeger aaneengesloten verspreidingsgebied. De dispersie vindt mogelijk door larven via beeklopen plaats. Volwassen dieren kunnen heel lang in een voor reproductie ongeschikte omgeving overleven, waardoor verplaatsingen over grote afstand niet uitgesloten zijn.

In het buitenland worden vuursalamanders veelvuldig op wegen gezien en ze worden ook als verkeersslachtoffer gemeld. Men veronderstelt dat de soort ook in Zuid-Limburg achteruit is gegaan. Deze achteruitgang wordt toegeschreven aan het verdwijnen of minder geschikt en ontoegankelijk raken van deelgebieden door landbouwtechnische ingrepen. Voor tenminste één geïsoleerde vindplaats in Oost-Nederland wordt de achteruitgang en uitsterven toegeschreven aan verdroging. Voorzover er in Nederland buiten Zuid-Limburg nog of weer geschikte gebieden te vinden zijn is de koloniseringskans zeer klein. Ook in het aangrenzende laagland in Duitsland zijn de vindplaatsen geïsoleerd en bedreigd (Bergmans en Zuiderwijk, 1986).

6.3.4 Ongewervelden

Bij insecten en andere ongewervelden is vaak onvoldoende beschreven welke soorten gebonden zijn aan bos (Mabelis en Van Velden, 1992). Veel soorten zijn bovendien zo klein dat kleine landschapselementen met opgaande begroeiing ook al habitatplekken zijn (Siepel, 1992). Het habitat van dagvlinders is vrij goed beschreven. Acht soorten zijn te beschouwen als bossoorten, maar het aantal soorten dat een voorkeur heeft voor overgangen van opgaande begroeiing naar open vegetaties is veel groter.

Een probleem bij het vervaardigen van habitatkaarten, is dat soorten die in Nederland gebonden zijn aan bos in het buitenland ook buiten bos reproducerend worden aangetroffen. Het is dan niet zeker of de habitatkaart de grootte en bereikbaarheid van plekken betrouwbaar weergeeft. Een tweede probleem is dat het dispersievermogen van veel soorten niet bekend is.

Processen en patronen en de verspreiding van habitats

Bij de meeste groepen ongewervelden is men er nog maar net in geslaagd de verspreiding in Nederland te beschrijven. Trends in het voorkomen zijn meestal onvoldoende te onderbouwen door verschillen in waarneemintensiteit tussen verleden en heden. Pogingen om effecten van versnippering aan te tonen op ongewervelden van bos waren in eerste instantie toegespitst op het aantonen van oppervlakte-effecten (Mabelis, 1990; 1991a). De interpretatie van de resultaten werd bemoeilijkt door methodische problemen en randeffecten, waardoor veel groepen juist soortenrijker en soorten talrijker leken in kleine bosjes dan in grote.

In bosjes van een halve ha kunnen van de meeste ongewervelden al grote populaties voorkomen met een vrij kleine kans op uitsterven. Effecten van versnippering zijn dan ook vooral te verwachten bij de grotere soorten (De Vries en Den Boer, 1990). Daarbij wordt o.a. gedacht aan boktorren, vliegend hert, bosvlinders, krekels en sprinkhanen.

Bij een groot aantal niet-vliegende heidelooptkevers is aangetoond dat ze in Drenthe ontbreken in een groot aantal geïsoleerde terreinen (De Vries, 1996). Ze waren daar uitgestorven als gevolg het achterwege blijven van beheer. De terreinen waren na het opnieuw instellen van het beheer weer geschikt voor deze soorten.

Ook van bosloopkevers wordt betwijfeld of ze dynamiek in de verspreiding van bos kunnen bijhouden (Vermeulen, 1995). In een onderzoek in Twente is echter geen verband gevonden tussen de ouderdom van een bosje en het aantal bossoorten. De onderzoekers denken echter wel aan een verhoogde uitsterfkans door isolatie als verklaring voor het ontbreken van vier slecht verbreidende bosloopkevers (Mabelis en Van Velden, 1992). De vraag is onder andere of akkers met landbouwgewassen met een hoge bedekking wel een hoge weerstand hebben voor bosloopkevers.

Het effect van versnippering op aan bossen gebonden sprinkhanen en krekels is in Nederland niet onderzocht maar wel in Zweden. Plekken tot 10 ha, die als onderdeel van een metapopulatie beschouwd konden worden, bleken onbezet bij afstanden van enkele honderden meters (Kindval en Ahlen, 1992). In Nederland werd bij heide-sprinkhanen geen correlatie gevonden met isolatiematen maar wel met oppervlakte. In vervolgonderzoek werd bij één soort een effect van afstand tot de dichtstbijzijnde bezette plek gevonden (Mabelis en Mekenkamp, 1996). Van o.a. de boskrekkel wordt verondersteld dat ze beïnvloed door isolatie (Duijn en Kruseman, 1983).

Bij spinnen kon slechts bij één van de 81 in versnipperd landschap in Twente aangetroffen spinnen soorten worden aangetoond dat de kolonisatie kans werd beïnvloed door afstand (Mabelis, 1996).

Er is in Nederland vrijwel geen onderzoek gedaan aan het effect van de ruimtelijke rangschikking op bosvlinders. Er is onderzoek gedaan naar het dispersievermogen van de bosvlekvlinder (Verspui en Visser, 1988), waaruit bleek dat de soort zeer zelden afstanden groter dan 1 km aflegt. De maximale afstand was 3 km. Om te onderzoeken of potentiële geïsoleerde plekken inderdaad geschikt zijn, werden op drie plaatsen vijf vrouwtjes uitgezet. Op één plek leidde dat tot een populatie die zich drie jaren wist te handhaven, maar die nu uitgestorven is.

Bij een onderzoek aan drie heidevlinders werden bij twee soorten significante, maar zwakke correlaties gevonden met bereikbaarheid. De variatie tussen de drie jaren van het onderzoek was groot (Verspui, 1997). De drie onderzochte soorten zijn veel harder dan de gemiddelde bosvlinder (Bink, 1992). Wat een gunstig eigenschap is voor dispersie.

Van acht min of meer aan bos en bosranden gebonden bosvlinders zijn er vier gebonden aan rijk vochtig habitat (tabel 10). Dit, ook in het verleden al schaarse bostype, is door verdroging nog zeldzamer geworden. De ruimtelijke verspreiding zal zeker ook ongunstiger zijn geworden. Versnippering is dan ook een van de aangevoerde mogelijke verklaringen voor de vastgestelde sterke achteruitgang (Tax, 1989; Ministerie van LNV, 1989b; Bink, 1992). Zeven van de acht soorten vertonen een versnipperd verspreidingsbeeld in Nederland. Het ruimtebeslag van de meeste soorten is klein, zodat geïsoleerde populaties het lang kunnen uithouden op habitat plekken van enkele hectaren of minder (Bink, 1992), wat natuurlijk geen garantie is voor duurzaam voortbestaan van de soort.

De keizersmantel is uitgestorven in Nederland. De soort was gebonden aan eikenhakhout op arme bodems, een biotoop dat nog maar zeer weinig voorkomt (tabel 10). Ook de bosvlekvlinder profiteerde van kleinschalige hakhoutcultuur. Nu moet de soort het vooral hebben van kleinschalig bosbeheer, lichte begrazing, bospaden en open plekken in arme droge bossen van eik, berk en den. Depositie van stikstof en vergrassing van bossen heeft een negatief effect op het aanbod aan de voedselplanten (Van Dobben et al., 1992).

Doorsnijding en randeffecten

Bij een aantal loopkeversoorten is aangetoond dat drukke wegen absolute barrières zijn (Vermeulen, 1995). Mogelijk geldt dit ook voor niet-vliegende bosloopkevers. Bij dagvlinders is onderzoek gedaan aan de barrièrewerking van wegen, maar niet specifiek aan bosvlinders. In een Engels onderzoek waren wegen inderdaad een belemmering voor dispersie (Dennis, 1986). Bij Krasser-sprinkhanen en heide-sabelsprinkhaan wordt er van uitgegaan dat wegen breder dan 5 m een barrière zijn (Mabelis en Mekenkamp, 1996).

In cultuurlandschap in Twente wordt het ontbreken van rode bosmieren in veel bosjes in het cultuurlandschap toegeschreven aan het inwaaien van meststoffen (Mabelis en Soesbergen, 1989; Mabelis, 1991b). Deze vermesting leidt tot ruige, dichte vegetaties in de bosrand met een lage kwaliteit voor mieren. In minder intensief gebruikt cultuurlandschap in Polen werden de mieren in vergelijkbare bosjes wel aangetroffen (Mabelis, 1994).

Tabel 10 Eigenschappen van bosvlinders

Soort	Status; trend	Habitat; vocht; voedsel	Dispersie gedrag; kwetsbaarheid	Reproductie snelheid; aantal generaties	Ruimte- beslag; dichtheid
Eikepage	verspreid, weinig talrijk; geen	eikenbomen	honkvast; samenscholend; zeer kwetsbaar	zeer laag; 1	bijz. klein; zeer hoog tot vrij hoog
Bruine eikepage	vrij plaatselijk, schaars; afname	jonge stadia, bosranden, eiken- beukenbos; vochtig-droog; arm-matig arm	honkvast; territoriaal; vrij kwetsbaar	zeer laag; 1	klein; vrij hoog
Iepepage	uiterst plaatselijk, schaars; afname	Alno-Padion, iepenbomen; nat-vochtig; rijk	bijz. honkvast; samenscholend; bijz. kwetsbaar	laag; 1	bijz. klein; zeer hoog tot vrij hoog
Grote weerschijn- vlinder	vrij plaatselijk, schaars; afname	open oude/rand pionierveg., Elzen- en Wilgen- verbond; nat-vochtig; matig arm-rijk	honkvast; samenscholend; bijz. kwetsbaar	vrij laag; 1	vrij klein; laag tot gemiddeld
Grote ijsvogelvlinder	uiterst plaatselijk, zeer schaars; afname	open bos, ratelpopulier; vochtig-droog; matig arm-rijk	honkvast; samenscholend; zeer kwetsbaar	vrij laag; 1	vrij klein; laag tot gemiddeld
Kleine ijsvogelvlinder	tamelijk verspreid, vrij schaars; afname	open bos, grens elzen- broek met eiken-beukenbos; vochtig; matig arm-rijk	honkvast; territoriaal; bijz. kwetsbaar	vrij laag; 1	klein; vrij hoog
Rouwmantel	zeer plaatselijk, uiterst schaars; geen	arme eiken- beukenbossen; vochtig; arm-matig arm	zwerflustig; territoriaal; vrij hard	vrij hoog; 1	zeer groot; zeer tot vrij laag
Bosvlek-vlinder	plaatselijk, talrijk; afname	open bos/randen, Dennenbos en arme eiken- beukenbossen; vochtig-droog; arm-matig arm	honkvast; verkennend; matig hard	gemiddeld; 1	zeer klein; gemiddeld tot zeer hoog
Bont zandoogje	sterk verspreid, tamelijk talrijk; toename	open plekken in rijke eiken- beukenbossen; vochtig-droog; matig arm-rijk	vrij honkvast; territoriaal; vrij kwetsbaar	vrij laag; 1-3	klein; vrij hoog

Drie soorten bosvlinders zijn gebonden aan arme bodems. Zij zijn kwetsbaar voor vermessing. Bij vermessing verdwijnt in ieder geval Hengel, een van de voedselplanten van de bosvlekvlinder. De rupsen van de zeer zeldzame en bedreigde grote ijsvogelvlinder en grote weerschijnvlinder worden heel graag gegeten door vogels

(Tax, 1989; Bink, 1992). In houtwallen en bosjes in het kleinschalige cultuurlandschap zijn de dichtheden van bosvogels extreem hoog in vergelijking met grootschalige bosgebieden (Schotman et al., 1990). Waarschijnlijk is een hoge predatiedruk een deel van de verklaring van het schaarse voorkomen, en zijn deze soorten aangewezen op grote boskernen met lage dichtheden van rupsenetende vogels.

Afname van de dichtheid van kleine landschapselementen

Omdat de meeste ongewervelden maar een klein leefgebied hebben kunnen kleine landschapselementen al gauw habitat zijn voor de soort. In dat geval hoeven grote afstanden tussen bossen niet in het leven van één individu overbrugt te worden maar kan de afstand over meerdere generaties verdeeld worden. Bosvlinders kunnen niet leven in aaneengesloten donker bos, ze zijn allemaal aangewezen op open plekken, of bosranden. Lijnvormige landschapselementen zijn eigenlijk ook bosranden en lijken een belangrijke verbindende functie te hebben. Bij veel bosvlinders is dan ook waargenomen dat ze zich langs deze 'bosranden' door het open landschap voortbewegen (Tax, 1989). Uit onderzoek in Noorwegen is gebleken dat een opgaande lijnvormige begroeiing voor graslandvlinders juist een barrière is. Het gebruik van bosranden en kleine landschapselementen voor dispersie van bosvlinders of andere ongewervelden is nog niet gekwantificeerd.

6.3.5 Planten

Er is een groot aantal bosplanten dat gebonden is aan opgaande houtige begroeiing. Vrijwel al deze soorten kunnen echter ook groeien op plaatsen die, bij een strikte definitie van bos, niet tot bos gerekend kunnen worden. Een voorwaarde is dat de randeffecten niet te groot zijn. Alleen in extensief gebruikte kleinschalige houtwallenlandschappen is dat het geval. Veel (132) van deze bosplanten komen vrijwel uitsluitend voor op of nabij oude groeiplaatsen (Bremer, 1991; Dirx et al., 1993; Grashof-Bokdam en Geertsema, 1997). Slechts 9 van deze soorten worden in meer dan de helft van 22 studies genoemd. Er is dus nogal wat discussie over wat nu echt soorten van oude bossen zijn.

De binding met oude bossen wordt vrijwel altijd toegeschreven aan zowel het geringe dispersievermogen van de meeste soorten uit deze groep als aan mogelijke kwaliteitskenmerken van oude groeiplaatsen. Voor sommige soorten ligt de afgelegde afstand in de orde van grootte van enkele honderden meters in een periode van 150 jaar. De snelheid is o.a. afhankelijk van het verbreidingsmechanisme (Bremer, 1991). Voor een overzicht zie Van Ruremonde en Kalkhoven (1991). De uitbreiding van het bosareaal heeft dan ook nog lang niet op al deze soorten een effect gehad.

In de periode tussen 1983 en 1993, is de bosplantensoortenrijkdom van dennenbossen sterk toegenomen (Van Dobben et al., 1994; Van Tol et al., 1997) De auteurs schrijven dit verschijnsel toe aan verrijking van de bodem door rijping en depositie van stikstof. Hierbij gaat het echter niet om soorten van oude bossen. Het is niet echt bekend hoe lang het duurt voor een groeiplaats die als landbouwgrond in gebruik is geweest na omzetting in bos weer geschikt is voor planten van oude bossen. Een voorgeschiedenis als heide is gunstiger, dan als grasland, wat weer gunstiger is dan

als akkerland (Bremer, 1993). In het Voorsterbos in de Noordoostpolder hadden zich na 45 jaar veel slechte verbroeders nog niet gevestigd (Bremer, 1991). Waarschijnlijk moeten we voor de ontwikkeling van een complete flora eerder denken in termen van eeuwen dan van decennia. Echte oude groeiplaatsen die tenminste sinds het begin van de vorige eeuw bos zijn geweest zijn zeer schaars. Volgens de vierde bosstatistiek (CBS, 1985) behoort slechts 36 000 ha (11%) tot die categorie.

Dynamiek in de verspreiding van bos in Oost-Twente

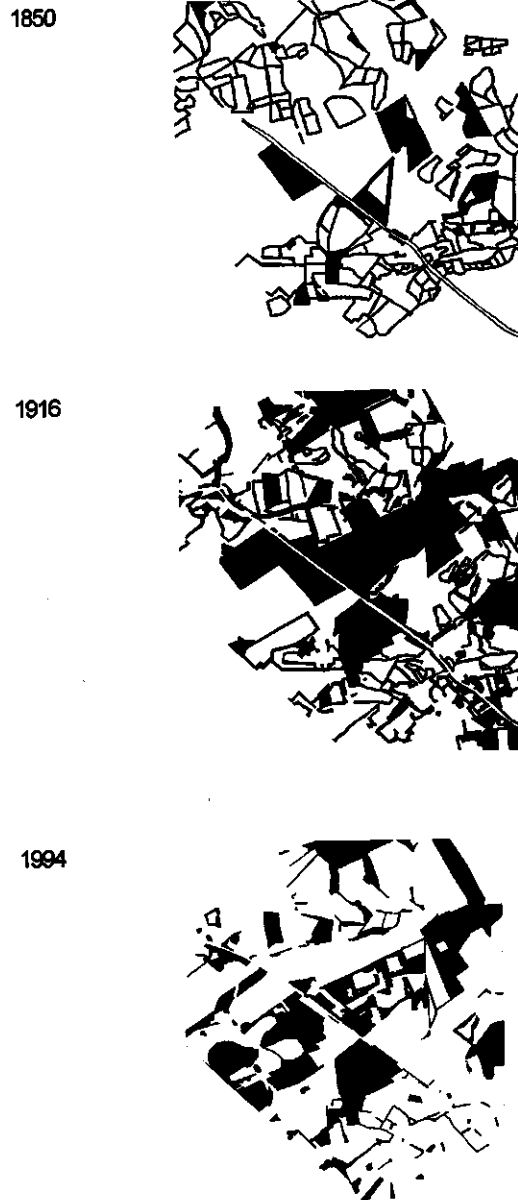


Fig. 4 Dynamiek in de verspreiding van bos in Oost-Twente

De kaart van een onderzoeksgebied in de omgeving van Losser Oost-Twente (fig. 4) is zeer illustratief in dit verband. In dit gebied is onderzoek gedaan naar het dispersievermogen van bosplanten (Grashof-Bokdam en Geertsema, 1997). Bij zes soorten werd een significante correlatie gevonden tussen het aantal kolonisaties en

de afstand tot oude nog bestaande groeiplaatsen. Bij een vergelijkbaar onderzoek naar de kolonisatie van nieuw aangelegde landschapselementen in Drenthe werden bij drie van acht soorten een significante correlatie gevonden (Grashof-Bokdam en Reijnen, 1997). De genetische similariteit tussen individuen in kleinschalig landschap bleek bij een afstand van 100 m sterk af te nemen. Deze afstand ligt in dezelfde orde van grootte als de afstand waarop de koloniseringskans volgens correlatief onderzoek sterk afnam (Grashof-Bokdam, 1997).

Uit een simulatie van de verbreiding van kamperfoelie blijkt dat de verbreiding door lijnvormige elementen waarschijnlijk heel lang duurt. Nieuwe bossen kunnen het best aansluiten bij oude groeiplaatsen (Grashof-Bokdam en Verboom, 1997). De hypothese van Van Dorp (1987) dat besdragende bosplanten die met name door aan bos gebonden standvogels gegeten worden vooral via lijnvormige elementen verbreid worden, is nog niet bevestigd. Deze hypothese blijkt in de praktijk zeer lastig te toetsen. Oude houtwallen en kleine bosjes zijn vaak refugia voor bosplanten en alleen al daarom van belang.

Uit bemestingsexperimenten en onderzoek naar het effect van atmosferische depositie van stikstof blijkt dat de meeste planten vooral gevoelig zijn voor de hoeveelheid stikstof. Omdat de depositie af neemt met de afstand tot landbouwgebied vormen randeffecten een belangrijk aspect van versnippering voor bosplanten. Vermesting leidt tot vergrassing en verzuuring (Van Dobben en Vocks, 1992).

6.4 Omvang

De omvang van het probleem is nog niet echt in kaart gebracht en dat zal ook niet op korte termijn lukken. De laatste jaren is het inzicht in de mechanismen die versnippering in populaties op gang brengen sterk toegenomen en zijn er instrumenten ontwikkeld om de effecten te beschrijven en te onderzoeken. Daarbij gaat het om landschapsmaten om versnippering te beschrijven, analysemethoden en simulatiemodellen (zie o.a. Verboom, 1996). De verzamelde kennis wordt ondergebracht in een kennissysteem (LARCH), waarmee landschappen en landschapsplannen geëvalueerd kunnen worden. Dit heeft als doel de kans op duurzaam voorkomen van een soort te toetsen aan een norm en werkt als volgt:

- er wordt een habitatkaart gegenereerd op basis van soorteisen;
- op basis van specifieke criteria worden habitatplekken en kernpopulaties onderscheiden waarvan de oppervlakte wordt bepaald;
- Deze waarden worden getoetst aan normen (Kalkhoven et al., 1996; Verboom et al., 1997);
- als de situatie op basis van de aanwezigheid van kernpopulaties geen garantie biedt voor een duurzame populatie kan het als netwerk nog wel duurzaam zijn; dus worden er landschapsmaten bepaald;
- De duurzaamheid wordt vervolgens bepaald op basis van de relatie met landschapsmaten (als dat mogelijk is).

Omdat de criteria, de normen en de relatie tussen landschapsmaten en duurzaamheid maar van weinig soorten bekend zijn wordt in eerste instantie gewerkt met

voorbeeldsoorten. Zij staan model voor soorten met een vergelijkbaar habitat, ruimtebeslag en dispersievermogen. De normen voor de omvang van kernpopulaties worden verzameld in de literatuur en berekend met behulp van modelsimulaties. De relatie tussen duurzaamheid en landschapsmaten wordt eveneens bepaald met modelsimulaties.

Bij gebrek aan gegevens over bijvoorbeeld het dispersievermogen van soorten kunnen ook denkbeeldige soorten gebruikt worden. In het kennissysteem kunnen ook regressiemodellen worden ondergebracht die de relatie tussen omvang, bereikbaarheid en bezettingskans beschrijven. Voor zowel simulatiemodellen als kennissystemen geldt dat de waarde niet vooral zit in de nauwkeurigheid van de voorspelling maar in de mogelijkheid verschillende ruimtelijke situaties met elkaar te vergelijken (Verboom, 1996). Voorbeelden van toepassingen van LARCH zijn te vinden in Reijnen et al. (1995) en het achtergronddocument van het project NVK-EHS.

Zolang dit kennissysteem nog in de kinderschoenen staat door gebrek aan soortspecifieke kennis kan alleen een verkennende studie inzicht bieden in de mate waarin en soortgroepen last hebben van versnippering.

Het is met het oog op beleidsmaatregelen zinvol onderscheid te maken op basis van de schaal waarop problemen zich voordoen en naar de ernst van de effecten. Een soort kan voor een specifiek gebied onderbezetting van het habitat laten zien, maar op regionale of landelijke schaal verder niet in het voortbestaan bedreigd zijn. Anderzijds is het mogelijk dat op bijvoorbeeld regionale schaal de samenhang van het netwerk voldoende is maar dat het geïsoleerd is en de totale omvang van het netwerk te gering voor duurzaam voortbestaan. In principe kan voor elke soort het habitat versnipperd zijn en is dus elke soort gevoelig.

Om de versnipperende gevolgen van de verdroging, verzuring en vermisting van het Nederlandse bos te kunnen inschatten, moet het habitat van een soort mede gedefinieerd of vertaald worden in termen van vochtigheid, zuurgraad en bemestings-toestand. Als we aannemen dat de relaties tussen grondwater, bodem en bosgroei-plaatsen (fysiotopen) enerzijds en de vegetatietypen volgens Van de Werf (1991) anderzijds voldoende beschreven zijn (De Vries en Al, 1992) dan moet dit mogelijk zijn. Het habitat van een soort wordt immers vaak beschreven met behulp van vegetatietypen.

6.5 Gevoeligheid

De gevoeligheid van bos voor versnippering is alleen aan te geven in combinatie met een definitie van dat bos als habitat voor een soort. Voor de ene soort kan een doorsnijding, de afname in omvang, de verwijdering van een bosje uit een netwerk, of het opwerpen van een barrière de druppel zijn die de emmer doet overlopen, terwijl dat voor de andere soort niets uitmaakt. Uit modelsimulaties blijkt dat doorgaans pas van versnippering sprake is als minder dan 20% van het landschap habitat is (Andr n, 1994). Voor kritische soorten is een dergelijk percentage al erg hoog. Soorten worden meestal kritisch aan de rand van hun verspreidingsgebied (Heack

en Hengeveld, 1979). Er is dus reden om aan te nemen dat soorten aan de rand van het verspreidingsgebied meer last hebben van versnipperd habitat dan in het centrum van het areaal.

6.6 Maatregelen

Met de keuze voor een ecologische hoofdstructuur (Ministerie van LNV, 1989a) is in Nederland al in hoofdlijnen vastgelegd hoe de gevolgen van versnippering bestreden gaan worden. Namelijk door natuurontwikkeling, concentratie van de inspanningen in gebieden waar al veel bos en natuur is, en het ontwikkelen van verbindingen. Voor een verantwoorde besteding van de middelen moeten voor de uitwerking van dit beleid nog veel vragen worden opgelost. Dat geldt o.a. voor de vormgeving en situering van verbindingszones.

Ook zullen op lokaal niveau de doelen concreet gemaakt moeten worden. Pas wanneer duidelijk is op welke ecosystemen en dus op welke daarbij behorende soorten de inrichting wordt afgestemd kan een ruimtelijke analyse plaatsvinden en worden de knelpunten zichtbaar. Op basis daarvan kunnen prioriteiten worden gesteld en kan gekozen worden uit het scala van mogelijkheden van mitigerende maatregelen, tot natuurontwikkeling (oppervlaktevergroting) en natuurproductie.

In de planvorming kan in de ontwerpfase gebruik gemaakt worden van optimaliseringsmodellen (Van Langevelde, 1994) en bij de planevaluatie van simulatiemodellen en kennissystemen. Diverse auteurs stellen een cyclisch planningsproces voor (Harms en Vlaanderen, 1992; Van den Aarsen, 1994; Opdam, 1991). Een voorwaarde voor behoud van biodiversiteit is dat ook de problemen verdroging, verzuring en vermessing worden opgelost.

6.7 Evaluatie

Het onderzoek naar de effecten van isolatie en oppervlakte op de soortenrijkdom van echte eilanden en habitateilanden, dat volgde op de publicatie van de eilandtheorie van MacArthur en Wilson (1967) kan gezien worden als voorloper van het onderzoek aan versnippering zoals dat nu plaatsvindt. Het uiteindelijke effect was dat er een ruimtelijke component werd toegevoegd aan het populatie-dynamisch onderzoek. Populaties van soorten hebben niet altijd als geheel dezelfde dynamiek, maar blijken vaak te bestaan uit delen met een eigen dynamiek gerelateerd aan de mate van uitwisseling en de verhouding in de oppervlakte goed en slecht habitat.

Naast de omvang, de mate van uitwisseling en de gevoeligheid voor milieufunctuaties speelt toeval een rol van betekenis. Via patroonstudies, en het kwantificeren van kolonisatie- en extinctiekansen is het onderzoek uitgekomen bij simulatiemodellen voor netwerkpopulaties van afzonderlijke soorten. Dit soort onderzoek vereist een uitgebreide kennis van habitateisen, ruimtegebruik, dispersiegedrag en allerlei demografische kenmerken als reproductievermogen en sterfte. Er is dan ook nog veel te doen om de omvang van de gevolgen van versnippering in kaart te brengen.

Op basis van de eigenschappen van soorten is goed te schatten of ze in het Nederlandse landschap last zullen hebben van versnippering. Noodzakelijk is een definitie van het habitat gerelateerd aan landsdekkende bestanden, zodat een verspreidingskaart van het habitat gemaakt kan worden. Er moeten duurzaamheidsnormen berekend worden voor de oppervlakte of draagkracht van min of meer geïsoleerde kerngebieden of netwerken met of zonder kern. En het dispersiegedrag moet worden gekwantificeerd in termen van maximaal binnen het leefgebied of tijdens dispersie te overbruggen afstanden. In een aantal gevallen kan volstaan worden met analyse van bestaande verspreidingspatronen. Daarnaast zal nog gericht onderzoek, naar met name dispersiegedrag, moeten plaatsvinden.

Bereikbaar wil ten eerste zeggen, dat de mate van uitwisseling op een zodanig niveau ligt dat de potenties van een plek of van een netwerk, in termen van overleven en reproduceren, benut worden. Ten tweede, dat er geen goede plekken buiten gebruik zijn doordat er onoverkomelijke barrières liggen of doordat de afstand te groot is en de plek niet ontdekt wordt.

Van nature zijn bossen heterogeen en is de bereikbaarheid niet overal optimaal. In een versnipperd habitat wordt, als er geen sprake is van absolute barrières, bereikbaarheid meestal per plek beschreven met de voor afstand gewogen som van de oppervlakte van plekken in de omgeving. De eisen die aan de mate van uitwisseling gesteld moeten worden, ten behoeve van uitwisseling van genen en puur overleven, zijn minder streng dan eisen ten behoeve van het handhaven van een hoog populatieniveau, oftewel een goede benutting van het habitat. Dus ook zonder dat er sprake is van genetische verarming of een grote kans op uitsterven kan een soort last hebben van versnippering.

7 Synthese van de milieubedreigingen

7.1 Verdroging, verzuring en vermesting

Uit de literatuur komt eenduidig naar voren dat een groot deel van het Nederlandse bosareaal in meer of mindere mate te maken heeft met verdroging, verzuring en vermesting. Uit de literatuurverkenningen (hoofdstuk 3, 4 en 5) komt naar voren dat bij lokale studies en effectgerichte bestrijding in de regel wel naar de samenhang tussen deze processen wordt gekeken, maar dat bij landelijke studies en brongerichte bestrijding meestal de afzonderlijke thema's in beschouwing genomen worden. Voor de synthese is gezocht naar een methode waarbij de effecten in hun onderlinge relaties ook op landelijk niveau in beeld gebracht kunnen worden en die eveneens een koppeling met een bostypologie mogelijk maakt waarin ook zeldzame boscot-systemen met een geringe bedekking zijn opgenomen.

Het bodemtype wordt centraal gesteld en als bron van gegevens gebruikt (fig. 5). Aan het bodemtype zijn standplaatseigenschappen (vochtstatus, basenstatus en nutriëntenstatus) gekoppeld (1). De verwachte *oorspronkelijke* eigenschappen worden herleid en als ecotoop beschouwd met daarbij een potentiële bosgemeenschap (2). Het verschil tussen de oorspronkelijke vochtstatus van een bodemtype en de grondwatertrappenkaart, die in de periode 1960-1988 tot stand is gekomen, geeft een beeld van de verdroging (3). Verzuring en vermesting zijn het gevolg van verdroging (4) en depositie (5). De overige relaties (6, 7, 8 en 9) worden niet in beschouwing genomen.

7.1.1 Werkwijze

De selectie van bodemeenheden van de Bodemkaart, schaal 1 : 50 000 (STIBOKA 1964-1994) waar volgens de bodemgebruikskaart (De Vries en Al, 1992; Van den Wijngaard, 1983) bos voorkomt, levert meer dan 1000 unieke eenheden op. Voor de geschiktheidsbeoordeling voor bosdoeltypen is dit aantal teruggebracht tot 38 (De Vries en Al, 1992), maar bij die indeling differentieert de bijbehorende water-, zuur- en nutriëntenhuishouding onvoldoende om ook zeldzame standplaatsen met een hoge natuurwaarde zichtbaar te kunnen maken. Daarom zijn nieuwe clusters samengesteld waarbij de volgende standplaatskenmerken het indelingscriterium vormen:

- Het grondwaterregime. De indeling is gebaseerd op de grondwatertrappen:
 - 1 zeer nat, grondwatertrap I
 - 2 nat, grondwatertrap II en II*
 - 3 matig nat, grondwatertrap III, III*, IV
 - 5 matig droog, grondwatertrap V
 - 6 droog, grondwatertrappen VI , VII, VIII

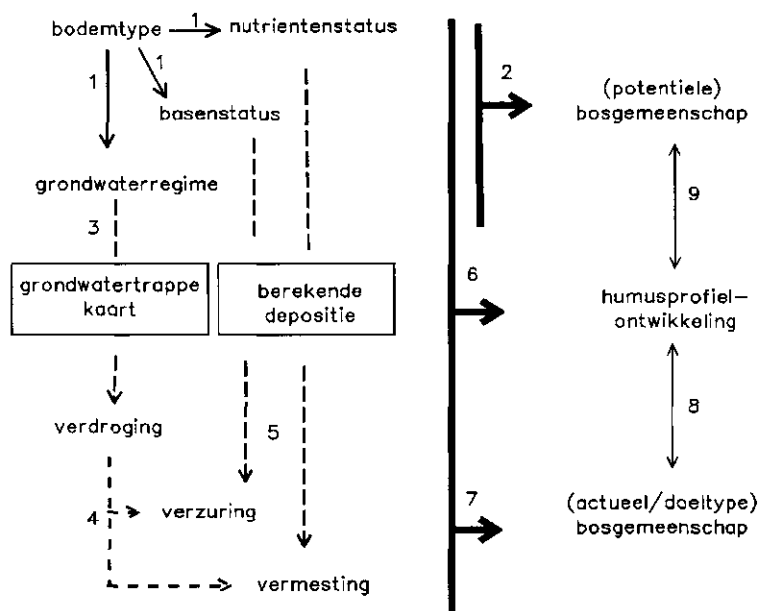


Fig. 5 Overzicht van relaties tussen standplaatseigenschappen en vegetatie (zie tekst voor verklaring van de nummers)

- De basenstatus. De indeling is gebaseerd op de conditionele werking van de factor water en de aard van het moedermateriaal:
 - 0V ombrotroof, veen; toevoer van basen via de neerslag
 - 0Z ombrotroof, zand; toevoer van basen via de neerslag
 - 1V basenarm, veen; toevoer van basen via grondwaterstroming door een arm sediment
 - 1Z basenarm, zand en leem; toevoer van basen via grondwaterstroming door een arm sediment
 - 2V basenrijk, veen; toevoer van basen via grondwaterstroming door een basenrijk sediment
 - 2Z basenrijk; zand en leem; toevoer van basen via grondwaterstroming door een basenrijk sediment
 - 2K basenrijk, klei en krijt; toevoer van basen via grondwaterstroming door een basenrijk sediment
- De nutriëntenstatus. De indeling is gebaseerd op de humificatie:
 - 1 nutriëntenarm; organische stof wordt vastgelegd als veen of stabiele humus
 - 3 matig nutriëntenrijk; trage omzetting van organische stof waarbij enige accumulatie optreedt
 - 5 nutriëntenrijk; snelle omzetting van organische stof

In totaal worden er dus $5 \times 7 \times 3 = 105$ clusters (ecotopen) onderscheiden. Aan deze ecotopen zijn met behulp van bestaande indelingen (De Vries et al., 1989; De Vries en Al, 1992; Kemmers en Van der Bolt, 1996; Hendriks, 1994) en deskundigen bodemtypen toegekend. Er is uitgegaan van de omstandigheden waarbij het betreffende bodemtype tot ontwikkeling is kunnen komen. Zo worden de beekbedgronden ingedeeld bij de natte, basische bodemtypen, ook al zijn inmiddels aanzienlijke oppervlakten verdroogd en verzuurd.

In aanhangsel 3 is een overzicht opgenomen van de toegedeelde bodemtypen. Een aantal bodemtypen die onder verschillende omstandigheden tot ontwikkeling kunnen komen zijn bij meerdere clusters ingedeeld. De bodemtypen zijn verdeeld over 25 ecotopen en vertegenwoordigen een oppervlakte van bijna 300 000 ha. De overige ecotopen zijn combinaties die niet voorkomen, bv. droge veengronden of basenrijke, nutriëntarme zandgronden.

Voor de meeste bodemtypen gaat basenrijkdom gepaard met een snelle omzetting van organische stof. Ongeveer 20 000 ha is niet toegedeeld, waarvan 10 000 ha opgehoogde gronden, water, dijken en een aantal bodemassociaties en onduidelijke bodemtypen. Gebieden waarvan geen grondwatertrap bekend is, worden niet bij de verwerking gebruikt, dat betreft eveneens ongeveer 10 000 ha.

De *verdroging* wordt bepaald aan de hand van het verschil tussen de verwachte oorspronkelijke grondwatertrap voor iedere toegedeeld bodemtype is vastgesteld en de grondwatertrappen zoals die op de bodemkaart voor het betreffende bodemtype staan aangegeven. Bij combinaties van grondwatertrappen, bv. I/II, is de bijbehorende oppervlakte evenredig verdeeld.

Er worden drie klassen onderscheiden, niet verdroogd (zelfde GT-klasse of natter), verdroogd (één GT-klasse) en sterk verdroogd (twee of meer GT-klassen). De grondwatertrappen VI en hoger worden als oorspronkelijk droog en dus niet verdroogd aangemerkt. Hoewel diep wortelende bomen dan soms nog van capillair grondwater kunnen profiteren, worden de boscystemen als grondwateronafhankelijk en ongevoelig voor verdroging beschouwd.

De *verzuring* wordt gebaseerd op de basenstatus. Er wordt onderscheid gemaakt tussen verzuringsgevoeligheid als gevolg van verdroging en de gevoeligheid voor zure depositie. Door verdroging kan bv. basenrijke kwel wegvallen, interne verzuring optreden of groter worden en de condities voor de inwerking van depositie verbeteren. Omdat het voorkomen van kwelcondities aan het maaiveld samenhangt met hoge grondwaterstanden, is bij verdroging onderscheid gemaakt tussen verdroging van de oorspronkelijk natte grondwatertrappen I en II en de minder natte grondwatertrappen III, IV en V.

De *vermesting* wordt gebaseerd op de nutriëntenstatus. Evenals voor verzuring wordt onderscheid gemaakt tussen interne vermesting die kan optreden als gevolg van verdroging en de gevoeligheid voor de depositie van stikstof. Evenals bij verzuring wordt onderscheid gemaakt tussen verdroging van de oorspronkelijk natte gronden (gt I en II) en de matig natte gronden (III, IV, V).

Bostypen

De indeling in potentieel natuurlijke bostypen van Van der Werf (1991) onderscheidt op associatieniveau 33 gemeenschappen (tabel 14). De gemeenschappen zijn aan de ecotopen toegedeeld op grond van het verband tussen de bodemclassificatie en de indeling in bosassociaties (Van der Werf, 1991). Bij onvoldoende gegevens en in twijfelgevallen is op het oordeel van deskundigen afgegaan. Een aantal gemeenschappen is aan één ecotoop gebonden, de meeste zijn echter aan twee of meer

ecotopen toegedeeld. Per ecotoop of groep ecotopen kan worden nagegaan of er verdroging is opgetreden en of de bodem verzurings- of vermistingsgevoelig is. Op deze wijze kan voor iedere bosgemeenschap een indicatie van de milieubedreigingen verdroging, verzuring en vermesting worden verkregen. De uitkomsten worden in klassen ingedeeld.

7.1.2 Resultaten en bespreking van de kaarten

Verdroging

De verschillen tussen de oorspronkelijke grondwatertrappen en de grondwatertrappen van de Bodemkaart zijn samengevat in tabel 11. De van oorsprong zeer natte gronden (GT I) omvatten een klein areaal, ruim 1200 ha. Daarvan was slechts 18% nog niet verdroogd. Voor de natte gronden (GT II) was dat percentage hoger (31%). De van oorsprong matig natte gronden (gt III/IV) zijn voor een belangrijk deel sterk verdroogd.

Tabel 11 Mate en areaal van verdroging van Nederlandse bosgronden

Oorspronkelijke grondwatertrap		Oppervlakte (ha)	Niet verdroogd (%)	Verdroogd (%)	Sterk verdroogd (%)
zeer nat	I	1 205	18	53	29
nat	II	17 195	31	41	28
matig nat	III, IV	65 493	19	22	59
matig droog	V	61 633	31	69	-
<i>Subtotaal</i>	<i>I-V</i>	<i>145 527</i>	<i>25</i>	<i>45</i>	<i>30</i>
droog	VI-VIII	153 477	100	-	-
Totaal ¹⁾		299 004	63	22	15

¹⁾ Het beschouwde bosareaal bedraagt 317 343 ha; van 18 339 ha was geen GT informatie bekend.

Met de resultaten is een verdrogingskaart van de Nederlandse bosgebieden samengesteld (kaart 1). De hoge zandgronden, zoals de Veluwe, de Utrechtse Heuvelrug, zijn in bodemkundig opzicht niet verdroogd. De meeste lagere zand-, maar ook veengronden in het oosten en zuiden van het land zijn min of meer verdroogd. Opvallend is dat de kleigronden in de Flevopolders als sterk verdroogd staan aangegeven. Het betreft poldervaaggronden waaraan een oorspronkelijke grondwatertrap III of V is toegekend, maar die in de Flevopolders vaak een GT VI hebben. Het klasseverschil van meer dan 1 maakt dat ze bij de sterk verdroogde gronden zijn ingedeeld. Voor de Flevopolders is dit echter niet juist omdat voor deze gronden de oorspronkelijke situatie nooit heeft gegolden.

Verzuring

De gevoeligheid voor verzuring van de verschillende standplaatstypen staat aangegeven in tabel 12. Er zijn drie klassen onderscheiden die gebaseerd zijn op het zuurbufferende proces en de omvang van de buffercapaciteit. Zo hebben basenrijke

lithotrofe zandgronden en kleigronden dezelfde (calcium)buffer, maar is de buffercapaciteit van de zandgronden veel kleiner. Daardoor zijn de meeste zandgronden wel en de kleigronden niet als verzuringsgevoelig aangemerkt.

De standplaats van slechts 8% van het Nederlandse bosareaal is niet-verzuringsgevoelig en 2% is matig gevoelig. De rest is verzuringsgevoelig. Hieronder vallen de droge zandgronden die een kleine kationenbuffer hebben. Hierop komt meer dan de helft van de totale oppervlakte bos voor. Op kaart 2 is te zien dat de verzuringsgevoelige gronden domineren. Grotere bosgebieden met niet-verzuringsgevoelige gronden liggen in de Flevopolders (klei) en in het westen (laagveen). Verder zijn in het oosten de oligotrofe veengebieden en in Zuid-Limburg verschillende klei- en lössgronden niet verzuringsgevoelig.

Tabel 12 Gevoeligheid voor verzuring van de Nederlandse bosbodems (Bosbodems die gevoelig zijn voor verzuring zijn vet gedrukt, matig gevoelig cursief en weinig tot niet gevoelig romein)

Basenstatus		Totale opp. (ha)	GT I+II (%)	GT I+II verdroogd (%)	GT III-V (%)	GT III-V verdroogd (%)	GT VI-VIII (%)
Ombrotroof basenarm	veen	2 332	13	80	5	1	-
	zand	249 658	0	1	7	31	61
Lithotroof basenarm	veen	5 901	43	49	5	3	-
	zand	14 140	3	29	49	19	-
Lithotroof basenrijk	veen	1 166	45	50	5	-	-
	zand	8 689	2	18	41	33	6
	klei/leem	17 118	9	1	22	67	-
Totaal gevoelig		269 645	0	3	9	31	57
Tot. matig gevoelig		5 493	7	29	64	-	-
Totaal niet gevoelig		23 866	22	11	17	48	2
Totaal		299 004	2	4	11	32	51

Vermesting

De gevoeligheid voor vermisting van de verschillende bodemsoorten staat aangegeven in tabel 13. Er zijn drie klassen onderscheiden die gebaseerd zijn op snelheid van de nutriëntenkringloop.

Bijna 28 000 ha (9%) van het Nederlandse bosareaal is de standplaats niet-vermestingsgevoelig en ruim 113 000 ha (38%) matig gevoelig. De rest, ongeveer 158 000 ha (53%), is vermestingsgevoelig. Hieronder vallen de droge zandgronden

en de natte, basenarme veengronden. Kaart 3 laat, afgezien van de Veluwe en de Utrechtse Heuvelrug, een rijk geschakeerd beeld zien van de gronden die gevoelig, matig gevoelig en niet gevoelig zijn voor vermesting.

Tabel 13 Gevoeligheid van de bodem van de Nederlandse bossen voor vermesting (Bosbodems die gevoelig zijn voor vermesting zijn vet gedrukt, matig gevoelig cursief en niet gevoelig romein)

Nutriënten-kringloop	Tot. opp. (ha) (=100%)	GT I+II (%)	GT I+II verdroogd (%)	GT III-V (%)	GT III-V verdroogd (%)	GT VI-VIII (%)
Langzaam	225 095	0	<i>0</i>	6	<i>29</i>	64
Matig	46 051	9	<i>16</i>	26	<i>31</i>	18
Snel	27 858	4	15	24	55	2
Totaal gevoelig	157 812	0	0	8	0	92
Totaal matig gevoelig	113 334	4	8	11	71	7
Totaal niet gevoelig	27 858	4	15	24	55	2
Totaal	299 004	2	4	10	32	51

Verzuring en vermesting

Over het algemeen zijn de basenrijke klei-, veen- en kalkrijke zandgronden niet verzuringsgevoelig vanwege de buffervoorraad calcium. Basenarme, regenwaterafhankelijke zandgronden met een kleine kationenbuffercapaciteit zijn verzuringsgevoelig en hebben ze een trage nutriëntenkringloop waardoor ze ook gevoelig zijn voor vermesting. Veel verzuringsgevoelige gronden hebben echter een matig snelle en een klein percentage een snelle nutriëntenkringloop, waardoor ze iets 'rijker' zijn en de (kationen)buffer sneller met basische kationen aangerijkt kan worden. Gronden die zowel gevoelig zijn voor verzuring als voor vermesting komen vooral voor in Drenthe, Overijssel, de Achterhoek en in Noord-Brabant (kaart 4). Het betreffen vooral (leemhoudende) fijnzandige gronden. Combinaties van gronden die niet of matig vezuringsgevoelig zijn met gronden die niet of matig vermestingsgevoeligheid zijn komen bij slechts ca. 12% van de Nederlandse bosgronden voor.

Bostypen

Voor (combinaties van) de ecotopen van de 33 bostypen is het areaal verdroogde, verzuringsgevoelige en vermestingsgevoelige groeiplaatsen berekend. Bij verdroging is onderscheid gemaakt in verdroogd en niet verdroogd en bij verzuringsgevoeligheid en vermestingsgevoeligheid in gevoelig en niet gevoelig. De berekende oppervlakten zijn ingedeeld in vier klassen, aangezien er geen absolute waarde aan de resultaten mag worden toegekend. Een ecotoop kan de potentiële groeiplaats van verschillende bostypen zijn en omgekeerd hoeft de hele oppervlakte van een ecotoop niet de potentiële groeiplaats van een bostype te zijn, bij voorbeeld omdat de betreffende gemeenschap aan een bepaald plantendistrict is gebonden. De resultaten staan in tabel 14 waarin ook de geschatte oppervlakten van de bostypen zijn opgenomen (Van der Werf, 1991).

Tabel 14 Geschatte oppervlakte in Nederland ingedeeld in klassen¹⁾ per bostype volgens Van der Werf (1991) en een schatting van de verdroging en de gevoeligheid van de bodem voor verzuring en vermisting.

	A	B	C	D	E	F
1. Korstmos-Dennenbos (Cladonio-Pinetum)	4	3	5	0	3	3
2. Kussentjes-Dennenbos (Leucobryo-Pinetum)	7	5	7	1	3	3
3. Kraaihei-Dennenbos (Empetro-Pinetum)	6	4-5	6	1	3	3
4. Kraaihei-Berkenbos (Empetro-Betuletum)	4-5?	4	5	1	3	3
5. Berkenbroek (Periclymeno-Betuletum pubescentis)	5	3-4	5-6	3	2	3
6. Berken-Zomereikenbos (Betulo-Quercetum roboris)	9	5	10	1	3	3
7. Idem, vochtig (idem, molinietosum)	8-9	4-5	9	3	3	3
8. Wintereiken-Beukenbos (Fago-Quercetum petraeae)	10	5-6	12	2	3	3
9. Idem, vochtig (idem, molinietosum)	6-7	3?	8?	3	2	3
10. Elzen-Eikenbos (Lysimachio-Quercetum)	7	4	11	3	2	3
11. Duin-Eikenbos (Convallario-Quercetum)	6	3-4	7	1	3	3
12. Velbies-Beukenbos (Luzulo-Fagetum)	6	1-2	7	0	3	3
13. Gierstgras-Beukenbos (Milio-Fagetum)	7	4-5	10-11	3	2	1
14. Parelgras-Beukenbos (Melico-Fagetum)	6	2-3	7	3	2	1
15. Kalkbeukenbos (Carici-Fagetum)	1-2	0	3?	3	2	1
16. Esdoorn-Essenbos (Aceri-Fraxinetum)	1-2	1	2	3	1	0
17. Eiken-Haagbeukenbos (Stellario-Carpinetum)	6-6	4	7-8	3	2	1
18. Idem, Kamperfoelierijk (idem, periclymenotosum)	6	2-3?	7	3	3	2
19. Duin-Berkenbos (Crataego-Betuletum)	5-6	3	7	2	3	3
20. Abelen-Iepenbos (Violo odoratae-Ulmetum)	4	2	5	2	3	3
21. (droog) Essen-Iepenbos (Fraxino-Ulmetum)	7	5	12	2	3	3
22. Idem, Elzenrijk (idem, alnetosum)	5-6	3?	12	2	3	3
23. Vogelkers-Essenbos (Pruno-Fraxinetum)	5	2-3	6	2	3	2
24. Bosmuur-Elzenbos (Stellario-Alnetum)	1	0	1-2	2	3	3
25. Elzenbronbos (Chrysosplenio-Alnetum)	2	1	3	3	0	3
26. Essenbronbos (Carici remotae-Fraxinetum)	1	1	1-2	3	0	3
27. Ruigt-Elzenbos (Filipendulo-Alnetum)	6	2?	8-9	3	1	2
28. Kalk-Elzenbroek (Circio-Alnetum)	1	0	2	3	3	3
29. Gewoon Elzenbroek (Carici elongatae-Alnetum)	7	5	7-8	3	2	1
30. Moerasvaren-Elzenbroek (Thelypterido-Alnetum)	3-4	2-3	5-6	3	0	3
31. Elzen-Berkenbroek (Alno-Betuletum)	4	2-3	6-7	2	3	3
32. Koningsvaren-Elzenbroek (Carici laevigatae-Alnetum)	1-2	1	4-5	2	3	3
33. Schietwilgenbos (Salicetum albae)	6	3-4	8	1	0	1

¹⁾ A, B en C

D, E en F

Klasse	Oppervlakte (ha)
1	1-3
2	3-10
3	10-30
4	30-100
5	100-300
6	300-1 000
7	1 000-3 000
8	3 000-10 000
9	10 000-30 000
10	30 000-100 000
11	100 000-300 000
12	meer dan 300 000

Klasse	Percentage van de oppervlakte (%)
0	0-10
1	10-30
2	30-60
3	60-100

7.1.3 Evaluatie

Bij de methode die voor de synthese van de verdroging, verzuring en vermisting is ontwikkeld, staat de bodem centraal. Daaraan zijn kengetallen voor het oorspronkelijke grondwaterregime, de basenstatus en de nutriëntenkringloop toegekend en er zijn (potentiële) bostypen gerelateerd. Hoewel hiervoor zoveel mogelijk van bestaande indelingen gebruik is gemaakt, is een aantal bodemeenheden op grond van deskundigenkennis ingedeeld. Nagegaan is welke veranderingen in het grondwaterregime zijn opgetreden en welke ecotopen verzurings- en vermistingsgevoelig zijn als gevolg van verdroging of atmosferische depositie. Vervolgens is aangegeven in welke mate dit een rol speelt bij de verschillende bosgemeenschappen.

Uit de vergelijking van de verwachte oorspronkelijke grondwatertrappen van de bodemtypen met de grondwatertrappen op de Bodemkaart blijkt dat de helft van het bos min of meer grondwaterafhankelijk is (GT I t/m GT V). Van dit areaal is 75% verdroogd, waarvan meer dan de helft zodanig dat de verbinding met het grondwater verbroken is.

Bij verzuring is geen rekening gehouden met het buffermechanisme, maar wel met de buffercapaciteit en de hydrologische situatie (grondwatertrap, verdroogd/niet verdroogd). Dit resulteert erin dat slechts 8% van de bodem van de Nederlandse bossen niet gevoelig en 2% matig gevoelig is voor verzuring. Bij ongeveer de helft van de verzuringsgevoelige gronden zijn de mogelijkheden voor aanvulling van de buffercapaciteit marginaal. Gronden met een snelle nutriëntenkringloop zijn over het algemeen niet gevoelig voor vermisting. Dat betreft 9% van de Nederlandse bosgronden. Matig gevoelig is ruim 38% en niet gevoelig 53%.

Er is geen samenhang geconstateerd tussen verdroging en verzuringsgevoeligheid of vermistingsgevoeligheid, wel tussen verzuringsgevoeligheid en vermistingsgevoeligheid. De standplaats van alle (potentiële) bostypen worden in verschillende mate door één, maar meestal door alle drie de milieufactoren bedreigd. Andere overzichten waarin de milieubedreiging op vergelijkbare wijze zijn weergegeven (zie o.a. aanhangsel 2) komen soms tot andere conclusies. Bedacht moet worden dat hieraan vaak verschillende methoden, uitgangspunten en doelen ten grondslag liggen.

7.2 Versnippering

De synthese voor versnippering is uitgevoerd als een verkenning van de gevolgen van versnippering voor de bosvlekvlinder.

In het kader van de NVK '97 is een methode ontwikkeld om op basis van gridcellen van 500 m × 500 m voor heel Nederland habitatkaarten te maken voor bossoorten. Daarvoor moet het habitat van de soort gedefinieerd worden door middel van een fysiotope en bostypen op basis van de bosstatistiek. De bostypen staan voor een combinatie van leeftijd en boomsoort. De fysiotope zijn gedefinieerd door de bosdoeltypengroepen van ALBOS (De Vries en Al, 1992).

Als voorbeeld is deze methode toegepast op de bosvlekvlinder (fig. 6). Om de oppervlakte habitat te bepalen, is uit het ALBOS-bestand per gridcel van 500 m × 500 m de oppervlakte arm tot matig arm, vochtig tot droog bos geselecteerd en uit het bestand van de bosstatistiek de oppervlakte Eiken-, Berken- en Dennenbos. Aangenomen is dat het areaal van deze bostypen de potentiële oppervlakte habitat weerspiegelt. Het potentiële oppervlakte zal slechts voor een beperkt deel werkelijk habitat zijn omdat de noodzakelijke waardplanten, een goede vegetatiestructuur en een geschikt microklimaat niet overal voorkomen.

De omvang van een gebied met een duurzame populatie in Drenthe is ongeveer 3 ha (Verspui en Visser, 1988). Als maat voor de bereikbaarheid is gekozen voor de hoeveelheid habitat binnen een straal van 3 km, de maximale dispersieafstand. In dit voorbeeld is geen rekening gehouden met afstand, maar een naar afstand gewogen som behoort tot de mogelijkheden.

Vervolgens zijn we er van uit gegaan dat de kans op aanwezigheid het hoogst is wanneer zowel de oppervlakte potentieel habitat als de bereikbaarheid maximaal zijn. Onder deze aanname blijkt dat het habitat in midden-oost Nederland buiten de Veluwe sterk versnipperd is. Binnen de in figuur 6 getoonde bosgebieden komt de soort in werkelijkheid alleen nog voor op de Veluwe. Het gevonden kaartbeeld geeft dus een goede voorspelling van de actuele situatie.

De invloed van verdroging, vermesting en verzuring op het potentieel areaal habitat is in deze studie niet onderzocht. Wel kan uit vergelijking van figuur 6 met kaart 1, 2 en 3 worden geconcludeerd dat in de kleinere verspreid liggende bossen de gevoeligheid voor en belasting van milieuvloeden groot is. De kans op aanwezigheid van de bosvlekvlinder, zoals aangegeven in figuur 6, zal daardoor eerder lager dan hoger uitvallen als rekening wordt gehouden met de milieuvloeden.

Met vrij beperkte gegevens en heldere aannames kan op vergelijkbare wijze de verspreiding van het habitat van in principe alle bossoorten onderzocht worden en vergeleken met de werkelijke verspreiding. Om de actuele bezetting van een gebied ten opzichte van de potentiële bezetting te onderzoeken moet de situatie met een natuurlijke bereikbaarheid als referentie dienen.

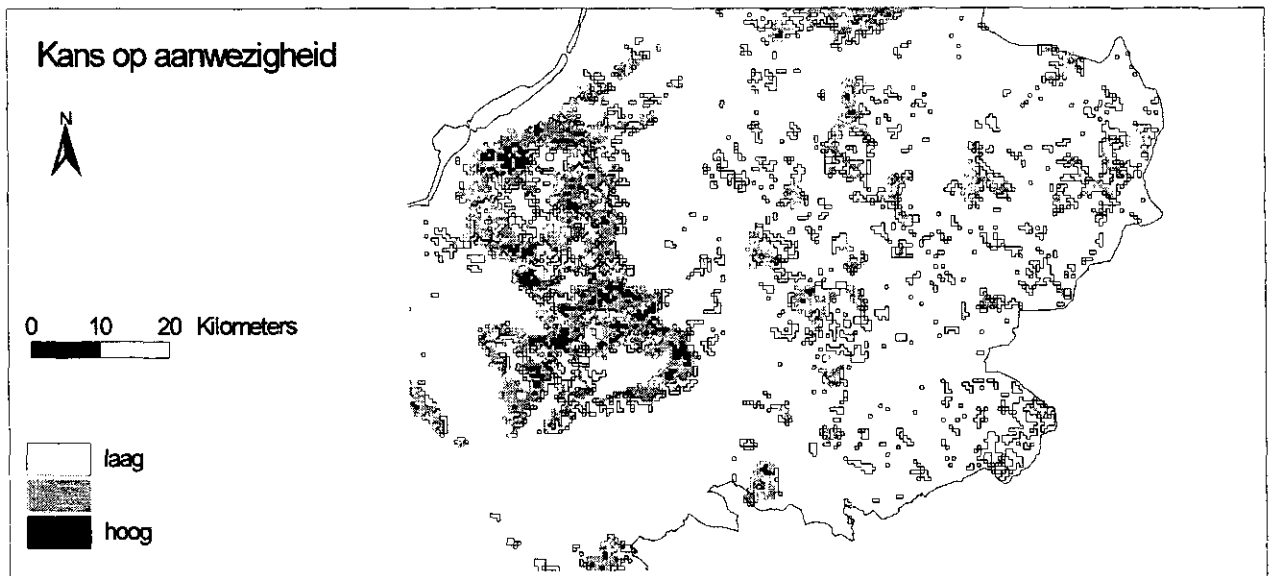
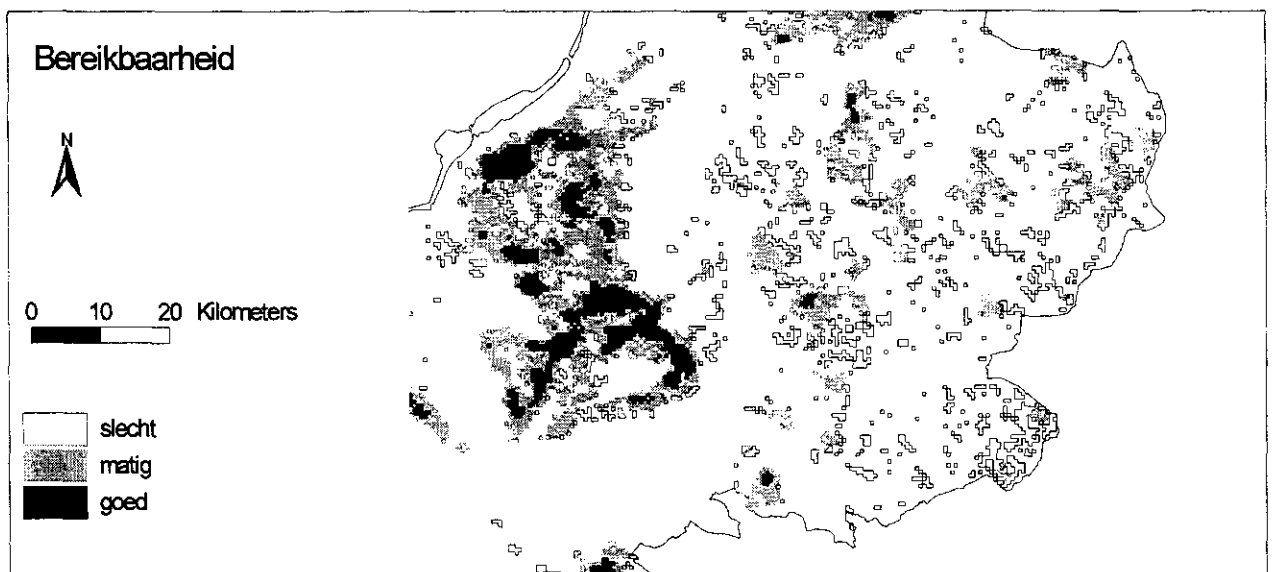
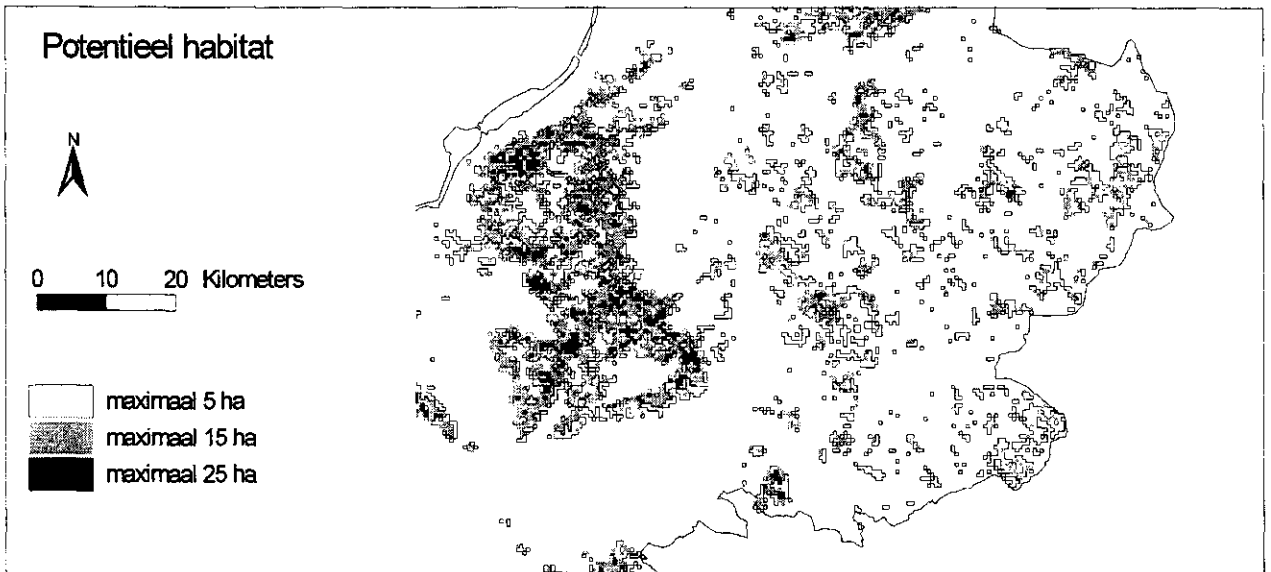


Fig.6 Versnippering habitat bosvlekvlinder in midden-oost Nederland

8 Conclusies

Verdroging heeft een zeer negatieve invloed op met name natte bosccosystemen met een hoge natuurwaarde. Door de verdroging veranderen de natuurlijke processen waardoor zowel de verscheidenheid, als de compleetheid, de natuurlijkheid en de kenmerkendheid ernstig worden aangetast. Verdroging tast de voor Nederland meest zeldzame bosccosystemen aan, zoals de Essen- en Elzenbronbossen en de Elzen- en Berkenbroekbossen.

In de literatuur bestaat redelijke overeenstemming over de omvang van het areaal natte en vochtige bossen (25%-35%) en het areaal verdroogde bossen (22%-29%). De verschillen vloeien voornamelijk voort uit verschillen in definiëring en methode.

Op basis van het geschatte oorspronkelijke grondwaterregime is berekend dat van het huidige bosareaal 145 500 ha (49%) op gronden staat met oorspronkelijk een grondwatertrap I tot en met V. Vergelijking van deze oorspronkelijke grondwatertrappen met de huidige, laat zien dat van deze oorspronkelijk natte en vochtige bossen 45% verdroogd is en 30% sterk verdroogd. Van de oorspronkelijk droge bossen (grondwatertrap VI-VIII) is aangenomen dat deze weinig tot niet zijn verdroogd. Als het gehele bosareaal in ogenschouw wordt genomen (natte, vochtige en droge bossen), dan is 22% verdroogd en 15% sterk verdroogd. Verdroogde bosgebieden komen verspreid over het gehele bosareaal voor, met name in de kleinere boscomplexen op de lager gelegen gronden.

Verzuring speelt over grote oppervlakten en bedreigt zowel algemene als zeldzame bosccosystemen zoals respectievelijk Wintereiken-Beukenbossen en Duin-Eikenbossen. Het versnelt het natuurlijke bodemverzuringproces, echter in zo'n mate dat de verscheidenheid en mogelijk ook de duurzaamheid van bosccosystemen worden bedreigd.

Op basis van zuurbufferende processen en buffercapaciteit is berekend dat slechts 8% (23 866 ha) van het bosareaal op niet-verzuringsgevoelige gronden (met name kleigronden, lössgronden en de meeste veengronden) staat en 2% (5 493 ha) op matig gevoelige gronden (basenrijke zandgronden). Het overige areaal (90%) is wel verzuringsgevoelig en bestaat voornamelijk uit zandgronden en lithotrofe basenarme veengronden. Niet-verzuringsgevoelige gronden komen voor in het riviereengebied, de IJsselmeer-polders, het westelijk veenweidegebied, de noordoostelijke veengebiedjes, en in Zuid-Limburg.

Door vermesting veranderd de nutriëntenbeschikbaarheid en de voedingsstoffen-balans waardoor de verscheidenheid, natuurlijkheid en kenmerkendheid ernstig worden aangetast. Vermesting vormt een bedreiging voor bosccosystemen die voorkomen op voedselarme groeiplaatsen zoals de Kostmos-Dennenbossen, Kraaiheide-Dennenbossen. Maar ook op wat rijkere groeiplaatsen kunnen door veranderingen in concurrentiepositie en verruiging negatieve verschuivingen in de verscheidenheid optreden, zoals in de algemene Berken-Zomereikenbossen of in het zeldzame Koningsvaren-Elzenbroekbos.

De gevoeligheid voor vermessing is geschat op basis van de snelheid van de nutriëntenkringloop. Hieruit blijkt dat 53% (158 000 ha) gevoelig is voor vermessing, 38% (113 000 ha) matig gevoelig en slechts 9% niet gevoelig is voor vermessing. Vermestingsgevoelige bosgronden komen verspreid over het gehele bosareaal voor, maar het zijn met name de droge zandgronden en de natte, basenarme veengronden.

Er is op dit moment nog te weinig informatie om een uitspraak te kunnen doen over de mate van versnippering van het Nederlandse bos. De mate van versnippering van leefgebieden voor bosplanten en -dieren wordt bepaald door de hoeveelheid, kwaliteit en de samenhang van het leefgebied. De gevolgen van versnippering op de verspreiding en de populatiedichtheid van bossoorten zijn bovendien sterk soort specifiek. Om die in kaart te brengen moet nog veel soortspecifieke kennis worden verzameld. Het is echter wel duidelijk dat door elk aspect van versnippering de omvang van populaties kleiner worden, waardoor de kans op uitsterven en ook de gevoeligheid voor de kwaliteit van het leefgebied groter wordt.

Effecten van versnippering worden versterkt naarmate de milieubedreigingen, zoals verdroging, verzuring en vermessing, groter zijn. Enerzijds nemen door de milieubedreigingen de fluctuaties in de omvang van plant- en dierpopulaties toe, anderzijds is er meer leefgebied nodig voor een duurzaam bestaan. Voor veel soorten zijn deze milieubedreigingen de oorzaak van het proces van versnippering waardoor het natuurlijke migratieproces ernstig wordt verstoord. De huidige ingezette weg van natuurontwikkeling en functie versterking in waardevolle gebieden lijkt de beste wijze om de gevolgen van versnippering te verminderen.

9 Aanbevelingen

Gezien de ernst van de milieubedreigingen voor de natuurwaarden van bos moeten gerichte maatregelen worden genomen ter behoud van duurzaam functionerende en zeldzame ecosystemen. Gezien de aard van de bedreigingen zullen de maatregelen zeer divers moeten zijn en een stevige verankering moeten hebben in zowel het bos- als het milieubeleid.

Maatregelen ter bescherming of herstel van bedreigde of aangetaste boscossystemen moeten in eerste instantie gericht zijn op het herstel van de natuurlijke processen. Daarnaast kunnen er tijdelijke of preventieve maatregelen worden genomen om een goede uitgangssituatie te creëren.

Als onderdeel van het uitvoeren van maatregelen wordt het aanbevolen de effecten daarvan te volgen zodat de effectiviteit en algemene bruikbaarheid kan worden geëvalueerd. Op dit moment gebeurt het monitoren van maatregelen nog weinig, niet systematisch en/of onvolledig (bv. alleen grondwaterstanden). Monitoring kan vrij extensief worden uitgevoerd, maar is het meest zinvol indien het langjarig gebeurt.

Het is zinvol beleidsondersteunende methoden te ontwikkelen waarmee op verantwoorde wijze lokaties kunnen worden geselecteerd waar maatregelen dringend noodzakelijk zijn, maar tevens kansrijk zijn. Naast ontwikkeling van een instrumentarium is het hiervoor noodzakelijk over actuele basisgegevens te beschikken (bijv. grondwater- en bodemkaart).

Door bij de toedeling van bodemtypen kengetallen op te nemen voor het belangrijkste buffermechanisme en de grootte ervan kan extra informatie worden verkregen over de verzuringsgevoeligheid.

Om tot optimale lokatiekeuzen te komen waarmee versnippering terug gedrongen kan worden, is het nodig kennissystemen en simulatiemodellen verder te ontwikkelen. Hiervoor moet echter nog veel ontbrekende informatie en kennis worden verzameld over verspreidingsgedrag en habitatgebruik/groeiplaatseisen.

Literatuur

Aarsen, Lilian van den, 1994. *Randvoorwaarden voor natuurlijke kwaliteit in pleistocene zandgebieden, een onderzoek vanuit persistentietheorie in het perspectief van planning*. Wageningen, Landbouwniversiteit Wageningen, Proefschrift.

Al, E.J. (red.), 1995. *Natuur in bossen. Ecosysteemvisie bos*. Wageningen, IKC Natuurbeheer, Rapport 14.

Al, E.J., 1996. *De Ecosysteemvisie Bos*. Wageningen, Informatie- en Kenniscentrum Natuurbeheer. Rapport R-14.

Amstel, A.R. van, L.C. Braat en A.C. Garritsen, 1989. *Verdroging van natuur en landschap in Nederland: beschrijving en analyse*. 's-Gravenhage, Ministerie van Verkeer en Waterstaat. Deel 1: Hoofdrapport, Deel 2: Technisch rapport.

Andrén, Henrik, 1994. Effects of habitat fragmentation on bird and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.

Apeldoorn, Rob C. van, Jan P. Knaapen, Peter Schippers, Jana Verboom, Hans van Engen en Henk Meeuwse, 1997. *Simulation models as tools to evaluate scenarios for the badger in the Netherlands*. Wageningen, IBN-DLO, Rapport (in voorbereiding).

MacArthur, R.H. en E.O. Wilson, 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton, Princeton University Press.

Bak, A. en A. Lagendijk, 1995. *Ruimtegebruik van de rode eekhoorn, *Sciurus vulgaris* L., in een gefragmenteerd habitat*. Utrecht, Universiteit van Utrecht, Doctoraalverslag 951220.

Bakker, J.J. B. van Dessel en F.J. van Zadelhoff, 1989. *Natuurwaardekaart 1988: natuurgebieden, bossen en natte gronden in Nederland*. 's-Gravenhage, Ministerie van LNV / Rijksinstituut voor Natuurbeheer, SDU uitgeverij.

Begeleidingsgroep 'Houtoogststatistiek en prognose oogstbaar hout', 1994. *Houtoogst in het Nederlandse bos 1988 tot en met 1992*. Wageningen, Overleggroep Houtvoorziening en Houtproductie.

Bekhuis, F.H.W.M., J.B. Latour en R. Reiling, 1994. *De toestand van het milieu in het landelijk gebied*. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne. Deel 1: hoofdrapport, deel 2: naslagwerk.

Berg, M.C. van den (red), 1990. *De versnippering van het Nederlandse landschap, onderzoeksprogrammering vanuit zes discipline benaderingen*. Rijswijk, RMNO, Publicatie 45.

- Bergers P.J.M. en P.F.M. Opdam, 1996. *Versnippering en populaties: een verklarende woordenlijst*. Wageningen, IBN-DLO, rapport 229.
- Bergmans, W. en A. Zuiderwijk, 1986. *Atlas van de Nederlandse Amfibieën en Reptielen en hun bedreiging*. Hoogwoud, KNNV, uitgave 39.
- Beringen, R., N. Kwint, H. Hazelhorst en P. Bremer, 1994. *Flora en fauna van de Ootmarsumse stuwwal*. Zwolle, Provincie Overijssel, Basisrapport Milieu-inventarisatie.
- Beugelink, G.P. en F.A.M. Claessen, 1996. Verdroging: Is dat eigenlijk nog wel een probleem? *H2O* (29)5: 125-128.
- Beugelink, G.P., F.A.M. Claessen en J.H.C. Muelschlegel, 1992. *Effecten op natuur van grondwater-winning ten behoeve van beleidsplan drink- en industriewatervoorziening en MER*. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Rapport 714305010.
- Bink, F.A., 1992. *Ecologische atlas van de Dagvlinders van Noordwest Europa*. Haarlem, Schuyt en Co.
- Bot, A.P., 1996. *Een oriëntatie op maatregelen tegen verdroging*. Zoetermeer, Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging, Rapport 14.
- Bouwma, I.M. en A.F.M. Olsthoorn (red.), 1997. *Trends ecologisch functioneren bossen*. Wageningen, DLO-Instituut voor Bos en Natuuronderzoek, Rapport 284.
- Boxman, A.W. en H.F.G. van Dijk, 1988. *Het effect van landbouw ammonium deposities op bos- en heidevegetaties*. Nijmegen, Katholieke Universiteit Nijmegen.
- Braat, L.C., A. van Amstel, E. Nieuwhof, J.Runhaar en J.B. Vos, 1987. *Verdroging in Nederland: probleemverkenning*. 's-Gravenhage, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.
- Bremer, P., 1991. *Het Voorsterbos: over de ontwikkeling van flora en fauna*. Leersum, IBN-DLO, Rapport 2600.
- Bremer, P., 1993. De ontwikkeling van de flora en vegetatie in de bossen van de Noordoostpolder. *NBT* 65: 199-203.
- Broekhuizen, S., 1991. De betekenis van het Nederlandse bos voor de boom-bewonende zoogdieren: eekhoorn en boommarter. *NBT* 66 (11/12): 341-347.
- Broekhuizen, S., B. Hoekstra, V. van Laar, C. Smeenk en J.B.M. Thissen, 1992. *Atlas van de Nederlandse zoogdieren*. Utrecht, Sticht. Uitg. Kon. Ned. Natuurhist. Ver.

- Buis, Jaap, 1985. *Historia Forestis: Nederlandse bosgescheidenis deel 1 en 2*. Utrecht, HES Uitgevers.
- Burg, J. van den en A.F.M. Olsthoorn, 1994. *Verslag van het landelijk bemestingsonderzoek in bossen 1986 t/m 1991*. Wageningen, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek. Rapporten 101-106.
- CBS, 1966. *De Nederlandse bosstatistiek. Deel 9 Nederland, 1952-1963*. 's-Gravenhage, Staatsuitgeverij.
- CBS, 1971. *De Nederlandse bosstatistiek 1964-1968*. 's-Gravenhage, Staatsuitgeverij.
- CBS, 1985. *De Nederlandse Bosstatistiek deel 1: de oppervlakte bos 1980-1983*. 's Gravenhage, Staatuitgeverij.
- CBS, 1990. *Algemene milieustatistiek 1989*. Voorburg, Centraal bureau voor de Statistiek, Staatsuitgeverij.
- CBS, 1991. *De Nederlandse bosstatistiek*. 's-Gravenhage, Centraal Bureau voor de Statistiek, Staatsuitgeverij.
- COLN-TNO, 1958. *De landbouwwaterhuishouding van Nederland*. Commissie Onderzoek Waterhuishouding Nederland (COLN-TNO), Rapport 1-12.
- Dennis, R.L.H., 1986. Motorways and cross-movements. An insect's mental map of the m56 in Cheshire. *Bulletin of the Amateur Entomologists' Society* 45: 228-243.
- Dirkx, G.H.P., J.T.R. Kalkhoven, W.C. Knol en A.H.F. Stortelder, 1993. *Typologie van lijnvormige beplantingen in Nederland*. Wageningen, SC-DLO/IBN-DLO, Rapport 184.
- Dobben, Han Frederik van, 1992. *Vegetation as a monitor for deposition of nitrogen and acidity. (vegetatie als monitor voor depositie van stikstof en zuur)*. Wageningen, IBN-DLO, Rapport 2896.
- Dobben, H.F. van en M.J.M.R. Vocks, 1992. *Effect van bekalking en bemesting met fosfor, magnesium en kalium op de ondergroei van eiken- en dennenopstanden op arme gronden*. Wageningen, IBN-DLO, Rapport 92-22.
- Dobben, H.F. van, G.M. Dirkse, C.J.F. ter Braak en C.O. Tamm, 1992. *Effects of acidification, liming and fertilization on the undergrowth of a pine forest stand in Central Sweden*. Wageningen, IBN-DLO, Rapport 92-21.
- Dobben, H. F. van, M.J.M.R. Vocks, E. Jansen en G.M. Dirkse, 1994. *Veranderingen in de ondergroei van het Nederlandse dennenbos over de periode 1985-1993*. Wageningen, IBN-DLO, Rapport 85.

- Dorp, D. van, 1987. *Verbreiding van besdragende planten in een Twents houtwallenlandschap; een vooronderzoek*. Leersum, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Rapport 87/27.
- Dorp, D. van en P.F.M. Opdam, 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape ecology* 1(1): 59-73.
- Duijn, M. en G. Kruseman, 1983. *De krekels en sprinkhanen in de Benelux*. Amsterdam, ERLA, KNNV Uitgave 34.
- Duvigneaud, P. en S. Denaeyer-De Smet, 1973. Biological cycling of minerals in temperate deciduous forests. In: D.E. Reichle (ed.). *Analysis of temperate forest ecosystems*. New York, Springer Verlag, Ecological studies 1, pp. 199-225.
- Dijk, Arend van, 1996. Het twaalfde BMP-jaar, 1995. *Sovon Nieuws* 9(3):9-12.
- Erisman, J.W., 1991. *Acid deposition in the Netherlands*. Bilthoven, National Institute of Public Health and Environmental Protection, Report 723001002.
- Erisman, J.W. en A. Bleeker, 1995. Emissie, concentratie en depositie van verzurende stoffen. In: G.J. Heij en T. Schneider (eds.) *Eindrapport Additioneel Programma Verzuuringsonderzoek, derde fase (1991-1994)*. Bilthoven, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Rapport 300-05: 9-62.
- Foppen, R., L. Verheggen en H. Erkenbosch, 1995. Zomernesten van de hazelmuis in Zuid-Limburg. *Natuurhistorisch Maandblad* 84: 200-212.
- Geer, F.C. van en J.M.J. Gieske, 1995. *Standaard meetprotocol verdroging. Richtlijnen voor meetnetontwerp en analyse van de meetgegevens*. Zoetermeer, Nationaal onderzoeksprogramma Verdroging, Rapport 15-2.
- Gool, C.R. van en H. de Mars, 1990. *Verdrogingsonderzoek Limburg*. Maastricht, Provincie Limburg, Hoofdgroep V.W.M.
- Grashof-Bokdam, C. J., 1997. Forest plants in an agricultural landscape in the Netherlands: effects of habitat fragmentation. *Vegetation science* (in druk).
- Grashof-Bokdam, C. J. en W. Geertsema, 1997. The effect of isolation and history on colonization patterns of plant species in secondary woodland. In: Carla Grashof-Bokdam. *Colonization of forest plants: the rule of fragmentation*. Wageningen, IBN-DLO, Scientific Contributions 5.
- Grashof-Bokdam, C. J. en R. Reijnen, 1997. Colonization patterns of forest plants in newly developed woodlots in an agricultural landscape in relation with connectivity. In: Carla Grashof-Bokdam. *Colonization of forest plants: the rule of fragmentation*. Wageningen, IBN-DLO, Scientific Contributions 5.

- Grashof-Bokdam, C. J. en J. Verboom, 1997. Diaspore: Modelling dispersal of plant species in forest patches in an agricultural landscape. In: Carla Grashof-Bokdam. *Colonization of forest plants: the rule of fragmentation*. Wageningen, IBN-DLO, Scientific Contributions 5.
- Grashof-Bokdam, C. J., J. Jansen & M.J.M. Smulders, 1997. Dispersal patterns of *Lonicera priclymenum* analyzed by genetic analysis. In: Carla Grashof-Bokdam. *Colonization of forest plants: the rule of fragmentation*. Wageningen, IBN-DLO, Scientific Contributions 5.
- Green, R.N., R.L. Towbridge en K. Klinka, 1993. Towards a taxonomic classification of humus forms. Bethesda, MD, *Forest Science Monograph* 29.
- Gremmen, N.J.M., J. Wiertz en G. van Wirdum, 1987. Formele effectvoorspellingen met betrekking tot natuurlijke vegetaties. In: R.S.E.W. Leuven en F.J.J. Bles (eds.) *Verdroging in Nederland*, congresverslag 11, Utrecht, Stichting Natuur en Milieu: 153-157.
- Groot Bruinderink, G.W.T.A. en E. Hazebroek, 1996. Ungulate Traffic Collisions in Europe. *Conservation Biology*, volume 10, No. 4: 1059-1067.
- Hagemeijer, E.J.M. & T.J. Verstrael (eds.), 1994. Bird Numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects. *Poste appendix of the proceedings of the 12th International Conference of IBCC and EOAC*, Noordwijkerhout, The Netherlands. Voorburg/Heerlen, Statistics Netherlands & SOVON, Beek-Ubbergen.
- Hanski, Ilkka en Chris D. Thomas, 1994. Metapopulation dynamics and conservation: a spatially explicit model applied to butterflies. *Biological Conservation* 68: 167-180.
- Harms W.B. en B.W.L. Vlaanderen, 1992. *De casco-benadering*. Wageningen, SC-DLO, Rapport 230.
- Harrisson, Susan, 1991. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biological Journal of the Linnean Society* 42: 73-88.
- Heack, J. en R. Hengeveld, 1979. Biogeografie en Oecologie: over verschillen in de mate van voorkomen binnen het soortareaal. *Vakblad voor Biologen* 59: 26-31
- Hekhuis, H.J., J.G. de Molenaar en D.A. Jonkers, 1994. *Het sturen van natuurwaarden door bosbedrijven. Een evaluatiemethode voor multifunctionele bossen*. Wageningen, IBN-DLO, Rapport 78.
- Hendriks, C.M.A., 1994. *De verdrogingstoestand en verdrogingsgevoeligheid van het Nederlandse bos*. Wageningen, Staring Centrum, Rapport 289.

- Heybroek, H.M., 1984. Bosbeheer ten behoeve van natuurwaarden. *NBT* 56 (9/10): 229-239.
- Hilgen, P.R. (red.), 1995. *De vitaliteit van bossen in Nederland in 1995: verslag meetnet bosvitaliteit*. Wageningen, Informatie- en Kenniscentrum Natuurbeheer, Rapport 20.
- Hut, R.M.G. van der, J. de Jong en E.R. Osieck, 1992. *Biologie en bescherming van de Kerkuil Tyto alba: aanzet tot het beschermingsplan*. Zeist, Vogelbescherming, Technisch rapport 7.
- IBN-DLO, 1990. *Deelprogramma ruimtelijke rangschikking: de ecologische hoofdstructuur als ruimtelijk concept*. Arnhem, IBN-DLO, Projectenbundel 1990.
- IBN-DLO, 1994. *Ruimtelijke netwerken voor de overleving van planten en dieren*. Wageningen, IBN-DLO, projectenbundel 1994.
- Jaarsveld, J.A. van en D. Onderdelinden, 1991. *TREND; An analytical long term deposition model for multi-scale applications*. Bilthoven, Rijksinstituut voor de Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Rapport 228603009.
- Jonkers, D.A. en G.W. de Vries, 1977. *Verkeersslachtoffers onder de fauna*. Zeist, Vogelbescherming Nederland.
- Joosten, J.H.J. en T.W.M. Bakker, 1987. *De Grootte Peel in verleden, heden en toekomst*. Driebergen, Staatsbosbeheer, Rapport 88-4.
- Kalkhoven, Jan, Rob van Apeldoorn, Paul Opdam en Jana Verboom, 1996. Worden onze natuurgebieden groot genoeg? Schatting van benodigde oppervlakte leefgebied voor kernpopulaties van een aantal diersoorten. *Landschap* 13: 5-15.
- Kemmers, R.H., 1996. Humusprofielen en bodemprocessen. *Landschap* (13)3: 157-168.
- Kemmers, R.H. en F.J.E. van der Bolt, 1996. *Een fysiotoptypologie voor beekdal-landschappen. Een ruimtelijke schematisatie van het beekdallandschap voor het Geïntegreerd Ruimtelijke Evaluatie-Instrument voor Natuurontwikkelings Scenario's (GREINS)*. Wageningen, Staring Centrum, Rapport 502.
- Kemmers, R.H., J.M.J. Gieske, P. Veen en L.M.L. Zonneveld, 1995. *Standaard meetprotocol verdroging. Voorlopige richtlijnen voor monitoring van anti-verdrogingsprojecten*. Zoetermeer, Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging, Rapport 15-2.
- Kindvall, O. en I. Ahlen, 1992. Geometrical Factors and Metapopulation Dynamics of the Bush Cricket, *Metrioptera bicolor* Philippi (Orthoptera,

Tettigoniidae) *Conservation Biology* 6: 520-529.

Klap, J.M. en P.Schmidt, 1992. *Maatregelen om effecten van eutrofiëring en verzuring in bossen tegen te gaan*. Wageningen, Landbouwniversiteit, Hinkeloord Reports 3.

Klap, J.M. en P.Schmidt, 1995. *Maatregelen om effecten van eutrofiëring en verzuring in bossen tegen te gaan*. Wageningen, Landbouwniversiteit, Hinkeloord Reports 13.

Kleijn, M.H.J., H.M. Beije en A. Bleeker, 1996. De effecten van de integrale notitie mest- en ammoniakbeleid op de ammoniakproblematiek in relatie tot natuur en bos in de ecologische hoofdstructuur. Wageningen, Informatie en Kenniscentrum Natuurbeheer.

Klinka, K., R.N. Green, R.L. Towbridge en L.E. Lowe, 1981. *Taxonomic classification of humus forms in ecosystems of British Columbia*. B.C. Min. For. Land Manage. B.C. Victoria, Report 8.

Koop, H., 1981. *Vegetatiestructuur en dynamiek van twee natuurlijke bossen: het Neuenburger en Hasbrucher Urwald*. Wageningen, PUDOC, Verslagen landbouwkundige onderzoeken 904.

Koop, H., 1986. Omvormingsbeheer naar natuurlijk bos: een paradox? *NBT* 58(1/2): 2-11.

Koop, H.G.J.M., 1992. Het uitgangspunt: spontane processen in bossen. In: *Voordrachten gehouden op het symposium Natuurontwikkeling in bosbedrijven*. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Dorschkamp rapport 677: 49-62.

Kros, J., J.E. Groenenberg en C. van der Salm, 1996. *Validation and application of soil acidification models at local, national and European scale: a compilation of articles of the models NuCSAM, ReSAM and SMART*. Wageningen, DLO Winand Staring Centre, Report 98.

Kwak, Robert en Jan Stronks, 1994. *Broedvogel-inventarisatie Korenburgerveen 1994*. Winterswijk, Vogelwerkgroep Zuidoost-Achterhoek.

Kwak, R.G.M., L.A.F. Reijrink, P.F.M. Opdam en W. Vos, 1988. *Broedvogeldistricten van Nederland: een ruimtelijke visie op de Nederlandse avifauna*. Wageningen, Pudoc.

Langevelde, Frank van, 1994. Conceptual integration of landscape planning and landscape ecology, with a focus on the Netherlands In: E.A. Cook and H.N. van Lier (eds.). *Landscape Planning and Ecological Networks*. Amsterdam, Elsevier.

Latour, J.B. en R. Reiling, 1991. *On the MOVE. Concept voor een nationaal effecten model voor de vegetatie*. Bilthoven, Rijksinstituut voor

Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Rapport 711901003.

Locher, W.P. en H. de Bakker, 1991. *Bodemkunde van Nederland, deel 2*. Den Bosch, Malmberg.

Londo, G., 1988. *Nederlandse freatofyten*. Wageningen, PUDOC.

Londo, G., 1991. *Natuurbeheer in Nederland. Deel 4. Natuurtechnisch bosbeheer*. Wageningen, PUDOC.

Mabelis, A., 1990. Natuurwaarden in cultuurlandschappen. *Landschap 7*: 253-268.

Mabelis, A., 1991a. Wood ants in Fragmented Woodlands. *Proceeding of the 4th ECE/XIII.SIEEC*: 757-761.

Mabelis, A., 1991b. Relatie tussen het bos en zijn minifauna. *NBT 62*: 326-334.

Mabelis, Abraham, 1994. Flying as a survival for wood ants in a fragmented landscape (Hymenoptera, Formicidae). *Memorabilia zoologica*, 48: 147-170.

Mabelis, Abraham, 1996. Forest floor spiders of woodlots in an agricultural landscape. *Ekologia Polska 44*: 119-136.

Mabelis, A. en E. Mekenkamp, 1996. Grasshoppers in fragmented habitats. *Proceedings of the section Experimental and Applied Entomology, Volume 7*: 151-152.

Mabelis, A. en M. Soesbergen, 1989. Verspreiding van rode bosmieren in relatie tot grootte en isolatie van hun woongebieden. in: W.N Ellis (ed.). *Insektenfauna en Natuurbeheer*. Wet. Med. KNNV 192: 49-52.

Mabelis, A.A. en M.C. van Velden, 1992. *Bosjes in cultuurlandschap als ecologische eilanden voor ongewervelden; de rol van oppervlakte en isolatie*. Wageningen, IBN-DLO, Rapport 92-9.

Meerjarenplan, 1984. *Meerjarenplan Bosbouw*. Tweede Kamer der Staten Generaal, Vergaderjaar 1984, 18 630, nrs. 1-2.

Ministerie van Landbouw, visscherij en voedselvoorziening, 1948. *De Nederlandsche boschstatistiek*. 's-Gravenhage, Staatsuitgeverij- en uitgeverijbedrijf.

Ministerie van LNV, 1989a. *Natuurbeleidsplan*. 's-Gravenhage, Ministerie van LNV.

Ministerie van LNV, 1989b. *Beschermingsplan Dagvlinders*, 's-Gravenhage, Min. van Landbouw en Visserij.

Ministerie van LNV, 1993. *Bosbeleidsplan*. 's-Gravenhage, Ministerie van LNV.

Ministerie van VROM, 1989. *Bestrijdingsplan verzuring*. Min. van VROM, 's-Gravenhage, SDU-uitgeverij. Tweede kamer der Staten Generaal, Vergaderjaar 1988-1989, 18225, nr.31.

Ministry of Transport, Public Works and Water Management, 1995. Habitat fragmentatie en infrastructuur. *Proceedings of the International conference on habitat fragmentation infrastructure and the role of ecological engineering*.

Mulder, J.L., 1996. *Egels en auto's: een literatuurstudie*. Versnipperingsreeks deel 27. Delft, RW-DWW, Publicatie 96-068.

Müskens, Gerard, 1994. Waarnemingen uit de laatste vijf jaar. Boommarters, zeker weten! *Zoogdier*, 5(1): 15-19.

Nabuurs, G.J., 1992. *Effecten van verdroging op het Nederlandse bos*. Utrecht, Informatie- en Kenniscentrum NBLF, Rapport 13.

Natuurbeschermingsraad, 1989. *Beekbegeleidende broekbossen*. 's-Gravenhage, Ministerie van LNV.

Natuurverkenning, 1997. *Natuurverkenning '97*. Alphen a.d. Rijn, Samsom H.D. Tjeenk Willink.

Nieuwenhuizen, W. en R.C. van Apeldoorn, 1995. *De mogelijke verstoring van eekhoorns door verkeer: een oriënterend onderzoek*. Delft, RW-DWW, versnipperingsreeks 25.

Noorden, Bouna van, Paul Opdam en Alex Schotman, 1988. Dichtheid van bosvogels in geïsoleerde loofbosjes. *Limosa* 61: 19-25.

Opdam, P., 1988. Populations in fragmented landscape. In: K.F. Schreiber (ed.). *Connectivity in landscape ecology. Proceedings of the second international seminar of the IALE in Munster, Munstersche Geografische arbeiten* 29: 75-77.

Opdam, P., 1991. De Visie Landschap. Ecologische kwaliteit en de cascobenadering. *Landschap* 8(3): 201-207.

Opdam, Paul, 1994. Mitigatie en compensatie: Hoe meten we de effectiviteit. *Landschap* 11: 61-70.

Opdam, P. en R. Hengeveld, 1990. Effecten op planten- en dierpopulaties. In: M.C. van den Berg (red). *De versnippering van het Nederlandse landschap, onderzoeksprogrammering vanuit zes discipline benaderingen*. Rijswijk, RMNO, Publicatie 45: 95-158.

Opdam, P. en A. Schotman, 1986. De betekenis van structuur en beheer van

bossen voor de vogelrijkdom. *NBT* 58(1/2): 21-33.

Opdam P., R. Foppen, R. Reijnen en A. Schotman, 1995. The landscape ecological approach in bird conservation: integrating the metapopulation concept into spatial planning. *IBIS* 137: 139-146.

Post, Frans, Arno Braam en Ronald Buskens, 1990. *Vogels in Midden Brabant*. Oisterwijk, Werkgroep voor vogel- en natuurbescherming Midden Brabant.

Prak, H., 1996. *Regeling Gebiedsgerichte Bestrijding Verdroging (GEVEBE). 1e voortgangsrapportage*. Utrecht, Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij / Dienst Landinrichting en Beheer Landbouwgronden.

Probst, A., F. Lelong, D. Viville, P. Durand, B. Ambroise en B. Fritz, 1995. Comparative hydrochemical behaviour and element budgets of the Aubre (Voges massif) and Mont-Lozère (Southern Massif Central) Norway spruce forested catchments. In: G. Landmann en M. Bonneau (eds.). *Forest decline and atmospheric deposition effects in the French mountains*. Berlin, Springer-Verlag, pp. 203-225.

Putter, P.J. de, J. van der Vlies en J.M. Verschuuren, 1995. *Vernattingschade als gevolg van verdrogingsbestrijding: een bestuurlijk-juridische analyse*. 's-Gravehage, Nationaal Onderzoeks-programma Verdroging, Rapport 18-1.

Reijnen, Rien, 1995. *Disturbance by car traffic as a threat to breeding birds in the Netherlands*. Molenaarsgraaf, Optima druk, Proefschrift Univ. van Leiden.

Reijnen, R., W.B. Harms, R.P.B. Foppen, R. de Visser en H.P. Wolfert, 1995. *Rhine-Econet Ecological networks in river rehabilitation scenarios: a case study for the Lower Rhine*. Lelystad, RIZA, Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment, Report 58-1995.

Reit, H.J., P.C. Jansen, H.Th.L. Massop en J.M.P.M. Peerboom, 1996. Onderzoek en maatwerk voor verdrogingsbestrijding op het landgoed 'De Wildenborch'. *H20* 29(19): 550-554.

RIVM, 1991. *Nationale Milieuverkenning 2*. Alphen aan de Rijn, Tjeenk Willink BV.

RIVM, 1992. *Milieudiagnose 1991, deel II: Luchtkwaliteit*. Bilthoven, Rijksinstituut van Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Rapportnummer 222101022.

RIVM, 1993. *Nationale Milieuverkenning 3, 1993-2015*. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Centraal Planbureau, Adviesdienst voor verkeer en vervoer, Landbouw-Economisch Instituut. Alphen aan de Rijn, Tjeenk Willink BV.

RIVM, 1996. *Achtergronden bij: Milieubalans 96*. Alphen aan de Rijn, Tjeenk

Willink BV.

RIZA, 1995. *Verdrogingskaart van Nederland*. Lelystad, Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalbehandeling (RIZA) / Interprovinciaal Overleg (IPO).

Rolf, H.L.M., 1989. *Verlaging van de grondwaterstanden in Nederland*. Delft, Dienst Grondwaterverkenning TNO; Lelystad, Rijkswaterstaat, Dienst Binnenwateren RIZA.

Ruitenbeek, Wim, Kees (C) J.G. Scharringa en Piet J. Zomerdijk, 1990. *Broedvogels van Noord-Holland*. Assendelft, Stichting samenwerkende vogelwerkgroepen Noord-Holland.

Ruremonde, R.H.A.C. van en J.T.R. Kalkhoven, 1991. Effects of woodlot isolation on the dispersion of plants with fleshy fruits. *J. of Veg. Sc.* 2: 377-384.

Schotman, A., 1997. Effecten van habitatversnippering op vogels en zoogdieren. *Limosa* 70(1): 37.

Schotman, A., P. Opdam en H. Sierdsema, 1990. Avifauna in houtlandschappen; naar een voorspellend model voor de effecten van herinrichting. *Landschap* 7: 3-15.

Schotman, Alex, Paul Opdam en Cajo ter Braak, 1994. Bosvogeldichtheden in Nederland: verschillen door klimaat, landschap of bosgeschiedenis. *Landschap* 11: 3-17.

Schutz P.R. en G. van Tol (red.), 1982. *Aanleg en beheer van bos en beplantingen*. Wageningen, PUDOC.

Siepel, H., 1992. *Bosgebonden fauna: een faunistische aanvulling op bosgemeenschappen*. Arnhem, IBN-DLO, Rapport 92-33.

SOVON, 1987. *Atlas van de Nederlandse vogels*. Arnhem, SOVON.

SOVON, 1988. Nieuwe aantalsschattingen van de Nederlandse broedvogels. *Limosa* 61: 151-162.

SOVON, 1996. Het twaalfde BMP-jaar, 1995. *SOVON-nieuws* 9: 9-12.

Stevens, R.A.M., J. Runhaar en C.L.G. Groen, 1987. *Het CML-ecotopensysteem*. Leiden, Centrum voor Milieukunde, Mededelingen 34.

Stiboka, 1964-1994. *Bodemkaart van Nederland, Schaal 1 : 50 000*. Wageningen, Stiboka/ DLO-Staring Centrum.

Tax, M.H., 1989. *Atlas van de Nederlandse dagvlinders*. 's-Gravenland/

Wageningen, Vereniging tot behoud van Natuurmonumenten in Nederland/Vlinderstichting.

Tol, G. van, H.F. van Dobben, P Schmidt and J.M. Klap, 1997. Biodiversity of Dutch forest ecosystems as affected by receding groundwater levels and atmospheric deposition. *Forest Ecology en Management*, in druk.

Veen, H.E. van de, 1979. *Foodselection and habitat use in the red deer (Cervus elaphus L.)*. Groningen, dissertatie Univ. van Groningen.

Veen, G.J. van der en A.C. Garritsen, 1994. *Kennisoverzicht ecohydrologie*. Lelystad, Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging. Rapport 7.

Verboom, Jana, 1994. Een modelstudie naar de effecten van infrastructuur op dispersiebewegingen van dieren. Versnipperingsreeks deel 23. DWW, Rapport W-DWW-94-728.

Verboom, Jana, 1996. Modelling fragmented populations: between theory and application in landscape planning. Wageningen, IBN-DLO, Scientific Contributions 3.

Verboom, J. en A.G.M. Schotman, 1994. Responses of metapopulations to a changing landscape. In: E.J.M. Hagemeyer en T.J. Verstrael (eds.), 1994. Bird Numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects. *Poste appendix of the proceedings of the 12th International Conference of IBCC and EOAC*, Noordwijkerhout, The Netherlands. Voorburg/Heerlen, Statistics Netherlands en SOVON, Beek-Ubbergen: 117-121.

Verboom, Jana, Alex Schotman, Paul Opdam and Johan A.J. Metz, 1991. European nuthatch metapopulations in a fragmented agricultural landscape. *Oikos*, 61: 149-156.

Verboom, J., P.C. Luttikhuis en J.T.R. Kalkhoven, 1997. Minimumarealen voor dieren in duurzame populatienetwerken. Wageningen, IBN-DLO, Rapport 259.

Vermeulen Hendrik J.W., 1995. *Road-side verges: habitat and corridor for carabid beetles of poor sandy and open areas*. Wageningen, Agricultural University Wageningen, Thesis.

Verspui, Karin, 1997. *Factors influencing the distribution of three butterfly species in a landscape of heathland fragments*. Manuscript, in voorbereiding.

Verspui, Karin en Sybe Visser, 1988. *Onderzoek aan een populatie bosparelmoervlinders (Mellicta athalia)*. Wageningen, Landbouwniversiteit Wageningen vakgroep natuurbeheer, verslag 981.

Vos, Claire C. & Paul Opdam, 1992. *Landscape Ecology of a Stressed Environment*. London, Chapman & Hall.

- Vos, W. en A.H.F. Stortelder, 1988. *Vanishing Tuscan landscapes*. Ph.D. Thesis, University of Amsterdam.
- Vries, F. de en E.J. Al, 1992. *De groeiplaatsgeschiktheid voor bosdoeltypen in beeld met ALBOS*. Wageningen, Staring Centrum, Rapport 234.
- Vries, F. de en C.M.A. Hendriks, 1996. *Invloed van grondwaterstands daling op bossen en natuurterreinen in Nederland*. Wageningen, Staring Centrum, Rapport 457.
- Vries, H. H. de en P. J. den Boer, 1990. Survival of populations of *Agonum ericeti* Panz. in relation to fragmentation of habitats. *Netherlands Journal of Zoology* 40(3): 484-498.
- Vries, W. de, 1996. *Critical loads for acidity and nitrogen for Dutch forests on a 1 km x 1 km grid*. Wageningen, DLO-Winand Staring Centre for Integrated Land, Soil and Water Research, Report 113.
- Vries, W. de en B.J. Heij, 1991. Critical loads and critical levels for environmental effects and air pollutions. In: *Dutch Priority Programme on Acidification*. Bilthoven, Rijksinstituut voor de Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Rapportnummer 200-09.
- Vries, W. de en J. Kros, 1989. *Lange termijn effecten van verschillende depositie-scenario's op representatieve bosbodems in Nederland*. Wageningen, Staring Centrum, Rapport 30.
- Vries, W. de, A. Breeuwsma en F. de Vries, 1989. *Kwetsbaarheid van de Nederlandse bodem voor verzuring*. Wageningen, Staring Centrum, Rapport 29.
- Waal, R.W. de, 1992. *Landschapsecologische kartering van Nederland: Bodem- en grondwatertrappen*. Wageningen, Staring Centrum, Rapport 132/ LKN Rapport 2.
- Wammes, D.F., G.C. Boere en S. Braaksma, 1983. In hoeverre kunnen aantalsveranderingen van zangvogels in verband gebracht worden met hun trekgedrag? *Limosa* 56: 231-242.
- Walsum, P.E.V. van, 1990. *Waterbeheer rondom de Groote Peel: verkenning en evaluatie van scenario's*. Wageningen, Staring Centrum. Rapport 106.
- Werf, S. van der, 1991. *Natuurbeheer in Nederland. Deel 5 Bosgemeenschappen*. Wageningen, PUDOC.
- Wiertz, J., 1993. Fluctuations in the dutch badger meles meles population between 1960 and 1990. *Mammal Rev.* 23: 59-64.
- Wijngaard, J.K.R. van den, 1983. Bosklassen 'De Dorschkamp': Bostypen t.b.v.

de Vierde Bosstatistiek. Wageningen, Rijksinstituut voor Onderzoek in de Bos- en landschapsbouw 'De Dorschkamp', Rapport 658.

Winstanley, D., R. Spencer en K. Williamson, 1974. Where have all the Whitethroats gone? *Birdstudy* 21: 1-14.

Wolf, R.J.A.M., 1995. *Geschiedenis en beheer van de Nederlandse ooibossen*. Wageningen, Instituut voor Bos-en Natuuronderzoek, Rapport 179.

Zee, F.F. van der, J. Wiertz, C.J.F. Ter Braak en R.C. van Apeldoorn, 1992. Landscape change as a possible cause of the badger *Meles meles* L. decline in The Netherlands. *Biological Conservation* 61: 17-22.

Niet-gepubliceerde bronnen

Holtslag, J., 1996. Staatsbosbeheer, Postbus 1300, 3970 BH Driebergen.

Aanhangsel 1 Gevoeligheid voor milieubedreigingen

Tabel A1.1 Gevoeligheid van bos en natuur per ecodistrict voor verdroging, vermesting en verzuring (naar: Nabuurs, 1992)

	Verdroging	Vermesting		Verzuring
		P	N	
Krijtlandschap	+	0	++	0
Veluwe en Utrechtse Heuvelrug	0	+	++	++
Geïsoleerde stuwwallen	0	+	++	++
Fries-Drents plateau	++	+	+	0
Keileemopduikingen	0	0	+	0
Keileem Overijssel/Achterhoek	++	0	+	0
Peelhorst	+	+	+	+
Oude rivierterrassen Limburg	+	0	++	+
West Brabantse zandgronden	+	+	+	+
Oost-Nederlandse zandgronden	+	+	+	+
Gelderse Vallei	++	++	0	0
Veluwezoom	++	++	0	0
Veenkoloniën	++	++	0	0
Hoogvenen (peel)	++	++	0	0
Beekdalcomplexen	++	++	0	0
Brabants bekengebied	++	+	0	0
Kalkrijke duinen	+	+	++	+
Kalkarme duinen	+	+	++	++
Strandwallen	++	++	0	0
Rivierengebied	+	0	0	0
Jonge Zeekleigebied	0	0	0	0
Oude Zeekleigebied	+	0	0	0
Laagveengebied	++	++	0	0
Droogmakerijen	0	0	0	0
IJsselmeerpolders	0	0	0	0
Delta's Rijn en IJssel	+	0	0	0

0 niet gevoelig

+ gevoelig

++ zeer gevoelig

Aanhangsel 2 Bedreigingen per bosgemeenschap

Tabel A2.1 Mate van milieubedreiging voor bosgemeenschappen (Nabuurs, 1992; naar Klap en Schmidt, 1992 en Van der Werf, 1991)

	Verzuring		Vermesting		Verdroging		Water-	
	depositie	depositie	inspoeling	onttrekking	afwatering	verontreiniging		
1. Korstmos-Dennenbos (Cladonio-Pinetum)	+++	+++	+++	-	-	-	-	
2. Kussentjes-Dennenbos (Leucobryo-Pinetum)	+++	+++	+++	-	-	-	-	
3. Kraaihei-Dennenbos (Empetro-Pinetum)	++	+++	+++	-	++	-	-	
4. Kraaihei-Berkenbos (Empetro-Betuletum)	++	+++	+++	++	-	++	++	
5. Berkenbroek (Periclymeno-Betuletum pubescentis)	+++	+	+++	+++	+++	+	++	
6. Berken-Zomereikenbos (Betulo-Quercetum roboris)	+++	+++	+++	-	+	-	-	
7. Idem, vochtig (idem, molinietosum)	++	++	+++	+++	+++	+	+	
8. Wintereiken-Beukenbos (Fago-Quercetum petraeae)	++	++	+++	-	+	-	-	
9. Idem, vochtig (idem, molinietosum)	++	++	+++	+++	+++	+	+	
10. Elzen-Eikenbos (Lysimachio-Quercetum)	++	++	+++	+++	+++	+	+++	
11. Duin-Eikenbos (Convallario-Quercetum)	++	++	++	+	+	-	-	
12. Velbies-Beukenbos (Luzulo-Fagetum)	+	+	+++	-	-	-	-	
13. Gierstgras-Beukenbos (Milio-Fagetum)	+	+	+++	+	-	-	++	
14. Parelgras-Beukenbos (Melico-Fagetum)	+	+	+++	-	-	-	++	
15. kalkbeukenbos (Carici-Fagetum)	+	+	+++	-	-	-	++	
16. Esdoorn-Essenbos (Aceri-Fraxinetum)	+	+	++	-	-	+	+	
17. Eiken-Haagbeukenbos (Stellario-Carpinetum)	+	+	++	++	+++	+	+	
18. Idem, Kamperfoelietijk (idem, periclymenotosum)	++	++	++	++	+++	+	+	
19. Duin-Berkenbos (Crataego-Betuletum)	++	+++	++	+++	++	++	++	
20. Abelen-Iepenbos (Violo odoratae-Ulmetum)	+	+	-	+	+	++	++	
21. (droog) Essen-Iepenbos (Fraxino-Ulmetum)	+	+	-	+	+	++	++	
22. Idem, Elzenrijjk (idem, alnetosum)	+	+	-	++	+	++	++	
23. Vogelkers-Essenbos (Pruno-Fraxinetum)	+	++	++	+++	+++	++	++	
24. Bosmuur-Elzenbos (Stellario-Alnetum)	+	++	++	+++	+++	++	++	
25. Elzenbronbos (Chrysoplenio-Alnetum)	+	++	+++	+++	+++	++	++	
26. Essenbronbos (Carici remotae-Fraxinetum)	+	+	+++	+++	+++	++	++	
27. Ruigt-Elzenbos (Filipendulo-Alnetum)	+	+	-	++	++	++	++	
28. Kalk-Elzenbroek (Circio-Alnetum)	+	++	+++	+++	+++	++	++	
29. Gewoon Elzenbroek (Carici elongatae-Alnetum)	+	+	++	+++	+++	++	++	
30. Moerasvaren-Elzenbroek (Thelypterido-Alnetum)	++	+	++	+++	+++	++	++	
31. Elzen-Berkenbroek (Alno-Betuletum)	++	+	++	+++	+++	++	++	
32. Koningsvaren-Elzenbroek (Carici laevigatae-Alnetum)	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	
33. Schietwilgenbos (Salicetum albae)	+	+	+++	++	+++	+++	+++	

Actuele bedreiging: + = (nog) beperkt, ++ = ernstig, +++ = zeer ernstig, - = niet relevant

Aanhangsel 3 Indeling van de bodemtypen

Tabel A.3.1 Indeling van de basenarme (ombrotroof) veen- en zandgronden gebaseerd op de oorspronkelijke vocht-, basen- en nutriëntenstatus. Voor verklaring van de bodemcodes, zie de Bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 50 000

GT	VEEN (0V)			ZAND (0Z)			
	NUTRIENTENKRINGLOOP			NUTRIENTENKRINGLOOP			
	1 zeer traag	3 matig	5 snel	1 zeer traag	3 matig	5 snel	
0 + I	Vs 1.0V.1	AVo 1.0V.3	1.0V.5	1.0Z.1	1.0Z.3	1.0Z.5	
II		aVs kVs zVs sVs (o)hVs (o)pVs vWp svWp kWp AVo 2.0V.1	2.0V.3	2.0V.5	zWp 2.0Z.1	2.0Z.3	2.0Z.5
III, IV		zVs 3.0V.1	3.0V.3	3.0V.5	Zn Hn kZn cHn kHn uHn EZg iWp 3.0Z.1	Zn..A kZn..A EZ..A 3.0Z.3	3.0Z.5
V				Zn Hn Hn Zb..t Zb..x Zd..t Zd..x Hd..t Hd..x Y..x 5.0V.1	cHn kHn uHn BZd cY..x zEZ zEZ..t zEZ..x bEZ..t bEZ..x bEZ 5.0Z.1	5.0Z.3	5.0Z.5
VI, VII, VIII				Zb Zd Hd Y tZd AS FG 6.0V.1	Zb..A Zd..A cZd cHd cY zEZ bEZ BZd AHz lKs AHs lFG 6.0Z.1	6.0Z.3	6.0Z.5

Tabel A.3.2 Indeling van de basenarme (lithotroof) veen- en zand- en leemgronden gebaseerd op de oorspronkelijke vocht-, basen- en nutriëntenstatus. Voor verklaring van de bodemcodes, zie de Bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 50 000

GT	VEEN (1V)			ZAND / LEEM (1Z)		
	NUTRIENTENKRINGLOOP			NUTRIENTENKRINGLOOP		
	1 zeer traag	3 matig	5 snel	1 zeer traag	3 matig	5 snel
0 + I	Vz Vc Wo AP					
	1.1V.1	1.1V.3	1.1V.5	1.1Z.1	1.1Z.3	1.1Z.5
II		zVz zVp aVz hVz sVz pVz kVz Vp sVp aVp aVc Wg vWz kWz uWz AWo ABV				pZg ABk
	2.1V.1	2.1V.3	2.1V.5	2.1Z.1	2.1Z.3	2.1Z.5
III, IV		iVz iVp			gPzg pZn zWz iWz MZz	pZg AMm AR
	3.1V.1	3.1V.3	3.1V.5	3.1Z.1	3.1Z.3	3.1Z.5
V					pZn iWz	
	5.1V.1	5.1V.3	5.1V.5	5.1Z.1	5.1Z.3	5.1Z.5
VI, VII, VIII						
	6.1V.1	6.1V.3	6.1V.5	6.1Z.1	6.1Z.3	6.1Z.5

Tabel A.3.3 Indeling van de basenrijke (lithotroof) veen- en zandgronden gebaseerd op de oorspronkelijke vocht-, basen- en nutriëntenstatus. Voor verklaring van de bodemcodes, zie de Bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 50 000

GT	VEEN (2V)			ZAND / LEEM (2Z)		
	NUTRIENTENKRINGLOOP			NUTRIENTENKRINGLOOP		
	1 zeer traag	3 matig	5 snel	1 zeer traag	3 matig	5 snel
0 + I	Vr Vk 1.2V.1	 1.2V.3	 1.2V.5	 1.2Z.1	 1.2Z.3	 1.2Z.5
II	 2.2V.1	hVb hVr hVk hVd hVc AVk 2.2V.3	 2.2V.5	 2.2Z.1	zVc BLn Ln pLn 2.2Z.3	 2.2Z.5
III, IV	 3.2V.1	iVc 3.2V.3	 3.2V.5	 3.2Z.1	 3.2Z.3	zRn zMn BLh Lh 3.2Z.5
V	 5.2V.1	 5.2V.3	 5.2V.5	 5.2Z.1	BLb6 5.2Z.3	zRn zMn BLh Lh BLd Ld 5.2Z.5
VI, VII, VIII	 6.2V.1	 6.2V.3	 6.2V.5	 6.2Z.1	 6.2Z.3	BLd Ld AHk AHl AHc 6.2Z.5

Tabel A.3.4 Indeling van de baserijke (lithotroof) klei- en krijtgronden gebaseerd op de oorspronkelijke vocht-, basen- en nutriëntenstatus. Voor verklaring van de bodemcodes, zie de Bodemkaart van Nederland, schaal 1 : 50 000

	KLEI / KRIJT (2K)		
	NUTRIENTENKRINGLOOP		
	1 zeer traag	3 matig	5 snel
0 + I		MOo	
	1.2K.1	1.2K.3	1.2K.5
II	Wol	pVb pVr pVc pVk kVb kVr kVc kVk MOb ROb MO..C RO..C	MO..A RO..A pMo
	2.2K.1	2.2K.3	2.2K.5
III, IV		Mv..C Mn..C pMv pRn pMn..C Rv..C Rn..C BKd KRd pKRn KX	Mv..A Mn..A Rn..A Rv..A pMn..A pMv..A zMn..A
	3.2K.1	3.2K.3	3.2K.5
V		Mn..C pMn..C Rn..C pRn BKd KRd KX Rdc Rd	Mn..A pMn..A zMn..A Rd..A
	5.2K.1	5.2K.3	5.2K.5
VI, VII, VIII			KD
	6.2K.1	6.2K.3	6.2K.5