Het handboek 'Natuurbeheer in Nederland' komt tot stand op initiatief en onder verantwoordelijkheid van het **Rijksinstituut voor Natuurbeheer**. Het behandelt in ca. 10 zelfstandig bruikbare delen de hoofdzaken van natuurbeheer. Tot dusver zijn verschenen 1 'Levensgemeenschappen', 2 'Dieren', 3 'Vogelinventaristatie' en 5 'Bosgemeenschappen'. In voorbereiding zijn 'Natuurontwikkeling' en 'Waddenzee en estuaria'.

Ter aanvulling van deze uitgave wordt geadviseerd deel 5 'Bosgemeenschappen' te gebruiken. Zie voor de desbetreffende inhoud, pag. 190.

Natuurbeheer in Nederland

Deel 4

Natuurtechnisch bosbeheer

G. Londo

landinrichtingsdienst
utrecht
bibliotheek

Pudoc Wageningen 1991

ISN 540753

CENTRALE LANDBOUWCATALOGUS
0000 0450 2601

CIP-gegevens Koninklijke Bibliotheek, Den Haag

Londo, G.

Natuurtechnisch bosbeheer / G. Londo. – Wageningen :
Pudoc. – Ill. (Natuurbeheer in Nederland; dl. 4)
Uitg. onder verantwoordelijkheid van het Rijksinstituut voor
Natuurbeheer. – Met lit. opg., reg.
ISBN 90-220-1025-2 geb.
NUGI 835
Trefw.: bosbeheer ; Nederland.

ISBN 90-220-1025-2
NUGI **835** / 825

Omslagfoto's: Jan van de Kam, Griendtsveen.

© Pudoc, Centrum voor Landbouwpublikaties en Landbouwdocumentatie, Wageningen, 1991.

Niets uit deze uitgave, met uitzondering van titelbeschrijving en korte citaten ten behoeve van een boekbespreking, mag worden gereproduceerd, opnieuw vastgelegd, vermenigvuldigd of uitgegeven door middel van druk, fotokopie, microfilm, langs elektronische of elektromagnetische weg of op welke andere wijze ook zonder schriftelijke toestemming van de uitgever Pudoc, Postbus 4, 6700 AA Wageningen. Voor alle kwesties inzake het kopiëren uit deze uitgave: Stichting Reprorecht, Amstelveen.

Gedrukt in Nederland.

Graag wil de auteur dit boek opdragen aan dr. C.G. van Leeuwen, voormalig hoofd van de afdeling Botanie van het Rijksinstituut voor Natuurbeheer, voor zijn stimulerende ideeën omtrent het natuurtechnisch bosbeheer.

Inhoud

pag.

X **Ten geleide**

XI **Woord vooraf**

Inleiding en achtergronden

1 **1 Inleiding**
1 1.1 Handleiding voor de gebruiker
1 1.2 Doelstellingen van het bosbeheer
3 1.3 Natuurtechnisch bosbeheer

4 **2 Het bos en zijn kenmerken**
4 2.1 Definities en termen
7 2.2 Bos, klimaat en bodem
11 2.3 Vegetatie en fauna
16 2.4 Nutriëntenkringloop en de rol van dood hout
20 2.5 Processen en structuren in natuurbossen
29 2.6 Overgangen tussen bossen en omgeving

32 **3 Het bos en de mens**
32 3.1 Invloeden van de mens
37 3.2 Vervangingsgemeenschappen, climaxvegetatie en potentiële natuurlijke vegetatie
39 3.3 Betekenis van bossen voor het natuurbehoud
42 3.4 Bedreigingen van onze bossen
43 3.4.1 Luchtverontreiniging
44 3.4.2 Overige externe bedreigingen
47 3.4.3 Interne bedreigingen
48 3.5 Bosecologisch onderzoek

53 **4 Maatregelen van het uitwendige beheer**
53 4.1 Inleiding
53 4.2 Luchtverontreiniging
54 4.3 Inwaaien en storten van vreemde stoffen
55 4.4 Uitwendige waterhuishouding
56 4.5 Inloop van vee
56 4.6 Recreatie
58 4.7 Sprokkelen

59 **5 Maatregelen voor een meer natuurlijk bosbeheer**
59 5.1 Niets doen
59 5.2 Zeer extensieve begrazing
59 5.2.1 Effecten van begrazing
64 5.2.2 Keuze van herbivoren
69 5.2.3 Invloed van vee op wilde herbivoren
69 5.2.4 Zelfregulatie van het systeem
70 5.2.5 Grootte en aard van gebieden
71 5.2.6 Overgang van geen naar wel begrazing
73 5.2.7 Toepassing van begrazing
74 5.3 Aantalsregulatie van wilde herbivoren

76 **6 Specifieke maatregelen voor bomen en struiken**
76 6.1 Spontane en natuurlijke verjonging
79 6.2 Beplantingen op plantensociologische basis
80 6.3 Variabel dunnen en lichten
82 6.4 Kappen
82 6.4.1 Inleiding
83 6.4.2 Invloed van kappen op het milieu
84 6.4.3 Is kappen gustig of ongunstig gezien vanuit het natuurbehoud?
86 6.5 Ringen
88 6.6 Omtrekken
89 6.7 Branden
90 6.8 Bestrijding van exoten

93 **7 Overige inwendige maatregelen**
93 7.1 Maaien
93 7.2 Strooiselafvoer

95 7.3 Bodembewerking
96 7.4 Bemesting
96 7.5 Bekalking
97 7.6 Inwendige waterhuishouding
99 7.7 Ontsluiting door wegen en paden

Toepassing van natuurtechnische maatregelen

100 **8 Bossen met hoofddoelstelling natuurbehoud**
100 8.1 Bosdoeltypen
104 8.2 Uitgangspunten voor het beheer
106 8.3 Natuurbossen
107 8.4 Natuurbos in grote landschappelijke eenheden
109 8.5 Uitkapbos van natuurlijke samenstelling

111 **9 Cultuurlijke bostypen met hoofddoelstelling nátuurbehoud**
111 9.1 Inleiding tot hakhout en middenbos
112 9.2 Kenmerken van hakhout en middenbos
112 9.2.1 Hakhout
113 9.2.2 Middenbos
115 9.3 Invloed van de hakhoutcultuur op het milieu
116 9.4 Betekenis van hakhout en middenbos voor het natuurbehoud
117 9.5 Beheer van hakhout en middenbos
117 9.5.1 Algemeen
119 9.5.2 Kapcyclus en tijdstip van de kap
120 9.5.3 Planten
120 9.6 Typen hakhout met hun beheer
120 9.6.1 Eikehakhout
121 9.6.2 Gemengd soortenrijk hakhout en middenbos
123 9.6.3 Essehakhout
125 9.6.4 Elzehakhout
125 9.6.5 Wilgehakhout of griend
128 9.6.6 Overige typen hakhout
129 9.7 Inleiding tot naaldbos
130 9.8 Kenmerken van naaldbos
132 9.9 Invloed van naaldbos op het milieu
132 9.10 Betekenis van naaldbos voor het natuurbehoud
134 9.11 Beheer van naaldbos

135 **10 Omvorming en ontstaan van bos**
135 10.1 Omvorming van cultuurbos
143 10.2 Ontstaan uit akker, grasland en heide

147 **11 Beheer van bossen met gemengde doelstelling**
147 11.1 Inleiding
147 11.2 Gemengd bos versus monocultuur
149 11.3 Keuze van boomsoorten
150 11.4 Ruimtelijke variatie aan opstanden
151 11.5 Variatie in structuur binnen opstanden
153 11.6 Wijze van uitslepen
153 11.7 Behandeling van kapafval
153 11.8 Spontane, natuurlijke en kunstmatige verjonging
154 11.9 Begrazing
154 11.10 Bodembeheer

155 **Literatuur**

179 **Lijst van gebruikte termen met toelichtingen en verwijzingen**

187 **Register van planten, plantengemeenschappen en dieren**

190 **Inhoudsopgave Deel 5 'Bosgemeenschappen'**

Ten geleide

In 'Levensgemeenschappen', het eerste deel van het RIN-handboek 'Natuurbeheer in Nederland', wordt slechts een tiental bladzijden aan bossen gewijd. Dat is voor dit complexe en in potentie zeer diverse ecosysteemtype wel bijzonder weinig; er werd bij het verschijnen in 1979 dan ook een apart deel over bossen in het vooruitzicht gesteld. Dat deel heeft lang op zich laten wachten, maar het verschijnen valt nu wel in een periode waarin de belangstelling voor het bos als natuurlijk ecosysteem sterk gestegen is, zowel bij natuurbeheerders als bij houtproducenten. Dat die belangstelling zo is toegenomen héeft mijns inziens te maken met een aantal factoren: de behoefte om de exploitatie van het tropisch bos te verschuiven naar bossen uit de gematigde streken en de zorg om de algemene milieukwaliteit waarvoor de kwaliteit van het Nederlandse bos een goede graadmeter is. Uit het rapport 'Zorgen voor morgen' blijkt dat verzuring en verdroging slechts 20 % van ons bosareaal onaangetast laten.

Onafhankelijk daarvan was reeds bij bosbeheerders een verandering van beheersdoelstellingen waar te nemen, wat betreft omvorming van productiegerichte bossen tot multifunctionele bossen of bossen met een veel natuurlijker samenstelling. Bossen waarin natuurlijke regulatie- en selectieprocessen de structuur en samenstelling van boslevensgemeenschappen bepalen, bossen met natuurlijke verjonging en een natuurlijker verdeling over leeftijdsklassen, met meer afwisseling van open en gesloten delen, meer dood hout, meer schimmels, meer insecten, meer vogels en meer zoogdieren, vooral grazers van verschillende typen.

Onze kennis van het bos als ecosysteem is echter nog sterk in ontwikkeling en nog onvoldoende om de sturende factoren in bosecosystemen met zekerheid te kunnen aanwijzen, die na te streven referentiebeelden te beschrijven en de beste methoden van omvormingsbeheer aan te geven. Dit boek poogt, zoals eerdere delen van het handboek, de beschikbare kennis samen te vatten, in het bijzonder ten behoeve van het natuurtechnisch bosbeheer. Het geeft een zeer uitvoerig literatuuroverzicht, maar bevat ook veel niet eerder gepubliceerde kennis uit het Rijksinstituut voor Natuurbeheer. Dat het tot de ontwikkeling van meer natuurlijk bos moge bijdragen.

C. W. Stortenbeker
Hoogleraar Vakgroep Natuurbeheer LUW

Woord vooraf

Over de houtteelt bij het bosbeheer zijn al veel handboeken geschreven. In ons land was 'Houtteelt der gematigde luchtstreek' (Houtzagers, 1956) daarvoor het belangrijkste boekwerk. Enige tijd geleden verscheen het handboek 'Aanleg en beheer van bos en beplantingen' (Schütz & Van Tol, 1981) als opvolger van de in 1970 verschenen Richtlijnen voor de aanleg van naald- en loofbossen.

Over het natuurbeheer van bossen bestond tot voor kort nog niets, op enkele artikelen en rapporten na (o.a. Lichthart et al., 1983). Hetgeen over de bossen in deel 1 'Levensgemeenschappen' van 'Natuurbeheer in Nederland' vermeld staat, is bewust beknopt gehouden en geeft slechts de grote lijn aan die in dit deel 4 'Natuurtechnisch bosbeheer' nader is uitgewerkt.

Recent zijn in Engeland en Nederland boeken verschenen over het meer natuurlijke bosbeheer (Peterken, 1981: 'Woodland conservation and management'; Van der Lans & Poortinga, 1986: 'Natuurbos in Nederland'; Kjirby, 1987: 'Forestry operations and broadleaf woodland conservation').

Evenals alle andere milieutypen in ons land, zijn de bossen – vooral in de laatste eeuwen – sterk door de mens beïnvloed. Die invloeden hebben deels positieve, deels negatieve effecten gehad. Uitgebreid systematisch onderzoek van bossen vanuit het natuurbeheer dateert pas van de laatste jaren. Een optimaal beheer van bossen is nog steeds een van de moeilijkste zaken van het natuurbeheer. Het is desondanks al goed mogelijk om duidelijke richtingen te presenteren voor een meer op de levensgemeenschappen gericht bosbeheer. Met name is hierbij goed aan te geven wat in het kader van het natuurbehoud per se niet met de bossen gedaan moet worden.

Recent gestart uitgebreid onderzoek naar het natuurbeheer van bossen zal pas op de langere duur vruchten afwerpen. Bossen vormen de meest complexe levensgemeenschappen en het duurt een lange tijd voordat zich na een ingreep weer een evenwicht instelt. Hetgeen al voor de houtteler geldt – boompje groot, plantertje dood – geldt in nog veel sterkere mate voor het natuurtechnisch bosbeheer; het zal in vele gevallen een kwestie van eeuwen zijn eer het eindresultaat zichtbaar wordt. Al veel eerder kunnen overigens wel al bepaalde ontwikkelingen zichtbaar worden.

Over een of enkele decennia zullen nieuwe aanvullende gegevens betreffende

het natuurtechnisch bosbeheer op tafel liggen. Dit deel 4 van 'Natuurbeheer in Nederland' moet wat het beheer betreft derhalve gezien worden als een eerste editie, die voornamelijk gebaseerd is op het vele maar ook fragmentarische onderzoek in bossen door het vroegere RIVON en het RIN, dat veelal geschiedde in het kader van vegetatiekarteringen van natuurreservaten en van adviezen voor het natuurbeheer.

Bij het tot stand komen van deze publikatie zijn veel personen betrokken geweest, zowel privé als van de instellingen Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Staatsbosbeheer, Landbouwuniversiteit, Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland, Natuur-, Milieu-, en Faunabeheer, Instituut voor Bosbouw en Groenbeheer 'De Dorschkamp', Bosbouw en Cultuurtechnische School en Pudoc. Hun wil ik daarom hartelijk dank zeggen: R. J. P. Aalpol, P. A. Bakker, drs. L. Berris, dr. C. F. van Beusekom, drs. R. J. Bink, ir. W. M. J. den Boer, mw. M. W. Dekker, dr. ir. H. Doing, A. J. Griffioen, drs. J. L. J. Hendriks, drs. H. E. van der Lans, dr. M. Hermy, mw. N. Heusinkveld, ir. H. M. Heybroek, drs. J. T. R. Kalkhoven, dr. ir. H. Koop, drs. D. Kruizinga, ir. J. H. Kuper, ir. F. Kwadijk, ir. R. Lensink, ing. R. H. Lichthart, dr. A. A. Mabelis, R. M. W. J. Nas, prof. dr. ir. R. A. A. Oldeman, ir. L. Oldenkamp, drs. P. Oosterveld, dr. P. F. M. Opdam, L. J. van Os, H. Piek, drs. F. W. Prins, drs. T. A. W. van Rossum, ir. P. N. Ruige, ir. G. A. Schut, mw. dr. C. J. M. Sloet van Oldruitenborgh, prof. dr. C. W. Stortenbeker, wijlen prof. dr. D. C. P. Thalen, ir. P. A. van den Tweel, dr. H. E. van de Veen, ir. A. W. H. van Weelderen, ir. S. van der Werf, prof. dr. V. Westhoff, ir. J. J. Westra.

G. Londo

1 Inleiding

1.1 Handleiding voor de gebruiker

In de eerste drie hoofdstukken wordt algemene informatie over bossen verstrekt. Daarbij heb ik mij beperkt tot het loofbos, zoals we dat aantreffen in Noordwest-Europa. Na het bos en zijn kenmerken (hoofdstuk 2) wordt de invloed van de mens op het bos behandeld (hoofdstuk 3). De betekenis van bossen voor het natuurbehoud, de bedreigingen van onze bossen en het bosecologisch onderzoek besluiten het derde hoofdstuk.

Ten behoeve van de praktijk van het natuurtechnische bosbeheer, is gekozen voor drie ingangen. Wanneer men informatie verlangt over de diverse beheersmaatregelen in het algemeen is het voldoende als men de hoofdstukken 4 t/m 7 raadpleegt. De hoofdstukken 8 t/m 11 gaan over de toepassing van de natuurtechnische maatregelen in concrete situaties. Dit wordt gedaan aan de hand van de diverse doelstellingen en de beheers- en gebruiksvormen van het bos. In 'Natuurbeheer in Nederland, deel 5, Bosgemeenschappen', waarin alle bostypen met o.a. hun structuur en soortensamenstelling, contact- en vervangingsgemeenschappen uitvoerig besproken worden, staan per type de beheersmaatregelen en de te behouden of te ontwikkelen structuurtypen vermeld. In deel 5 wordt op die maatregelen en structuurtypen niet nader ingegaan, maar weer verwezen naar de desbetreffende hoofdstukken in dit deel 4. Om te bepalen tot welk bostype een bepaald bos hoort, is in deel 5 een determinatietabel van bostypen opgenomen. Een lijst van gebruikte termen met toelichting en verwijzingen is te vinden op p. 179. Daarop aansluitend treft u een register aan van planten, plantengemeenschappen en dieren.

1.2 Doelstellingen van het bosbeheer

Eeuwen lang heeft de mens het bos geëxploiteerd zonder zich zorgen te maken over het bos als zodanig (zie o.a. Buis, 1985). Geleidelijk aan heeft deze exploitatie plaatsgemaakt voor een doelbewust bosbeheer met als doel het bos in stand te houden. Dit bosbeheer was gericht op de houtproduktie. Later zijn ook het natuurbehoud en de recreatie een rol gaan spelen bij het bosbeheer en is men

Het natuurtechnisch bosbeheer richt zich op het handhaven dan wel vergroten van de natuurwaarde van bossen. De variatie in leeftijd van de bomen en de aanwezigheid van oude bomen en van dood hout, zoals in het Mallard Wood in Engeland, verhogen in sterke mate de natuurwaarde. (Foto H. E. van der Lans)

de landschappelijke waarde van het bos gaan inzien. Zo vervult het bos momenteel een aantal belangrijke functies in onze samenleving. Dit heeft geleid tot een meer gedifferentieerd bosbeheer.

Waar houtproduktie hoofddoelstelling is, zal men in de meeste gevallen een ander beheer nastreven dan bij de hoofddoelstelling natuurbehoud (Ministerie van Landbouw en Visserij, 1984; Kjirby, 1987). Dit laatste is gericht op het handhaven en vergroten van de natuurwaarde van bossen. Aangezien veel organismen gebonden zijn aan oud natuurlijk bos met dode en afstervende bomen (zie § 2.4), zal over een voldoend grote oppervlakte uiteindelijk een beheer van 'niets doen' moeten plaatsvinden. Elders kan het zijn dat voor het in stand houden van een bepaalde levensgemeenschap met zeldzame soorten een regelmatig hakhoutbeheer vereist is. Wanneer een bosbouwkundige maatregel als kappen in het kader van het natuurbehoud toegepast wordt, is niet het gekapte hout in eerste instantie van belang, maar het effect daarvan op de levensgemeenschap en haar ontwikkelingsmogelijkheden.

Behalve tussen de houtproduktie en het natuurbehoud is er ook een span-

ningsveld tussen deze laatste en de recreatie. Recreatie kan, vooral wanneer deze intensief is, tot verstoring van de levensgemeenschap leiden. Het is daarom ook juist dat er in het 'Meerjarenplan bosbouw' (Ministerie van Landbouw en Visserij, 1984) verschillende accenten gelegd worden bij het beheer van ons bosareaal. Zo worden ten aanzien van het natuurbehoud bossen onderscheiden met het accent op natuur (1), bossen waar het accent op natuur nevengeschikt is aan andere accenten (2) en bossen waar het accent op natuur ondergeschikt is (3). Bij veel bossen is dus sprake van meervoudige doelstellingen waarvan het natuurbehoud er een is.

In het 'Meerjarenplan bosbouw' (Ministerie van Landbouw en Visserij, 1984) wordt een groot aantal bosdoeltypen beschreven die de ontwikkelingsmogelijkheden van onze bossen aangeven. De grootste categorie wordt gevormd door de veelzijdige bosdoeltypen die op lange termijn de beste mogelijkheden moeten bieden om de funkties houtproduktie, natuurbehoud en recreatie gecombineerd te vervullen. Daarnaast worden een aantal natuurbeheers-bosdoeltypen onderscheiden alsmede een beperkt aantal korte-omloop-bosdoeltypen die eenzijdig op de houtproduktie gericht zijn. In § 8.1 en in deel 5 'Bosgemeenschappen' wordt nader op de natuurbehouds-bosdoeltypen ingegaan.

1.3 Natuurtechnisch bosbeheer

Na de vorige paragraaf zal het duidelijk zijn waar het natuurtechnisch bosbeheer zich op richt: handhaving dan wel vergroting van de natuurwaarde van bossen. Dit houdt in dat voor bossen met het accent op natuur mogelijkheden van een optimale ontwikkeling worden geschapen. In veel gevallen zal dat (op den duur) neerkomen op 'niets doen' (1), een zeer extensief begrazingsbeheer (2) of een kleinschalig kapregime met lange omloop (3). Het beheer van deze bossen komt in hoofdstuk 8 nader aan de orde.

Daarnaast vormen de bossen met meervoudige doelstellingen een zeer belangrijk werkterrein. Hierbij is het doel de negatieve invloeden van de houtproduktie en de recreatie op de levensgemeenschappen zo veel mogelijk te beperken en richtlijnen te geven waardoor de natuurwaarde van bosgebieden vergroot kan worden. Deze bossen worden in hoofdstuk 11 besproken.

Onder 'natuurtechniek' worden alle maatregelen samengevat die de mens bij het natuurbeheer ten dienste staan (Van Leeuwen, 1981). Natuurtechnisch bosbeheer komt dus overeen met het natuurbeheer van bossen.

2 Het bos en zijn kenmerken

2.1 Definities en termen

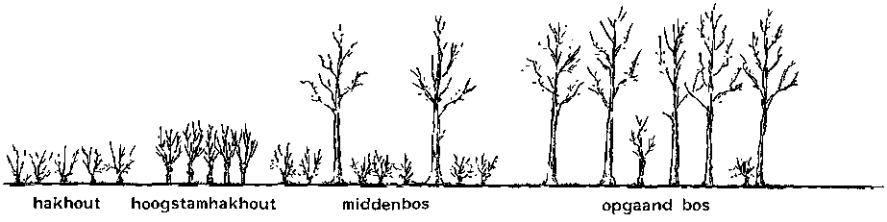
Niet iedere verzameling bomen mogen we een 'bos' noemen. Algemeen wordt de volgende definitie aanvaard: 'Bos is een min of meer natuurlijke levensgemeenschap waarin boomvormende soorten aspectbepalend zijn'. Onder bos wordt in de regel *gesloten bos* volstaan. Dit is bos met een kronenprojectie van minimaal 60 %. Tijdelijk kan dit percentage minder zijn bij kapvlakten en in jonge herbebossingen. Niet alleen wordt 60 % gehanteerd bij de juridische benadering van bos, maar het wordt ook vaak bij vegetatiekarteringen gebruikt (Londo, 1974), omdat de kruidlaag dan vooral uit schaduwminnende soorten bestaat die karakteristiek zijn voor bossen. Bij een kronenprojectie tussen 20 en 60 % spreken we van *open bos*; daar bestaat de ondergroei grotendeels uit lichtminnende soorten en heeft vaak een grazig karakter.

Bomenrijen, houtsingels e.d. zijn in deel 1 'Levensgemeenschappen' beschreven en komen in dit werk verder niet ter sprake.

In de volgende paragrafen komen diverse bostypen aan de orde die ik nu eerst zal definiëren.

Naar de samenstelling van de boomlaag onderscheiden we *loofbossen* en *naaldbossen*. Wanneer zowel loof- en naaldbomen voorkomen, spreekt men van *gemengd bos*.

Naar de beheersvorm en daarmee samenhangende structuur onderscheiden we (figuur 1):



Figuur 1. De diverse structuurtypen ten gevolge van verschillen in beheer.

– *opgaand bos*[1]: bos met een min of meer gesloten hogere boomlaag. Het bos wordt met een langere omlooptijd gekapt, ofwel er vindt uitkap of helemaal geen kap plaats.
– *middenbos*[2]: (ook wel *hakhout met boven- of overstaanders* genoemd): dit bos is een tussenvorm tussen hakhoutbos en opgaand bos. In zijn zuiverste vorm bestaat het uit een onderetage van hakhout en een ijle tot vrij dichte bovenetage van opgaand loofbos. Wanneer de bovenetage geheel of grotendeels is ontstaan uit spaartelgen, spreken we van overstaanders. Bij bovenstaanders is de bovenetage geheel of grotendeels ontstaan uit daartoe aangeplante bomen. In het laatste geval heeft de bovenetage meestal een andere boomsoortensamenstelling dan de onderetage van hakhout. Het struweelbos van o.a. meidoorn en berk in onze duinen kan men als een natuurlijke vorm van middenbos opvatten; in plaats van een hakhoutetage is hier struweel aanwezig.
– *hakhoutbos*: laag gesloten bos met vegetatieve verjonging (na kap) door stronkopslag van loofboomsoorten met een goed uitstoelingsvermogen. Het hout wordt frequent gekapt, in het algemeen tussen de 2 en 15 jaar (vaak om de 7 tot 10 jaar). Meestal wordt hakhout laag bij de grond afgekapt, (zogenaamd laagstamkakhout, stoven minder dan 1 m hoog) maar in gebieden met een rijke stand van wilde herbivoren soms hoger (zogenaamd hoogstamhakhout, tot 2 m hoog). Hakhoutbos van wilgesoorten, altijd groeiend op bodems met een hoge grondwaterstand, worden *grienden* (in België *rijsbossen*) genoemd.

Diverse structuurtypen annex beheers- en gebruiksvormen komen in de hoofdstukken 8 en 9 nader ter sprake.

Al naar gelang het beheer uit uitkap, begrazing of nietsdoen bestaat, kunnen we *uitkapbos, begraasd bos* en *niets-doen-bos* onderscheiden, evenals dat bij de diverse natuurbehoudsbosdoeltypen in het 'Meerjarenplan bosbouw' (Ministerie van Landbouw en Visserij, 1984) gedaan is. Alleen geef ik aan 'niets-doen-bos' de voorkeur boven de daar gebruikte term 'spontaan bos'. De laatste term doet vermoeden dat een begraasd bos niet spontaan kan zijn, hetgeen wel degelijk het geval kan zijn. Verder heeft spontaan bos meer te maken met de ontstaanswijze (spontaan versus aangeplant) dan met de beheersvorm.

Betreffende de mate van anthropogene beïnvloeding van de boomlaag worden als uitersten cultuurbos en natuurbos onderscheiden. Bij *cultuurbos* is de boomlaag geheel of grotendeels door de mens bepaald en wijkt deze vaak sterk af van de natuurlijke samenstelling. De leeftijdsopbouw is in de regel uniform: per perceel bomen van eenzelfde leeftijd. Onder *natuurbos* of *natuurlijk bos* verstaan

[1] In België: Hooghout
[2] In België: Middelhout

Opgaand bos (Gierstgras-Beukenbos) in het heuvelland van Zuid-Limburg.

we bos waarin de directe invloed van de mens op de structuur en samenstelling afwezig of gering is. Daar kan de boomsoorten-samenstelling gevarieerd zijn, afhankelijk van de bosgemeenschap. Er is gewoonlijk veel variatie in de leeftijden van de bomen. Naar de beheersvorm kan natuurbos slechts begraasd bos of niets-doen-bos zijn. Tussen deze uitersten bestaan overgangen, die we kunnen aanduiden met *halfnatuurlijk* of *halfcultuurlijk bos*. Natuurbos dat zich zeer lange tijd (minimaal enkele eeuwen) ontwikkeld heeft en waar naast levende ook afstervende en dode bomen aanwezig zijn, noemen we *oerbos* of *oerwoud*. Daarbinnen worden *primair* en *secundair* oerbos (of oerwoud) onderscheiden. Secundair oerbos duidt aan dat het oerbos vroeger door een catastrofe, in Europa meestal kappen of branden door de mens, eens verdwenen is en zich daarna weer opnieuw ontwikkeld heeft, terwijl het primaire oerbos een dergelijke catastrofe niet heeft ondergaan.

Wanneer ik in dit boek spreek over *oud* en *jong bos*, bedoel ik daarmee de opstand van oude resp. jonge bomen. Wanneer het gaat om de tijdsduur dat een bosgebied als zodanig bestaat, wordt gesproken van *oude* en *jonge bosgebieden*. In Angelsaksische landen spreekt men in dit verband van resp. ancient en recent woodlands (Rackham, 1980; Peterken, 1981). Op grond van de leeftijd van bosgebieden is een indeling van Nederlandse bossen opgesteld (Van den

Wijngaard & Maessen, in Ten Houte de Lange, 1977; Van den Wijngaard, 1977).

Naast de hiervoor beschreven indelingen zijn er nog andere. In de bosbouw wordt een indeling gebruikt op basis van de boomsoorten (o.a CBS/SBB, 1985); daar spreekt men van *opstandstypen*.

In deel 5 'Bosgemeenschappen' wordt door Van der Werf een indeling van bossen gegeven op basis van de soortensamenstelling van zowel bomen, struiken, kruiden als mossen. Omdat de boomlaag meestal niet natuurlijk is, wordt bij de karakterisering in de eerste plaats uitgegaan van de andere lagen, die spontaan zijn ontstaan. Wanneer in de volgende tekst gesproken wordt over *bosgemeenschappen*, worden daarmee de bostypen op vegetatiekundige basis bedoeld.

Bekende indelingen van Nederlandse bosgemeenschappen op vegetatiekundige basis zijn die van Westhoff & Den Held (1969) en die van Doing (1962). Inmiddels zijn er nieuwere opvattingen en inzichten ontstaan, zodat in deel 5 een herzien systeem (tabel 1) van bosgemeenschappen wordt gepresenteerd.

2.2 Bos, klimaat en bodem

Klimaat

Lang niet overal op de wereld treffen we bossen aan. Dit ontbreken kan zowel een gevolg zijn van menselijke activiteiten als van natuurlijke omstandigheden. Het macroklimaat speelt hierbij een belangrijke rol. Waar dit te koud is of te droog treffen we geen bos aan (Walter, 1968). Koude heeft fysiologisch dezelfde uitwerking als droogte: bij koude kunnen planten minder water opnemen. Bos is een levensgemeenschap die in vergelijking tot andere levensgemeenschappen (o.a. grasland en struikgewas) veel water nodig heeft. Dit hangt samen met het grote verdampende oppervlak van bomen. Daarom kan bos zich in droge klimaten alleen ontwikkelen in smalle stroken langs rivieren (zogenaamde galerijbossen) en elders waar grondwater binnen wortelbereik is. In onze streken is het klimaat zeer geschikt voor bosgroei, behalve vlak langs onze kust.

In de bossen zelf heerst een microklimaat (in grote bossen zelfs een mesoklimaat; Barkman & Stoutjesdijk, 1987), dat afwijkt van het macroklimaat. Dit verschil ontstaat door een gemiddeld hogere en meer gelijkmatige luchtvochtigheid, geringere temperatuurschommelingen, een lagere lichtintensiteit van afwijkende spectrale samenstelling (vooral wanneer de bomen in blad staan) en meer luwte, vooral midden in grotere boscomplexen (Walter, 1968). Veel organismen zijn aan dit bosklimaat gebonden.

Waterhuishouding

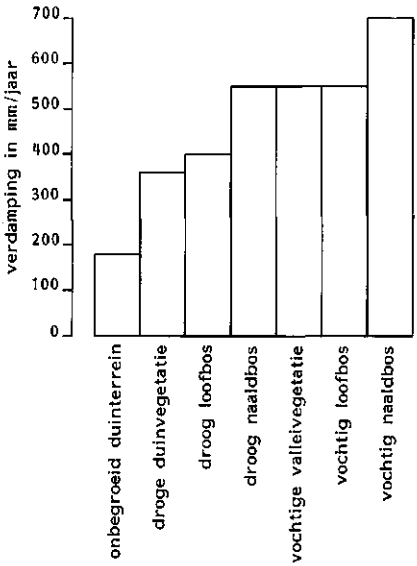
Het bos heeft van alle levensgemeenschappen de laagste nuttige neerslag (= neerslag verminderd met verdamping), hetgeen betekent dat het deel van

Tabel 1. Overzicht van de in Nederland onderscheiden bosgemeenschappen en hun hiërarchische rangschikking. (Van der Werf in deel 5 'Bosgemeenschappen')

Klasse	Orde	Verbond (ecologische bijzonderheden)	Onderverbond	Associatie
Klasse der naaldbossen *Vaccinio-Piceetea*	Orde der naaldbossen *Vaccinio-Piceetalia*	Dennenverbond *Dicrano-Pinion* (extreem voedselarm, extreem tot matig droog humusarm zand)		Korstmos-Dennenbos *Cladonio-Pinetum*
				Kussentjesmos-Dennenbos Leucobryo-Pinetum
				Kraaihei-Dennenbos *Empetro-Pinetum*
		Berkenbroekverbond *Betulion pubescentis* (matig droge duinvalleien tot zeer nat hoogveen)		Kraaihei-Berkenbos *Empetro-Betuletum*
				Berkenbroek *Betuletum pubescentis*
Klasse der voedselarme Eiken- en Beukenbossen *Quercetea robori-petraeae*	Orde der voedselarme Eiken- en Beukenbossen *Quercetalia robori-petraeae*	Verbond van Zomer- en Wintereik *Quercion robori-petraeae* (vrij voedselarm zand tot zandige leem, eiken- en beukenbossen van het laagland)		Berken-Zomereikenbos *Betulo-Quercetum roboris*
				Wintereiken-Beukenbos *Fago-Quercetum petraeae*
				Elzen-Eikenbos *Lysimachio-Quercetum*
				Duin-Eikenbos *Convallario-Quercetum*
		Veldbies-Beukenverbond *Luzulo-Fagion* (bodem idem, submontane beukenbossen (en afgeleiden)		Veldbies-Beukenbos *Luzulo-Fagetum*
Klasse der voedselrijke Eiken- en Beukenbossen *Querco-Fagetea*	Orde der voedselrijke Eiken- en Beukenbossen *Fagetalia sylvaticae*	Verbond der voedselrijke Beukenbossen *Eu-Fagion* (voedselrijke droge leem- en kalkbodems van laagland tot middelgebergte)		Gierstgras-Beukenbos *Milio-Fagetum*
				Parelgras-Beukenbos *Melico-Fagetum*
		Verbond der Kalkbeukenbossen *Cephalanthero-Fagion* (steile, zeer droge en warme krijthellingen)		Kalk-Beukenbos *Carici-Fagetum*
		Verbond der ravijnbossen *Tilio-Acerion*		Esdoorn-Essenbos *Aceri-Fraxinetum*
		(submontaan, beschut, hoge luchtvochtigheid)		
		Haagbeuken verbond *Carpinion betuli* (leem en oude kleibodems met pseudogley)		Eiken-Haagbeukenbos *Stellario-Carpinetum*
		Elzen-Vogelkers-verbond *Alno-Padion* (jonge voedselrijke bodems)	Iepenrijke Eiken-Essenbossen *Ulmion carpinifoliae* (droge tot vochtige bossen)	Duin-Berkenbos *Crataego-Betuletum*
				Abelen-Iepenbos *Violo odoratae-Ulmetum*
				Essen-Iepenbos *Fraxino-Ulmetum*
			Vochtige Elzen-Essenbossen *Circaeo-Alnion* (zeer vochtige tot natte bossen, vaak met bewegend grondwater)	Vogelkers-Essenbos *Pruno-Fraxinetum*
				Bosmuur-Elzenbos *Stellario-Alnetum*
				Elzenbronbos *Chrysosplenio-Alnetum*
				Essenbronbos *Carici remotae-Fraxinetum*
				Ruigt-Elzenbos *Filipendulo-Alnetum*
Klasse der Elzenbroekbossen *Alnetea glutinosae*	Orde der Elzenbroekbossen *Alnetalia glutinosae*	Elzenverbond *Alnion glutinosae* (nat, stagnerend tot zwak bewegend water, matig voedselarm tot -rijk)		Kalk-Elzenbroek *Cirsio-Alnetum*
				Gewoon Elzenbroek *Carici elongatae-Alnetum*
				Moerasvaren-Elzenbroek *Thelypterido-Alnetum*
				Berken-Elzenbroek *Alno-Betuletum pubescentis*
				Koningsvaren-Elzenbroek *Carici laevigatae-Alnetum*
Klasse der Wilgenbossen *Salicetea purpureae*	Orde der Wilgenbossen *Salicetalia purpureae*	Wilgenverbond *Salicion albae* (permanent nat, periodiek overstroomd, rivierbegeleidend)		Schietwilgenbos *Salicetum albae-fragilis*

de neerslag dat uiteindelijk het grondwater bereikt, geringer is dan in andere vegetaties (Raabe, 1964; Minderman & Leeflang, 1968; Bakker et al., 1979; Bakker, 1981; figuur 2). Een deel van de neerslag op een bos komt immers niet verder dan het bladerdek en verdampt (Rutter et al., 1971; Veen, 1984). De rest komt weliswaar op en in de bodem, maar een aanzienlijk deel hiervan wordt weer door de boomwortels opgenomen en door de bomen verdampt. Bij naaldbos is de nuttige neerslag nog minder dan bij winterkaal loofbos, vooral omdat de meeste naaldbomen 's winters via hun naalden blijven verdampen en dus ter compensatie water aan de bodem onttrekken. Een en ander houdt in, dat als in een drassig of vochtig gebied een bos opgroeit, er een grote kans bestaat dat het grondwater gaat dalen. De snelheid en de mate van daling hangen af van vele factoren, o.a. van de oppervlakte van het bos, van grondwaterstromingen en van de aard van de bodem. Bij het beheer van gebieden met natte schraallanden, venen, vennen en lage duinvalleivegetaties dient men hiermee rekening te houden.

Anderzijds is het waterbergende vermogen van bos groter dan van akker- of grasland, hetgeen een stabiliserende invloed heeft op de waterhuishouding van een gebied.



Figuur 2. De grootte van de jaarlijkse verdamping van zeven begroeiingstypen in het Nederlandse duingebied onder gemiddeld normale klimaatsomstandigheden (neerslag = 725 mm/jaar, verdamping volgens Penman = 770 mm/jaar). 'Droog' resp. 'vochtig' wil zeggen niet resp. wel onder grondwaterinvloed. Naar gegevens van Bakker (1981).

Bodem
Op plaatsen die vele eeuwen met bos begroeid zijn geweest, ontwikkelen zich karakteristieke bodemprofielen onder invloed van bodemverweringsprocessen, bladstrooisel, biologische activiteit in de bodem en neerslag. Bij de vorming van het profiel zijn o.a. het moedermateriaal, de hoeveelheid neerslag en de mate van afbraak van het blad belangrijk. Op relatief voedsel- en kalkrijke bodem vindt een snelle strooiselvertering plaats en de humusdeeltjes worden door bodemorganismen intensief door de grond gemengd. Een dergelijke bosgrond heeft een rulle en losse structuur. We spreken dan van *milde humus (mull)* (Van der Drift, 1963). Op (zeer) voedselarme gronden verloopt de vertering van boomblad langzamer en is de biologische bodemactiviteit minder groot. Daar treffen we in de regel een vrij scherpe scheiding aan tussen *ruwe humus (mor)* en minerale ondergrond. In de intermediaire situatie spreken we van *moder*, daar heeft alleen nog maar vertering door de bodemfauna plaatsgevonden. Bij de verdere vertering van het strooisel spelen schimmels een hoofdrol. Humuszuren hebben in de humus een belangrijke invloed op de nutriëntenhuishouding en een bufferende werking voor verontreinigingen (Ernst et al., 1984).

De vorming van karakteristieke bosbodemprofielen vergt vele eeuwen. Op 'gerijpte' bodems hebben boslevensgemeenschappen een andere samenstelling dan op jonge bodems. Omdat oude ongestoorde bosbodems zeldzaam zijn, verdient bescherming daarvan zeker de aandacht.

Ongeveer driekwart van onze bossen bevindt zich op voedselarme tot zeer voedselarme, veelal sterk door de mens beïnvloede bodems, met name de voormalige heidegronden.

2.3 Vegetatie en fauna

In de meeste bossen zijn verschillende vegetatielagen te onderscheiden. De hoogste wordt gevormd door de boomkruinen (boomlaag). Daaronder is vaak een struiklaag aanwezig, met weer daaronder de kruid- en moslaag. Niet alle lagen hoeven voor te komen. Soms is er sprake van twee of meer boom- en/of struiklagen, die op grond van hoogteverschillen onderscheiden worden. Soms kunnen struik-, kruid- en moslaag (vrijwel) afwezig zijn, bij voorbeeld in dichte beukenbossen op voedselarme gronden.

De fenologische ontwikkeling (Dierschke, 1982b) gaat in winterkale loofbossen meestal van beneden naar boven: eerst de moslaag, daarna de kruidlaag, vervolgens komen de struiken in blad en tenslotte pas de bomen. In bossen op voedselarme gronden is dat veel minder duidelijk. De planten in de kruidlaag zijn op verschillende manieren 'aangepast' aan hun milieu. Vele soorten groeien en bloeien vroeg in het voorjaar wanneer de struiken en bomen nog kaal zijn.

De matkopmees is een holebroeder en heeft voor zijn nestholen oude, vaak halfvermolmde boomstammen nodig.

De zich later in de tijd ontwikkelende kruiden kunnen met het weinige licht toe dat de boom- en struiklaag nog doorlaten.

Iedere plante- en diersoort kunnen we opvatten als een regulator, die er samen met de overige soorten voor zorgt dat de levensgemeenschap intact blijft en zich in de loop van de tijd ontwikkelt. Zij dragen bij tot bij voorbeeld de nutriënten-kringloop (zie § 2.4). Vele soorten staan in nauwe wisselwerking met elkaar, zoals schimmels en hogere planten (waaronder alle bomen) bij de vorming van mycorrhiza's.

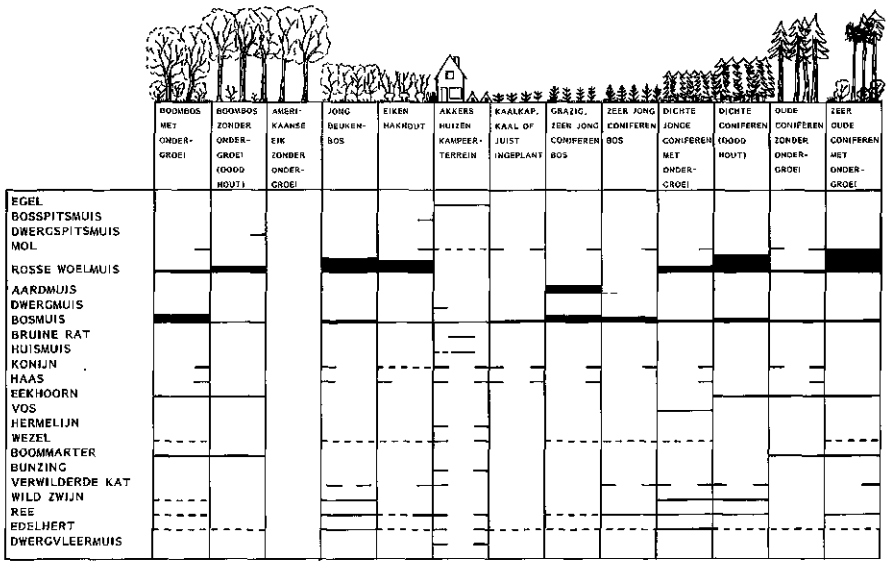
Plantesoorten (ook de bomen) zijn een duidelijke expressie van het geheel aan standplaatsfactoren: klimaat, bodem, waterhuishouding en biogene factoren. Zo treffen we op voedselrijke kleigronden een geheel andere bosgemeenschap aan dan op voedselarme zandgronden. In deel 5 'Bosgemeenschappen' worden alle in Nederland voorkomende bosgemeenschappen uitvoerig behandeld.

Tenslotte vermeld ik de epifytenflora: plantesoorten die op andere planten – meestal bomen en struiken – groeien. In onze streken betreft dit vooral mossen en korstmossen (Barkman, 1958; Barkman & Groenhuyzen, 1965). Vooral in oude bossen kunnen ook hogere planten als epifyt voorkomen, (Koop, 1981;

Londo, 1977). In sterk humide klimaten, zoals tropische regenbossen, zijn epifyten veel algemener dan hier.

Bossen hebben – zeker oorspronkelijk – een rijke fauna, al hangt die sterk van de bosgemeenschap af. Van de grote zoogdieren zijn helaas nog alleen maar edelhert, ree en wild zwijn over en zijn o.a. oeros en bostarpan verdwenen. Van de overige aan bos gebonden zoogdieren noem ik boommarter, eekhoorn en diverse soorten muizen en vleermuizen (Van Vuure, 1985). Daarnaast komen diverse soorten wel veel in bossen voor, maar zijn daar niet toe beperkt, zoals egel, mol, konijn en vos. Dit is ook bij de vogels het geval. Er zijn echte bosvogels waarvan vrijwel alle activiteiten zich in het bos afspelen (diverse spechtesoorten, boomklever, fluiter) en er zijn soorten die in het bos broeden maar vooral daarbuiten hun voedsel zoeken (houtduif, ransuil en buizerd). Naast de vogels en zoogdieren komen in het bos vele andere diergroepen voor, waarvan de insekten door zeer veel soorten vertegenwoordigd zijn (Mabelis, 1983).

Evenals de flora hangt de fauna nauw samen met de vegetatiesamenstelling en bosstructuur. Het betreft hier zowel de kunstmatige structuren van cultuurbossen als de meer natuurlijke structuren. Zo is de structuur sterk bepalend voor zowel de zoogdiergemeenschappen (Van Wijngaarden, 1962; Van Vuure, 1983a, 1985; Dankers, 1983; Gurnell, 1985; figuur 3) als voor vogelgemeenschappen



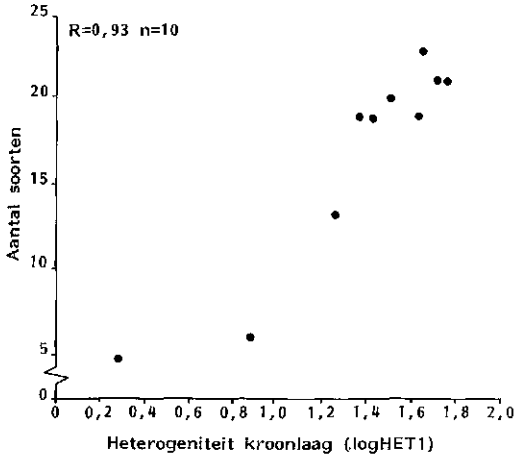
Figuur 3. De biotoopkeuze van de zoogdieren die in het Speulder- en Sprielderbos voorkomen. (Van Wijngaarden, 1962)

(Opdam, 1983; Philippona et al., 1983; Opdam et al., 1984; Janse & Kessler, 1981; Dierschke, 1973; Boecklen, 1986; figuur 4). De aanwezigheid van dikke en oude bomen met veel holten speelt hierbij voor o.a. boommarter (Gautschi, 1983; Broekhuizen & Müskens, 1988), vleermuizen (Helmer, 1983a, 1987; Fuchs, 1981) en vele vogelsoorten (Opdam & Schotman, 1986) een grote rol.

Daarnaast is zowel de verticale als de horizontale variatie in de bosstructuur belangrijk (Opdam & Schotman, 1986). Bij de verticale structuur speelt de aan- of afwezigheid van een struiklaag een grote rol. Zo zijn er onder de vogels soorten die op de grond broeden en foerageren (houtsnip), in de struiklaag leven (fitis) of vooral in de boomkruinen (pimpelmees). Veel soorten maken echter gebruik van verschillende vegetatielagen, zoals de zwartkop die in de struiklaag broedt maar in struik- en boomlaag foerageert (Opdam & Schotman, 1986). De horizontale variatie heeft te maken met de heterogeniteit in het bos. Variatie in boomsoorten en variatie in leeftijden van de bomen bevorderen de vogelrijkdom (figuur 4).

Behalve voor vogels en zoogdieren is de bosstructuur ook zeer belangrijk voor andere diergroepen zoals vlinders (Bink & Van der Made, 1986a, 1986b), mieren (Westhoff, 1942, 1960; Mabelis, 1975, 1977, 1983) en slakken (Mörzer Bruyns, 1947).

Het Nederlandse bos is op structuurrijkdom onderzocht (Dirkse, 1987; Dirkse & Thalen, 1987). Ons huidige bos blijkt arm te zijn aan structuurrijke typen; in de regel zijn er weinig struiken aanwezig.

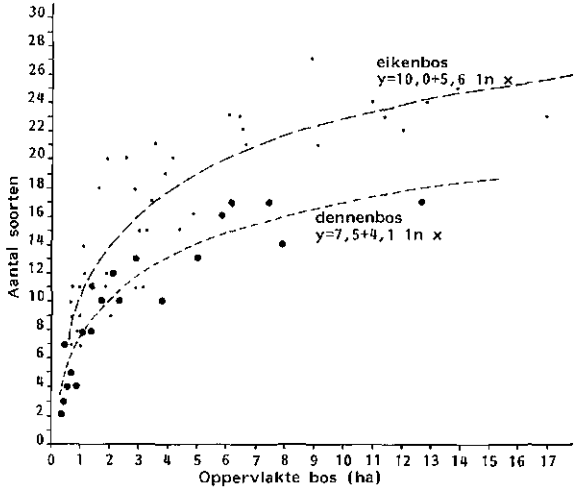


Figuur 4. Aantal vogelsoorten in beukenbossen in relatie tot de heterogeniteit (log HET 1) van de kroonlaag. (Janse & Kessler, 1981)

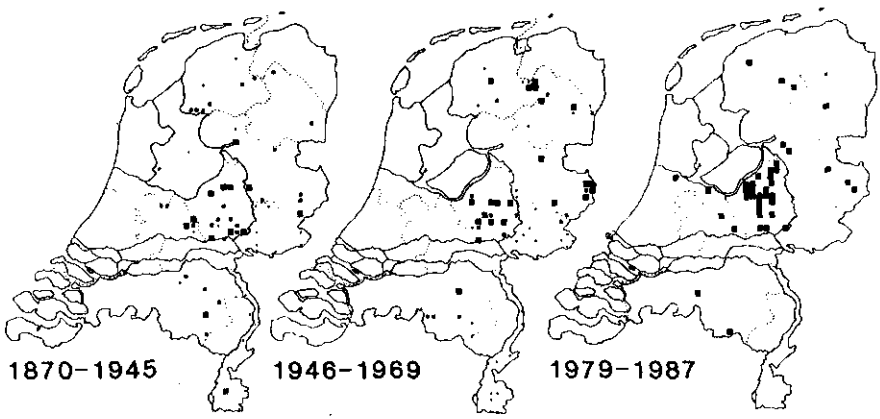
De fauna beïnvloedt op zijn beurt ook weer de bosstructuur. Die beïnvloeding kan gebeuren door het aanvreten van de plantengroei, o.a. door grote herbivoren (Van de Veen, 1983; Falinski, 1986) en konijnen (Snater, 1983). Vroeger hebben bevers in onze vroegere moerasbossen een grote invloed gehad door het afknagen van bomen (Van Wijngaarden & Van der Ouderaa, 1983). Desondanks moet in het algemeen gesteld worden dat in de eerste plaats de vegetatie bepalend is voor de fauna en dat de invloed van de herbivoren op de bosstructuur secundair is (Bottema, 1987). Tijdens de optimale bosgroei gedurende de laatste 15 000 jaar waren bepaalde soorten herbivoren slechts beperkt tot randsituaties, in het algemeen daar waar de invloed van water sterk was. Verder zijn er geen aanwijzingen dat de wisent ooit in Nederland voorkwam (Clason, 1986; Bottema, 1987).

Naast de invloed op de bosstructuur, is er een grote invloed van zowel de vogel- als de zoogdierfauna op de zaadverspreiding en zaadpredatie (Bossema, 1979; Jensen, 1985; Nilsson, 1985; Van Vuure, 1983b, 1985; Watt, 1923). Verder zijn er diverse dieren die het bos beïnvloeden door het omwoelen van de bosbodem, zoals wild zwijn, das, konijn en vele muizesoorten.

De omvang van het bos en de abiotische variatie in het bos zijn zeer belangrijk voor de soortenrijkdom (figuur 5). Veel variatie in bodem en waterhuishouding betekent dat er veel variatie in de vegetatie en in de fauna is. De omvang van het bos heeft direct te maken met het minimumareaal van organismen: de klein-



Figuur 5. Verband tussen het aantal vogelsoorten en de omvang van bosopstanden. (Blana, 1978)



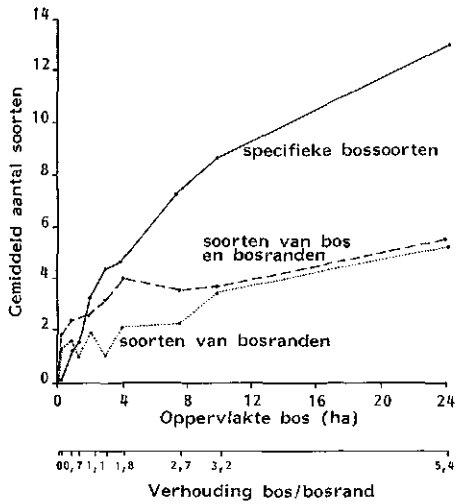
Figuur 6. Verspreiding van de boommarter in Nederland vroeger en nu. Groot blokje = zeker, kleinblokje = waarschijnlijk, stip = mogelijk. (Broekhuizen, 1988)

ste oppervlakte waarop zich een populatie nog net kan handhaven. Dit minimumareaal is voor grote organismen in de regel groter dan voor kleine, en voor carnivoren meestal groter dan voor herbivoren. De populatiedichtheid van de boommarter (figuur 6) in opgaand loofbos is 1 op 250 ha (Van Vuure, 1985) en het minimumareaal voor een populatie is nog vele malen groter. Hoe groter de oppervlakte bos, des te meer soorten zullen er in het algemeen voorkomen.

Voor de fauna maakt het ook uit of er sprake is van een groot aaneengesloten bosgebied of dat het bos gefragmenteerd is in een aantal kleinere eenheden (Blake & Karr, 1984; Harris, 1984; Hogendoorn & Scheffer, 1985; Opdam et al., 1985; Van Noorden, 1986; Askins et al., 1987; Schotman, 1988; Knaapen & Borgesius, 1989). Het eerste geval is gunstig voor soorten die alleen binnen in het bos voorkomen en voor soorten met een groot minimumareaal, zoals de boommarter. Meer kleine bosgebiedjes (in totaal veel meer bosrand!) is gunstig voor soorten die in bosranden leven en daardoor bevatten deze bosgebiedjes doorgaans meer soorten dan een groot bosgebied met dezelfde totale oppervlakte (figuur 7). Ook de mate van isolatie van vooral kleine bosgebieden is van invloed op de soortensamenstelling. Met name de vogelsoorten die kenmerkend zijn voor oude bossen worden door isolatie benadeeld (Opdam et al., 1985; Van Dorp & Opdam, 1987).

2.4 Nutriëntenkringloop en de rol van dood hout

In natuurlijke bossen vindt een vrij volledige kringloop van voedingsstoffen plaats (Walter, 1968; Likens et al., 1972, 1978; Bormann & Likens, 1979; Whitta-

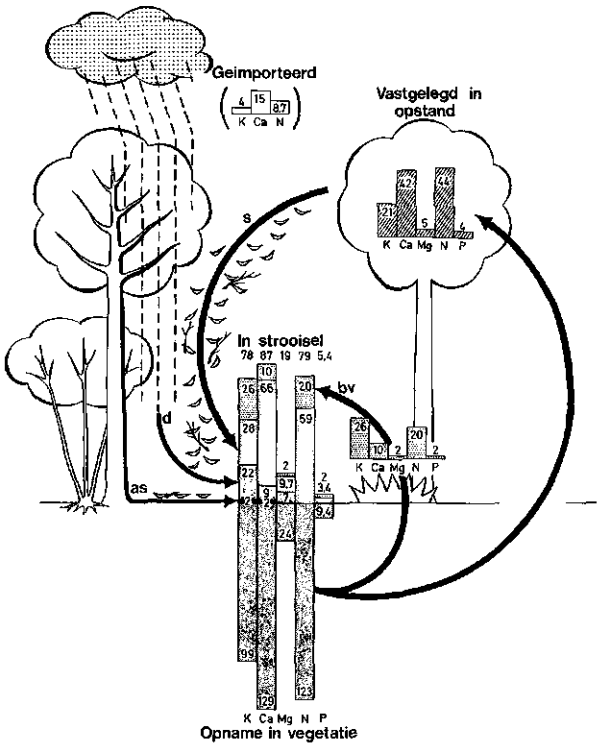


Figuur 7. Diversiteit van de avifauna met toenemende omvang van de bosopstand. Ieder punt is het gemiddelde van acht waarnemingen. Kleine bosgebiedjes bevatten meer soorten van bosranden dan specifieke bossoorten. (Forman, 1982)

ker et al., 1979; Duvigneaud & Denaeyer-Desmet, 1970; figuur 8). Een uitzondering hierop vormen de rivier- en beekbegeleidende bossen waar regelmatig via overstromingen toevoer van voedingsstoffen optreedt, en ook bossen in gebieden met een groot neerslagoverschot waar zich uitspoeling voordoet. Aangezien de boomlaag meestal een diepe beworteling heeft – vooral op bodems met een lage grondwaterstand – worden mineralen die door de neerslag naar beneden worden uitgespoeld, grotendeels weer opgenomen voor ze buiten het wortelbereik van de vegetatie zijn. Kappen van het bos, zowel met als zonder houtafvoer, en ook strooiselwinning betekenen een verstoring van deze kringloop (Likens et al., 1970, 1972, 1978; Ranger & Nys, 1986; zie verder § 3.1 en 6.4). Dit kan overwegend negatieve maar ook wel positieve effecten hebben voor de natuurwaarde van het bos en de ecologische variatie daarin (zie § 6.4).

Bij de nutriëntenkringloop spelen alle planten een rol, ook de kruidachtige. Amerikaans onderzoek (Muller & Bormann, 1976; Muller, 1978) maakte duidelijk dat er in het vroege voorjaar – althans in het desbetreffende bostype – een rijk aanbod is van diverse mineralen, die voor een deel door de vroeg bloeiende kruiden worden vastgehouden. Afwezigheid van die kruiden zou resulteren in een groter verlies voor het bos aan voedingsstoffen dan bij aanwezigheid van kruiden.

Ook dood hout speelt een belangrijke rol in de nutriëntencyclus (Denaeyer-



Figuur 8. Jaarlijkse mineralenkringloop in een Eiken-Essenbos. as = afstroming stam, d = doorval kroon, bv = bodemvegetatie, s = strooisel (Eijsackers, 1982; gewijzigd naar Duvigneaud & Denaeyer-Desmet, 1970)

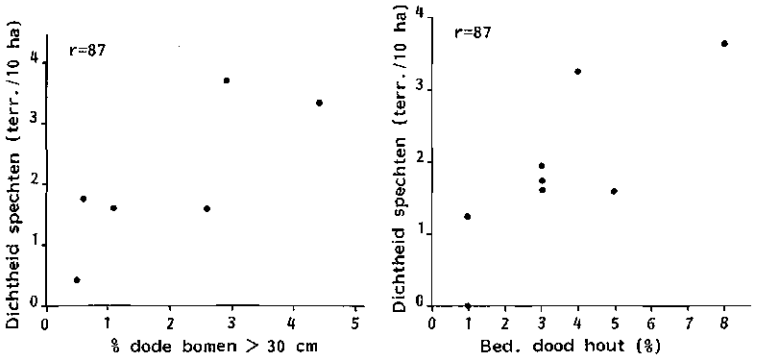
Desmet, 1968; Duvigneaud, 1968; Duvigneaud & Denaeyer-Desmet, 1970; Oldeman, 1983). Door afvoer van hout worden aan een bos mineralen onttrokken. In natuurlijke bossen maakt dood hout 10–30 % van de bovengrondse biomassa uit en heeft daar een belangrijke invloed op de bodemvorming (Koop, 1983). Volgens Falinski (1976, 1978, 1986) komt in het Linden-Haagbeukenbos in het oerwoud van Bialowieza (Polen) 60–70 m^3 dood hout per ha voor. In de periode 1964–1974 kwam er per jaar gemiddeld 4 m^3 bij en verdween er gemiddeld 3 m^3. Over langere perioden bezien zullen deze waarden gelijk zijn. In dit oerwoud is de verteringsduur gemiddeld 20–30 jaar. In het bosgebied van Fontainebleau werd de verteringsduur van dode beukestammen op 30–35 jaar geschat (Van Baren & Hilgen, 1984). Incidenteel kunnen dode bomen veel langer blijven staan, vooral op droge plaatsen (eiken tot ca. 50 jaar). Na omwaaien van bomen zorgt de liggende kroon voor een gebufferd microklimaat, waardoor een versnelde

Dood hout is voor vele organismen een levensvoorwaarde en speelt verder een belangrijke rol in de nutriëntencyclus. Opname uit het Urwald Hasbruch (Duitsland).

mineralisatie verhinderd wordt. Verder is de stikstoffixatie door schimmels in het dode hout een belangrijke compensatie voor verlies aan stikstof door uitspoeling (Larson et al., 1978; Kaarik, 1983; Koop, 1983).

Voor tal van organismen is dood hout een levensvoorwaarde, o.a. voor vele fungi (Barkman et al., 1983; Jansen, 1981; Jahn, 1979; Runge, 1975, 1978) en voor insekten (Fager, 1968; Mabelis, 1983). Daarbij is de verscheidenheid aan dood hout zeer belangrijk: staande en liggende stammen, stronken, takhout, zowel in het bos als aan de bosrand, meer en minder verrot hout, droog en nat hout. Ook de boomsoort is van belang. Hout dat niet te snel verrot, bij voorbeeld eikehout, kan een geschikte woonplaats bieden aan insekten met een lange ontwikkelingsduur, zoals de heldenbok en het vliegend hert. Schimmels en insekten hebben een belangrijk aandeel in de afbraak van het dode hout.

Onder de mossen en korstmossen zijn er soorten die alleen of vrijwel alleen op dood hout voorkomen (Barkman, 1983; Söderström, 1988). Zulke min of meer obligate epixylen treffen we in onze bossen bij de hogere planten niet aan, maar in bepaalde bossen kunnen o.a. muursla, bergbasterdwederik en wilgeroosje vooral of uitsluitend op dood hout worden aangetroffen (Koop, 1981; Van der Werf, 1983). De aanwezigheid van dood hout vergroot het aantal micro-



Figuur 9. Zowel staand (links) als liggend dood hout (rechts) is van veel belang voor spechtesoorten. Links de relatie tussen het percentage dode bomen met een omtrek op borsthoogte van meer dan 30 cm en de dichtheid van spechten. Rechts het verband tussen de bedekking dood hout op de grond en het voorkomen van spechten in grove-dennenbossen. (Komdeur & Vestjens, 1983)

standplaatsen en daarmee de variatie in het bos.

Voor vogels, vleermuizen en andere zoogdieren is dood hout van betekenis door de aanwezigheid van holten als nest-, schuil- en/of slaapplaats (Voûte, 1983; Komdeur & Vestjens, 1983; Van Vuure, 1983a; figuur 9). Verder is het dode hout voor deze organismen van belang als voedselbron, vanwege o.a. de vele insekten.

Volgens Dirkse (1987) en Dirkse & Thalen (1987) komt in Nederland in nog geen 2 % van het huidige bosterrein veel staand dood hout voor. In 19% van de bossen komt veel zeer dik liggend hout voor, maar omdat hiertoe ook de zaagvlakken en stobben gerekend zijn is dit laatste percentage erg geflatteerd en kan gezegd worden dat het Nederlandse bos gemiddeld arm is aan liggend dood hout.

2.5 Processen en structuren in natuurbossen

De natuurlijke bosontwikkelingscyclus kan alleen in oude natuurbossen of oerbossen bestudeerd worden. In het kader van dit handboek beperken we ons tot de oerbossen van de gematigde zone; de tropische regenwouden e.d. blijven hier buiten beschouwing.

Oerbossen komen in Nederland helaas niet meer voor sinds in 1870 het Beekbergerwoud gekapt is (Moerman & Van Zinderen Bakker, 1950; Van Lohuizen, 1980; Heinen, 1981). Om toch iets over het oerbos te kunnen zeggen, zijn we aangewezen op enkele restanten in het buitenland. Zo bevinden zich

in Noordwest-Duitsland enkele restanten zeer oud bos, o.a. het Neuenburger Urwald (bij Neuenburg, zuidelijk van Wilhelmshaven) en het Urwald Hasbruch (niet ver van Bremen). In het bos van Fontainebleau (Frankrijk) is oud natuurlijk beukenbos aanwezig (Réserves biologiques), terwijl het bekendste primaire oerbos in Europa dat van Bialowieza is, waarvan een deel in Polen en een deel in Rusland ligt. In de laatste jaren zijn al deze bossen, o.a. vanuit Nederland in verband met ons bosbeheer, nauwkeuriger onderzocht (Van der Lans, 1976; Falinski, 1976, 1978, 1986; Derkman & Koop, 1977; Koop, 1980, 1981; Koop & Hilgen, 1987; Opdam & Van Bladeren, 1981; Londo, 1977; Lemée, 1978; Barkman & Groenhuizen, 1965; Bink et al., 1978; Van de Bos, 1985; Van Baren & Hilgen, 1984).

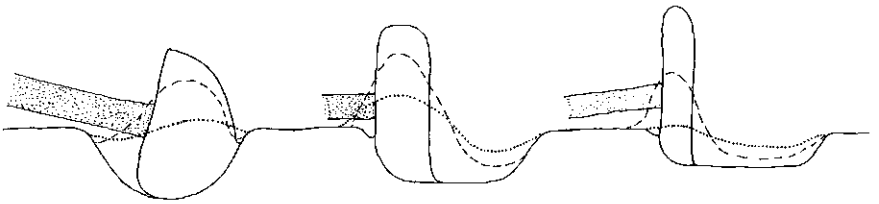
Voornoemde Duitse bossen kunnen we geen echte oerbossen noemen, omdat de boomlaag daar door de mens bepaald is. Dit gebeurde in de tijd dat het zogenaamde Hudewälder waren, waar dus begrazing door vee plaatsvond (Koop, 1981). Wel hebben deze bossen een aantal oerbosachtige kenmerken, o.a. veel oude (waaronder aftakelende en afstervende) bomen, dode bomen (zowel liggend als staand) en spontane bosverjonging. Op het oerbos van Bialowieza is deze term wel van toepassing, hoewel ook daar beïnvloeding door de mens heeft plaatsgevonden. Ten behoeve van de jacht was daar vroeger een kunstmatig hoge stand van wilde herbivoren. Maar sinds het einde van de vorige eeuw en het begin van deze eeuw is hier een einde aan gekomen en vindt er een spontane bosontwikkeling plaats (met soms geringe ingrepen door de mens).

De gegevens in de volgende tekst zijn grotendeels ontleend aan voornoemde auteurs en berusten verder op eigen, meer incidenteel onderzoek. Oerbossen blijken geen uniforme structuur te hebben zoals het grootste deel van onze hoogopgaande produktiebossen. Er is sprake van een mozaïekstructuur, waarin (groepen) oude bomen afwisselen met jonge bomen, plaatsen met jonge opslag en open plekken. Deze structuur hangt samen met de bosontwikkelingscyclus die voor ieder bostype weer anders kan verlopen.

Afsterven en omwaaien van bomen

Verjongingsprocessen worden ingeleid door het van ouderdom afsterven en/of door het omwaaien van bomen, waardoor open plekken ontstaan. Ook kunnen bomen afsterven door brand, insektenvraat, activiteiten van grote herbivoren e.d. De stammen van afgestorven bomen kunnen nog lange tijd rechtop blijven staan tot er slechts een stomp is overgebleven.

Wanneer bomen door windworp geveld worden, komt de wortelkluit omhoog, terwijl daarnaast een gat ontstaat waarin zich mettertijd bladval ophoopt (figuur 10). Door dit proces ontstaat er een grotere heterogeniteit in de bosbodem, waarbij minerale plekken afwisselen met sterk humeuze (Stephens, 1956;



Figuur 10. Het vermoedelijke verloop van het nivelleringsproces van ontwortelingen van bomen met verschillende verhoudingen tussen lengte en dikte van de wortelkluit. De onderbroken en gestippelde lijn geven stadia in het nivelleringsproces aan. (Koop, 1981a)

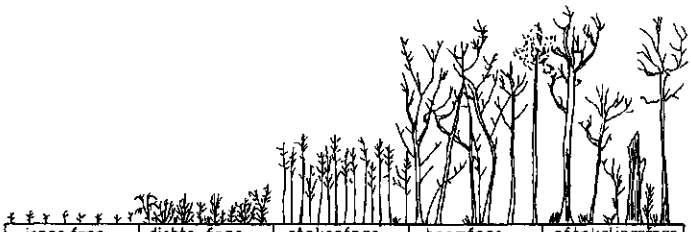
Falinski, 1976, 1978, 1986; Lyford & MacLean, 1966; Stone, 1975; Koop, 1981). Ook ontstaat er meer microreliëf in de bodem.

Stadia en fasen in de bosontwikkelingscyclus

Op de open plekken in het Wintereiken-Beukenbos van Neuenburg en Hasbruch ontwikkelt zich eerst een kruidenbegroeiing met daarin zeer jonge boompjes. De kruiden domineren en er kunnen ook liaan- of sluierplanten (o.a. kamperfoelie, bramen) voorkomen. Ook kan adelaarsvaren aanwezig zijn. De laatste soorten kunnen plaatselijk, vooral op grotere open plekken, gaan domineren en de verjonging van bomen enige tijd belemmeren (Van Baren & Hilgen, 1984). Daarna volgt op grote open plekken het berkenstadium, waarin ook diverse andere soorten kunnen voorkomen, zoals lijsterbes, gewone en bergvlier, boswilg en zomereik. Dit berkenstadium maakt vervolgens plaats voor het beukenstadium. Wanneer, na zeer lange tijd, deze soorten aftakelen en afsterven, treedt als laatste het hulststadium op.

Binnen ieder stadium is een aantal fasen te onderscheiden (figuur 11). Fasen hebben betrekking op de ontwikkeling van de bomen of boomgroepen als individuen. De kruidenbegroeiing op de bovenvermelde open plekken noemen we de *kale fase*; daarin vestigen zich de nieuwe bomen. In de *jonge* of *jeugdfase* groeien de jonge boompjes boven de kruidlaag uit. In de *dichte fase* (van 2 tot 10 m) is een (vrij) gesloten opstand ontstaan en begint de sterke lengtegroei. Deze lengtegroei is het grootst in de *stakenfase*, waarin de bomen een hoogte van 10 tot 20 m bereiken. Deze fasen vormen de dynamische groeiperiode. Daarna treedt er een homeostatische periode met een minimale lengtegroei in: de *boomfase*. Er vinden dan nog wel diktegroei en kroonontwikkeling plaats. Als laatste fase volgt uiteindelijk de *aftakelingsfase* waarin de grote bomen aftakelen. In de dichte fase en de stakenfase is de kruidlaag het soortenarmst.

In onze cultuurbossen zijn dezelfde fasen te onderscheiden (Houtzagers, 1956; Leibundgut, 1966; Van Miegroet, 1976); alleen ontbreekt hier de aftakelingsfase



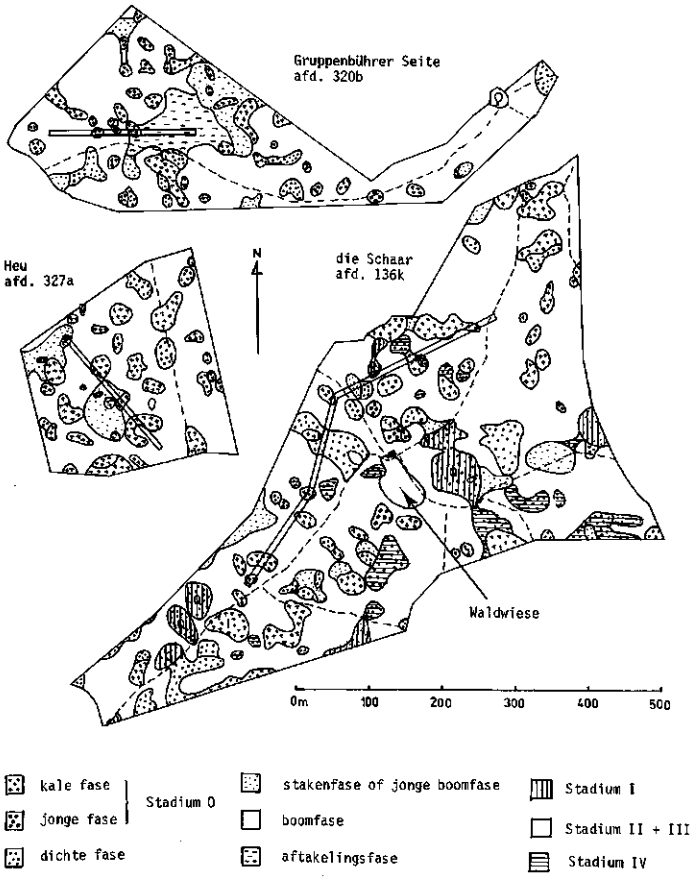
	jonge fase	dichte fase	stakenfase	boomfase	aftakelingsfase
aantal plantesoorten	• • • •	• •	•	• •	• • •
vegetatiehoogte	•	• •	• • •	• • • • •	• • • •
kroonsluiting	•	• • • •	• • • •	• • •	• •
gras- en kruiden-biomassa (levend)	• • • •	•	•	• •	• • •
blad- en takken-biomassa, tot 3m hoogte (levend)	• •	• • • •	•	• •	• • •
boomvruchtenbiomassa	•	•	• •	• • • • •	• • •

Figuur 11. Veranderingen van verschillende vegetatieaspecten in opeenvolgende bosontwikkelingsfasen. Per ontwikkelingsfase zijn een of meer stippen afgebeeld. Hoe meer stippen, des te meer plantesoorten, des te hoger de vegetatie, des te sterker de kroonsluiting of des te groter de biomassa. (Van Vuure, 1985; gewijzigd naar Thomas, 1979)

en treden de fasen na kaalkap veel grootschaliger op, vaak over vele hectaren, en minder gespreid in de tijd. Iets dergelijks doet zich in natuurbossen alleen voor na grootschalige catastrofen.

In het Wintereiken-Beukenbos van Neuenburg en Hasbruch overlappen de diverse stadia en fasen elkaar. Zo komen de jeugdfase en dichte fase van de beuk in de regel tijdens de boomfase van de berk voor. Na aftakeling van het laatste stadium behoeft de successie lang niet altijd van voren af aan te beginnen, maar kan bij voorbeeld halverwege aanvangen omdat er al onderstandige beuken aanwezig waren. In het natuurlijke beukenbos van Fontainebleau vindt slechts zeer zelden een terugval naar het pionierstadium met berk plaats en blijft op de meeste plaatsen permanent de beuk als dominerende soort aanwezig (Van Baren & Hilgen, 1984).

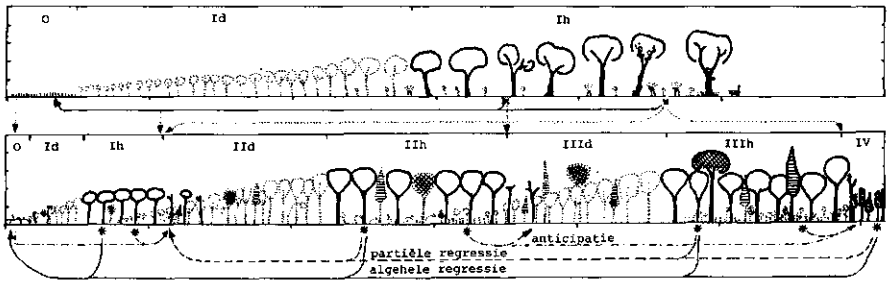
We zien dus in een natuurbos alle mogelijke bosvormingsstadia en -fasen in een ingewikkeld mozaïek (figuur 12). In deze bosgemeenschap beslaat het stadium met beuk veruit de grootste oppervlakte, en binnen elk stadium heeft de boomfase het grootste aandeel. Er is dus geen sprake van een eenvormig uitgestrekt climax-bos. Veeleer kunnen we spreken van een 'climax-complex', waarbij het hulststadium als een eindstadium beschouwd kan worden (figuur



Figuur 12. Kaart met de verjongingseenheden in het Hasbrucher en Neuenburger Urwald. (Koop, 1981a)

13). Slechts van enkele bosgemeenschappen is nog maar bekend hoe de natuurlijke bosontwikkeling zich (min of meer) voltrekt en welke plaats de diverse boomsoorten daarin innemen; daarvoor wordt verder verwezen naar Koop (1981).

Dergelijke cyclische successies in bossen zijn een universeel verschijnsel, zowel in de gematigde zone (Knapp, 1974; Runkle, 1985; Canham & Marks, 1985) als in de tropen waar de boometage veel gevarieerder is dan hier (Whitmore, 1975, 1982; Oldeman, 1974a, 1974b). Zowel in de tropen als in onze gematigde zone hangt de opeenvolging van de diverse stadia nauw samen met ecologische eigenschappen van de boomsoorten (Van Leeuwen & Doing Kraft, 1959; Weeda



Figuur 13. Model voor de cyclus van de bosontwikkeling (sylvigenetische cyclus) in het vroegere beweide bos (boven) en in de huidige bosreservaten (onder) van het Neuenburger en Hasbrucher Urwald. Het laatste is mede gebaseerd op waarnemingen in het bosreservaat van Bialowieza (oostelijk Polen). Het proces van de bosontwikkeling kan worden verdeeld in successiestadia (Knapp, 1974), met ieder een dynamische groeiperiode (jonge fase, dichte fase, stakenfase of jonge boomfase) aangeduid met Id, IId, etc. en een periode met minimale groei (homeostatistische periode: boomfase eindigend met aftakelingsfase, Ih, IIh, etc.) Sterren vertegenwoordigen het ontstaan van een open plek door ontwortelingen of stambreuk (met een oude Franse bosbouwkundige term ook 'chablis' genaamd). In grote 'chablis' kan algehele teruggang naar het pionierstadium optreden (getrokken pijlen, regressie). In kleinere 'chablis' treedt gedeeltelijke teruggang (partiële regressie) op naar de eigen dynamische groeiperiode of naar het voorafgaande stadium (onderbroken lijnen). Zijn er genoeg potentiële bomen en is de schade door omgevallen bomen niet te groot dan vindt een vooruitlopen (anticipatie) plaats naar een later successiestadium (streep-punt lijnen). Overgangen van de vroegere cyclus van het beweide bos naar de huidige cyclus zijn met gestippelde lijnen aangegeven.
Stadium I, bestaat uit berk, ratelpopulier, eik en lijsterbes.
Stadium II, bestaat uit beuk, haagbeuk, linde, fijnspar en eik.
Stadium III, bestaat uit eik, fijnspar, linde met daaronder beuk, haagbeuk, fijnspar en linde.
Stadium IV, bestaat uit hulst of taxus.
(Koop, 1981a)

et al., 1985). Zo kunnen o.a. berk, grove den en zomereik alleen op lichte plekken opslaan en opgroeien, en niet in (zware) schaduw. Dit laatste kunnen o.a. beuk, esdoorn en iep wel, uitgaande van voldoende voedselrijkdom van de bodem. Zo verdraagt de beuk op arme bodem slechter schaduw dan op rijke bodem en moeten de gaten in het kronendak groter zijn op armere bodem dan op rijke bodem wil de beuk zich spontaan verjongen (Koop & Hilgen, 1987).

De leeftijdsopbouw van bomen in natuurlijke bossen hangt nauw samen met het feit dat bosverjonging vooral een gevolg is van natuurlijke catastrofes zoals bosbrand, windworp en inundatie, ofwel meer endogeen bepaald wordt (Peterken, 1981; Runkle, 1985). In het eerste geval vindt de verjonging grootschalig en periodiek plaats en is er een uniforme leeftijdsopbouw. In onze streken zijn

catastrofes zeldzaam en vindt de natuurlijke verjonging endogeen en kleinschalig plaats (waarbij de schaal afhankelijk is van de standplaats). In samenhang daarmee vinden we een relatief kleinschalige afwisseling van diverse successiestadia en een grote variatie in leeftijdsopbouw van boomsoorten.

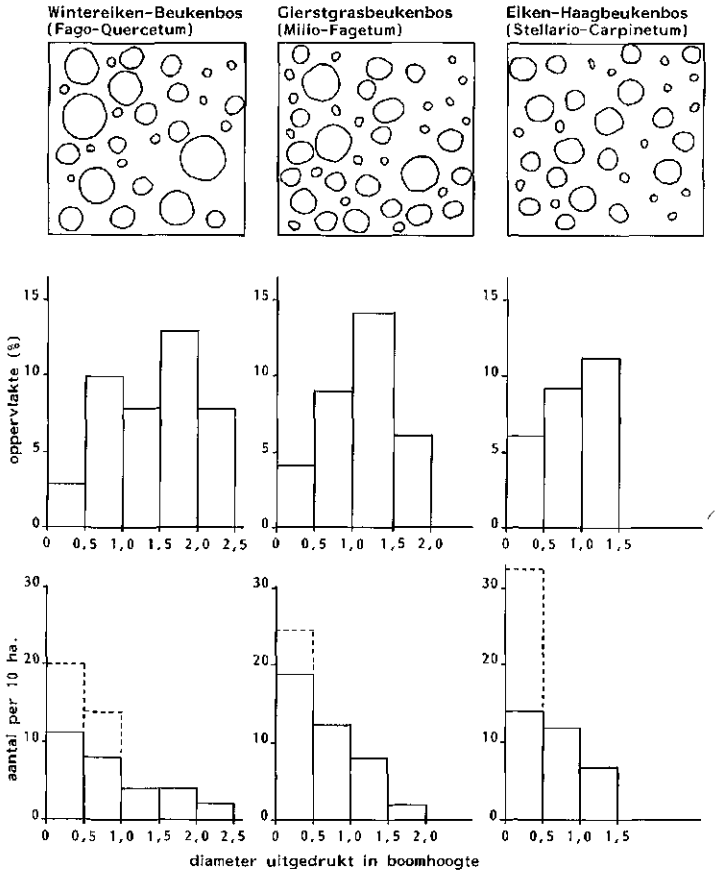
Minimumstructuurareaal

Onder het minimumstructuurareaal van een natuurbos verstaan we de oppervlakte die minimaal nodig is opdat daar alle representatieve bosvormingsstadia en -fasen door zelfregulatie vertegenwoordigd blijven. De grootte van dit areaal blijkt samen te hangen met het bostype, de randinvloeden en de schaal waarop zich mesogradiënten (ten gevolge van open plekken) spontaan voordoen. Voor het Wintereiken-Beukenbos, het Gierstgras-Beukenbos en het Eiken-Haagbeukenbos bedraagt het minimumareaal minstens respectievelijk 40, 25 en 10 ha (Koop, 1981b), mits het binnen een groter bosgebied gelegen is. Dergelijke oppervlakten werden ook elders gevonden. Zo vermeldt Korpel (1982) minimumstructuurarealen van 30 ha (in de beukenzone) tot 70 ha (in de hoger gelegen naaldboszone). Deze arealen bleken kleiner te zijn naarmate de bosstructuur en de verjongingseenheden fijnkorreliger zijn.

Open plekken

De bosstructuur varieert met de standplaats en de bosgemeenschap. In de volgorde Eiken-Haagbeukenbos, Gierstgras-Beukenbos en Wintereiken-Beukenbos wordt de structuur minder complex en neemt de maximale grootte van de open plekken of verjongingseenheden toe van respectievelijk een- tot anderhalf maal de boomhoogte tot ruim tweemaal de boomhoogte (Koop, 1981b; figuur 14). Het aantal open plekken neemt in deze volgorde af, maar de totale oppervlakte aan open plekken neemt iets toe. De totale oppervlakte aan open plekken bleek te variëren tussen 12 en 18 %, terwijl dat in Bialowieza in het Linden-Haagbeukenbos 8 % bedroeg. Dit is de helft van dat in het Eiken-Haagbeukenbos van de Duitse bossen: 16 %. Waarschijnlijk hangt dit verschil samen met het feit dat het bos in Bialowieza minder gestoord is.

In vergelijking met de vorige bostypen heeft het Vogelkers-Essenbos (met lokaal verwantschap aan het Elzenbronbos) een afwijkende structuur met een ijle boomlaag en vele kleine open plekken die lange tijd open kunnen blijven. Dat deze uit onderzoek aan Duitse bossen verkregen resultaten een algemenere geldigheid hebben wordt geïllustreerd door het feit dat deze overeenstemmen met de beschrijvingen van homologe bosgemeenschappen in het bosreservaat van Bialowieza. Ook Zukrigl (1982) vermeldt voor andere bostypen in de Hohe Tauern (Oostenrijk) dat er een natuurlijke tendentie naar kleinschaligheid is in de natuurlijke bosontwikkeling en -verjonging. Ook uit andere werelddelen zijn



Figuur 14. Het verband tussen bosgemeenschap en bosstructuur, in het bijzonder de grootte, het oppervlakteaandeel en de frequentieverdeling van de verjongingseenheden op open plekken. (zie ook de toelichting in de tekst)
Boven: Plattegronden van steeds 10 ha bos met de schematische verdeling van eenvoudigheidshalve ronde eenheden, met de per bostype kenmerkende frequentieverdeling naar grootte.
Midden: Procentuele oppervlakteaandelen van de naar diameter ingedeelde verjongingseenheden. De diameters zijn uitgedrukt als meervoud van de maximale boomhoogte van het omringende bos (= 30 m).
Onder: Frequentieverdeling van de verjongingseenheden naar diameterklasse per 10 ha. Indien de aantallen berekend uit het oppervlaktepercentage, bij een ronde vorm van de eenheden, sterk van het reële aantal afweek (meer dan twee), dan is deze waarde gestippeld aangegeven.
(Koop, 1981b)

vergelijkbare verschijnselen bekend, o.a. dat het aantal kleine open plekken veel groter is dan het aantal grote open plekken (Forster & Reiners, 1986).

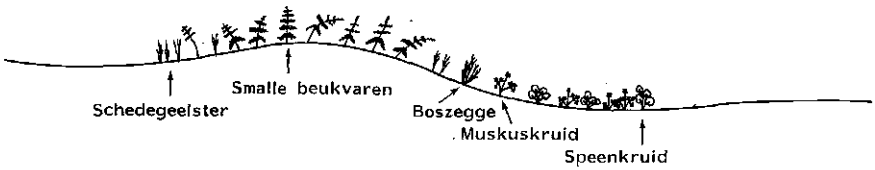
Verbanden tussen oerbosstructuur en het voorkomen van planten en dieren
Door de ruimtelijke afwisseling van de verschillende stadia en fasen van bosontwikkeling, de aanwezigheid van in omvang variërende open plekken en het voorkomen van veel dood hout (liggend en staand), is er in oerbossen een grote variatie aan structuur aanwezig die zich weerspiegelt in een grote soortenrijkdom aan planten en dieren.

Zo worden op open plekken gewoonlijk meer soorten aangetroffen van voedselrijkere en/of nattere milieus dan in de bosgemeenschap waarin die open plekken liggen (Falinski, 1986). De versterkte mineralisatie van strooisel en humus op open plekken is stellig hier een oorzaak van, alsook de hogere nuttige neerslag (geen interceptie door boomkruinen).

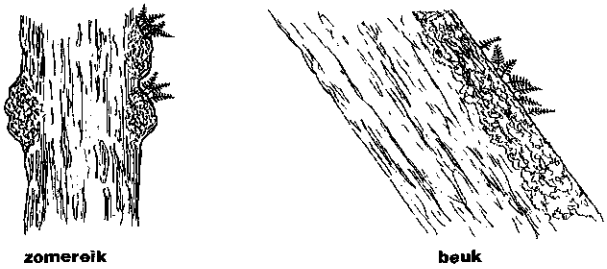
De mineralisatie is echter in oerbossen dermate getemperd dat kapvlaktesoorten niet of slechts sporadisch aanwezig zijn! (o.a. eigen waarnemingen in Duitse en Poolse bossen). Dit komt o.a. door de geringe afmetingen van de open plekken.

Het microreliëf en de grotere bodemheterogeniteit als gevolg van het ontwortelen van bomen is duidelijk in de plantengroei merkbaar (Koop, 1981a; Helmer, 1983). Bepaalde soorten blijken min of meer karakteristiek te zijn voor de heuvel van de vroegere wortelkluit; in het Neuenburger Urwald zijn dat smalle beukvaren en gebogen driehoeksvaren (Londo, 1977; Koop, 1981a; figuur 15).

In bossen met hoge grondwaterstanden raken de ontwortelingskuilen met water gevuld. Ze doen dienst als drink- en badplaats voor vogels en zoogdieren, terwijl waterdieren en amfibieën zich daarin kunnen voortplanten (Helmer, 1983). De ontwortelingskluit en de liggende rottende stam bieden een onderdak aan kleine zoogdieren (Olszewski, 1968; Van Vuure, 1985) en zijn een belangrijke



Figuur 15. Microreliëf in het Neuenburger Urwald, dat werd veroorzaakt door omgewaaide bomen. Dit levert een belangrijke bijdrage aan de variatie in de kruidlaag van zichzelf regulerende bossen. De vermelde soorten zijn gebonden op deze plek aan dit microreliëf (van slechts enkele decimeters hoogteverschil). Ter plaatse komt op vlakke bodem een soortenarme kruidlaag voor van bosanemoon (dominerend), bosklaverzuring en (weinig) gele dovenetel.



Figuur 16. Scheve, kromme en knoestige bomen bieden voor epifyten een veel gevarieerder milieu dan kaarsrechte en gladde bomen. In het Neuenburger Urwald komt eikvaren als epifyt voor tot 10 m hoogte op eiken en beuken, maar alleen op bomen van eerstgenoemde categorie.

broed- en foerageerplaats voor diverse vogelsoorten.

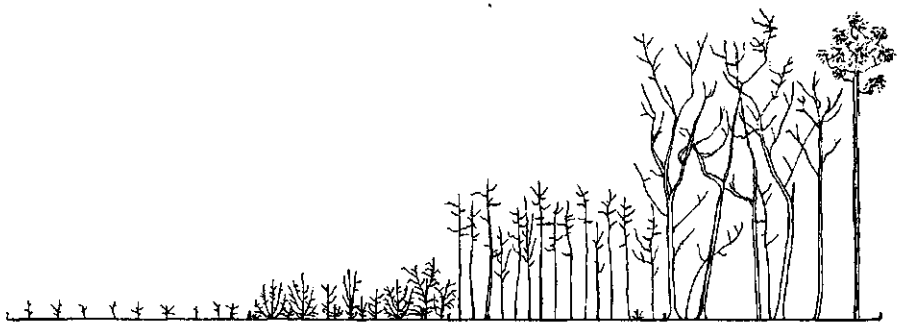
De open plekken in bossen zijn van groot belang voor dagvlinders en voor luchtfoerageerders onder de vogels, zoals gekraagde roodstaart en grauwe vliegenvanger. Vergelijkend onderzoek aan oerbos en het aangrenzende cultuurbos (Opdam & Van Bladeren, 1981) toonde aan dat in het oerbos de soortenrijkdom aan vogels het grootste was, met o.a. de hoogste dichtheid aan holebroeders en stamfoerageerders. De variatie in (avi)fauna wordt voor een belangrijk deel veroorzaakt door de mate van heterogeniteit in het bos, hetgeen begrijpelijk is op basis van hetgeen in § 2.3 gezegd is over de invloed van de bosstructuur op de fauna.

Op de grote betekenis van dood hout en holle bomen voor vele organismen werd hiervoor al uitvoerig ingegaan. De rijkdom van oerbossen aan epifyten wordt veroorzaakt door de aanwezigheid van veel oude, vaak knoestige bomen en schuine stammen. Daardoor treden niet alleen veel mos- en korstmossoorten als epifyt op, maar ook diverse soorten hogere planten (figuur 16).

Vele diersoorten hebben voorkeur voor een bepaalde fase – of meer fasen – in de bosontwikkeling (Van Vuure, 1985). Zo heeft de hazelmuis een voorkeur voor de dichte fase, de eekhoorn voor de boomfase (figuur 17). In de dichte fase treffen we o.a. vogelsoorten aan die ook in struikgewas voorkomen, zoals de fitis. De stakenfase is relatief arm aan diersoorten.

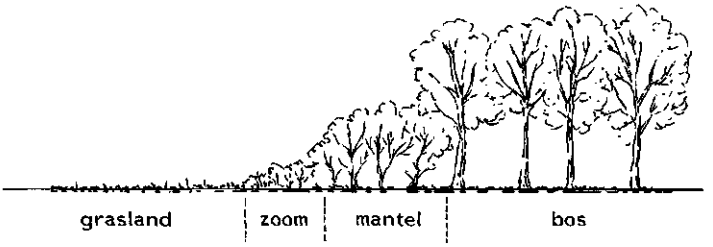
2.6 Overgangen tussen bossen en omgeving

Er treden allerlei overgangen op tussen het bos en andere levensgemeenschappen zoals graslanden en heide. Zo kan er uiteindelijk een zonering zijn van grasland via zoom- of sluiervegetatie en struweel naar bos. In de tijd kan een grasland via ruigte en vervolgens struweel in bos veranderen. De diverse gemeenschappen



Jonge fase	Dichte fase	Stakenfase	Boomfase
Ia bosspitsmuis dwergspitsmuis mol haas konijn veldmuis aardmuis ondergrondse woelmuis noordse woelmuis dwergmuis wolf wezel bostarpan oeros	Ic hazelmuis eland		Id eekhoorn rosse woelmuis grote bosmuis bruine beer boommarter
Ib egel eikelmuis vos das hermelijn bunzing los wilde kat ree edelhert wisent			

Figuur 17. Landgebonden zoogdieren, gerangschikt naar voorkeur voor bosontwikkelingsfasen. (Van Vuure, 1985)



Figuur 18. Ruimtelijke overgang van grasland naar bos. Vooral op matig droge en kalkhoudende bodem kunnen zich fraaie zoomvegetaties ontwikkelen van het Marjolein-verbond en mantelstruwelen met o.a. sleedoorn, eenstijlige meidoorn en rode kornoelje.

en hun beheer worden besproken in deel 1 'Levensgemeenschappen', maar komen ook nog als vervangingsgemeenschappen bij de desbetreffende bosgemeenschappen aan de orde (zie deel 5 'Bosgemeenschappen').

De struwelen nemen zowel in de ruimte als in de tijd een positie in tussen bossen enerzijds en grasland en zoomvegetaties anderzijds:

1. Als ruimtelijke overgang tussen grasland en bos (weinig veranderlijk in de tijd, figuur 18).
2. Als successiestadium van grasland naar bos (tijdelijk).
3. Als eindstadium van een successie, waar extreme milieufactoren een ontwikkeling tot bos verhinderen (b.v. zeewind in duinen).
4. Als degradatiestadium van bos, bij voorbeeld door frequente kap en/of te intensieve begrazing (de samenstelling kan daar nogal afwijken van die onder 2).

Lang niet overal komen struwelen voor als temporele of ruimtelijke overgang naar bos. Vaak grenzen grasland of heide direct aan het bos en ook kunnen deze vegetaties direct in bos overgaan. Het wel of niet optreden van struwelen is duidelijk een kwestie van milieu-eigenschappen, zoals voedsel- en kalkrijkdom van de bodem, en van beïnvloeding door mens en dier, zoals begrazing.

Het voorkomen van allerlei overgangssituaties van bos naar niet-bos is zeer belangrijk voor vele organismen die aan dergelijke overgangen gebonden zijn, zoals veel vogelsoorten (Kwak & Grotenhuis, 1979). Bij het natuurbehoud dienen we daarom het bos niet alleen op zichzelf te bekijken, maar vooral ook in relatie tot andere vegetaties. De mantel- en zoomvegetaties moeten als onderdeel worden gezien van het gehele ecosysteem (SBB, 1986b). In § 8.4 wordt nader aandacht geschonken aan het beheer van grote landschappelijke eenheden waar de bossen een belangrijk onderdeel van uitmaken.

3 Het bos en de mens

3.1 Invloeden van de mens

Toen na de laatste ijstijd het bos zich in Noordwest-Europa ontwikkelde, was de mens daar reeds aanwezig. Over de vroegere bosontwikkelingen en de vroegst merkbare invloeden van de mens worden we ingelicht door paleobotanisch (o.a. pollenanalytisch) onderzoek (Firbas, 1952; Godwin, 1975; Iversen, 1960, 1964; Janssen, 1960; Waterbolk, 1951; Van Zeist, 1959). Niet overal in West-Europa heeft zich bos ontwikkeld; ook buiten kwelders en laaggelegen gronden langs rivieren hebben er plekken bestaan die al direct na de laatste ijstijd een graslandvegetatie droegen en nooit met bos begroeid zijn geweest, mogelijk al onder invloed van de mens (Schwabe-Braun, 1979; Bush & Flenley, 1987).

Vanaf 3000 v. Chr. begon de mens een duidelijke invloed op de vegetatie uit te oefenen, o.a. door het begin van de landbouw. Aanvankelijk werd het bos gekapt en afgebrand ter verkrijging van landbouwgrond. In de Nieuwe Steentijd was de ontbossing door de mens op voor hem geschikte plaatsen al vrij omvangrijk (Ellenberg, 1986). Ook vond er toen een sterke toename van struweelsoorten plaats doordat het bos opener werd. Op veel plaatsen vond een toenemende begrazing plaats door vee zonder dat daartoe gekapt of gebrand werd (Groenman-van Waateringe, 1978). Overbeweiding leidde ertoe dat bos plaats moest maken voor heide, grasland en andere lage begroeiingen.

Een ingrijpend gevolg van de menselijke activiteiten, zoals de jacht, was bovendien dat diverse wilde herbivoren uit onze bossen verdwenen. Herbivoren als oeros, wisent en bospaard of tarpan hebben in de Europese bossen geleefd en een zekere invloed uitgeoefend (Clason, 1977, 1986; Falinski, 1986; Van de Veen & Van Wieren, 1980; Van Vuure, 1985). Van deze dieren kwam de wisent waarschijnlijk niet voor in Nederland (Clason, 1986; Bottema, 1987) en verdween de tarpan als laatste uit ons land. In de 14e eeuw wordt voor de bossen ten oosten van Nijmegen nog vermeld, dat men er wilde paarden kon aantreffen (Buis, 1985), maar de kans is groot dat het hier om mogelijk verwilderde, aanvankelijk gedomesticeerde dieren gaat (Clason, 1977, 1986). De plaats van de wilde herbivoren werd ingenomen door grote huisdieren, zoals varkens, rundvee, paarden, schapen en geiten.

Omstreeks het jaar 700 was de Veluwe nog grotendeels met bos begroeid, maar vanaf 800 liep het bosareaal sterk terug door bosdegradatie en -vernietiging (Dederen et al., 1985). Vanaf die tijd verdween in Nederland vrijwel al het opgaande bos. Het middenbos had tijdens deze degradatie tijdelijk een grote verbreiding als overgang naar het hakhout, vooral op rijke tot matig arme bodems. Hakhout is eeuwen lang de meest voorkomende bedrijfsvorm in ons land geweest, doordat de kapcyclus hiervan kort is en men dus veel vaker inkomsten verkrijgt dan uit opgaand bos. In een aantal bosgebieden bestonden vanaf middeleeuwen strenge bepalingen op de exploitatie en instandhouding van het bos en op de begrazing. In sommige bosmarken (ook wel maalschappen genoemd) werd daaraan goed de hand gehouden, waaraan we nu nog een aantal malebossen te danken hebben. Op veel andere plaatsen liep het echter vroeg of laat mis. Omstreeks 1400 bleek er op de Veluwe al geen echt natuurbos meer te bestaan (Dederen et al., 1985).

Door de menselijke invloed verdween het oerbos in Europa vrijwel geheel. In Nederland was de ontbossing van dien aard dat rond 1830 nog slechts 5% van de oppervlakte met bos bedekt was. Deze bosresten waren álle relatief sterk door de mens beïnvloed. De oppervlakte opgaand bos was teruggebracht tot ongeveer 50 000 ha. Daarnaast was nog 117 000 ha hakhout en 2000 ha griend aanwezig (Ministerie van Landbouw en Visserij, 1984).

De sterke vermindering en fragmentatie van het bosareaal had grote gevolgen voor de levensgemeenschappen van het bos. Men neemt aan dat de volgende vogelsoorten hierdoor in vorige eeuwen in ons land zijn uitgestorven: middelste bonte specht, witrugspecht, zwarte specht, zwarte ooievaar, schreeuwarend en hazelhoen (Voous, 1983). De zwarte specht is in deze eeuw spontaan als broedvogel teruggekeerd, wat verband houdt met de sterke uitbreiding van ons areaal aan opgaand bos sinds het midden van de vorige eeuw. De middelste bonte specht wordt ook weer waargenomen in het oosten van ons land als incidentele broedvogel.

Onder de zoogdieren zijn geen soorten aan te wijzen die in de eerste plaats door verkleining en fragmentatie van het bosareaal in ons land zijn uitgestorven. Het verdwijnen van de hiervoor genoemde grote herbivoren oeros en tarpan, is in de eerste plaats een gevolg van de jacht. Dit geldt ook voor het uitsterven in ons land van de bruine beer, eland, wolf, edelhert en wild zwijn (Van Wijngaarden, 1982). De laatste twee soorten zijn later weer ingevoerd (Clason, 1977, 1986). Geen van deze dieren is bovendien een bewoner van uitgestrekte dichte bossen, maar meer van gevarieerde landschappen waarvan het bos een belangrijk onderdeel is; een zekere fragmentatie van het bosareaal zou dus eerder in hun voordeel gewerkt kunnen hebben. Betreffende de lynx en de wilde kat tenslotte is het zeer twijfelachtig of deze soorten ooit wel in ons land voorkwamen (Van Wijngaarden, mondelinge mededeling).

De zwarte specht is in ons land uitgestorven geweest maar is in deze eeuw teruggekeerd als broedvogel als gevolg van de sterke uitbreiding van het areaal aan opgaand bos.

Het kappen, beweiden en branden door de mens had ook consequenties voor diverse boomsoorten (Van der Werf, in voorbereiding; zie ook figuur 32). Voor de beuk leidden deze menselijke invloeden tot een sterke achteruitgang (Doing Kraft & Westhoff, 1959; Doing, 1976; Jahn & Raben, 1982). De beuk verdraagt slecht plotselinge vrijstelling en brand, doordat de dunne schors niet tegen directe zonnestraling en hitte bestand is; bij een natuurlijk opgegroeide solitaire beuk wordt de stam door de takken tegen zonnestraling beschermd. Eiken zijn voor deze invloeden minder gevoelig en gingen daardoor een groter aandeel in de boomlaag innemen. Aangezien de zomereik beter is opgewassen tegen menselijke invloeden dan de wintereik, was de zomereik bevoordeeld. Bovendien

werd de zomereik meer aangeplant dan de wintereik wegens de hogere en regelmatigere eikelopbrengsten (beweiding door varkens!) en de gemakkelijker cultuur: zomereik is bodemvager dan wintereik (Weeda et al., 1985; Jahn, 1988). Tenslotte groeit de zomereik op armere gronden beter dan de wintereik. Van de wintereik zijn uiterst geringe restanten overgebleven. Toen het eikenhakhoutareaal zich sterk uitbreidde voor de winning van run voor de leerlooierijen, was het weer de zomereik die op grote schaal werd aangeplant.

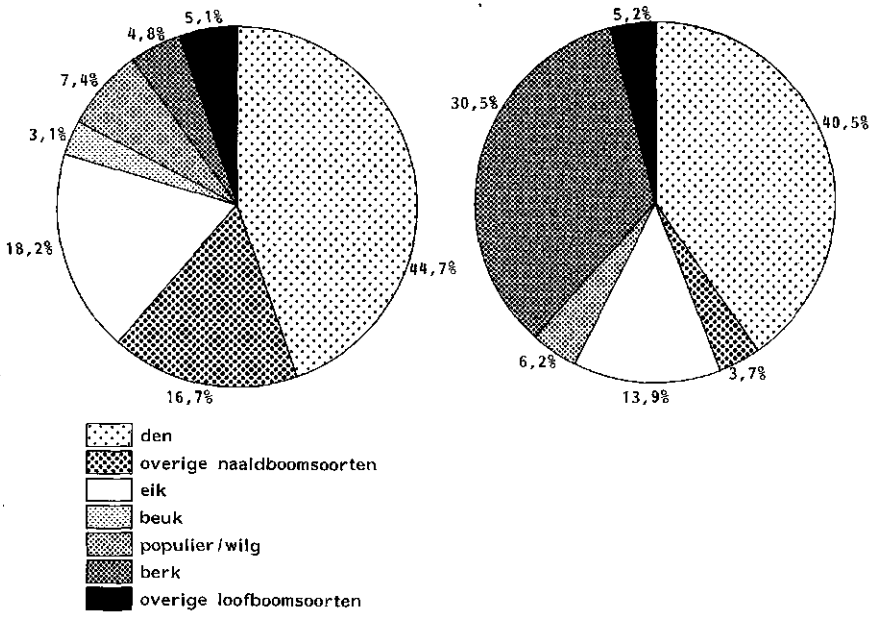
Door de invloeden van de mens zijn ook de winterlinde, zwarte populier en taxus in ons land op de oorspronkelijke groeiplaatsen zeldzaam tot zeer zeldzaam geworden.

Hoewel er in vorige eeuwen hier en daar al nieuwe bossen werden aangelegd, zoals het Mastbos bij Breda in het begin van de 16e eeuw en veel bossen op buitenplaatsen vanaf het begin van de 17e eeuw (Buis, 1985, 1986), begon de bosaanleg op grote schaal pas vanaf het midden van de 19e eeuw. Daarbij gingen uitheemse boomsoorten, vooral naaldbomen, een steeds grotere plaats innemen (Huisman, 1983; Buis, 1985). In die tijd werden heidevelden áls weidegebied voor schapen overbodig en de zandverstuivingen moesten worden beteugeld, terwijl de vraag naar hout voor industrie en mijnbouw toenam. Ook de invoering van kunstmest speelde bij de bebossingen op voedselarme bodem een belangrijke rol. Later vond veel bosaanleg plaats in de nieuwe polders.

Deze ontwikkelingen hebben ertoe geleid dat het Nederlandse bosareaal weer toegenomen is tot 334 000 ha ofwel 9,8 % van het landoppervlak (CBS/SBB, 1985). Van het gesloten bos (311 000 ha) bestaat 60 % uit naaldbos en 39 % uit loofbos. De grove den is onze talrijkste boomsoort (figuur 19). De oppervlakte aan hakhout bedraagt nog geen 4 % van ons bosareaal. Hiervan is ongeveer een kwart (zo'n 3000 ha) nog in exploitatie; de rest is doorgeschoten hakhout. In 10 % van het Nederlandse bosterrein zijn uitingen van hakhoutcultuur aanwezig (Dirkse, 1987; Dirkse & Thalen, 1987).

Het verleden werkt nog sterk door in onze huidige bossen. In het algemeen hebben ze een sterke graad van onnatuurlijkheid, omdat de boomlaag in de regel afwijkt van wat er van nature thuishoort. Verder zijn door de eeuwenlange overexploitatie en roofbouw de bosbodems voedselarmer en minder basisch (dus zuurder) geworden dan ze aanvankelijk waren (Ellenberg, 1986). Daarnaast komt het ook voor dat gronden door voorafgaande bemesting voedselrijker zijn geworden. Dit betreft zowel bossen op voormalige landbouwgronden als bossen waar bemesting ten behoeve van de bosbouw heeft plaatsgevonden (o.a. zeer veel in Drenthe).

Op de verarmde gronden vindt momenteel een geleidelijk proces van natuurlijke voedselverrijking plaats, dat wel met retrofiëring (= herstel van de vroegere voedselrijkdom) aangeduid wordt en dat duidelijk in de veranderende



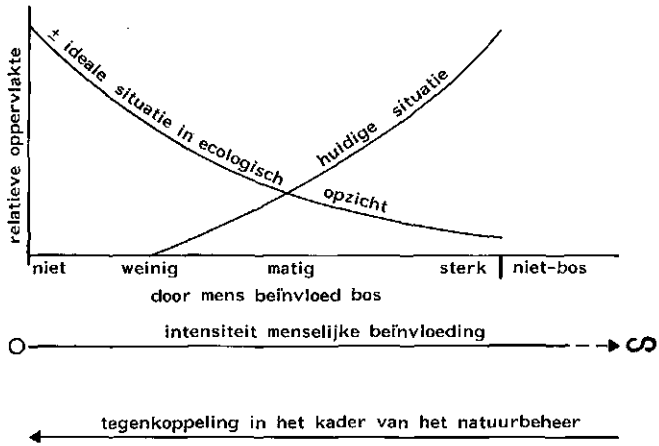
Figuur 19. Het aandeel van de diverse boomsoorten in het Nederlandse bosareaal. Links voor het gesloten bos (kronenprojectie 60 % of meer) en rechts voor het open bos (kronenprojectie tussen 20 en 60 %). Het grote aandeel van berk en grove den in het open bos heeft grotendeels betrekking op bosopslag op heideterreinen. (CBS/SBB, 1985)

mos- en kruidlaag tot uitdrukking komt. Zo overheerste vroeger in bepaalde gebieden het korstmossenbos, dat momenteel haast overal verdwenen is en plaats heeft gemaakt voor bosgemeenschappen van rijkere bodem (Bannink et al., 1973; Geerdes, 1985; Dederen et al., 1985).

Retrofiëring is een gevolg van de diepere beworteling van de boomlaag in vergelijking met die van heideplanten en kruidachtige gewassen. Hierdoor kunnen ook voedingsstoffen uit de diepere bodemlagen opgenomen worden die voorheen voor de lagere begroeiing onbereikbaar waren. Met de afgevallen bladeren en naalden komt een belangrijk deel van de nutriënten terecht in de strooisel- en humuslaag. Het is vooral dus de bovenste bodemlaag die in voedselrijkdom toeneemt.

Naast retrofiëring vindt er de laatste decennia een steeds sterker wordende, onevenwichtige voedselverrijking plaats via de atmosferische verontreiniging. Dit aspect wordt in § 3.4 verder behandeld.

Volgens Dirkse (1987) en Dirkse & Thalen (1987) is het niet best gesteld met de natuurlijkheid van onze bossen (figuur 20). Dit komt bij voorbeeld tot uit-



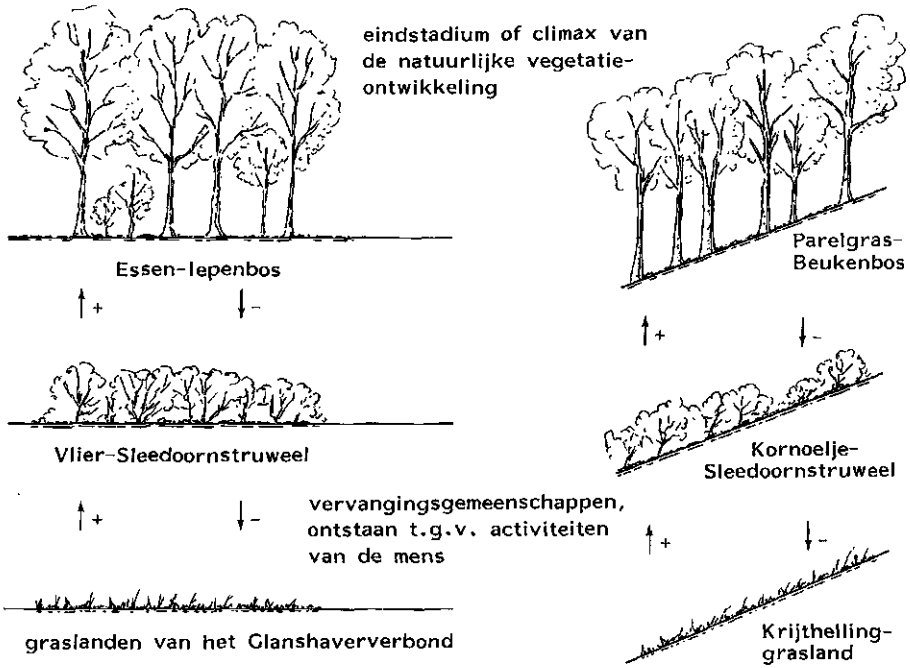
Figuur 20. Globale benadering van het verband tussen bosoppervlakte en intensiteit van menselijke beïnvloeding. De huidige situatie in de Nederlandse bossen wijkt zeer sterk af van de min of meer ideale situatie in ecologisch opzicht.

drukking in de armoede aan structuurrijke bostypen, de armoede aan staand en liggend dood hout en de soortensamenstelling, waarin we relatief veel exoten, onkruiden en ruigtkruiden aantreffen die in natuurlijke bossen niet voorkomen. Dirkse (1987) en Dirkse & Thalen (1987) vermelden dat in 43 % van het Nederlandse bosterrein afval in de een of andere vorm, vooral ten gevolge van de recreatie, werd aangetroffen.

3.2 Vervangingsgemeenschappen, climaxvegetatie en potentiële natuurlijke vegetatie

Heiden, graslanden en akkers die voorkomen op plaatsen waar van nature bos aanwezig zou zijn, noemen we vervangingsgemeenschappen (figuur 21). Wanneer deze gemeenschappen niet te sterk door de mens beïnvloed zijn – bij voorbeeld wanneer deze niet intensief bemest zijn – kan uit de soortensamenstelling opgemaakt worden uit welk bostype ze zijn ontstaan. Zo wijst de Glanshavergemeenschap op bosgemeenschappen van het Elzen-Vogelkersverbond op voedselrijke bodem en wijst heide op bosgemeenschappen van voedsel- en kalkarme bodem, zoals het Berken-Zomereikenbos.

Wanneer de beïnvloeding van vervangingsgemeenschappen door de mens ophoudt, zal zich op den duur weer bos ontwikkelen. Het loofbos is in onze streken, behalve in levend hoogveen en op zilte gronden, de natuurlijke climax van de vegetatieontwikkeling. Dit betekent niet dat op allerlei plaatsen dan weer precies



Figuur 21. Twee voorbeelden van een bosgemeenschap met enkele vervangingsgemeenschappen. Het Essen-Iepenbos komt voor op klei- en zavelgronden, het Parelgras-Beukenbos op kalkbodem. De naar beneden gerichte pijlen geven de negatieve successie, regressie of degradatie aan ten gevolge van activiteiten van de mens. In de omgekeerde richting (wanneer de beïnvloeding door de mens ophoudt) spreken we van positieve successie of regeneratie. De ontwikkeling van grasland naar bos of omgekeerd behoeft niet altijd via struweel te gaan.

dezelfde bosgemeenschap zal ontstaan als die daar vroeger, voor de intensieve beïnvloeding door de mens, aanwezig was. Niet alleen is ons klimaat sindsdien veranderd, maar ook hebben er vele andere wijzigingen in het milieu plaatsgevonden. Zo is op de meeste plaatsen in ons land de grondwaterstand verlaagd en is de voedselrijkdom door bemesting toegenomen. In verband hiermee is destijds door Tüxen (1956, 1963; zie ook Schmithüsen 1959; Ellenberg, 1963, 1978) het begrip potentiële natuurlijke vegetatie ingevoerd (afgekort pnv). Hieronder verstaan we de vegetatie die zich zou ontwikkelen wanneer alle directe menselijke invloeden bij de huidige klimatologische, edafische en historische situatie beëindigd zouden worden. De pnv geeft de vegetatie-potentiaal aan van de thans aanwezige milieus, met behoud van de huidige grondwaterstanden. Op de meeste plaatsen in ons land wordt de pnv door een bostype bepaald.

In deel 5 'Bosgemeenschappen' wordt nader op de pnv ingegaan. Ook worden daar bij iedere bosgemeenschap de vervangingsgemeenschappen vermeld. Van de laatste uitgaande kan men dan ongeveer bepalen welke bosgemeenschap ergens zal ontstaan wanneer de mens ter plaatse ophoudt met maaien, intensieve begrazing en/of akkerbouwmaatregelen.

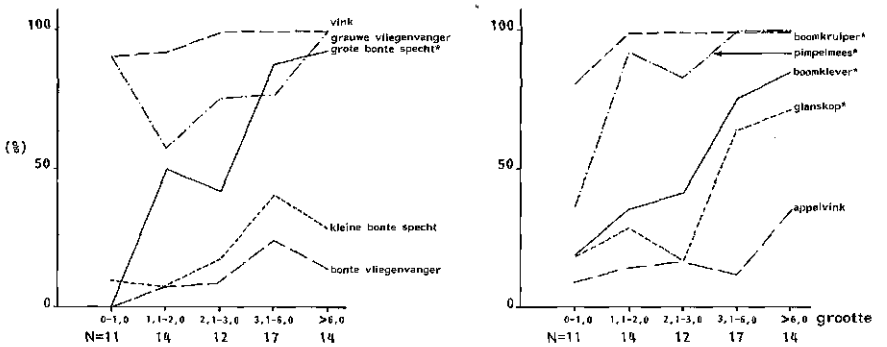
3.3 Betekenis van bossen voor het natuurbehoud

Onze bossen, en wel speciaal de minder gecultiveerde, hebben een zeer grote waarde voor het natuurbehoud. Zeer veel organismen, variërend van microorganismen tot plantesoorten en vogels, zijn voor hun voortbestaan aan bos gebonden. Dit is niet verwonderlijk, omdat bos hier vroeger de dominerende vegetatie was. Behoud, herstel en ontwikkeling van voldoende grote oppervlakten van alle bosgemeenschappen in ons land zijn dan ook van het allergrootste belang voor het natuurbehoud. Niet alleen een verzameling levende vitale bomen is belangrijk. Een volledige bos-levensgemeenschap verlangt daarin ook de aanwezigheid van oude en holle bomen, afstervende en (staande en liggende) dode bomen (hoofdstuk 2).

Zowel voor het natuurbehoud als voor de bosbouw hebben de meer natuurlijke bossen een grote betekenis voor het handhaven van de genetische variatie binnen de boomsoorten die hier van nature voorkomen. Ten behoeve van de houtproduktie wordt veel met geïmporteerd materiaal gewerkt (Heybroek, 1986), waardoor o.a. het oorspronkelijk inheemse ecotype van de grove den als verloren moet worden beschouwd. Niet alleen bij naaldbos maar ook bij loofbosbeplantingen wordt vaak uitheems materiaal gebruikt. Zo zijn vrijwel alle na de Tweede Wereldoorlog geplante veldiepen geïmporteerd, veelal uit Italië (Schütz & Van Tol, 1981).

De betekenis van bossen hangt nauw samen met de mate van antropogene beïnvloeding. Bossen die relatief weinig zijn gestoord, hebben een hogere natuurwaarde dan de sterk gestoorde bossen. Verder speelt de leeftijd van het bos en van het bosgebied een grote rol. Oude bossen zijn waardevoller dan jonge (hoofdstuk 2). Oude bosgebieden die al zeer lange tijd – vaak vanaf de middeleeuwen – ononderbroken tot nu toe met bos begroeid zijn geweest, hebben een veel grotere waarde dan nieuwe. Uit onderzoek (Rackham, 1980; Peterken, 1976, 1981; Peterken & Game, 1984; Van den Wijngaard, 1980; Hermy, 1984, 1985a; Hermy & Stieperaere, 1981) is gebleken dat een aantal soorten uitsluitend of voornamelijk aan oude bosgebieden is gebonden (ruige en grote veldbies, witte klaverzuring, eenbes, ruig klokje, parelgras en bosanemoon).

Verder hebben bossen een des te grotere waarde voor het natuurbehoud naarmate de oppervlakte groter is (figuur 22) en er binnen deze oppervlakte meer



Figuur 22. Kans op voorkomen (frequentie in % van de maximale frequentie) van tien vogelsoorten die aan opgaand loofbos gebonden zijn, in relatie tot vijf klassen van bosoppervlakte (in ha). De onderzoekgebieden waren de Gelderse Vallei en Zuid-Limburg. * Significant afwijkend van toevallige verdeling (χ^2-test, $P \leqslant 0{,}05$). (Opdam et al., 1985)

verschillen in bodem en waterhuishouding zijn, waardoor er meer bosgemeenschappen met hun overgangen en hun karakteristieke plante- en diersoorten zullen voorkomen.

Iedere bosgemeenschap heeft zijn specifieke betekenis en verdient in Nederland gehandhaafd of ontwikkeld te worden. Een overzicht van de bosgemeenschappen is te vinden in tabel 1. Daarbij moeten we bedenken dat binnen de beschreven typen allerlei variaties en tussen de typen vele overgangen voorkomen. Wanneer een bostype slechts in een enkel reservaat vertegenwoordigd is, is dat dus niet voldoende.

Van bijzondere betekenis zijn de bossen die vrijwel tot Nederland beperkt zijn en hier zodoende het zwaartepunt van hun verbreiding hebben: Duin-Eikenbos, Duin-Berkenbos, Berken-Zomereikenbos, Essen-Iepenbos en diverse typen elzenbroek. Het Essen-Iepenbos heeft daarvan in potentieel opzicht de grootste verspreiding, maar vanwege de uitermate goede geschiktheid van de bodem als cultuurland is opgaand bos van dit type schaars. Ook het Berken-Zomereikenbos heeft vroeger een grote verspreiding gehad, doch hier is nog maar weinig van over door vooral de verandering naar heide en later naaldbos. Dit is onze voedselarmste oorspronkelijke bosgemeenschap. De dennenbossen op door de mens verarmde gronden zijn nog voedselarmer.

Tot de bosgemeenschappen die zowel in Nederland als daarbuiten zeldzaam zijn, behoren het Elzen- en het Essenbronbos, en verder het Abelen-Iepenbos. Daarnaast zijn er ook gemeenschappen die hier zeldzaam zijn en elders algemeen voorkomen, zoals het Esdoorn-Essenbos, het Veldbies-Beukenbos en het Parelgras-Beukenbos. Doorgaans ligt Nederland in zulke gevallen aan de rand van

De eenbes, samen groeiend met o.a. gele dovenetel en veelbloemige salomonszegel in een Zuidlimburgs hellingbos, is een karakteristieke soort voor oude bosgebieden.

het areaal van zo'n gemeenschap. Het Esdoorn-Essenbos en Veldbies-Beukenbos zijn onze enige specifiek submontane bosgemeenschappen, die nog net (in het zuidoosten) ons land bereiken.

Andere bosgemeenschappen die in Nederland aan de grens van hun areaal voorkomen, zijn het Korstmos-Dennenbos (meest zuidwestelijke voorpost), het Kraaihei-Dennenbos (bereikt hier zuidgrens) en het Parelgras-Beukenbos (hier noordwestgrens). Wanneer elders veelvuldig een bij ons zeldzame bosgemeenschap voorkomt is dat geen reden om die in Nederland niet te beschermen. Doorgaans betreft het bepaalde geografische varianten die afwijken van de gemeenschap elders in het verspreidingsgebied. Het behoud van de totale variatie is belangrijk! En dit geldt ook voor de variatie die er binnen Nederland is, bij voorbeeld tussen de kuststrook en het binnenland of tussen het noorden en zuiden van ons land.

Tot de bossen met een zeer soortenrijke kruidlaag behoren het Parelgras-Beukenbos en Kalk-Beukenbos, het Eiken-Haagbeukenbos en het Vogelkers-Essenbos. Andere bossen, zoals diverse dennenbosgemeenschappen, zijn arm aan hogere planten, maar zijn weer rijk aan karakteristieke schimmels, mossen en korstmossen.

Niet alleen de bostypen zelf zijn belangrijk, maar ook de overgangzones (gradiënten) tussen de diverse typen (Falinski, 1986). Veel organismen zijn juist aan overgangen gebonden. Bosreservaten dienen zo groot mogelijk te zijn omdat dan zowel meer bostypen als hun overgangen zullen voorkomen.

Alle in ons land nu aanwezige bosgemeenschappen kunnen bij een doelgericht natuurtechnisch beheer sterk aan betekenis winnen. Met de natuurlijkheid van onze bossen is het niet best gesteld (Dirkse, 1987; Dirkse & Thalen, 1987). Herstel en ontwikkeling zijn daarom hard nodig (hoofdstuk 10). Oude bossen met een natuurlijke samenstelling – met name van de boomlaag – ontbreken vrijwel bij iedere bosgemeenschap. Dit geldt ook voor onze huidige meest algemene bosgemeenschap, het Wintereiken-Beukenbos. Vooral de oudere opstanden met de natuurlijke boomsoorten hebben voor deze gemeenschap een grote betekenis. Vanwege zijn vrij grote algemeenheid heeft deze bosgemeenschap nog een speciale betekenis voor bosecologisch onderzoek: in geen andere bosgemeenschap zouden zo goed beheersexperimenten op grotere schaal kunnen worden gerealiseerd. Daarbij denk ik aan de maatregelen niets doen, begrazing en kappen (ook voor de houtproduktie).

3.4 Bedreigingen van onze bossen

Het gevaar voor vermindering van het bosareaal is, afgezien van de luchtverontreiniging, zeer gering. Het 'Meerjarenplan bosbouw' (Ministerie van Landbouw en Visserij, 1984) beoogt juist vergroting van ons bosareaal. Verder verhindert de Boswet dat er bos verdwijnt. Deze wet beschermt echter alleen het totale areaal en niet de lokaties. Na kap van een bos mag de verjonging ook elders plaatsvinden. Zo komt het nog wel eens voor dat een oud bosgebied na kap in grasland of akker wordt veranderd terwijl de aanplant elders op voormalig gras- of bouwland plaatsvindt. Zeker vanuit het natuurbehoud gezien, is dit een ongewenste gang van zaken en houdt het een bedreiging van waardevolle bosgebieden in.

Bedreigingen kunnen van algemene aard zijn, maar er zijn ook bedreigingen die vooral de natuurwaarde van bossen betreffen. Daarnaast maken we onderscheid tussen bedreigingen van externe en van interne aard. Deze worden in de volgende paragrafen behandeld. De maatregelen tegen deze bedreigingen komen bij het uitwendige beheer (hoofdstuk 4) en het inwendige beheer (hoofdstukken 5-7) aan de orde.

3.4.1 Luchtverontreiniging

Sinds de jaren tachtig wordt de luchtverontreiniging als een van de voornaamste bedreigingen beschouwd voor het Nederlandse bos. Elders in Europa, vooral bepaalde delen van Oost-Europa als Tsjechoslowakije en Polen (Grodzinski et al., 1984; Van der Horst, 1986; eigen waarnemingen) is de situatie aanzienlijk slechter dan in Nederland en sterven in bepaalde gebieden de bossen massaal af. Maar ook in Nederland heeft het bos in het algemeen door de luchtverontreiniging een verminderde vitaliteit (Den Boer, 1985; Nas, 1985; Bastiaans, 1984; SBB, 1985, 1986a; Van den Tweel & Den Boer, 1986; Fransen, 1987; Denneman et al., 1987; Van den Tweel & Brand, 1988). Vooral bij naaldbossen is dit het geval en een zeer groot deel is op zijn minst licht beschadigd. De luchtverontreiniging is zowel een gevolg van de toegenomen industrialisatie als van de intensivering in de landbouw. Daar heeft de overbemesting tot een sterke ammoniakemissie geleid.

Hoe het proces van afsterven door luchtverontreiniging plaatsvindt is nog niet in alle bijzonderheden bekend. Wel is duidelijk dat vooral kalkarme gronden voor verzuring door SO_2 het meest gevoelig zijn (Van Breemen et al., 1983; Bouten et al., 1986; Reuss & Johnson, 1986; Mathy, 1988). Niet of minder gevoelig voor verzuring zijn zeer mineraalrijke en basenrijke bodems. Op de Nederlandse zandgronden is aluminium (Al) de belangrijkste bufferstof die een sterke verzuring tegengaat. Als de Al-buffer is uitgeput, zal de pH snel dalen tot lage waarden van om en nabij 3 (Mulder, 1988). Berekeningen hebben uitgewezen dat dit over circa vijftig jaar al het geval kan zijn. Het is nog onbekend wat de gevolgen daarvan voor de vegetatie zijn. Waarschijnlijk heeft de zure depositie een negatieve invloed op de mycorrhiza (Smits, 1984; Bosch, 1985; Nas, 1985; Schaffers, 1986). Daarop duidt ook de sterke achteruitgang van de cantharel in Nederland (Jansen et al., 1985).

De luchtverontreiniging leidt niet alleen tot sterke verzuring, maar ook tot voedselverrijking van bosgronden, vooral met stikstof via NO_x en NH_3. De laatste stof, ammoniak, komt veel vrij in gebieden met intensieve veeteelt of eendenmesterijen (Cuppen, 1984; Bosch, 1985). Deze voedselverrijking leidt tot een verandering in de ondergroei van bossen op oorspronkelijk arme gronden; o.a. rankende helmbloem en bochtige smele nemen daar sterk toe (Schaffers, 1986). Bemestingsexperimenten in Zweedse bossen hebben duidelijk gemaakt dat de 'vergrassing' van bossen op voedselarme bodem een gevolg is van de toename aan stikstof (Van Dobben & Mulder, 1985; Dirkse, 1988). Bij verdere stikstofdepositie treedt verruiging op met wilgeroosje en braam. De eenzijdige stikstofbemesting blijkt tot extreme stikstof-fosforverhoudingen en fosforgebrek te kunnen leiden (Mohren et al., 1986). Verder versterkt de zure depositie het rem-

mende effect van zware metalen op de decompositie van organisch materiaal (Denneman et al., 1987).

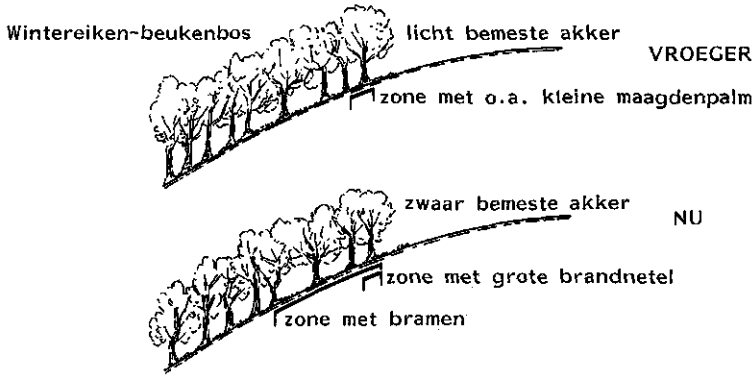
Naast bovenvermelde stoffen zijn waarschijnlijk ook ozon en fluorverbindingen van belang. Pools onderzoek heeft uitgewezen dat diverse boomsoorten zeer gevoelig voor deze stoffen zijn (Grodzinski et al., 1984; De Wit, 1988). In § 4.2 komen de maatregelen tegen luchtverontreiniging aan de orde.

3.4.2 Overige externe bedreigingen

Inwaaien, inspoelen en storten van vreemde stoffen

Hieronder vallen kunstmest (vooral stuifmest), drijfmest, kunstmestzakken en andere stoffen afkomstig uit de landbouw, deponeren van slib, afval en vuilstort, vooral aan de randen van boerenbosjes. Ook kunnen meststoffen vanuit de omgeving via het grondwater of overstromingswater in bossen terecht komen.

Iedere andere bemesting dan die door de natuurlijke dierenpopulaties vormt een ernstige bedreiging. Slechts in situaties waar bos en akker sinds lange tijd aan elkaar grenzen en bemesting voornamelijk plaats vond door het instuiven van fijne bodemdeeltjes, bij voorbeeld als gevolg van het omploegen van de akker, kan een geringe mate van bemesting als een natuurverrijkende factor worden beschouwd. In bossen op lemige gronden is bij voorbeeld kleine maagden-



Figuur 23. De vroegere agrarische cultuur had vaak een verrijkende invloed op levensgemeenschappen, o.a. bossen. Een lichte voedselverrijking van de bosrand vanuit de aangrenzende akker leverde vroeger nogal eens bijzondere soorten op. Bij de huidige intensieve bemesting is er alleen sprake van negatieve invloeden en gaan grote brandnetel en bramen steeds meer domineren. Deze voedselverrijkende invloeden doen zich het sterkst gelden in heuvelland waar de akkers en graslanden hoger liggen dan de bossen. Door middel van bufferzones (zie figuur 28) zijn deze invloeden tegen te gaan.

palm vaak tot dergelijke situaties beperkt (figuur 23). De tegenwoordige toepassing van kunstmest op aangrenzende akkers heeft meestal een natuurverarmende invloed, zoals in het Savelsbos, het Gerendal en bij Didam (eigen waarnemingen; Rozendaal & Slootweg, 1982; Loon et al., 1985; Prins, 1988). Bij het uitwendige beheer worden in § 4.3 de maatregelen tegen deze invloeden behandeld.

Veranderingen van de grondwaterstand in de naaste omgeving
Zowel verhoging (behalve in verdroogde situaties) als verlaging heeft in het algemeen een ongunstige invloed. Vrijwel overal in Nederland is de grondwaterstand verlaagd en is er sprake van een min of meer gestoorde situatie. Vooral grondwaterplanten (freatofyten) nemen daardoor af (Londo, 1988). In § 4.4 komen maatregelen betreffende de uitwendige waterhuishouding aan de orde.

Begrazing van bossen vanuit bemeste graslanden
De kans is groot dat voedingsstoffen van de voedselrijke graslanden door begrazing naar de in verhouding voedselarme bossen worden gebracht. Het laten loslopen van pluimvee in bij voorbeeld boerenbosjes is ook als schadelijk aan te merken. Diverse maatregelen worden beschreven in § 4.5.

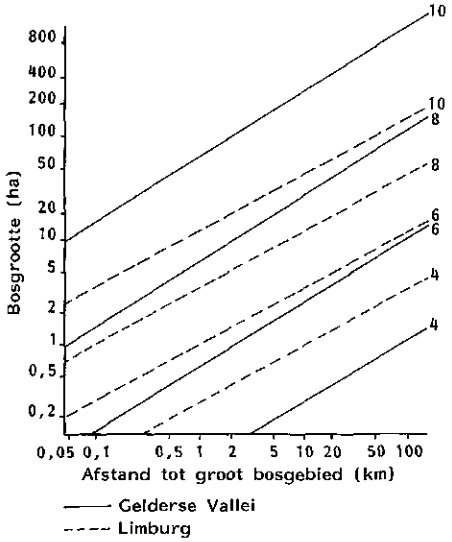
Betreding door recreanten
Deze bedreiging heeft een aantal effecten met begrazing gemeen. Ook hierbij wordt de begroeiing vaak kort gehouden, zij het op een andere manier, en treedt plaatselijk bodemverdichting en bemesting op. De rust van de fauna wordt verstoord. De aanleg van voorzieningen ten behoeve van de recreatie zoals parkeerplaatsen, ligweiden, dagcampings, en bouw van zomerhuisjes en tweede woningen vormen een belangrijke bedreiging. Bovendien neemt het vandalisme in de bossen toe als gevolg van het oprukken van stedelijke bebouwing en de toenemende recreatiedruk. In een kwart van het Nederlandse bos werd bij onderzoek recreatieafval gevonden (Dirkse, 1987; Dirkse & Thalen, 1987). In § 4.6 komen de maatregelen ter regulering van de recreatie aan de orde.

Aanleg van wegen
De aanwezigheid van wegen langs en door bossen, en het bijbehorende verkeer verstoren de rust voor de fauna. De kans dat recreanten direct doordringen in het bosterrein wordt daarmee bovendien sterk vergroot. Zo is gebleken dat verkeer een negatief effect heeft op de broedvogeldichtheid van bossen (Reijnen & Thissen, 1986).

Huizenbouw
Veel bossen worden door de bouw in het bosterrein van zowel particuliere villa's als van tehuizen en inrichtingen bedreigd. Vooral parkachtige loofbossen met een geheel eigen waarde dreigen hiervan het slachtoffer te worden.

Rasters
Rasters, zowel binnen als buiten het bos, kunnen sterk belemmerend werken op de fauna. De uitwisseling met de individuen in de omgeving wordt daarmee beperkt. Rasters kunnen overigens in ander opzicht nuttig zijn, bij voorbeeld om de recreatiedruk en vee te weren, en de dieren te beschermen tegen het verkeer.

Verwijderen van houtopstanden in omgeving
Ten gevolge van het kappen en verwijderen van houtwallen en andere lijnvormige houtopstanden en van het verkleinen van het bosareaal zal de immigratiekans van diersoorten afnemen. Een kleinere immigratiekans betekent dat bepaalde



Figuur 24. Bosgrootte-isolatielijnen die voor een gegeven aantal bosvogelsoorten het verband aangeven tussen de bosgrootte en de afstand van deze bospercelen tot een groot bosgebied (de getrokkken lijn is de Gelderse Vallei en de gebroken lijn is Limburg). De lijnen staan voor een bepaald aantal soorten broedvogels die alleen in opgaand bos voorkomen. Hoe verder een bos van een groot bosgebied ligt, des te groter moet (gemiddeld) de oppervlakte zijn om de soortenrijkdom daar te handhaven. (Opdam et al., 1985)

Als gevolg van het wegvallen van het hakhout- en middenbosbeheer op kalkrijke hellingen in Zuid-Limburg is de purperorchis sterk achteruitgegaan.

soorten zullen verdwijnen of langer afwezig zullen zijn. Dit geldt vooral voor kleine bosgebieden (Harris, 1984; Opdam et al., 1984; Van Dorp & Opdam, 1987; figuur 24).

Verspreiding van exoten
Douglas en Amerikaanse vogelkers zijn voorbeelden van niet-inheemse boomsoorten die vanuit cultuurbossen in de omgeving zich uitzaaien in bos waar natuurlijke bosontwikkeling met inheemse soorten zou moeten plaatsvinden.

3.4.3 Interne bedreigingen

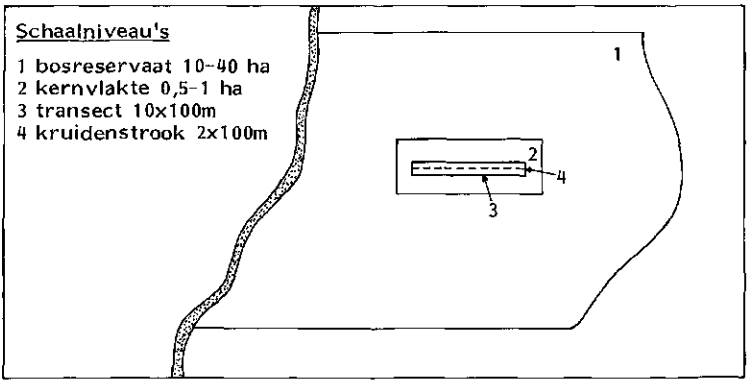
De bedreigingen van interne aard betreffen bepaalde aspecten van het beheer en gebruik. Deze zijn:
– Houtoogst in bossen met een hoge natuurwaarde en waar die waarde niet het gevolg is van een bepaald kapregime; (zie hoofdstuk 2, o.a. betreffende de rol van dood hout).

– Intensivering en schaalvergroting van het bosbouwkundig beheer door middel van kaalkap, grondbewerking, bemesting, aanplant van uitheemse soorten, verkorting van de omlooptijd en inzet van zware machines (paragrafen 6.4, 6.8, 7.3, 7.4 en hoofdstuk 11).
– Plaatselijk het wegvallen van oude gebruiksvormen (bij voorbeeld middenbos, zie hoofdstuk 9)
– Vormen van jachtwildbeheer die gericht zijn op het kunstmatig (door bijvoeren) in stand houden van dermate hoge wilddichtheden, dat alleen bij het gebruik van veel rasters nog van enige boomverjonging sprake kan zijn (zie § 5.3). De relatie fauna-bos is vaak eveneens gestoord door het ontbreken van grote herbivoren.
– Bemesting of bekalking van bos als symptoombestrijding van zure regen (paragrafen 4.2, 7.4 en 7.5).

3.5 Bosecologisch onderzoek

Om natuurlijke processen in bossen te leren kennen en om de effecten van zowel beheersmaatregelen als externe bedreigingen op bossen na te gaan, is bosecologisch onderzoek nodig. Een belangrijk onderdeel daarvan is het beschrijvende onderzoek dat een antwoord geeft op de volgende vragen: Hoe ziet een bos eruit? Hoe is de verticale en horizontale structuur en de leeftijdsverdeling van de bomen? Welke plante- en diersoorten komen er voor? Wanneer dergelijke gegevens van bossen goed vastgelegd worden kan men later, door hetzelfde onderzoek te herhalen, veel over processen in bossen te weten komen. Verbanden met het abiotisch milieu kunnen gelegd worden door tevens de bodem te onderzoeken en de atmosferische verontreiniging. In eerste instantie zijn dergelijke verbanden correlatief; het is duidelijk dat bij voorbeeld de luchtverontreiniging tot een verminderde vitaliteit van het bos en verruiging van de ondergroei leidt (zie § 3.4). Om te weten hoe die processen precies verlopen, o.a. in de bodem en in de bomen, is veel gedetailleerder onderzoek vereist.

Het traditionele vegetatiekundige onderzoek van bossen bestond uit het vervolgen van zogenaamde permanente kwadraten, gewoonlijk pq's genoemd vanwege de vroegere schrijfwijze 'permanente quadraten'. Omdat bossen een groter vegetatiekundig minimumareaal hebben dan lagere vegetaties zoals graslanden, zijn dergelijke kwadraten relatief groot, vaak 10 m × 10 m of 20 m × 20 m. Periodiek wordt van zo'n kwadraat een vegetatieopname gemaakt. Dit houdt in dat per vegetatielaag alle soorten worden genoteerd alsmede de bedekkingsgraad per soort. Vroeger werd daarvoor meestal de schattingsschaal van Braun-Blanquet (1964) gebruikt. Voor het pq-onderzoek is deze schaal te grof gebleken (Londo, 1971) en voldoet de decimale schaal met kleinere intervallen veel beter



Figuur 25. Schaalniveaus waarop het bosecologisch onderzoek zich afspeelt. (Koop, 1987a)

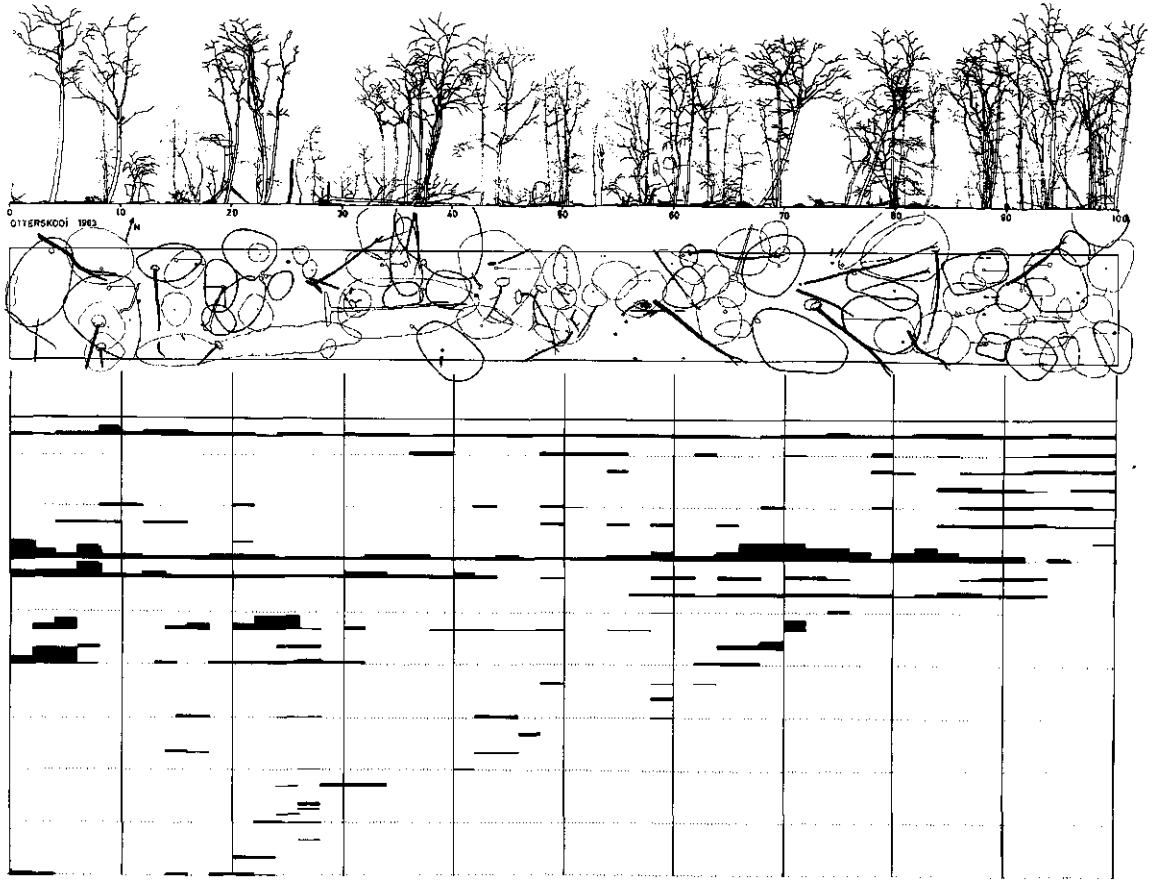
(Londo, 1984).

In natuurbossen hebben we niet te maken met homogene begroeiingen, maar met een ingewikkeld mozaïek van bosvormingsstadia en -fasen (zie § 2.5). Het vervolgen van hier en daar verspreide pq's levert daarom maar beperkte informatie op. De pq's dienen veel groter te zijn en de bomen en struiken zullen individueel gekarteerd moeten worden. Daartoe is op het RIN door Koop (1986, 1987a, 1989) een bosecologisch informatiesysteem opgezet, hetgeen globaal op het volgende neerkomt.

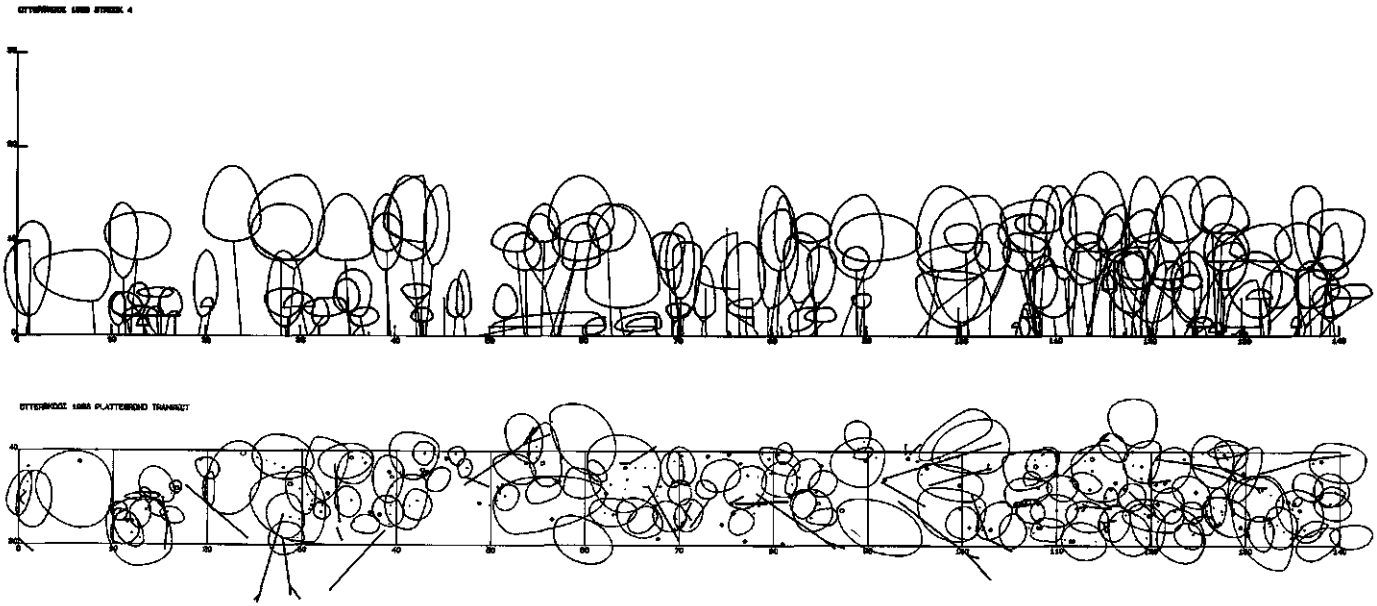
Over een oppervlakte van 10–40 ha wordt op schaal 1 : 2500 een kartering van de vegetatie en de bosstructuur gemaakt met behulp van grootschalige luchtfoto's. Daarbinnen wordt een kernvlakte (figuur 25) van 0,5–1 ha uitgezet, waarbinnen op schaal 1 : 200 alle bomen (stamvoeten en kroonprojecties) gekarteerd worden. Daarnaast worden per boom gegevens verzameld over de afmetingen van de kroon en de vitaliteit. Ook vindt binnen de kernvlakte een vegetatiekartering plaats van de kruidlaag.

In een strook van 10 m breed en 100 m lang midden in de kernvlakte worden de plattegrond en de hoogtematen aangevuld met een gedetailleerde schaaltekening van het zijaanzicht van bomen en struiken op schaal 1 : 200 (figuur 26). In het centrum van de 10 m brede strook worden in een strook van 2 m breed vijftig aanliggende kwadraten gelegd. Daarin wordt de kruidlaag met de decimale schaal opgenomen. Een en ander wordt verder ook fotografisch vastgelegd vanaf permanente fotopunten (de exacte positie en de gezichtshoek werden vastgelegd).

De kaarten van de vegetatie en bosstructuur en de schaaltekeningen worden op krimpvrij transparant op het RIN bewaard. Verder zijn de kaarten in digitale


0
10
20
30
40
50
60
70
80
90
100
OTTERSKOOI 1983
N
Moeraszegge
Smalle stekelvaren
Lijsterbes (j)
Wilde kamperfoelie
Es (k)
Gewone braam
Zomereik (k)
Brede stekelvaren
Rankende helmbloem
Riet
Berk (k)
Wijfjesvaren
Pluimzegge
Hennegras
Grauwe wilg
Wilgeroosje
Groot springzaad
Zwarte els
Groot heksenkruid
Gele lis
Rietgras
Grote brandnetel
Ruw beemdgras
Es (j)
Bitterzoet
Zwarte bes

Figuur 26. Geheel boven het zijaanzicht van het bostransect in de kernvlakte van de Otterskooi (de Wieden) met daaronder de loodrechte projectie (kroonprojecties, stamvoeten, liggende stammen). Onderaan is met verschillende lijndikten grafisch de bedekking van de kruiden en mossen in de 50 aanliggende vegetatieopnamen (2 m × 2 m) weergegeven. (Koop, 1987a)



Figuur 27. Voorbeeld van een door de computer getekend profiel en plattegrond van de Otterskooi (zie figuur 26) met behulp van de acht gedigitaliseerde boomcoördinaten. (Koop, 1987a)

vorm in de computer opgeslagen. Ook de kartering van boomvoeten en kroonprojecties en de overige kenmerken der afzonderlijke bomen worden in geautomatiseerde vorm opgeslagen. Figuur 27 geeft een voorbeeld van een door de computer getekend profiel en plattegrond.

4 Maatregelen van het uitwendige beheer

4.1 Inleiding

Bij het natuurbeheer in het algemeen, en dus ook bij het natuurtechnisch bosbeheer, onderscheiden we het inwendige (hoofdstuk 5, 6 en 7) en het uitwendige beheer. Het uitwendige beheer omvat het reguleren van invloeden die van buitenaf op het bos kunnen inwerken. Negatieve invloeden dienen geweerd, opgevangen of afgezwakt te worden, waartoe ons een aantal maatregelen ter beschikking staan. Bij het uitwendige beheer bepalen we ons tot de maximaal toelaatbare menselijke activiteiten of de gevolgen daarvan, in tegenstelling tot het inwendige beheer dat zich bezighoudt met de minimaal vereiste menselijke invloeden: wat moet er in ieder geval wel gedaan worden wil de levensgemeenschap zich in gunstige zin verder ontwikkelen.

Verschillende activiteiten kunnen zowel met het uitwendige als met het inwendige beheer te maken hebben, o.a. het kappen. In veel bossen kan dit als een aantasting beschouwd worden gezien vanuit het standpunt van uitwendig beheer, maar elders weer noodzakelijk zijn om bepaalde bossen in stand te houden of om te vormen als vorm van inwendig beheer. De houtteler kapt om hout te winnen, de natuurbeheerder doet het om hout uit het bos kwijt te raken met als doel een bepaald milieu in stand te houden of te verkrijgen.

Ter wille van de overzichtelijkheid worden dergelijke maatregelen bij het inwendige beheer in de hierna volgende hoofdstukken besproken, waarbij ook de aspecten van het uitwendige beheer aan de orde komen.

In onze bossen hebben in de loop van de tijd vele maatregelen plaatsgevonden. Over de exacte gevolgen daarvan op de bosgemeenschappen is echter weinig gepubliceerd. Wel zijn aan de hand van langdurige waarnemingen en incidenteel onderzoek door het RIN en het voormalige RIVON indicaties verkregen over de effecten van maatregelen.

4.2 Luchtverontreiniging

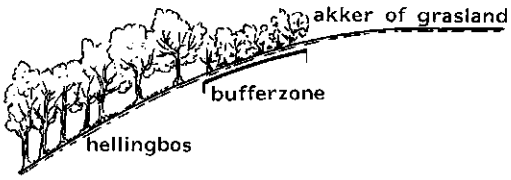
Vroeger kon men de lokale luchtverontreiniging (zie § 3.4.1) nog enigszins beperken door boswegen af te sluiten voor gemotoriseerd verkeer. Waar bossen ver

van industrieën lagen was dit vaak de belangrijkste bron van luchtverontreiniging. Al gauw na de Tweede Wereldoorlog nam ook de ammoniakemissie van landbouwgronden toe en volgens schattingen bedroeg deze emissie in 1950 al ongeveer de helft van die in 1985 (Van Dobben, mondelinge mededeling).

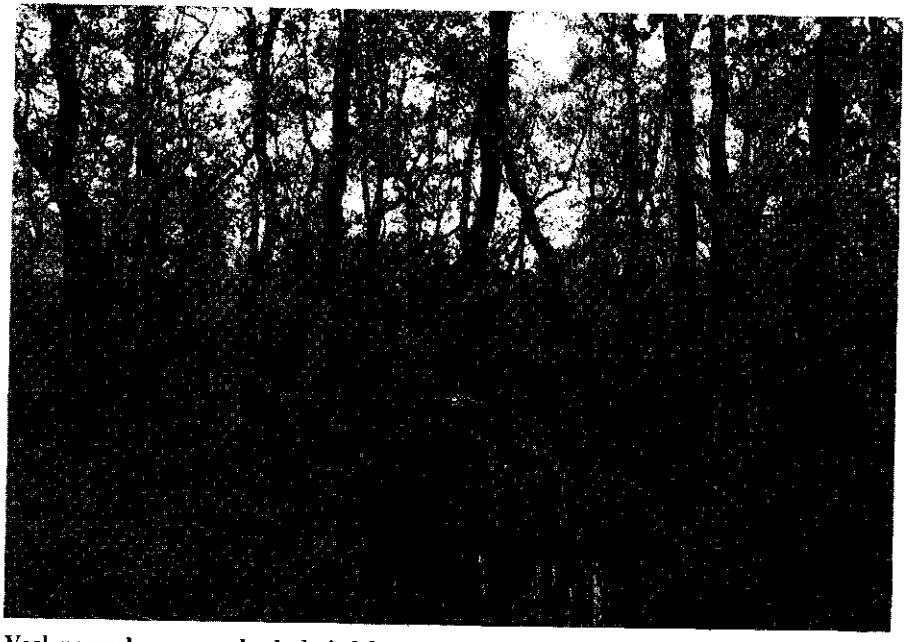
Het is wellicht mogelijk om door bekalking (zie § 7.5) en/of bemesting (zie § 7.4) een goede boomgroei te behouden. Of dit ook op de lange duur het geval zal zijn is nog de vraag. Op alle kalkarme en/of voedselarme bodems betekent dat echter dat de gehele levensgemeenschap gaat veranderen en dat de daar thuishorende bosgemeenschappen zullen verdwijnen. Vanuit het natuurbeheer gezien zijn bekalking en bemesting dus net zo funest als de luchtverontreiniging zelf. Bestrijding van de luchtverontreiniging aan de bron is de enige methode waarbij de karakteristieke bosgemeenschappen worden gehandhaafd (Bastiaens, 1984).

4.3 Inwaaien en storten van vreemde stoffen

De aanwezigheid van vreemde stoffen in bossen vormt een van de bedreigingen (zie § 3.4.2). Onder deze stoffen vallen bij voorbeeld kunstmest, kunstmestzakken en andere stoffen afkomstig uit de landbouw, slib, tuinafval en huisvuil, en worden vooral aangetroffen aan de randen van bossen. In de Zuidlimburgse hellingbossen speelt eutrofiëring vanuit de hoger gelegen landbouwgronden een steeds grotere rol, met als gevolg verruiging en verlaging van de natuurwaarde (Rozendaal & Slootweg, 1982; figuur 23). Dergelijke invloeden moeten worden tegengegaan door regelmatige controle en overleg. Inwaai van stuifmest is te voorkomen door een 10–20 m brede randzone van akker of grasland niet te bemesten, ofwel door een randzone als buffer bij het reservaat te betrekken en te beplanten met dicht struikgewas (figuur 28). Ook kan op aangrenzende percelen beter korrelmest in plaats van stuifmest gebruikt worden.



Figuur 28. Een met dicht struikgewas beplante bufferzone die de negatieve invloeden van bemeste akkers en graslanden op bossen kan weren.



Veel moerasbossen worden bedreigd door veranderingen van de grondwaterstand in de omgeving, zoals dit Moerasvaren-Elzenbroek.

4.4 Uitwendige waterhuishouding

Grondwater

Verandering van de grondwaterstand, zowel verhoging als verlaging, is in het algemeen ongunstig (zie § 3.4.2). Hierbij worden ingrijpender veranderingen bedoeld dan de tijdelijke afwijkingen (bij voorbeeld door een droge zomer) die van nature optreden. Vooral bosgemeenschappen die aan hoge grondwaterstanden gebonden zijn, worden sterk door ontwateringen beïnvloed. Verandering van de schommelingen in grondwaterstand is nadelig, tenzij er onnatuurlijk grote schommelingen zijn die verkleind worden. Dit geldt ook voor eutrofiëring van het grondwater. In het bijzonder voor de vegetatie van moerasbossen en -struwelen kunnen deze veranderingen dramatische gevolgen hebben. Wanneer een bos met relatief hoge grondwaterstanden in een gebied ligt waar de waterstand verlaagd wordt, is het aan te bevelen om een geïsoleerde waterhuishouding in te stellen, bij voorbeeld door het afdammen van verbindingssloten.

Vervuild oppervlaktewater
Via sloten en zijdelings door de grond vanuit bij voorbeeld bemest cultuurland kan vervuild oppervlaktewater binnendringen in de bodem van bosterreinen. Het vervuilde water kan afkomstig zijn van landbouwbedrijven en van de industrie. Door afdammen dient men het vervuilde water buiten te sluiten, desnoods met behulp van afschermfolie.

Afwateringsgreppels
Bossen in gebieden met in het verleden hoge grondwaterstanden zijn in de regel begreppeld. Deze greppels in het bos vormen vaak een probleem in verband met de ontwatering die vanuit het natuurbehoud gezien ongewenst is. Dit aspect komt in § 7.6 nader aan de orde.

4.5 Inloop van vee

Inloop van vee (zie § 3.4.2) kan in natuurtechnisch opzicht alleen gunstig werken als die omgeving bestaat uit heide of relatief schrale, onbemeste graslanden. Dan nog moet de begrazing slechts zeer extensief zijn, zodat voldoende verjonging van de bomen mogelijk blijft (zie § 5.2). Beïnvloeding van bossen door vee vanuit bemeste graslanden is vrijwel altijd nadelig, omdat de kans groot is dat er voedingsstoffen van de voedselrijke graslanden naar de minder voedselrijke bossen verplaatst worden, hetgeen een nivellerend effect heeft op de ondergroei. Inloop van vee kan door middel van rasters worden tegengegaan. Wanneer het bos zelf op voormalig cultuurland staat en niet zo natuurlijk is, zijn deze bezwaren minder belangrijk.

4.6 Recreatie

Tot de negatieve invloeden van de recreatie (zie § 3.4.2; Van der Werf, 1972a, 1972b; Van der Werf & Londo, 1978) behoren o.a. betreden, verstoren van nesten en dieren, plukken en uitgraven van planten. Recreatie in de vorm van rustig wandelen of fietsen heeft binnen zekere grenzen weinig invloed op het bos, behoudens soms verontrusting van de fauna. Langs de paden kunnen zich onder invloed van lichte betreding onder bepaalde omstandigheden zelfs bijzondere plantesoorten vestigen.

Recreatie die niet specifiek aan een natuurgebied gebonden is, leidt vaak tot in natuurtechnische zin ongunstige veranderingen, die op zichzelf weer gunstig zijn voor die recreatie. Dergelijke vormen van recreatie zijn daarom in natuurgebieden niet op hun plaats, en zeker niet in natuurreservaten. Elders, op niet-kwetsbare plaatsen buiten het natuurgebied, kunnen landschappelijk verant-

Negatieve effecten van de recreatie op het bos kunnen door een goede voorlichting, educatie en door het uitzetten van wandelroutes in minder kwetsbare delen worden tegengegaan of beperkt. (Foto H. E. van der Lans)

woorde en voor het specifieke doel geschikte voorzieningen voor deze intensieve vormen van recreatie worden geboden zoals recreatieparken. Deze kunnen op plaatsen met een voorheen geringe natuurwaarde dan zelfs een zekere verrijking vormen. In reeds bestaande situaties kunnen concentraties van bezoekers worden opgeheven of verplaatst door het aanpassen van de plaats en omvang van de parkeergelegenheid.

Betreding door recreanten heeft een aantal effecten met begrazing gemeen. Ook hierbij wordt de begroeiing vaak kort gehouden, zij het op een andere manier, en treedt plaatselijk bodemverdichting en mede daardoor voedselverrijking op. Recreanten zijn echter moeilijker naar aantal te reguleren en het patroon in de tijd is zeer verschillend: recreanten komen vooral in de vegetatieperiode (voorjaar en zomer) en dan vooral bij mooi weer. Kwetsbaar voor betreding zijn o.a. vrij droge loofbossen met hoge stammen (Berken-Zomereikenbos, beukenbossen), bossen langs beken en bronnen, en bossen op steile hellingen. De laatste hebben met name te lijden door erosie. Groot gevaar bij intensieve betreding lopen bossen met tamme kastanje in de herfst, bossen gelegen in de nabijheid van woningen, attractiepunten en parkeerplaatsen, en bossen die toegan-

kelijk zijn voor auto's.

De recreatie is in goede banen te leiden door voorlichting, educatie en door het uitzetten van wandelroutes in minder kwetsbare delen van het bos, en zo nodig door het afrasteren van andere gedeelten. Een juiste situering van parkeerplaatsen, picknickplaatsen en andere recreatieve voorzieningen is zeer belangrijk, en dient te geschieden op basis van voorafgaand, ecologisch onderzoek (o.a. inventarisatie, vegetatiekartering). Een verbod tot betreding van het bos buiten de paden is in het algemeen sterk aan te bevelen. De maaswijdte van het padennet dient zo groot mogelijk te zijn, zodat het bos minder wordt verstoord. In situaties van een te fijnmazig padennet kan men een deel der paden afsluiten (bij voorbeeld door takken dwars over het pad te leggen) en/of ze bewust niet meer te onderhouden, waardoor ze dicht gaan groeien en minder uitnodigend zijn erover te lopen of te rijden.

Zoveel mogelijk dient men auto's uit boscomplexen te weren, o.a. vanwege de uitlaatgassen. In Duitsland is dit regel en zijn bossen in het algemeen voor recreatieverkeer afgesloten.

4.7 Sprokkelen

Dood hout vervult in de bosgemeenschap een belangrijke functie (zie § 2.4), zodat sprokkelen sterk moet worden afgeraden. Toch wordt er in onze bossen in toenemende mate gesprokkeld, o.a. door de toename van het bezit van open haarden. Hierbij doen zich ook neveneffecten voor, die in de regel ongunstig zijn voor het bosmilieu. Voorbeelden zijn het intensiever betreden van de bosbodem en het soms omhakken van levende boompjes. Het afsluiten van bospaden voor gemotoriseerd verkeer kan een bijdrage leveren tot vermindering van het sprokkelen.

In bossen met een gemengde doelstelling is echter te overwegen om na de kap van vooral naaldbos, tijdelijk sprokkelen toe te staan. Het grote aanbod ineens van veel dood takhout leidt namelijk tot voedselverrijking en daardoor tot opslag van Amerikaanse vogelkers.

5 Maatregelen voor een meer natuurlijk bosbeheer

5.1 Niets doen

De maatregel 'niets doen' betekent dat er geen beheersmaatregelen – behalve dan het niets doen – in een bos genomen worden. Het betekent dus dat er geen houtoogst mag plaatsvinden. Omdat dood hout in bossen een belangrijke functie vervult (zie § 2.4), wordt verwacht dat niets doen, al of niet na een periode van omvormingsbeheer (zie § 10.1), in veel situaties de natuurwaarde zal vergroten. Ook zullen er door natuurlijke processen (zie § 2.5) structuren ontstaan die de natuurwaarde positief beïnvloeden.

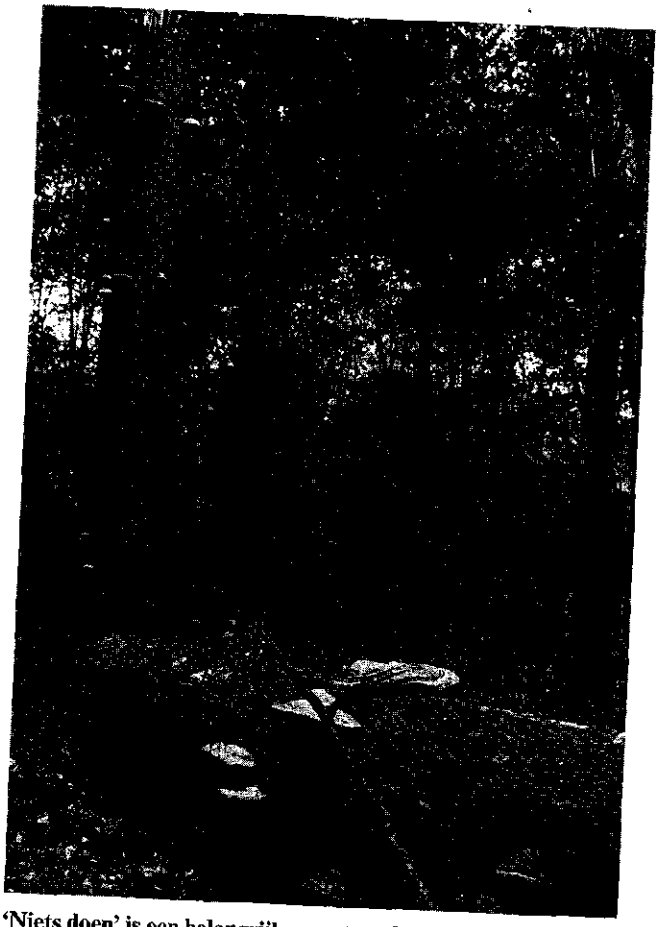
De overgang van een kapbeheer en/of bosbegrazing naar niets doen kan leiden tot vermindering van het aantal plantesoorten. Dit is bekend van een bos in het zuiden van Zweden, waar sinds 1918 als maatregel niets doen wordt toegepast (Malmer et al., 1978), en ook in Zuid-Limburg werd dit geconstateerd (Rozendaal & Slootweg, 1982). Vooral lichtminnende soorten nemen af door de toegenomen beschaduwing van de dichter wordende boomlaag. Dit is evenwel waargenomen bij hogere planten en een afname van de soortenrijkdom hoeft niet noodzakelijkerwijs voor andere soortengroepen te gelden. Verder leidt plotseling niets doen in de meeste bossen – in de regel uniforme cultuurbossen – niet spoedig tot de gewenste mozaïekstructuren en gevarieerde leeftijdsopbouw van natuurbossen. Daarom is een geleidelijk overgangsbeheer aan te bevelen (zie § 10.1).

Niets doen is een belangrijke beheersmaatregel in bossen met als hoofddoelstelling natuurbehoud (hoofdstuk 8) en is niet direct aan een bepaalde minimumoppervlakte gebonden (zie § 8.4).

5.2 Zeer extensieve begrazing

5.2.1 Effecten van begrazing

In vergelijking met andere beheersmaatregelen neemt begrazing een aparte plaats in, omdat deze maatregel niet uitsluitend in gesloten bos toegepast kan worden. Ook andere vegetatietypen, zoals graslanden en heiden moeten hierbij



'Niets doen' is een belangrijke maatregel bij het natuurtechnisch bosbeheer. Dode stammen blijven staan of liggen en vormen een geschikt milieu voor vele organismen, zoals paddestoelen. Opname van oud natuurbos in het bos van Fontainebleau (Frankrijk).

worden betrokken. Verder leent het open bos, dat in de regel een min of meer grazige ondergroei heeft, zich goed voor begrazing. We moeten bos niet alleen op zichzelf beschouwen (zie § 2.6), maar ook de relaties van het bos met zijn omgeving zijn uitermate belangrijk voor het natuurbehoud.

Veel organismen en gemeenschappen zijn aan de overgangen tussen bos en niet-bos gebonden. Begrazing is bij uitstek de maatregel om een complex ecosysteem waarvan bos een groot en wezenlijk onderdeel uitmaakt, te beheren of te laten ontstaan.

Begrazing door wilde herbivoren wordt als een oorspronkelijke milieufactor

beschouwd van de eertijds hier aanwezige levensgemeenschappen waarin het oerbos domineerde (zie § 2.3). Door begrazing is er gedurende lange tijd een selectiedruk werkzaam geweest. Wanneer we bij het natuurbeheer, ook op lange termijn, veel soorten willen veilig stellen, dan is het van essentieel belang om, waar dat althans mogelijk is, de vanuit de extensieve begrazing werkzame selectiedruk te handhaven of te herstellen. Extensieve begrazing met vee kan een aantal van de effecten van de oorspronkelijke grote herbivoren tot op zekere hoogte benaderen (Van de Veen & Van Wieren, 1980; De Bie et al., 1987). Rundvee, paarden en schapen worden toegepast als vervanging van de hier uitgestorven wilde herbivoren oeros en tarpan. Op de diverse diersoorten wordt verderop in de tekst nog nader ingegaan.

Onder zeer extensieve begrazing verstaan wij een zodanige begrazing dat de primaire produktie voor het overgrote deel niet weggenomen wordt, zodat naast lage vegetaties (graslanden, heiden) ook bossen en struwelen kunnen ontstaan of voortbestaan; dit alles uiteraard wanneer het milieu daar geschikt voor is. De dichtheid van de grazers kan verschillend zijn, afhankelijk van een aantal factoren (zie § 5.2.7).

In de literatuur over invloeden van de mens op de bossen, komt de begrazing gewoonlijk als een sterk negatieve invloed naar voren (Adams, 1975; Ellenberg, 1986; Westhoff, 1976b; Rackham, 1980; Weber, 1986). Dit is begrijpelijk, omdat er in de meeste gevallen sprake is geweest van een geleidelijk toenemende begrazingsintensiteit van zeer extensief naar intensief. Vaak is dit mede een gevolg van het scheppen van verbeterde condities voor begrazing door middel van extra bemesting, kappen of branden van struwelen en bossen, etc. In zulke omstandigheden treden er voortdurend veranderingen in de levensgemeenschappen op en wordt nooit een rijk geschakeerde evenwichtstoestand bereikt. Waar wel een evenwicht wordt bereikt onder constante hoge begrazingsdruk, komt dit neer op sterke nivellering en verarming (o.a. eigen waarnemingen). Naast strooiselroof, houtkap en vooral overexploitatie heeft de vroegere begrazing ertoe bijgedragen dat veel bosbodems tot voor kort voedselarmer waren ze dan ze van nature zouden zijn (Ellenberg, 1986; Westhoff, 1976b). Vaak vond dit plaats via een tussenstadium met heide. Langdurige begrazing blijkt, wanneer deze niet extensief genoeg is, tot verarming van de bosflora te leiden (Rackham, 1980). Verder blijken diverse bosplanten slecht tegen begrazing te kunnen, zoals bosanemoon en slanke sleutelbloem (eigen onderzoek; Rackham, 1980).

Er zijn echter ook positieve effecten van bosbegrazing als deze maar voldoende extensief is (Adams, 1975; Matuszkiewicz, 1977; Oosterveld, 1975, 1977; Udo-Kuyper, 1978; Van de Veen & Van Wieren, 1980; Drenth & Oosterbaan, 1984; Van de Veen, 1985a, 1985b; De Bie et al., 1987; Van Wieren, 1988; Van Wieren & Borgesius, 1988; eigen waarnemingen). Een constante, zeer extensieve begra-

Drentse heideschapen in het Deelerwoud. Vergroting van de natuurwaarde door extensieve begrazing geldt niet zozeer het dicht gesloten bos, maar meer het open bos, de open plekken in het bos en de overgangen van grasland en/of heide naar het bos.

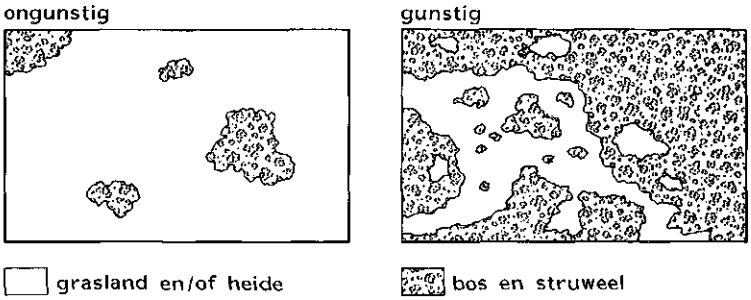
zing, ofwel als overgang daartoe een geleidelijke afneming van de begrazingsintensiteit tot een zeer laag niveau, blijkt namelijk tot veel milieudifferentiatie te kunnen leiden. Hierover zijn door het RIN waarnemingen gedaan in het buitenland, voornamelijk in Zweden (Van Leeuwen et al., 1973), Frankrijk, Engeland, Polen (Bink et al., 1978) en het Alpengebied. Uit deze onderzoekingen bleek dat zowel de variatie aan levensgemeenschappen als de inwendige differentiatie van de gemeenschappen het grootste is in de gevallen met een langdurige, zeer extensieve begrazing. Deze differentiatie is het grootst in situaties met een relatief rijke, vooral kalkrijke bodem. Hoe armer de bodem, hoe minder kans op interessante ontwikkelingen in het bos of langs de randen, zoals de ontwikkeling van mantel- en zoomvegetaties. Begrazing kan overigens in die gevallen zeer zinvol zijn om grotere complexen van bos met heide en/of schraal grasland in stand te houden. Verder zijn droge gronden in het algemeen gunstiger voor begrazing dan natte, o.a. gezien de draagkracht van de bodem. Natte gronden kunnen zonder bezwaar mee begraasd worden als die slechts een onderdeel uitmaken van een groter gebied met ook droge gronden.

Bij voldoende extensieve begrazing valt een groot deel van het bos of struweel

geheel buiten de beïnvloeding van de grazers; daar treffen wij dus een situatie aan zoals bij bewust 'niets doen' (zie ook figuur 33). Naast het bos en struweel treffen we daar graslanden, heiden, moerasbegroeiingen of ruigtkruidenvegetaties aan, die op kleinere of grotere schaal met bos en struweel afwisselen. In zulke situaties komt een enorme lengte aan bos- en struweelranden voor. Deze randen worden weinig door vee beïnvloed, zodat zich op daarvoor geschikte plaatsen – vooral op van nature rijkere gronden, zoals kalkhoudende en lemige gronden – fraaie mantel-, sluier- en zoomvegetaties kunnen ontwikkelen. Dergelijke vegetaties zijn een intrinsiek onderdeel van het gehele ecosysteem. Door begrazing krijgt een bos plaatselijk meer continentale trekken (Matuszkiewicz, 1977), hetgeen voor het optreden van zoomvegetaties gunstig is: als een bos opener wordt, wordt het overdag ook warmer. Met een dergelijke afwisseling van vegetatietypen op kleine schaal stijgt ook de zoölogische betekenis van zulke overgangen, bij voorbeeld voor veel vlindersoorten (Bink & Van der Made, 1986a, 1986b; Robertson et al., 1988) en reptielen (Stumpel, 1985; Dent & Spellerberg, 1988).

Als de oppervlakte bos te gering is ten opzichte van de lage vegetaties, worden de bosranden bij begrazing te sterk beïnvloed, zodat zich daar geen zoomvegetaties kunnen ontwikkelen maar zich wel nitrofiele soorten vestigen. Zoals uit voorlopig onderzoek naar voren is gekomen, dienen voor een goede ontwikkeling van bos, bosranden en struwelen deze vegetaties samen minstens $\frac{2}{3}$ van de oppervlakte te beslaan (figuur 29). Tussen het gesloten bos en open grasland zijn allerlei geleidelijke overgangen en intensiteiten van beschaduwing aanwezig.

Er zijn aanwijzingen, dat door begrazing milieus verkregen kunnen worden die wat de kruidlaag betreft vergelijkbaar zijn met de resultaten van verschillende kapregimes, o.a. ten aanzien van de lichtfactor. Dit werd bij voorbeeld geconstateerd in een hellingbos op kalkrijke bodem in Zuid-Limburg. Vroeger was daar



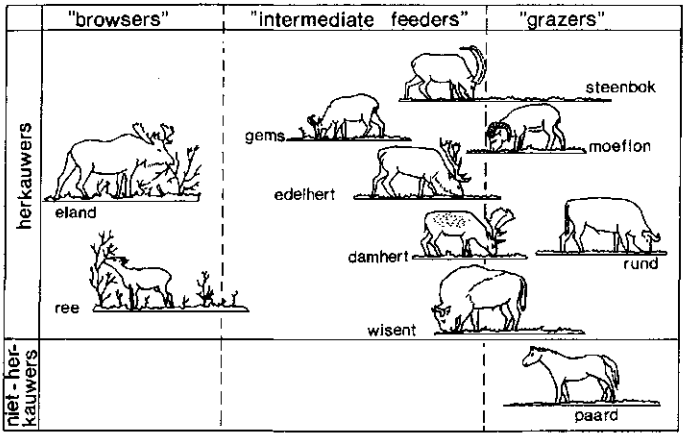
Figuur 29. Ongunstige en gunstige situatie voor een goede ontwikkeling van bos en bosranden bij zeer extensieve begrazing. De oppervlakte aan bos dient groter te zijn dan het areaal aan grasland en/of heide.

een orchideeënrijk middenbos van eiken en haagbeuken aanwezig. Doordat er na de Tweede Wereldoorlog niet of nauwelijks meer werd gekapt, was het bos donkerder geworden en de kruidlaag sterk verarmd; de orchideeën waren verdwenen en een monotone ondergroei van klimop was ontstaan. Begrazing met schapen in de nazomer tegelijk op aangrenzend kalkgrasland heeft daar tot het verdwijnen van de klimop en tot een soortenrijke kruidlaag met o.a. orchideeën geleid (eigen waarnemingen; Loon et al., 1985). Verder kan plaatselijk het betredingseffect belangrijk zijn en ook kan lokaal voedselverrijking of juist verschraling door herbivoren worden veroorzaakt.

Zeer extensieve begrazing is dus een zeer geschikte beheersmaatregel, ook voor gebieden waarvan bossen een groot deel uitmaken. Of we bij deze zeer extensieve begrazing de druk van de wilde herbivoren uit de oertijd benaderen, is niet bekend. Waarschijnlijk is tijdens de optimale bosgroei in het Laat Quartair de dichtheid aan grote herbivoren in het gesloten bos niet groot geweest en waren deze meer tot randsituaties beperkt (Van Vuure, 1985; Bottema, 1987). In West-Europa zijn plaatsen die sinds de laatste ijstijd met grasland begroeid zijn geweest (zie § 3.1). Bij de begrazing van de huidige natuurterreinen in Nederland gaat het duidelijk om parkachtige situaties, waarvan gesloten bos een belangrijk deel kan uitmaken. De grazers worden hier in de eerste plaats als beheersinstrumenten gehanteerd om gevarieerde natuurgebieden in stand te houden of te laten ontstaan, en niet zozeer om een oersituatie te imiteren. Waarschijnlijk komt de huidige, zeer extensieve begrazing nog het meest overeen met de situatie die tussen het gesloten oerbos en ons huidige cultuurlandschap in staat, toen de mens het oerbos plaatselijk open had gemaakt en de begrazing met grote huisdieren toenam. Verder zijn er aanwijzingen dat herbivoren alleen niet in staat zijn om te verhinderen dat natuurgebieden op den duur geheel dichtgroeien met bos (Bottema, 1987; De Bie et al., 1987). Voor instandhouding van lage vegetaties is in zulke situaties dan een aanvullend kap- of brandbeheer nodig zoals dat o.a. in het New Forest gevoerd wordt (Putman, 1986; De Bie et al., 1987). In tegenstelling tot het voorgaande, vermelden Van Wieren & Borgesius (1988) dat een hoge graasdruk wel de bosverjonging en bossuccessie kan tegenhouden wanneer er sprake is van overwegend terreinen op droge, voedselarme zandgronden die begraasd worden door schapen.

5.2.2 Keuze van herbivoren

De keuze van de diersoorten hangt af van de effecten die de diverse soorten op de vegetatie hebben en van de aard van het te begrazen gebied. De grote herbivoren worden naar hun voedselstrategie in drie categorieën verdeeld (Van de Veen & Van Wieren, 1980; Van de Veen, 1985; Van Vuure, 1985; Van der



Figuur 30. Typologie van de Europese herkauwers en het paard. (Van Wieren, 1987)

Lans & Poortinga, 1986; De Bie et al., 1987). Aan het ene uiteinde van de reeks staan de zogenaamde browsers, aan het andere eind de grazers (figuur 30 en tabel 2).

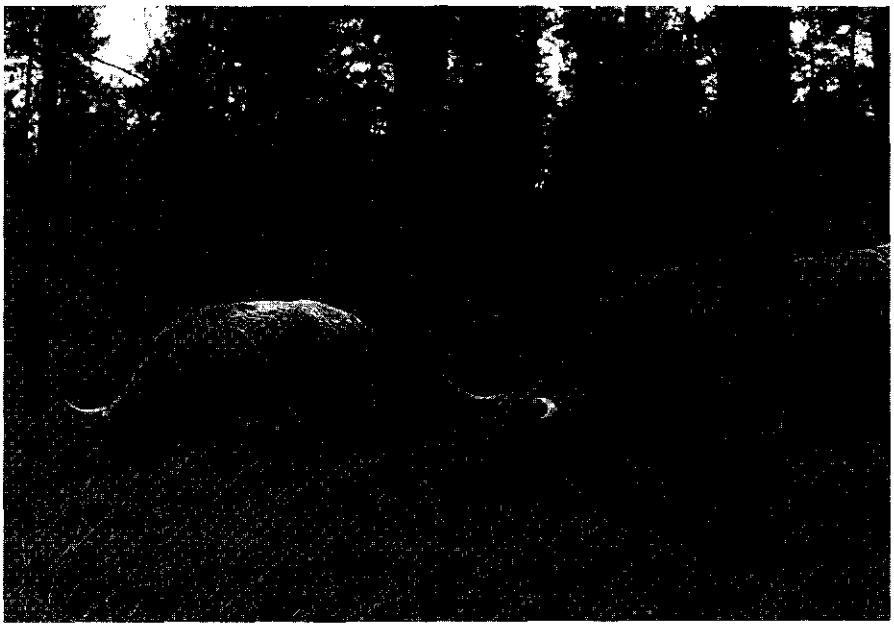
Browsers zijn aangewezen op voedsel met een laag celwandgehalte, en dat vooral bestaat uit kruiden, jong gras, knoppen, jonge bladeren van bomen en struiken. 's Winters worden ook twijgen en bast gegeten. De ree is onze enige inheemse browser en komt van nature in ons gehele land voor.

Grazers kunnen daarentegen voedsel met een hoog celwandgehalte verteren en gras – ook ouder en verdord gras – maakt in de regel het grootste deel van hun menu uit. Alleen grazers zijn in staat om graslanden en heiden in goede staat te houden. De oeros was een echte grazer, evenals zijn nakomeling het rund. Ook paarden zijn typische grazers die gras kort kunnen afgrazen. Vooral in de winter worden ook wel takken en schors gevreten. Paarden hebben voorkeursplaatsen voor foerageren, rusten en defeceren. Dit laatste vindt plaats in zogenaamde latrinegebieden, waar ten gevolge van voortdurende voedselverrijking en het feit dat paarden daar niet grazen een ruige vegetatie met o.a. bramen ontstaat. Op de plaatsen waar wel gegraasd en niet gemest wordt, vindt daarentegen verschraling plaats. Zo worden nieuwe vegetatiepatronen gecreëerd. Ook rundvee en schapen creëren dergelijke, kleinschalige patronen in de vegetatie, maar elk weer op een wat andere wijze.

Tussen de browsers en de grazers in staan de zogenaamde intermediate feeders, die zowel gras eten als kruiden, bladeren van struiken en bomen, twijgen e.d. Tot deze groep horen edelhert en wisent. Met name de wisent kan een belangrijke rol spelen bij het afremmen van de bosontwikkeling op open plekken door

Tabel 2. Terreinvoorkeur (vooral in verband met dekking), voedsel, drinkwaterbehoefte en behoefte aan modder van grote, voor het beheer in aanmerking komende, herbivoren (gegeneraliseerd overzicht). (Thalen, 1981)

	Damhert	Edelhert	Ree	Wisent	Wild zwijn	Rund	Schaap	Paard	Geit
Terreinvoorkeur (● = primair, ○ = secundair, • = tertiair)									
open terrein	○	○	•	•	•	●	●	●	○
parklandschap	●	●	●	○	•	●	○	○	●
open bos	○	●	○	●	●	○	–	•	○
gesloten bos	–	–	•	•	○	–	–	–	–
Voedsel (● = hoofdvoedsel, ○ = regelmatig gegeten, • = van ondergeschikt belang)									
grassen en zeggen	●	●	•	○	•	●	●	●	•
kruiden	○	•	●	○	○	○	○	•	●
afgevallen kleine boomvruchten	●	○	○	–	●	–	•	•	○
knoppen en bladeren	○	●	●	●	•	•	○	•	●
twijgen en dwergstruiken	•	○	○	●	–	•	○	○	●
bast	•	○	–	●	–	•	–	○	●
wortels, knollen, insekten, etc.	–	–	–	–	●	–	–	–	–
Herkauwerclassificatie (● = primair, ○ = secundair)									
grote grazer (grazer)	○	–	–	–		●	●		–
overgangsvorm grote grazer naar variabele vreter	●	●	–	–		○	○		–
variabele vreter (intermediate feeder)	–	○	–	●		–	–		○
overgangsvorm variabele vreter naar snelle snoeier)	–	–	○	○		–	–		●
snelle snoeier (browser)	–	–	●	–		–	–		–
Drinkwaterbehoefte									
zelden of nooit	×	–	×	–	–	–	–	–	–
regelmatig	–	×	–	×	–	–	×	–	×
dagelijks	–	–	–	–	×	×	–	×	–
Behoefte aan modder	–	×	–	×	×	–	–	–	–



Highland cattle ofwel Schotse hooglanders in open dennenbos in de Imbosch. Dit runderras is zeer geschikt voor schrale gronden en kan het gehele jaar buiten blijven.

het eten van boom- en struikopslag, en door het maken van kleine open plekken als gevolg van intensief winterschillen van middeloude bomen.

Alle voornoemde diersoorten zijn kuddedieren en beperkt tot open terreinen, bosranden en open bos (Van Vuure, 1985; De Bie et al., 1987; Bottema, 1987). Bij het natuurbeheer in Nederland worden al geruime tijd rundvee, paarden en schapen toegepast (Oosterveld, 1975, 1977; De Bie et al., 1987). Het schaap is oorspronkelijk niet inheems en wordt vooral op voedselarme droge gronden, zoals heidevelden toegepast.

De wel hier vroeger voorkomende oeros en tarpan zijn uitgestorven, maar beide soorten zijn teruggefokt, voor wat hun uiterlijke kenmerken betreft. Het is de vraag of dit zogenaamde Heck-rund en konikpaard bij het natuurbeheer beter zullen voldoen dan andere primitieve paarde- en runderrassen (Clason, 1986). De nog resterende primitieve runderrassen (Zuideuropese runderen, Highland cattle, Engelse parkrunderen, Skandinavische fjellkoeien) kunnen onder gunstige actuele klimaatomstandigheden in voldoend droge gebieden, waar het gras op stam verhooit en dus enige voedingskwaliteit behoudt, zonder bijvoedering de winter doorkomen. En dit geldt eigenlijk voor alle grazers. Spe-

ciaal voor herkauwers moet er een zekere mate van voedselkwaliteit aanwezig blijven, omdat zij niet voor verminderde kwaliteit kunnen compenseren door meer op te nemen, zoals paarden dat wel doen.

In tegenstelling tot het schaap is het rund meer geschikt voor wat voedselrijkere en vochthoudender gronden, hoewel primitieve runderrassen zoals Highland cattle, hier ook wel Schotse hooglanders genoemd, ook goed op droge schrale gronden gehouden kunnen worden, zoals in de Imbosch (Van Wieren, 1988). Wanneer er, zoals in de Imbosch, edelherten voorkomen, dient men binnen een raster dergelijke runderen en geen schapen te gebruiken vanwege voedselconcurrentie. Paarden staan min of meer tussen rundvee en schapen in wat hun milieupreferentie betreft.

Runderen, schapen en paarden zijn echte grazers, die lage vegetaties goed in stand kunnen houden. Ze kunnen afzonderlijk worden gebruikt als beheersinstrumenten, maar in gevarieerde gebieden van voldoende omvang (waarbij we al gauw moeten denken aan minimaal 1000 ha) ook in combinatie, zoals in het New Forest gebeurt. De resultaten van het onderzoek door Van Wieren & Borgesius (1988) duiden erop dat bij een vergelijkbare graasdruk, het schaap en edelhert een grotere invloed op de boomverjonging hebben dan het rund en het paard.

Zoals hiervoor in deze paragraaf al vermeld werd is de wisent geen echte grazer zoals voornoemde drie herbivoren maar beïnvloedt deze 'intermediate feeder' meer de boom- en stuiklaag. Daardoor kan hij o.a. het dichtgroeien van open plekken vertragen. Daarom kan de wisent als beheersinstituut naast echte grazers worden toegepast. Het inzetten van de wisent alleen wordt weinig zinvol geacht, omdat hij het grazen niet kan overnemen. Herstel van een 'oersituatie' met de wisent mag niet het doel zijn omdat die waarschijnlijk vroeger niet in Nederland voorkwam (Clason, 1986; Bottema, 1987). Ten behoeve van het voortbestaan van de wisent is het echter wel zinvol om op meer plaatsen dieren uit te zetten en zodoende een zekere spreiding in populaties te hebben.

Bijvoederen is vanuit het oogpunt van natuurbeheer een overbodige maatregel, die bovendien nadelig is omdat het een eutrofiërend effect geeft. Slechts wanneer pas met begrazing is begonnen en door omstandigheden de voedselsituatie ter plaatse slecht is, kunnen we op beperkte schaal bijvoederen. De dichtheid van het vee bij permanente begrazing moet de beheerder afstemmen op het seizoen met de minste produktie, zodat de dieren kunnen overleven. Als er geheel niets meer te vreten valt moeten de dieren verwijderd worden. Indien het de bedoeling is dat veel levende en dode plantenmassa moet worden weggenomen – bij voorbeeld in het kader van een omvormingsbeheer – dan is seizoensbegrazing beter. Veel van de dode plantenmassa wordt niet door de dieren weggenomen door begrazing, maar vergaat beter onder invloed van betreding van die dieren.

5.2.3 Invloed van vee op wilde herbivoren

De functie van de nog resterende, soms ten dele heringevoerde wilde herbivoren wijkt enigszins af van die van de uitgestorven soorten. Over de ree en het edelhert is in de vorige paragraaf al het een en ander meegedeeld. Edelherten komen in voedselkeuze en -strategie nog het meest het schaap nabij (figuur 30). Het voedsel van wilde zwijnen is voor 15 % dierlijk en voor 85 % plantaardig. Een belangrijk gedeelte van het plantaardig voedsel bestaat uit gras, maar ook wortels en andere ondergrondse plantedelen worden genuttigd evenals eikels en beukenootjes. Daarbij wordt de bosbodem op veel plaatsen omgewoeld, waardoor voor diverse planten en bomen een geschikt kiembed ontstaat.

Evenals vee kunnen ree, edelhert en wild zwijn grote invloed hebben op de natuurlijke verjonging van bomen. De invloed van vee op het voedselaanbod is het kleinst bij het ree, het grootst bij het edelhert. Een zeer extensieve begrazing is eerder gunstig dan ongunstig voor de wilde soorten (Van der Lans & Poortinga, 1986; De Bie et al., 1987). Bij een juiste begrazing door vee zal er bij voorbeeld voldoende dekking voor ze blijven of ontstaan, o.a. op rijkere gronden door het opslaan van struwelen en door plaatselijk meer grasgroei.

De wilde soorten zijn schuwer dan het vee. Dit wordt nog versterkt door jacht. Daardoor treedt bij verontrusting een concentratie-effect op, waarbij ze zich terugtrekken op de stilste plaatsen, veelal in zogenaamde rustgebieden. Daar is hun invloed veel sterker dan men uit hun aantal, betrokken op het hele bosgebied, zou verwachten.

Paragraaf 5.3 behandelt de regeling van de populatiedichtheid van wilde soorten.

5.2.4 Zelfregulatie van het systeem

Bij toepassing van begrazing als beheersmaatregel vindt verder geen directe beïnvloeding van de vegetatie door de mens plaats. Alleen indien de herbivoren op de lange duur niet kunnen verhinderen dat de lage vegetaties in bos of struweel overgaan, is periodiek kappen en/of branden nodig. De samenstelling en de structuur van de vegetatie worden indirect mede gestuurd door de aantallen herbivoren te reguleren.

Wanneer verschralen ofwel het handhaven van een bepaald, relatief laag niveau van voedselrijkdom wordt beoogd, is oogst van de secundaire produktie (de aanwas van de veestapel) een goede maatregel. De beheerder moet dan het aantal dieren in zijn terrein op een constant peil houden. Daarnaast is er ook de mogelijkheid dat, vooral bij gebruik van wilde herbivoren samen met primitieve runderrassen, een volkomen zelfregulerend systeem zal ontstaan waaruit niets

geoogst wordt. De aantallen worden dan gereguleerd door de hoeveelheid beschikbaar voedsel, natuurlijke sterfte, parasieten e.d. Ook kan men denken aan een zelfregulerend systeem met predatoren in de vorm van grote roofdieren, in het bijzonder de wolf, welke soort dan opnieuw geïntroduceerd zou moeten worden. Hiervoor zijn echter dusdanig uitgestrekte geschikte terreinen nodig dat dit in Nederland moeilijk te realiseren zal zijn.

Gezien de grote mate van zelfregulatie in zeer extensief begraasde natuurgebieden is dit beheer goedkoop ten opzichte van andere beheersmaatregelen om een op kleine schaal gedifferentieerd landschap in stand te houden of te ontwikkelen.

5.2.5 Grootte en aard van gebieden

De minimale grootte van gebieden die voor extensieve begrazing vereist is, vooral wanneer deze permanent is, hangt sterk af van de aard van deze gebieden en van de variatie aan levensgemeenschappen. Permanente begrazing op natuurtechnische wijze kan alleen daar plaatsvinden waar 's winters nog voldoende voedselkwaliteit en -variatie te vinden is, en dat zijn de overwegend droge gebieden. Daarom is het moeilijk om een algemeen geldende minimumoppervlakte voor permanente begrazing aan te geven. Als richtlijn hanteren we hier een minimumoppervlakte van ca. 30 ha voor gebieden die een zekere variatie in milieu vertonen. De kans op gunstige ontwikkelingen neemt toe naarmate de oppervlakte groter is. Van de oppervlakte moet minstens $\frac{2}{3}$ deel uit bos en/of struweel bestaan of kunnen ontstaan. Waar permanente begrazing niet mogelijk is, zoals in minder gevarieerde situaties en bij kleinere oppervlakten, kan goed seizoensbegrazing plaatsvinden. Ook is het bij kleinere gebieden zinvol om een deel van het bos buiten de begrazingsinvloed te houden door het te omrasteren. De kans is anders groot dat al het bos beïnvloed wordt, hetgeen negatieve effecten kan hebben. Bovendien is de begrazingsinvloed beter te volgen wanneer een deel van het gebied niet begraasd wordt.

Bovenvermelde oppervlakten gelden ook als er reeën aanwezig zijn. In situaties dat herten en wilde zwijnen door middel van wildrasters binnen een bepaald gebied gehouden worden, moet men echter aan een oppervlak van minstens enkele honderden hectaren denken. Voor herten en reeën vormen de veekerende rasters tot 1,20 m hoog geen belemmering (daar kunnen ze overheen springen) en daarmee afgesloten terreinen kunnen dus bij de berekening van het benodigde oppervlak worden meegeteld. Wel komt het voor dat herten en reeën nog wel eens tegen een raster op lopen wanneer dit pas geplaatst is. Na korte tijd zijn ze hieraan gewend en doen dergelijke ongevallen zich niet meer voor. Te groot kan een gebied echter nooit zijn en wanneer men denkt aan een volkomen zelfre-

Door konikpaarden geschilde stam op de Ennemaborg. In tijden van voedselschaarste (de winter) wordt meer schors gevreten en daarmee oefenen paarden ook invloed uit op de boomlaag. (Foto H. E. van der Lans)

gulerende begrazing inclusief grote predatoren, komt men op een ondergrens van 40 000–50 000 ha, zijnde het minimumareaal dat voor een kleine populatie van wolf en/of lynx nodig is (Van de Veen & Van Wieren, 1980). Het is dus zeer zinvol te streven naar grote beheerseenheden (Hendriks, 1985b).

5.2.6 Overgang van geen naar wel begrazing

Indien uitgegaan wordt van complexen schraalland of heide met bos, kan direct met zeer extensieve begrazing worden begonnen als het schraalland al beweid

wordt of is geweest. Bemest grasland kan het beste eerst verschraald worden door maaien of door intensieve begrazing zonder bijvoedering en zonder gebruik van kunstmest, voordat het samen met bos begraasd kan worden. Maaien geeft daarbij de snelste verschraling (Bakker, 1978, 1989). De voedselverrijking ten gevolge van de huidige (1991) luchtverontreiniging is echter zo groot, dat verschralen door begrazing niet mogelijk is.

Als grote bosgebieden op relatief voedselrijke bodem worden begraasd, kunnen kleine enclaves van cultuurland direct mee worden begraasd. In gevallen van een groot graslandcomplex met een relatief kleine oppervlakte bos, dient men het bos met een voldoende brede randzone eromheen af te rasteren. Wanneer zich over dat afgerasterde deel een voldoende groot oppervlak (minimaal 50 %) struweel en bos gevormd heeft, kan men het weer bij het zeer extensief begraasde gebied betrekken.

Begrazing van het bos alleen, vooral wanneer dit zeer dicht is, is niet zinvol, omdat daar vaak weinig te grazen is voor het vee; men moet er altijd een flinke oppervlakte aan grasland of heide bij betrekken. In uitgestrekte bebossingen, bij voorbeeld op pleistocene zandgronden, kan daartoe het beste plaatselijk bos gekapt en elders gedund worden, zodat een eerste aanzet tot het ontstaan van heide en grasland gegeven wordt. Open bos met een grazige ondergroei leent zich goed voor begrazing (Van Wieren, 1988). Homogene cultuurbossen vormen een minder geschikte uitgangssituatie voor begrazing (tenzij ze deel uitmaken van een groter gevarieerd complex) en is een omvormingsbeheer nodig (Drenth & Oosterbaan, 1984; § 10.1). Bij cultuurbossen zien we soms een min of meer perceelsgewijze begrazing. Diverse percelen worden bijna geheel begraasd, terwijl andere gemeden worden. Binnen dergelijke homogene percelen blijkt begrazing – althans op korte termijn – nauwelijks differentiërend te werken. Dit verandert wanneer door een omvormingsbeheer meer differentiatie binnen de percelen is ontstaan.

Voor men tot begrazing van voorheen onbegraasde bossen overgaat, dient door onderzoek vastgesteld te worden of begrazing wenselijk is. Er zijn namelijk bossen, vooral oude bossen met een min of meer ongestoorde ontwikkeling, die beter buiten begrazingsinvloeden kunnen blijven omdat door de overgang van niets doen naar begrazing mogelijk verstoring van bijzondere milieus plaatsvindt. Ook kunnen om deze redenen delen van bossen buiten de begrazingsinvloed worden gehouden door deze te omrasteren.

Bij de keuze van de te plaatsen technische voorzieningen, zoals nachtverblijven, drinkplaatsen en mineraalblokken, dient men rekening te houden met de aanwezige variatie in het milieu. Bij voorkeur situeert men dergelijke voorzieningen in de milieutypen met de relatief sterkste antropogene beïnvloeding, dus eerder in grasland of heide dan in bos, en eerder op relatief voedselrijke

en/of gestoorde plaatsen dan in schraalland of heide. Men moet er rekening mee houden dat de directe omgeving van deze voorzieningen vaak het sterkst aan begrazing zal worden blootgesteld. Vanaf dergelijke plaatsen ontstaat dan een geleidelijke overgang naar minder en weinig of niet begraasde oppervlakten. Met het plaatsen van dergelijke voorzieningen heeft de beheerder dus ook een instrument in handen om de begrazingsinvloed enigermate te sturen; de voorzieningen moeten daar geplaatst worden waar een flinke begrazingsinvloed gewenst is en vooral niet in de buurt van uitermate kwetsbare plekken. De voorzieningen ten behoeve van de begrazing dient men aan de omgeving aan te passen. Zo moeten stenen drinkputten geen vangkuilen worden voor kleine diersoorten. Zorg bij deze putten voor flauw hellende randen.

5.2.7 Toepassing van begrazing

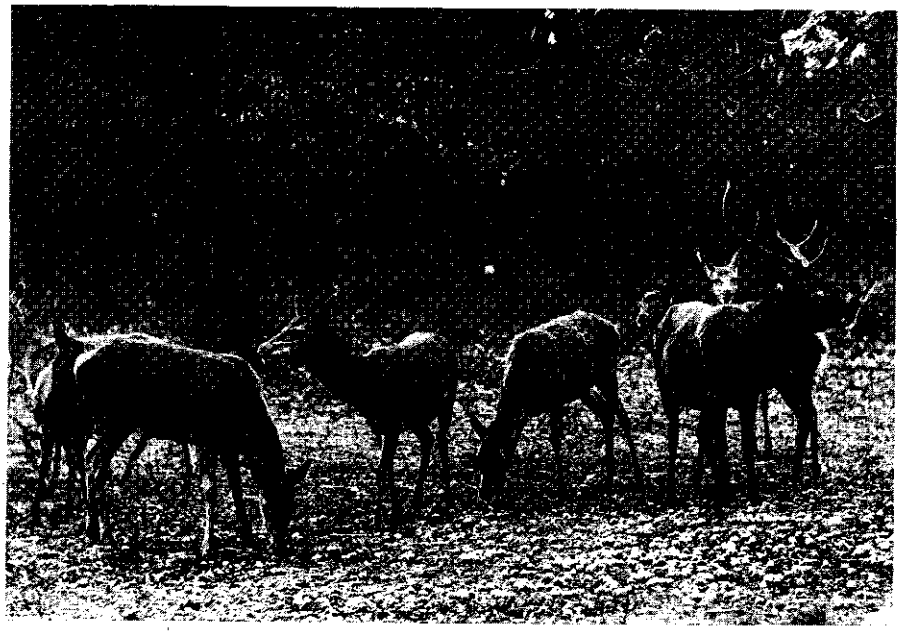
Begrazing komt als beheersmaatregel in aanmerking voor bossen met hoofddoelstelling natuurbehoud (zie § 8.3) en voor bossen met gemengde doelstelling (zie § 11.9). Zeer extensieve begrazing kan in veel gevallen het optimale beheer vormen voor grote natuurgebieden, inclusief bossen.

Diverse onkosten die verband houden met begrazing zijn subsidiabel (SBB, 1983). Dit betreft de kosten van rasters, van voorzieningen bij paden en wegen zoals klaphekken en wildroosters, en van bijkomende voorzieningen zoals het graven van drinkpoelen. De begrazing dient daarbij over een zo groot mogelijke oppervlakte (in beginsel minimaal 30 ha) plaats te vinden, bij voorkeur samen met een beperkte oppervlakte aan grasland of heide. De begrazingsintensiteit mag daarbij niet groter zijn dan:

- bos op rijkere gronden: 1 gve per 10 ha
- bos op armere gronden: 1 gve per 20 ha
- voedselrijk grasland: 1 gve per ha
- schraalland of heide: 1 gve per 5 ha

gve = grote vee-eenheid; volwassen koeien en paarden zijn 1 gve; pinken 0,5 gve; kalveren 0,3 gve; schapen 0,2 gve

Begrazing komt minder of niet in aanmerking wanneer het bossen betreft die in hun geheel op extreem voedselarme bodem liggen (bij voorbeeld op voormalige stuifzanden) of op gronden met hoge grondwaterstanden (moerasbossen). Wanneer dergelijke bossen deel uitmaken van een groter gevarieerd natuurgebied, kunnen ze zonder bezwaar mee begraasd worden: de begrazingsintensiteit zal in voornoemde bossen vrijwel nihil zijn.



Edelherten in de Imbosch. In natuurlijke dichtheden vormen edelherten en andere wilde herbivoren nooit een bedreiging voor het bos.

5.3 Aantalsregulatie van wilde herbivoren

Wilde herbivoren (ree, edelhert, wild zwijn) vormen een essentieel onderdeel van onze meer natuurlijke bosgemeenschappen en kunnen vanuit natuurbehoudsoogpunt dan ook niet als schadelijke factor aangemerkt worden (hoofdstuk 1). In natuurlijke dichtheden, dat wil zeggen zonder bijvoeren en andere maatregelen die de stand kunnen verhogen, zullen wilde herbivoren het bos als geheel nooit bedreigen in zijn voortbestaan. Plaatselijk kunnen ze door hun aanwezigheid de boomverjonging vertragen of verhinderen, maar tegelijkertijd zal elders verjonging en doorgroei plaatsvinden. In dit opzicht bevorderen ze de variatie in het bos, hetgeen als een duidelijk positieve invloed wordt beschouwd (Westhoff, 1967; Van de Veen & Van Wieren, 1980; Van de Veen, 1983).

Anders wordt het wanneer ten behoeve van de sportjacht de dichtheid van deze soorten op een onnatuurlijk hoog niveau wordt gehouden. Dan kunnen ze een bedreiging voor het bos worden; van de negatieve invloeden van deze te hoge dichtheden zijn er in Europa vele voorbeelden voorhanden (Duschek, 1963; Leibundgut, 1952; Pels Rijcken, 1965; eigen waarnemingen). Het is belang-

rijk dat er geen maatregelen, zoals bijvoeren, genomen worden die een onnatuurlijk hoge stand tot gevolg hebben. Dit betreft vooral edelhert en wild zwijn, die plaatselijk in te hoge dichtheden voorkomen (Jansen, 1983). De natuurlijke dichtheden van wilde herbivoren hangen af van diverse factoren, zoals het bostype en de daarmee samenhangende bosstructuur, produktie en samenstelling van de kruidlaag en het gehele landschap eromheen dat bepalend is voor de uitwisselingsmogelijkheden.

Over de invloed van het vee op de wilde herbivoren wordt in § 5.2.3 het een en ander meegedeeld.

6 Specifieke maatregelen voor bomen en struiken

6.1 Spontane en natuurlijke verjonging

De term natuurlijke verjonging wordt in de bosbouw gehanteerd tegenover de kunstmatige verjonging (door aanplant) of kunstmatige bezaaiing. Ten behoeve van deze natuurlijke verjonging wordt vaak een oppervlakkige bodembewerking toegepast (Schütz & Van Tol, 1981). Daarbij is het doel niet alleen verjonging van inheemse boomsoorten maar ook van exoten. Deze verjonging is dan minder natuurlijk dan de term doet vermoeden. Soms wordt ook bekalking toegepast (Van Tol, 1979; Oosterbaan & Van Tol, 1984; Oosterbaan, 1987).

In principe zou het 't beste zijn om de in de bosbouw gebruikte term natuurlijke verjonging te vervangen. Maar omdat deze term al lang in voornoemde betekenis gebruikt wordt en verandering van betekenis tot misverstanden kan leiden, wordt bij het natuurtechnisch bosbeheer van 'spontane' verjonging gesproken wanneer een verjonging bedoeld wordt waarbij geen bodembewerking wordt toegepast en de verjonging geheel spontaan plaatsvindt. Soms wordt deze alleen gestimuleerd door variabel te dunnen en te lichten, bij voorbeeld in het kader van een omvormingsbeheer.

De voordelen van spontane verjonging voor het natuurbehoud zijn duidelijk (Hendriks, 1985; Kjirby, 1987). Men hoeft niets te doen en men loopt niet het risico van een verkeerde soortenkeuze. De boomsoorten geven zelf aan of de standplaats geschikt is. In lokale populaties van boomsoorten blijft het totaal van erfelijke eigenschappen bewaard wat karakteristiek voor het gebied of de landstreek is. Juist omdat er in de houtproduktie nogal eens met geïmporteerd materiaal wordt gewerkt (Heybroek, 1986), is het van belang dat inheemse ecotypen behouden blijven, voor zover dat nog mogelijk is. Want de meeste bomen zijn 'windbloeiers' en kunnen dus ook door stuifmeel van elders bestoven worden. Verder is spontane verjonging een essentiële voorwaarde voor het ontstaan van de karakteristieke successiemozaïeken in natuurbossen (zie § 2.5).

Spontane verjonging kan zowel generatief als vegetatief plaatsvinden. Een aantal soorten kan zich vegetatief goed uitbreiden d.m.v. uitlopers of wortelopslag, zoals ratelpopulier en iep. Vegetatieve voortplanting is bij dergelijke soorten vaak veel algemener dan generatieve voortplanting. Ook natuurlijke afleg-

gers en het tot nieuwe individuen opgroeien van zijtakken die de grond raken, bij voorbeeld wanneer de stam is omgewaaid, zijn vormen van vegetatieve voortplanting (Koop, 1987b). Bij diverse soorten, zoals de wilgesoorten en zwarte els, zien we dit vaak optreden, bij andere soorten slechts incidenteel (o.a. beuk). Voor de meeste boomsoorten is generatieve voortplanting evenwel het belangrijkst.

Uit onderzoek (Koop, 1981a, 1982; Fanta, 1982; Van Didden & Reins, 1981; Helmer, 1983; Kuper, 1989; eigen onderzoek) blijkt dat in allerlei bostypen voldoende spontane verjonging kan optreden. Wel kan plaatselijk als gevolg van een dichte gesloten boomlaag de verjonging gedurende enige tijd uitblijven, totdat er gaten in het kronendak ontstaan door afsterven, omwaaien of kappen van bomen. Verder kan verjonging niet of moeilijk tot ontwikkeling komen in bossen waar een onnatuurlijk hoge stand is van grote herbivoren (zie § 5.3). Ook is spontane verjonging schaars en traag in bebossingen op zeer voedselarme stuifzanden, maar dit is een natuurlijk gegeven.

Waarnemingen leiden tot de conclusie dat in bossen met de hoofddoelstelling 'natuurbehoud' speciale maatregelen ter bevordering van de spontane verjonging zoals bodembewerking niet nodig en niet gewenst zijn. Door het omwaaien of afsterven van bomen en activiteiten van grotere zoogdieren ontstaan in meer natuurlijke bossen periodiek vanzelf goede kiemplaatsen. Ook bij een kapbeheer is een sterkere toename van de verjonging een neveneffect. Niet alleen komt er dan meer licht op de bodem, maar door het uitslepen van bomen wordt de bodem in bepaalde mate verwond, waardoor kieming bevorderd wordt (eigen onderzoek; Pasma, 1983). De natuurlijke uitzaaiing is in de regel voldoende, zeker in meer natuurlijke situaties. De rol van hamsterende soorten, zoals Vlaamse gaai, eekhoorn, bosmuis en de vele bessenetende soorten, bij de zaadverspreiding is slechts ten dele onderzocht, maar zonder twijfel bijzonder groot (Van Vuure, 1985, en de daarin geciteerde literatuur).

Een storende factor bij de spontane bosontwikkeling kunnen ingevoerde uitheemse soorten zijn, zoals Amerikaanse vogelkers, Amerikaanse eik, fijnspar, douglas, tsuga, Amerikaans krenteboompje en appelbes. Het exotenprobleem komt in § 6.8 nader aan de orde.

In het kader van de Boswet wordt bij natuurlijke verjonging na kaalkap in eerste instantie dezelfde termijn van drie jaar aangehouden als bij de herplantplicht. Als die termijn verstreken is en al enige natuurlijke verjonging heeft plaatsgevonden, kan besloten worden voor een tweetal jaren uitstel van de herplantplicht te geven. Daarbij gaat men er vanuit dat na vijf jaar voldoende verjonging aanwezig is, zodat de jonge opstand binnen vijf tot tien jaar gesloten kan zijn. Zo niet, dan kan alsnog tot aanvullende beplanting verplicht worden.

Op grote kapvlakten kan spontane verjonging soms enige tijd uitblijven. Waar

Spontane verjonging in natuurbossen vindt meestal pas plaats nadat er gaten in het kronendak zijn ontstaan door het afsterven of omwaaien van bomen. Hier veel opslag van hulst in Urwald Hasbruch (Duitsland) waar een haagbeuk (op de voorgrond) is afgestorven.

deze verjonging nagestreefd wordt, dient dus kleinschalig gekapt te worden. Verder kan spontane verjonging op zeer voedselarme bodem en in begraasde situaties zeer langzaam gaan. Dit is echter geen bezwaar: op den duur leidt dit tot meer variatie in het bos. In dergelijke situaties dient de Boswet dus niet te strak gehanteerd te worden. In begraasde situaties is het belangrijk om liggende kruinen van omgewaaide bomen te laten liggen: de kruin beschermt dan de jonge opslag tegen vraat (Drenth & Oosterbaan, 1984).

6.2 Beplantingen op plantensociologische basis

Met het doel om een wat natuurlijker samenstelling van bossen in natuurreservaten te verkrijgen, zijn kort na de Tweede Wereldoorlog de zogenaamde beplantingen op plantensociologische basis in zwang gekomen, waaraan de naam van dr.ir. W.H. Diemont (eertijds houtvester en natuurbeschermingsconsulent bij het Staatsbosbeheer in Limburg) verbonden is (Diemont, 1970; Van de Broek & Diemont, 1966; Sissingh, 1977). Verder hebben Van Leeuwen & Doing Kraft (1959) richtlijnen voor dergelijke beplantingen opgesteld, maar meer ten behoeve van de landschapsverzorging dan voor de bosbouw.

Op grond van de samenstelling van de kruidlaag (het enige natuurlijke van de vegetatie in veel bossen) en de toenmalige kennis van de plantengemeenschappen werd de samenstelling afgeleid van de boomlaag zoals die eigenlijk zou moeten zijn. Vervolgens werden dan de niet-thuishorende boomsoorten gekapt en de daar thuishorende geplant, meestal in bepaalde getalsverhoudingen van de boomsoorten per bostype.

Hoewel deze beplantingen op sociologische basis een kentering betekenden in het bosbeheer en in die tijd een belangrijke fase zijn geweest, is dit toch niet de juiste vorm van natuurtechnisch bosbeheer. De belangrijkste bezwaren zijn:

– Men ging, ook bij het beschrijven van plantengemeenschappen uit van ervaringen in sterk door de mens beïnvloede bossen en van hetgeen men zich van de climaxvegetatie voorstelde. De ideeën hieromtrent zijn aan veranderingen onderhevig. Zo werd vroeger voor kalkrijke hellingen in Zuid-Limburg het Eiken-Haagbeukenbos als climaxbos opgevat, terwijl dat nu eerder als een degradatiestadium wordt beschouwd van het daar vroeger voorkomende Parelgras-Beukenbos (Trautmann, 1972; Doing, 1976; Sissingh, 1976).

– De bostypologie was, zeker in die tijd, nog lang niet volledig en bovendien is binnen een bostype de ene plek nog niet gelijk aan de andere.

– Er is nog maar weinig bekend over het functioneren van de diverse boomsoorten in een natuurlijk bos, over de natuurlijke patronen die ze (mede in wisselwerking op elkaar) kunnen vormen en de talrijkheid die ze kunnen bereiken. Wanneer we dus boomsoorten gaan aanplanten, zullen we onvermijdelijk fouten maken met de kans de inwendige orde te verstoren (Kjirby, 1987).

– Een op dergelijke wijze aangeplant bos is niet meer goed bruikbaar voor ecologisch en vegetatiekundig onderzoek. Onder andere de natuurlijke vegetatiepatronen in de boom- en struiklaag ontbreken geheel of grotendeels, hetgeen overigens ook in cultuurbossen het geval is.

– Er zijn door onvoldoende toezicht van deskundigen en door onnauwkeurige vegetatiekaarten veel fouten bij het aanplanten gemaakt, ook ten aanzien van

de toenmalige kennis. Veel soorten zijn aangeplant op plekken waar ze niet van nature thuishoren.
– Er werd vaak bodembewerking en bemesting toegepast, zodat deze beplantingen zich nu voordoen als relatief gestoorde bossen.

Een bijkomend verschijnsel is dat, doordat er bij de beplantingen soms te veel gestreefd werd naar de vegetatie zoals die in de eindfase werd verwacht, ingewikkelde beplantingsschema's ontstonden die vroeger hoge aanlegkosten en thans hoge onderhoudskosten tot gevolg hebben (Schütz & Van Tol, 1981).

Indien men om een of andere reden, bij voorbeeld bosaanleg ten behoeve van de recreatie in bosarme gebieden, een beplanting op sociologische basis wil uitvoeren, kunnen het beste alleen de algemene boomsoorten aangeplant worden die er thuishoren en goed groeien. De plekken die van nature voor de zeldzamere bomen en struiken geschikt zijn, komen slechts zo weinig en lokaal voor, dat wij deze soorten vrijwel steeds op de verkeerde plaatsen zullen uitplanten. Daarmee wordt de inwendige orde verstoord.

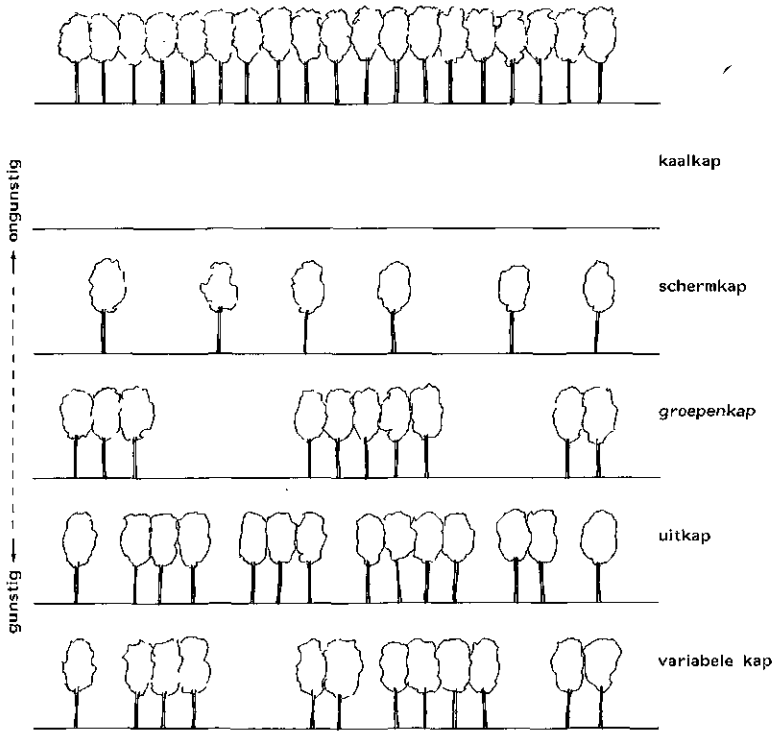
In het geval van grootschalig ontbreken van daar thuishorende boomsoorten als gevolg van vroeger beheer, kan overwogen worden op enkele punten in het meer beïnvloede bos, bij voorbeeld plaatselijk langs de randen en bij padkruisingen, deze soorten aan te planten of uit te zaaien. Op den duur vinden ze dan zelf wel hun geschikte plekken.

6.3 Variabel dunnen en lichten

Dunnen houdt een reeks van maatregelen in die leiden tot het, direct of na enige tijd, elimineren van een deel van de bomen, waardoor de overblijvende bomen meer ruimte krijgen. Bij dunnen blijft het bos gesloten, terwijl bij lichten zoveel bomen worden weggenomen dat er open plekken ontstaan. Bij het natuurtechnisch bosbeheer beperkt het variabel dunnen en lichten zich tot de hoofdopstand, dus tot de heersende bomen. Bij dunnen spreken we dan van hoogdunning.

Variabel dunnen en lichten houdt in, dat men naar vergroting van de ruimtelijke variatie streeft door van plek tot plek verschillen in dunnings- en lichtingsintensiteit aan te brengen, zodat ook open plekken ontstaan die in grootte variëren (figuur 42). Men verkrijgt dan meer differentiatie in het milieu en bevordert kleinschalige verjonging. Er is een natuurlijke tendentie naar kleinschaligheid bij spontane bosontwikkelingen (zie § 2.5), waar het variabel dunnen en lichten nauw bij aansluit. Het dunnen ten behoeve van het natuurbehoud zal in veel gevallen tegengesteld zijn aan dat in het kader van het houtteeltkundig bosbeheer: daar zal men in het algemeen meer homogeen dunnen om een goede houtkwaliteit en een optimale opbrengst te verkrijgen.

Het variabele dunnen en lichten kan gebeuren door kappen, ringen en omtrekken. Omdat er dus verschillende maatregelen kunnen worden toegepast, kies ik hier voor de meer algemene term 'lichten' en niet voor 'vellen'. Wanneer kappen op deze wijze wordt toegepast, komt variabel dunnen en lichten overeen met variabele kap (zie § 6.4, figuur 31). Het variabele dunnen en lichten kan zowel selectief als aselectief gebeuren. In het eerste geval selecteert men op boomsoorten en/of op stamvorm e.d. Bij de omvorming van een exotenbos tot natuurbos is in eerste instantie selectief dunnen op zijn plaats, waarbij exoten gekapt en natuurlijke soorten gespaard worden. Wanneer er sprake is van een gelijkjarige opstand van een ter plaatse thuishorende boomsoort, is het bij de omvorming tot natuurbos aan te bevelen om meer aselectief te dunnen en naast rechte stam-



Figuur 31. Enkele kapsystemen met hun effecten op de boslevensgemeenschap. Uitkap is het meest kleinschalige kapsysteem en is vanuit het oogpunt van natuurbeheer het meest aan te bevelen voor het beheer van bossen met gemengde doelstelling (zie hoofdstuk 11). Variabele kap is min of meer intermediair tussen groepenkap en uitkap en komt vooral in aanmerking om uniform cultuurbos te transformeren in een gevarieerd natuurbos (zie § 10.1).

men ook kromme en scheve stammen te laten staan. Indien houtproduktie mede een rol speelt dient men vooral groeikrachtige en rechte bomen te sparen.

Variabel dunnen en lichten wordt speciaal toegepast bij de omvorming van cultuurbos naar natuurbos (zie § 10.1). Bij het lichten dient de diameter van de open plekken in het algemeen niet groter te zijn dan 2,5 maal de boomlengte, overeenkomstig de grootte van open plekken die in oerwouden wordt aangetroffen. Vaak zal dat neerkomen op ca. 50 m. Verder kan variabel dunnen en lichten dienen om meer variatie in de verjonging te krijgen met zowel licht- als schaduwsoorten.

6.4 Kappen

6.4.1 Inleiding

Kappen houdt in, dat de meestal oudere bomen periodiek worden gekapt. In de houtteelt worden de bomen daarna ontdaan van takken en uitgesleept. Waar het accent ligt op het natuurbehoud kunnen stammen zowel uitgesleept worden als blijven liggen, zulks afhankelijk van het doel dat men nastreeft. Het kappen kan op verschillende manieren (figuur 31) gebeuren:

– *Kaalkap of vlaktegewijze kap*: Velling van een totale opstand over een groot oppervlak, waarbij het bosmilieu tijdelijk geheel verdwijnt.

– *Schermkap*: Velling van een gedeelte van een opstand, waarbij een scherm van oude bomen overblijft, vrij regelmatig over de hele opstand verspreid. Hierbij blijft het bosmilieu nog ten dele intact.

– *Strooksgewijze kap, coulissenkap*: Velling van het bos in smalle evenwijdige stroken (vaak anderhalf maal de opstandshoogte), waartussen coulissen van oude bomen blijven staan. Binnen deze coulissen (ook meestal anderhalf maal de opstandshoogte) blijft het bosmilieu ten dele intact.

– *Zoomkap*: Velling van parallelle smalle stroken aan de buitenzijde van de opstand, waarbij de te kappen strook grenst aan de laatst gekapte. Bij grote spreiding in de tijd blijft hier een groot deel van het bosmilieu intact.

– *Groepenkap*: Velling van boomgroepen waarbij kleine verjongingseenheden ontstaan en het bosmilieu grotendeels intact blijft. De horstenkap is een kleinschalige vorm van groepenkap, waarbij de open plekken (horsten) ongeveer een tot twee maal de boomhoogte zijn.

– *Uitkap*: Velling van individuele bomen verspreid over de opstand in en de tijd. Het bosmilieu blijft hierbij permanent intact en er is continue verjonging.

– *Variabele kap*: Een combinatie van groepenkap en uitkap, waarbij door variabel dunnen en lichten een grote ruimtelijke variatie ontstaat en het bosmilieu grotendeels intact blijft.

Variabele kap is sinds de jaren tachtig in zwang bij het natuurtechnisch bosbeheer, speciaal bij de omvorming van cultuurbos tot natuurbos (zie § 10.1). De overige kapsystemen zijn ontwikkeld in het kader van het houtteeltkundig bosbeheer (Houtzagers, 1956; Van Miegroet, 1976; Mayer, 1977; Leibundgut, 1978; Schütz & Van Tol, 1981). Daarvan zijn uitkap en variabele kap het minst, en de kaalkap het meest onnatuurlijk. Volgens CBS/SBB (1985) vindt in Nederland bijna 90 % van de verjonging plaats door middel van kaalkap en 8 % door middel van schermkap (douglas). Daarnaast wordt ook nog coulissenkap toegepast (douglas), maar de overige kapsystemen komen vrijwel niet meer voor. Wat dit betreft kunnen er van land tot land grote verschillen bestaan. Zo vindt in Zwitserland verjonging overwegend plaats door middel van zoom- of groepenkap (Leek, 1986).

6.4.2 Invloed van kappen op het milieu

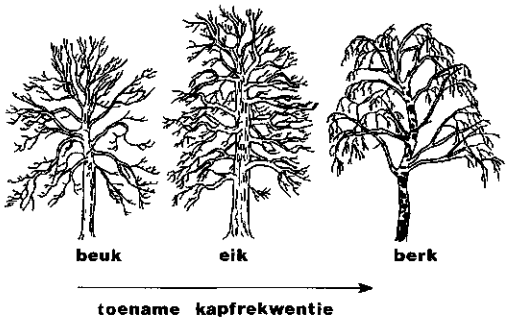
Kappen door de mens (hoofdstuk 3) met afvoer van het hout heeft tot gevolg dat er voedingsstoffen worden afgevoerd. Bladeren, twijgen en takken bevatten echter veel meer voedingsstoffen dan stamhout, maar worden in de regel juist niet afgevoerd. Slechts 15–25 % van de totaal in een boom aanwezige mineralen wordt afgevoerd met het hout (Denaeyer-Desmet, 1968; Duvigneaud, 1968). Daar er door bomen meer kationen dan anionen worden opgenomen, leidt afvoer van hout (dus verwijdering van het kationen-overschot) tot een netto zuurproduktie (Vries & Breeuwsma, 1985).

Door het periodiek kappen wordt de bosbodem aan een hogere lichtintensiteit en meer direct aan weersinvloeden blootgesteld. Daardoor worden processen bevorderd die de organische stof mineraliseren. De weer vrijkomende mineralen spoelen voor een deel uit omdat de boomlaag met een diepe beworteling ter plaatse tijdelijk ontbreekt. Ook door dit proces verschraalt de bodem (Likens et al., 1970; Likens & Bormann, 1972; Ellenberg, 1986).

Door het kappen en uitslepen van het hout treedt verwonding en eventueel erosie van de bodem op, vooral op steilere hellingen. Ook dit bevordert de afbraak van het organische materiaal en daardoor ook de natuurlijke verjonging. Op voedselrijke (bemeste) bodems vindt dan vaak een explosie van onkruiden plaats, o.a. ruigten met bramen, grote brandnetel, gladde witbol en opslag van Amerikaanse vogelkers. Het gebruik van zware machines werkt bodemverdichting en spoorvorming in de hand, vooral op natte of slempige grond.

Een bosbouwkundig kapbeheer heeft in de regel tot gevolg dat oude tot zeer oude aftakelende en dode bomen in het bos ontbreken en de bosgemeenschap zich niet optimaal kan ontwikkelen (hoofdstuk 2).

Door kappen kan de boomsoortensamenstelling sterk veranderen (zie § 3.1).



Figuur 32. Verschuiving in de boomsoortensamenstelling ten gevolge van veranderingen in kapintensiteit, bij een overigens spontane bosontwikkeling. Bij voorbeeld, bij een intensieve kap domineert de berk in een milieu waar van nature beuk zou domineren.

Bij aselectieve kap en een hoge kapfrequentie kan de verschuiving dan gaan van beuk via zomereik naar berk (figuur 32), ofwel, op voedsel- en/of kalkrijkere bodem, van beuk via haagbeuk naar hazelaar. Een dergelijke kap heeft niets te maken met een doelbewust bosbouwkundig beheer, maar eerder met roofbouw. Bij selectieve kap kan de soortensamenstelling zich in andere richtingen ontwikkelen. Zo nam de beuk in het New Forest (Engeland) toe doordat eiken gekapt werden (Flower, 1980; Drenth & Oosterbaan, 1984). In dit gebied werd de eik ten koste van de beuk bevoordeeld en nu treedt herstel op van de vroegere toestand, waarin de beuk domineerde. Door het selectieve kappen van eiken versnelt men dan het natuurlijke proces.

Een ander belangrijk effect van kappen, vooral wanneer dat over grotere oppervlakten plaatsvindt zoals bij kaalkap, is dat het bosmilieu tijdelijk verdwijnt en plaats maakt voor een kapvlaktegemeenschap. Deze gemeenschap zal ik hier niet behandelen.

Een indirect effect van kappen en vooral van kaalkap is, dat het grondwaterpeil kan stijgen doordat de verdamping sterk afneemt (zie § 2.2).

6.4.3 Is kappen gunstig of ongunstig gezien vanuit het natuurbehoud?

Hoewel kap zijn natuurlijke pendant heeft in stambreuk, is grootschalig kappen en afvoeren van het gekapte hout een onnatuurlijke zaak, die een optimale ontwikkeling van de boslevensgemeenschap verhindert. Kap is minder ongunstig wanneer deze kleinschalig en in de tijd gespreid plaatsvindt, dus in het overzicht van de diverse kapsystemen in de volgorde van boven naar beneden, van kaalkap t/m uitkap.

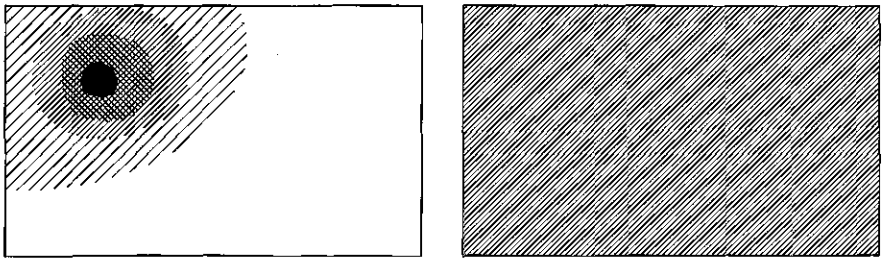
Soms heeft de begroeiing zich door een langdurig kapbeheer ingrijpend ge-

wijzigd. Zo heeft door de middenboscultuur op steile kalkhellingen in Zuid-Limburg het daar van nature voorkomende Parelgras-Beukenbos plaatsgemaakt voor een orchideeënrijk bos van eiken en haagbeuken (Gorissen, 1983; Loon et al., 1985). Bij deze verandering heeft ook de bodemerosie op de hellingen ten gevolge van het kappen en uitslepen een rol gespeeld, en is de kalkbodem minder diep geworden. In hoeverre is, vanuit het natuurbehoud gezien, deze verandering als winst en in hoeverre als verlies te beschouwen? Het volkomen verdwijnen van het Parelgras-Beukenbos is zonder twijfel een groot verlies. Waarschijnlijk zouden wij deze overgang positief waarderen wegens de toegenomen differentiatie wanneer deze niet overal had plaatsgevonden en er nog voldoende van het oorspronkelijke type was gehandhaafd. Het hangt dus niet alleen van de aard van de ingreep af, maar ook van de schaal waarop deze plaatsvindt of het vanuit het natuurbehoud als positief of negatief beoordeeld moet worden (figuren 33 en 34).

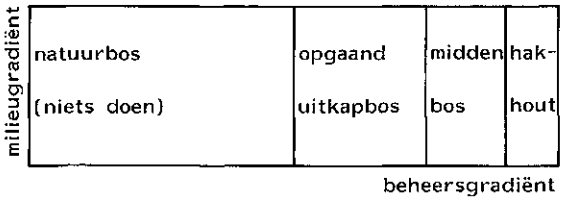
Over de positieve en negatieve effecten die verschillende kapregimes op de natuurlijke rijkdom van de diverse bostypen hebben, is onvoldoende bekend. De duidelijkste situaties waarbij frequent kappen geleid heeft tot een bijzonder milieu, doen zich voor op basische gronden, zoals op bovengenoemde kalkbodem.

Voor bossen met de hoofddoelstelling natuurbehoud is kappen en afvoer van hout in het algemeen ongunstig. Slechts daar waar het kappen positieve effecten heeft opgeleverd dient deze maatregel gecontinueerd of heringevoerd te worden. Deze positieve effecten kunnen bestaan uit een soortenrijkere kruidlaag met o.a. zeldzame soorten.

Variabele kap is een belangrijke maatregel bij het omvormingsbeheer, en is subsidiabel wanneer deze wordt toegepast op maximaal 50 % van de oppervlakte



Figuur 33. Verschil tussen een gevarieerd milieu, dat is gevormd onder invloed van een milieufactor of beheersmaatregel die lokaal, gradiëntsgewijs en constant werkzaam is (links), en een eenvormig milieu, als resultaat van een milieufactor of beheersmaatregel die uniform over grote oppervlakten werkzaam is (rechts).



Figuur 34. Variatie in levensgemeenschappen als gevolg van ruimtelijke variatie in het beheer. Wanneer er al een milieugradiënt aanwezig is, dient men de beheersgradiënt loodrecht daarop te leggen om een zo groot mogelijke ruimtelijke variatie te verkrijgen. Vanuit oogpunt van het natuurbeheer is het bij grote bosgebieden aan te bevelen om het grootste deel van de oppervlakte (zo nodig via een omvormingsbeheer) te bestemmen voor natuurbos en in het algemeen de volgende regel te hanteren: des te dynamischer het beheer, des te kleiner de oppervlakte. Plaatselijk kan daarvan worden afgeweken als een bepaalde beheersvorm tot bijzondere en waardevolle levensgemeenschappen leidt. Zo zou het middenbos plaatselijk in Zuidlimburgse hellingbossen een grotere oppervlakte kunnen innemen dan het opgaande uitkapbos.

verspreid over het betrokken bosgedeelte. Per keer mag niet meer dan 15 % van de oppervlakte worden geveld, zodat de totale variabele kap in vier of vijf stappen kan plaatsvinden. Alleen in bijzondere gevallen mag van dat percentage worden afgeweken. De 'kapvlakten' mogen daarbij verspreid (mozaïekvormig) over de opstand worden gekozen en in doorsnee niet groter zijn dan drie maal de boomhoogte met een maximum van 30 are; bij een cirkelvormige omtrek is de diameter dan ongeveer 60 m. Verder moeten het opstanden zijn die ouder zijn dan een kwart van hun fysiologische omloop, met een minimale leeftijd van veertig jaar. Ook het vellen en laten liggen van rendabel uitsleepbaar hout is subsidiabel indien blijkt dat, in het kader van de geformuleerde doelstellingen, de hoeveelheid dood hout te gering is. Per beheersperiode mag niet meer dan 5 % van het stamtal worden geveld en blijven liggen, terwijl de biomassa van het dode hout ten gevolge van beheersmaatregelen niet meer dan 10 % van de bovengrondse biomassa mag bedragen (SBB, 1983).

Bij bossen met meervoudige doelstellingen is er een keuze uit diverse kapregimes, waarbij het bosmilieu meer intact blijft dan bij kaalkap (zie § 11.1).

6.5 Ringen

Onder ringen verstaan we het plaatselijk ringvormig verwijderen van de schors met de zaag, bijl of frees, zodat de boom afsterft. Als vuistregel geldt dat de breedte van de ring voor de meeste naaldbomen en berk smal kan zijn, namelijk circa 3 cm, voor douglas en beuk 5–10 cm en voor eiken 20–30 cm. Bij onvolledig

ringen – bij voorbeeld de helft of driekwart van de omtrek – of ondieper ringen zullen de bomen gaan kwijnen en vaak gedeeltelijk afsterven. Bij volledig ringen sterven de bomen snel af, het snelst wanneer dit in de zomer gebeurt. Dit laatste is aan te bevelen voor naaldbomen teneinde te voorkomen dat bij een langzamere aftakeling plagen gaan optreden in nabije cultuurbossen van naaldbomen. In principe kan ringen het gehele jaar door plaatsvinden, maar ter wille van de rust dient men niet te ringen in het broedseizoen.

Het ringen is een algemeen toegepaste dunningsmaatregel in Europa, speciaal in moeilijker toegankelijke gebieden waar dunningshout niet of moeilijk is af te voeren, zoals in de berggebieden van Duitsland en Tsjechoslowakije. In Nederland wordt ringen sinds de jaren tachtig toegepast bij het omvormen van cultuurbos tot natuurbos (Van der Lans & Poortinga, 1986). Met ringen kunnen we (evenals met omtrekken) in relatief jonge bossen processen imiteren die veelvuldig en spontaan in oude bossen optreden. In natuurbossen sterven periodiek bomen af zonder door windworp geveld te worden (sterfte op stam) en deze afstervende en dode bomen zijn voor de levensgemeenschap van zeer grote betekenis (hoofdstuk 2). Voor holebroeders onder de vogels en vleermuizen zijn dikke afstervende en dode bomen die rechtop staan veel belangrijker dan die liggen. Het ringen is de belangrijkste dunningsmaatregel bij bossen met de hoofddoelstelling natuurbehoud wanneer er geen factoren aanwezig zijn die kappen noodzakelijk maken. Vanzelfsprekend hebben geringde, relatief jonge en dunne bomen nog niet die betekenis voor de levensgemeenschap als afstervende oude dikke bomen.

De voordelen van ringen zijn:
- het hout blijft in het bos;
- er vindt een langzame mineralisatie van het hout plaats, langzamer dan bij gekapt hout dat in het bos blijft liggen;
- staand dood hout is, naast liggend dood hout, belangrijk voor veel organismen en bevordert o.a. de vogelrijkdom (Opdam & Schotman, 1986);
- het bosmilieu wordt minder verstoord dan bij kappen.

Wanneer voor het ringen speciale apparatuur wordt ontwikkeld waarmee op gemakkelijke wijze in korte tijd bomen geringd kunnen worden, zou deze maatregel goedkoper kunnen zijn dan het tot nog toe gebruikelijke kappen.

Het ringen is subsidiabel in bossen met een tekort aan dood en afstervend hout. Daarbij mag het aantal te ringen bomen niet meer dan 3 % van het stamtal per bosperceel zijn per beheersplanperiode van tien jaar en dient het ringen zoveel mogelijk verspreid over het bos te gebeuren (SBB, 1983). Men kan uiteraard van dit percentage afwijken als dat nodig is voor het beheer, bij voorbeeld wanneer men het ringen als enige dunningsmaatregel toepast.

Wortelkluit als gevolg van windworp met links daarvan de met water gevulde kuil waarin o.a. larven van salamanders en padden werden aangetroffen. Opname uit het Urwald Hasbruch (Duitsland). Met het omtrekken van bomen imiteert men het proces van windworp.

6.6 Omtrekken

Met het omtrekken van bomen bootst men het effect van windworp na. Bij windworp wordt de wortelkluit uit de grond getrokken en ontstaat daar een gat. Dit proces vindt veel plaats in natuurbossen en het microreliëf dat daardoor ontstaat vergroot de ecologische variatie in het bos (zie § 2.5). Windworp komt ook in oudere cultuurbossen voor, maar daar wordt de grond door de mens meestal geëgaliseerd. Omtrekken komt in aanmerking bij de omvorming van cultuurbos naar natuurbos en kan (samen met ringen) in de plaats van kappen toegepast worden, vooral wanneer het kap zonder afvoer van hout betreft.

Omtrekken is een maatregel die sinds de jaren tachtig in Nederland wordt toegepast (Cosijn, 1983; Van der Lans & Poortinga, 1986) en over de effecten is nog onvoldoende bekend. Daar het omtrekken nauw aansluit bij natuurlijke processen (veel nauwer dan kappen met houtafvoer!) wordt verwacht dat geen negatieve maar eerder positieve effecten zullen optreden. Evenwel moet men niet verwachten dat met het omtrekken van nog betrekkelijk jonge bomen, die ook in natuurbossen vrijwel nooit omwaaien, oerwoudsituaties benaderd kun-

nen worden. Langzame bosontwikkelingen laten zich niet forceren.

Omtrekken is een geschikte maatregel voor bossen met als hoofddoelstelling natuurbehoud.

De maatregel is subsidiabel bij bomen ouder dan veertig jaar in bossen met weinig bodemreliëf (uniforme of afwezige kruidlaag) en in situaties waar de spontane verjonging bescherming tegen begrazing nodig heeft. Na het omtrekken mag de boom niet onttakt en afgevoerd worden. Per beheersplanperiode van tien jaar mag 1% van het stamtal worden omgetrokken om voor subsidie in aanmerking te komen (SBB, 1983). Van dit percentage kan afgeweken worden als dit nodig of zinvol is bij het beheer; alleen is het stamtal boven 1 % dan niet subsidiabel.

6.7 Branden

Van nature zijn bosbranden in Noordwest-Europa schaars, zulks in tegenstelling tot bij voorbeeld bepaalde delen van Noord-Amerika, waar periodieke brand door bliksem een belangrijke milieufactor is voor o.a. de mineralisatie van organisch materiaal (Ahlgren, 1974). De meeste bosbranden in West-Europa zijn antropogeen en al bekend uit de prehistorie, en bedoeld om het bos te vernietigen.

Daar er nauwelijks positieve maar wel sterk negatieve effecten van branden op onze bossen zijn, is branden bij het natuurtechnische bosbeheer geen zinvolle maatregel. Dit ondanks het feit dat brand in het bos gunstig kan zijn voor spontane verjonging (Koop, 1981; eigen waarnemingen).

Een andere vraag is of brand nuttig kan zijn bij de omvorming van andere vegetaties tot bos. Het is bekend (Gimingham, 1978) dat vooral na branden van heide een gunstig milieu voor boomopslag door berk en grove den aanwezig is. Er is in ons land echter geen reden om op deze wijze de bosvorming op heideterreinen te bevorderen; eerder zou het omgekeerde bevorderd moeten worden, daar deze laatste gemeenschap toch al sterk door bosvorming en vergrassing bedreigd wordt. Bovendien is het zeer waarschijnlijk dat een geleidelijke bosvorming eerder tot een gevarieerd bos voert dan een plotselinge bosvorming als gevolg van brand.

De enige situaties waarbij plaatselijk branden geoorloofd is, zijn de volgende. De eerste situatie kan zich voordoen na sterke dunning of lichting waarbij veel takkenmateriaal op de bodem komt te liggen. Te grote hoeveelheden ineens zijn ongunstig voor de vegetatieontwikkeling. Men dient de takken dan op enkele hopen te concentreren. Een andere mogelijkheid is het hout af te voeren via sprokkelvergunningen (zie § 4.7). Verder kan branden (naast kappen) als aanvullende maatregel bij zeer extensieve begrazing toegepast worden wanneer blijkt

dat herbivoren op de lange duur niet in staat zijn om voldoende open ruimte te handhaven (zie § 5.2.1).

6.8 Bestrijding van exoten

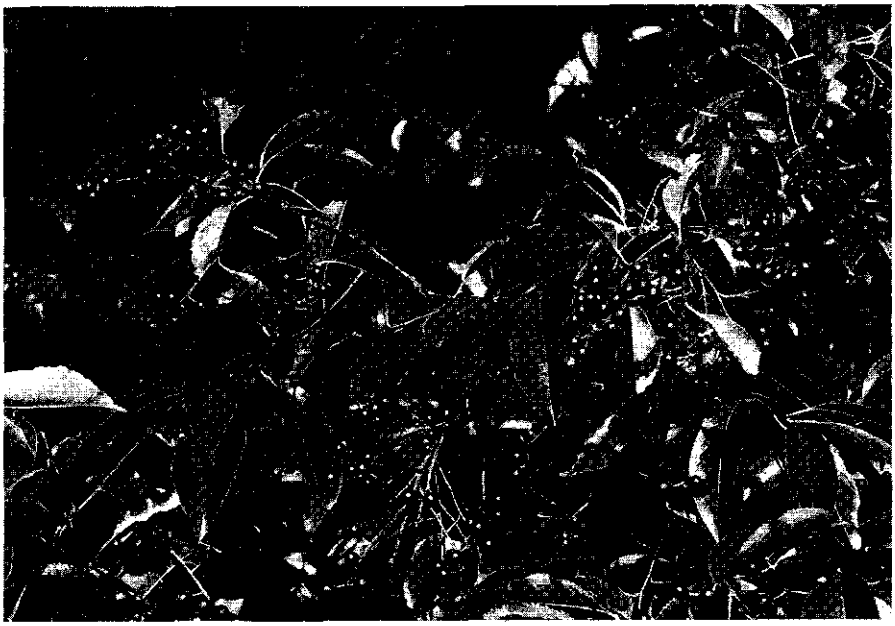
In het kader van de bosbouw zijn in ons land een aantal uitheemse houtige gewassen geïntroduceerd. Een aantal soorten blijkt zich in Nederland spontaan goed te kunnen verjongen en uit te breiden. Waar ze zich uitbreiden naar plaatsen waar ze niet gewenst zijn, ontstaan problemen die zowel het natuurbehoud als de houtproduktie kunnen betreffen (Sloet van Oldruitenborgh, 1982a; Van den Tweel, 1984). De meest 'hinderlijke' soort is de Amerikaanse vogelkers. Verder worden genoemd Amerikaans krenteboompje, Amerikaanse eik en de naaldbomen fijnspar, douglas, lariks, sitkaspar, zwarte den, tsuga en thuja. Zo kunnen fijnspar en douglas zich op de pleistocene zandgronden (vooral holtpodzolgronden) goed verjongen onder eik en ook, na lichting, onder beuk.

Waar een natuurlijke bosontwikkeling nagestreefd wordt, kan die door voornoemde exoten doorkruist worden. In die gevallen is verwijdering van opslag en het ringen of kappen van zaadbomen het beste. Naaldbomen zijn op deze wijze goed te bestrijden.

Moeilijker is de situatie met Amerikaanse vogelkers, die in ons land sinds 1782 bekend is (Schütz, 1988). Vooral in lichtere bossen kan deze soort zich goed handhaven (SBB, 1979) en komt vaak massaal voor. Daarbij reageert de soort gunstig op verstoring van het bosmilieu, ten gevolge van bij voorbeeld bosbouwkundige activiteiten en bemesting (Eijsackers, 1974; Eijsackers & Oldenkamp, 1976; Walraven & Van Loon, 1982; Sloet van Oldruitenborgh, 1982a; Farjon, 1986; Van den Tweel & Krommendijk, 1986; Van den Tweel & Eijsackers, 1987; Wallis de Vries, 1987).

Bij massaal voorkomen heeft bestrijding tot nog toe een gering tot geen effect gehad (Van den Tweel & Krommendijk, 1986; Farjon, 1986) en heeft zelfs op voedselrijkere gronden geleid tot meer Amerikaanse vogelkers (Farjon, 1986). Hernieuwde groei vindt plaats door opslag uit stobben, uit wortelopslag, maar vooral uit zaadopslag. In gebieden waar de soort weinig voorkwam is de bestrijding effectiever geweest.

Uit onderzoek komt naar voren dat Amerikaanse vogelkers een pionierboom van de secundaire successie is in kleine tot middelgrote openingen in het bos (Bormann & Likens, 1979; Wallis de Vries, 1987). Zaden van de soort kunnen vele jaren in het bosstrooisel wachten tot zich een opening in het kronendak van voldoende omvang voordoet om kieming mogelijk te maken. In dichte schaduw kan de soort niet opgroeien en wordt verjonging verhinderd. Oude bomen zijn in Nederland schaars ten gevolge van de bestrijding. Ze kunnen ongeveer



De Amerikaanse vogelkers of bospest, de meest gevreesde exoot in onze bossen.

20 m hoog worden en beginnen na vijftig jaar snel af te takelen (Wallis de Vries, 1987; Schütz, 1988). Onder opgroeiende eiken en beuken kan de soort zich enige tijd als struik handhaven, maar op den duur overleeft hij niet en is er geen nieuwe vestiging.

Uit het bovenstaande wordt het waarschijnlijk dat Amerikaanse vogelkers bij een verder ongestoorde natuurlijke bosontwikkeling op den duur vanzelf het veld ruimt. Wellicht is de soort op te vatten als een regulator die meehelpt om de effecten van verstoring weer te niet te doen. Het is onwaarschijnlijk dat de soort op de langere duur inheemse soorten belet hun rechtmatige plaatsen te bezetten. Mede gezien de tot nog toe bij de bestrijding verkregen resultaten, wordt in het kader van het natuurbeheer verdere bestrijding van Amerikaanse vogelkers zinloos geacht. De enige uitzondering vormen bossen op relatief ongestoorde bodem waar Amerikaanse vogelkers vroeger is aangeplant en nog schaars voorkomt. Door het verwijderen van zaadbomen wordt lokaal verdere verspreiding tegengegaan.

Wel is onderzoek gewenst om nader inzicht te verkrijgen in de ecologische plaats van Amerikaanse vogelkers in de Nederlandse bossen en de mogelijke invloeden die hij op andere soorten uitoefent. Onder dichte begroeiing met Ame-

rikaanse vogelkers is in de regel weinig ondergroei en is er mogelijk sprake van een directe invloed van de soort. Om toekomstig onderzoek mogelijk te maken is bescherming nodig van bossen met oude Amerikaanse vogelkers (Walraven & Van Loon, 1982).

7 Overige inwendige maatregelen

7.1 Maaien

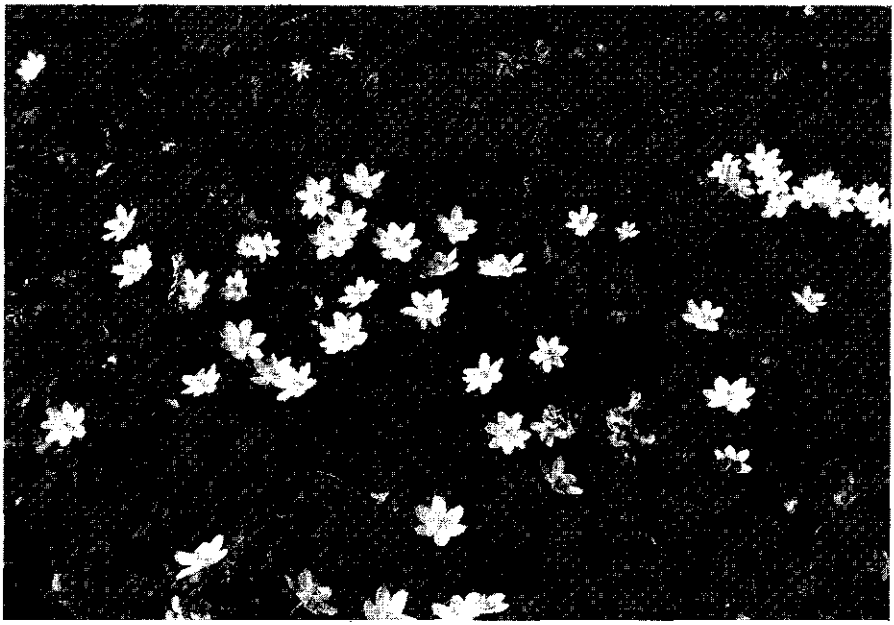
In het kader van de bosbouw wordt maaien soms toegepast om de natuurlijke verjonging te stimuleren. Zo wordt in Frankrijk wel adelaarsvaren gemaaid ten behoeve van de verjonging van eik.

De karakteristieke ondergroei in bossen komt niet voor maaien in aanmerking. Maaien met afvoer van het maaisel in het kader van het natuurbehoud is wel zinvol voor lichtere bermen van bospaden en voor open plekken in het bos, waarvan het gewenst is dat ze open blijven en er geen begrazing plaatsvindt. Door een maaibeheer van bij voorbeeld een verruigde berm in een Twents bos met veel grote brandnetel en bloedzuring is een soortenrijke vegetatie ontstaan met slanke sleutelbloem, boswederik, gulden boterbloem, boszegge en geel nagelkruid (eigen waarnemingen). Van elders is bekend dat zich in dergelijke situaties witte rapunzel gevestigd heeft. Ook kunnen door een extensief maaibeheer (minder dan eenmaal per jaar maaien) zoomvegetaties tot ontwikkeling gebracht worden wanneer het milieu daar geschikt voor is. Een aantal vroeg bloeiende bosplanten die ook in beschaduwd grasland groeien – vaak als relicten van een vroegere bosvegetatie – kunnen goed tegen maaien, zoals bosanemoon en slanke sleutelbloem. Dit geldt ook voor stinzenplanten.

Maaien heeft zin voor de bermen van brede bospaden, vooral wanneer deze een ruige begroeiing hebben die verschraald moet worden. In het begin moet eenmaal per jaar worden gemaaid in de zomer; later kan met eenmaal maaien in de paar jaar volstaan worden (in zomer of nazomer). Voor maaitijden en -frequenties verwijs ik verder naar de hoofdstukken 'Graslanden' en 'Ruigtkruiden- en zoomvegetaties' in deel 1 'Levensgemeenschappen'.

7.2 Strooiselafvoer

Strooiselafvoer onderbreekt de nutriëntenkringloop in het bos (zie § 2.4) en leidt tot verlaging van de bodemvruchtbaarheid (Van Goor & Van Oosten Slingeland, 1963; Ellenberg, 1963). Ook is er door strooiselafvoer een afname in de bodem van humine- en fulvinezuren, waardoor het milieu voor diverse soor-



Bosanemoon is een van de bosplanten die goed tegen maaien kan. Behalve in bos groeit de soort ook vaak in (veelal beschaduwd) grasland.

ten verslechtert (Ernst, 1982; Ernst et al., 1984).

Strooiselwinning was vroeger een belangrijke activiteit in het bos; het strooisel werd vooral in stallen en daarna voor bemesting gebruikt (Buis, 1985). Strooisel wordt nog steeds gebruikt als grondstof voor potaarde (o.a. voor azalea's). Bij strooiselwinning eenmaal in de vier jaar kan er zowel sprake zijn van een redelijke strooiseloogst als van een goede boomgroei, wanneer het (vrij) voedselrijke bosgronden betreft, zoals het geval was in een Gierstgras-Beukenbos in Voorst op de Veluwe (Wttewaall, 1860). Op armere gronden zal een dergelijke maatregel sneller tot verarming leiden.

In Voorst is vroeger mede door de regelmatige strooiselafvoer een waardevolle kruidenvegetatie met zeldzame soorten ontstaan. Zeer waarschijnlijk door het feit dat deze ingreep geruime tijd niet meer heeft plaatsgevonden, is deze vegetatie sterk achteruitgegaan (Van der Werf, mondelinge mededeling). Strooiselwinning kan dus ook in bepaalde gevallen een positieve invloed hebben.

Een dikke strooisellaag belemmert vaak de natuurlijke verjonging (Leibundgut, 1976). Daarom wordt in de bosbouw plaatselijke strooiselafvoer als maatregel gehanteerd om de verjonging te stimuleren.

Samenvattend kan worden gesteld, dat in het algemeen strooiselafvoer een ongunstige invloed heeft op de bosgemeenschap en dus moet worden nagelaten. Alleen wanneer door deze maatregel een bijzondere vegetatie ontstaat en wanneer bewust naar verschraling of restauratie van het bos gestreefd wordt in situaties van voedselverrijking (bij voorbeeld voor het behoud van een bedreigde bosgemeenschap zoals het Korstmos-Dennenbos; zie deel 5 'Bosgemeenschappen') is strooiselafvoer gunstig.

In het kader van toenemende luchtverontreiniging met daaruit voortvloeiende deposities kan strooiselafvoer echter in toenemende mate gewenst of zelfs noodzakelijk worden om relatief voedselarme bosmilieus in stand te houden. Nader experimenteel onderzoek hiernaar is gewenst.

7.3 Bodembewerking

Vroeger werd bij de bosaanleg vaak diepe bodembewerking toegepast. Later bleek dat dit een negatief effect op het bos heeft (Van Goor, 1952). Door deze bodembewerking treedt er in de jeugdfase van het bos een versterkte mineralisatie van organische stof op en komen er voedingsstoffen vrij, waarvan de jonge bomen nog maar ten dele kunnen profiteren. Door uitspoeling gaan dan veel voedingsstoffen verloren. Later, wanneer de bomen groot zijn en meer voedsel nodig hebben, heeft men een voedselarmere bodem dan voor de aanleg van het bos. Diepe bodembewerking wordt dan ook niet meer toegepast. Ook werden in de bosbouw nog wel eens ondoorlatende horizonten gebroken die de groei belemmerden voor de bomen of waar water op stagneerde; op die plaatsen treedt nu vaak minder groei op door vochtgebrek.

Momenteel wordt in de houtteelt nog wel een oppervlakkige bodembewerking toegepast om een goede natuurlijke verjonging te verkrijgen (Van Hees, 1984; Oosterbaan & Van Tol, 1984; Oosterbaan, 1987). Deze bestaat uit pleksgewijs openbreken van het pakket ruwe humus.

Vanuit het natuurbehoud is elke antropogene bodembewerking ongunstig, omdat dit het natuurlijke bosmilieu, (o.a. de kruid- en moslaag) verstoort en de mineralisatie bevordert. Een oppervlakkige bewerking heeft slechts een geringe invloed op de soortensamenstelling van de kruidlaag (Van Hees, 1984). Door windworp en activiteiten van dieren (hoofdstuk 2) ontstaan plaatselijk en gespreid in de tijd al natuurlijke kleinschalige bodembewerkingen, die een differentiërend effect op de levensgemeenschap hebben. Daar behoeft geen kunstmatige bodembewerking aan toegevoegd te worden.

7.4 Bemesting

Bemesting van bossen heeft vroeger veel plaatsgevonden in bij voorbeeld Drentse boswachterijen. Ook kennen we bemesting van bossen van landgoederen, en dan meestal van het bosgedeelte dat vlak bij het landhuis gelegen is. Daardoor zijn o.a. stinzenmilieus ontstaan (zie daarvoor het hoofdstuk in deel 1 'Levensgemeenschappen'). Deze vormen van bemesting betreffen organische mest en geen kunstmest, en bovendien zijn deze situaties lang geleden ontstaan en inmiddels min of meer uitgebalanceerd.

Ook komt het vaak voor dat bos is aangeplant na landbouw-voorbouw of op voormalige landbouwgronden. De bodemvegetatie kan daarvan nog lange tijd de sporen dragen (Geerdes, 1985).

Bemesting van bossen anders dan die ten gevolge van de luchtverontreiniging (zie § 4.2) of via aangrenzende landbouwgronden (zie § 4.3) vond in de laatste tijd tot voor zeer kort niet of nauwelijks plaats. Daar waar het bos plaatselijk gebreksverschijnselen vertoont als gevolg van de eenzijdige stikstofbemesting door de luchtverontreiniging (zie § 4.2; Nas, 1985; Mohren et al., 1986) wordt bemesting met vooral kalium, magnesium, fosfor en kalk (zie § 7.5) overwogen en al plaatselijk toegepast. Deze meststoffen (behalve kalk) hebben op bossen geen nadelig effect (Dirkse & Van Dobben, 1989; Dirkse, 1988). Stikstof blijkt in bossen de beperkende factor te zijn.

7.5 Bekalking

Als gevolg van de luchtverontreiniging (zie § 4.2) wordt bekalking uitgevoerd of overwogen om te snelle verzuring van de bosbodem tegen te gaan (Van den Burg, 1987; Van den Tweel et al., 1988). Verder wordt in de houtteelt bekalking wel toegepast om de natuurlijke verjonging te stimuleren (zie § 6.1; Van Tol, 1979; Oosterbaan & Van Tol, 1984; Van Hees, 1984; Oosterbaan, 1987). Bekalkingsexperimenten in Zweden toonden aan, dat kalk de pH van de bodem verhoogt en daarmee invloed heeft op de humusvorm (Van Dobben, 1985). In Nederland worden sinds kort bekalkingsexperimenten in de Peel uitgevoerd (Van den Tweel et al., 1988).

Door bekalking verdwijnen de bosgemeenschappen van kalkarme bodem en daarom moet deze maatregel vanuit het natuurbehoud als ongunstig worden beoordeeld. Soorten van voedselrijke loofbossen en ruigten nemen toe (Van Hees, 1984) als gevolg van de versterkte afbraak van humus door kalk, waardoor voedingsstoffen zoals stikstof vrijkomen (Dirkse & Van Dobben, 1988).

Wanneer de luchtverontreiniging niet wordt teruggedrongen, kan men voor het dilemma komen te staan van òf niet bekalken/bemesten waardoor het bos

op kalkarme gronden zal afsterven, òf wel deze maatregelen toepassen waardoor weliswaar het bos behouden blijft maar de bostypen van kalkarme en voedselarme gronden uit ons land zullen verdwijnen.

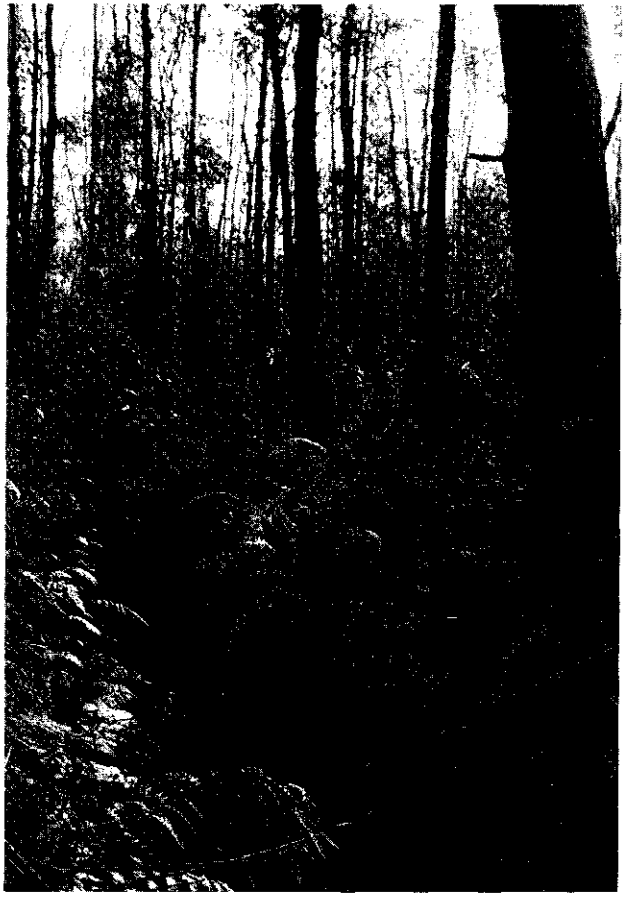
7.6 Inwendige waterhuishouding

In veel bossen, en speciaal die in gebieden met hoge grondwaterstanden, zijn in vroeger tijden afwateringsgreppels gegraven. Om een meer natuurlijke waterhuishouding in te stellen, hetgeen bij de hoofddoelstelling natuurbehoud de voorkeur verdient, dient men de greppels te dichten. Het geheel dichtgooien van greppels en sloten betekent echter een nieuwe storing waarvan de nadelen groter kunnen zijn dan de voordelen. Het zal vaak het beste zijn de greppels en sloten geleidelijk te laten vervallen, gecombineerd met plaatselijke afdamming, speciaal van de verbindingsgreppels of -sloten met het buitengebied. Dit laatste heeft mede het gevolg dat geëutrofieerd water van elders buiten wordt gesloten. In het algemeen wordt het afgeraden om de greppels overal dicht te werpen; voor de waterhuishouding is het plaatselijk dichtgooien of het dichten van duikers al voldoende.

Nogal eens zijn er in rabattenbossen of langs greppels nieuwe natuurwaarden ontstaan, bij voorbeeld rijke mos- of varenbegroeiingen (eigen waarnemingen; Hermy, 1985b). Een beroemd voorbeeld hiervan is het Kuinderbos, waar haast alle inheemse varensoorten langs greppels worden aangetroffen (Bremer, 1980). Greppels kunnen we beschouwen als een kunstmatige pendant van de kuilen die door het omwaaien van bomen ontstaan (zie § 2.5). Ook op de langs de greppel opgeworpen grond zijn soms bijzondere milieus tot ontwikkeling gekomen. Zwarte of witte rapunzel zijn in sommige bosgebieden tot dergelijke plekken beperkt. Dit doet zich vaak voor in gebieden met Eiken-Haagbeukenbos waar op vrij geringe diepte een zware klei- of leemlaag voorkomt die voedselen/of kalkrijker is dan de bovengrond. Wanneer greppels deze laag aansnijden, kan het uitgeworpen materiaal in gunstige zin verrijkend werken. Naast hun waterafvoerende functie kunnen greppels dus een milieuverrijkende betekenis hebben.

Wanneer voor het reguleren van de waterhuishouding bepaalde greppels gehandhaafd moeten worden, dienen deze periodiek geschoond te worden omdat ze anders binnen enkele tientallen jaren geheel met bladafval gevuld zijn. Het schonen moet gebeuren met lichte apparatuur en de bladmassa kan het beste afgevoerd worden, of desnoods op enkele hopen in het bos worden geconcentreerd.

Het graven van nieuwe greppels zal in het kader van het natuurbehoud in het algemeen niet nodig zijn. Wanneer dat wel nodig is, moet dat gebeuren met



Greppels herbergen nogal eens waardevolle begroeiingen. Langs deze 1 m diepe greppel in het Kuinderbos (Noordoostpolder) is een grote groeiplaats van de zeldzame beschubde mannetjesvaren (*Dryopteris pseudo-mas*). (Foto P. Bremer)

zo weinig mogelijk schade aan het bos op een manier die mogelijk bijdraagt tot ecologische verrijking. Zo verdient het eerder aanbeveling om een min of meer slingerende of kronkelende greppel langs de bomen te graven dan een rechte, waartoe vaak bomen gekapt moeten worden.

In situaties waar een moerasterrein geleidelijk begroeid raakt door bos, is de kans groot dat het grondwater op den duur gaat dalen, omdat bos de levensgemeenschap is met de laagste nuttige neerslag (zie § 2.2). Deze daling hangt af van het bosoppervlak en van de hydrologie in de omgeving. Greppels die vroeger nog wel water voerden, komen dan geleidelijk aan droog te liggen, of

althans in een deel van het jaar. Ook in deze gevallen kan men het beste een natuurlijke waterhuishouding instellen door greppels af te dammen of door duikers te dichten.

7.7 Ontsluiting door wegen en paden

Zowel door betreding als door plaatselijke lichtstelling kunnen paden bijdragen aan de ecologische variatie in het bos (Kjirby, 1987). Daarnaast kunnen er negatieve effecten van uitgaan, zeker als de recreatie intensief is. Daarom is vanuit het natuurbehoud gezien een goed padentracé belangrijk. Zo dient men te vermijden dat smalle overgangszones te veel in de betredingssfeer komen, bij voorbeeld de smalle overgang van een droog naar een nat bostype; van 'nature' ontstaan juist daar vaak paden waar men nog net met droge voeten om een ven of moeras(bos) of langs een beek kan lopen.

Verder is het aan te bevelen om het padennet in bossen niet te dicht te maken, opdat er voldoende rustgebieden overblijven. Indien mogelijk moet men het padentracé aanleggen of eventueel wijzigen op basis van een vegetatiekartering. Op en langs de meest waardevolle plekken mag men beslist geen paden aanleggen, zoals bij bijzondere vegetaties, dassenburchten en plaatsen waar zeldzame broedvogels voorkomen.

In verband met het gewenste padennet is ook de situering van parkeerplaatsen belangrijk. Deze moet men nooit aanleggen bij stiltegebieden of gebieden waar bijzondere vegetaties voorkomen. Bij voorkeur worden parkeerplaatsen gesitueerd buiten het bos, of aan de rand daarvan; hoewel ook daar bijzondere situaties kunnen voorkomen. Men dient dus het principe van zonering toe te passen, niet in de laatste plaats ten behoeve van de fauna.

Paden en wegen mogen in beginsel niet verhard worden. Wanneer enige verharding beslist noodzakelijk is, dan is het aan te bevelen een 'halfverharding' te gebruiken (leem, grind) waarvan een gunstig neveneffect op de bermbegroeiing kan worden verwacht. Verharding met schors of houtsnippers raad ik af, omdat dit op den duur tot verruiging van de bermen leidt vanwege de mineralisatie van dit organische materiaal.

8 Bossen met hoofddoelstelling natuurbehoud

8.1 Bosdoeltypen

Het 'Meerjarenplan bosbouw' (Ministerie van Landbouw en Visserij, 1984) vormt een belangrijk uitgangspunt voor het toekomstige bosbeheer. Met betrekking tot het natuurbeheer zijn vooral een aantal van de daarin onderscheiden bosdoeltypen van belang. Dit betreft de bostypen waartoe het huidige bos zich op den duur (tot ca. 2050) zou kunnen ontwikkelen, waarbij rekening gehouden wordt met de groeiplaats en de bosbouwkundige mogelijkheden. Als uitgangspunt dient de indeling van het huidige bos in 13 historische bostypen, waarbij de ouderdom van het bosgebied en het grondgebruik voor de aanleg van het bos de voornaamste indelingscriteria zijn (Van den Wijngaard, 1977).

In totaal zijn 42 bosdoeltypen onderscheiden. Deze typen verschillen onderling in hoofdzaak door hun boomsoortensamenstelling en de wijze van beheer, zoals duur van de omloop en de methode van verjonging. De bosdoeltypen worden ingedeeld in drie categorieën:

– Veelzijdige bosdoeltypen (typen 1–22). Dit is de grootste groep bosdoeltypen met op lange termijn de beste mogelijkheden om de functies houtproduktie, natuurbehoud en recreatie gecombineerd te vervullen. Deze groep komt nader in hoofdstuk 11 ter sprake.

– Natuurbehouds-bosdoeltypen (typen 23–37). Deze groep omvat 15 bosdoeltypen, die als aanvulling op de veelzijdige typen in de maatschappelijke behoefte aan natuur kunnen voorzien. Een aantal zijn nader onderverdeeld op basis van verschillende beheerssystemen: spontaan bos (niets doen), begraasd bos en uitkapbos. Deze categorie komt in dit hoofdstuk 8 aan de orde.

– Korte-omloopbosdoeltypen (typen 38–42). Deze groep van 5 typen is primair op de houtproduktie gericht en wel zodanig dat in relatief korte tijd inkomsten uit het bos kunnen worden verworven. Deze typen komen in dit boek niet nader aan de orde.

In deel 5 'Bosgemeenschappen' wordt nader ingegaan op het verband tussen de bosdoeltypen en de bosgemeenschappen. Hier beperken we ons tot de beheersmaatregelen. Bij de natuurbehouds-bosdoeltypen komen voornamelijk drie beheersmaatregelen in aanmerking: niets doen, begrazing en uitkap.

De Schone Grub in het Savelsbos (Zuid-Limburg), een strikt bosreservaat met een beheer van 'niets doen'.

Voor begrazing wordt een minimumgrootte van het bos van 30 ha, soms 50 ha, aangehouden. Bij permanente begrazing is dat een juist oppervlak. Indien de situatie zich daarvoor leent, kunnen kleinere oppervlakten eveneens goed begraasd worden, maar niet permanent. Voor de maatregel niets doen wordt voor de meeste bostypen een minimumgrootte van 10 ha aangehouden, voor een aantal typen 30 of 50 ha. Voor uitkapbos wordt een minimumgrootte van 2 ha vermeld, behalve 4 ha voor type 34. Daaruit mag echter niet worden afgeleid dat bossen van minder dan 10 ha (in een aantal gevallen minder dan 30–50 ha) altijd automatisch een uitkapbeheer krijgen! Ook al kunnen door een beperkte oppervlakte niet alle stadia en fasen in de cyclische bosontwikkeling aanwezig zijn, dan nog kan de maatregel niets doen ook in kleine objecten waardevol zijn (zie § 8.3). Het vermelden van voornoemde minimumgrootten voor de maatregel niets doen in het 'Meerjarenplan bosbouw' (Ministerie van Landbouw en Visserij, 1984) is dus onjuist.

Van de kapregimes anders dan uitkap worden bij de natuurbehouds-bosdoeltypen alleen hakhout toegestaan, namelijk eikehakhout (type 29) en essehakhout (type 36), terwijl wilgehakhout (griend) (type 22) als enige hakhoutvorm geldt bij de veelzijdige bosdoeltypen. Dat een plaatselijk hakhoutbeheer, en zeker ook

Tabel 3. Beheersmaatregelen in de diverse bosgemeenschappen.

	Beheersvorm					Maatregel						
	natuur-bos	uitkap-bos	midden-bos	hak-hout	overig	niets doen	begra-zen	kappen	afvoer hout	afvoer strooi-sel	bewaking waterhuis-houding	diver-sen
1 Korstmos – Dennenbos	+	+L	=	=		+*	=	+L	+*	+*	=	
2 Kussentjesmos – Dennenbos	+	+L	=	=		+*	–	+L	+*	+*	=	
3 Kraaihei – Dennenbos	+	+L	=	=		+	–	+L	+	.	(+)	
4 Kraaihei – Berkenbos	++	.	=	.		++	–	.	.	.	+	
5 Berkenbroek	++	.	=	–		++	–	.	.	.	++	
6 Droog Berken – Zomereikenbos	++	.	(=)	+		++	+	+	.	R		
7 Vochtig Berken – Zomereikenbos	++	.	.	+		++	+	+	.	R	+W	
8 Droog Wintereiken – Beukenbos	+(+)	+	.	+	(S)	+(+)	(+)	+	.	R		
9 Vochtig Wintereiken – Beukenbos	++	+	.	+		++	+	+	.	R	+W	
10 Elzen – Eikenbos	++	.	.	(+)		++	–(+)	+	.	R	+	
11 Duin – Eikenbos	++	.	.	+		++	?	+	.	R	(+)	
12 Veldbies – Beukenbos	+(+)	+	.	+		+(+)	+	+	.	(R)		
13 Gierstgras – Beukenbos	+(+)	+	?	.	(S)	+(+)	–/+	+	.	+		
14 Parelgras – Beukenbos	+(+)	+	+	.		+(+)	+	+	+	.	=	Z
15 Kalk – Beukenbos	+	(+)	+	.		+	+	+	+	.	=	Z
16 Esdoorn – Essenbos	++	.	.	.		++	.	.	.	.	=	
17 Gewoon Eiken – Haagbeukenbos	+(+)	+	+	+		+(+)	+	+	R	.	+W	(Z)P
18 Kamperfoelierijk Eiken-Haagbeukenbos	+(+)	+	+	+		+(+)	.	+	.	R	+W	P
19 Duin – Berkenbos	++	.	.	(+)		++	+	.	.	.	(+)	Z
20 Abelen – Iepenbos	+	.	+	.	S	+	?	+	.	.		(Z)
21 Droog Essen – Iepenbos	++	+	+	(+)	S	++	+	+	R	.		ZP
22 Elzenrijk Essen – Iepenbos	+(+)	+	?	+		+(+)	+	+	(R)	.	+	P
23 Vogelkers – Essenbos	++	+	?	.		++	.	+	R	.	+	(B)
24 Bosmuur – Elzenbos	++	(+)	.	.		++	–	(+)	.	.	+	(B)
25 Elzenbronbos	++	.	.	–		++	–	.	.	.	++	B
26 Essenbronbos	++	.	.	–		++	–	.	.	.	++	B
27 Ruigt – Elzenbroek	+(+)	.	.	(+)		+(+)	–	.	(R)	.	+	
28 Kalk – Elzenbroek	++	.	=	.		++	=	.	.	.	++	
29 Gewoon Elzenbroek	++	.	=	(+)		++	–	+	(R)	.	++	
30 Moerasvaren – Elzenbroek	++	.	=	?		++	=	.	.	.	++	
31 Berken – Elzenbroek	++	.	.	.		++	–	.	.	.	++	
32 Koningsvaren – Elzenbroek	++	.	.	+		++	–	+	+	.	++	(B)
33 Schietwilgenbos	++	.	.	+		++	(+)	+	.	.	+	

++ Hoofdbeheersvorm of hoofdbeheersmaatregel; bij de waterhuishouding is de waterkwaliteit bovendien van extra belang.
\+ Positieve beheersvorm of maatregel, mits plaatselijk toegepast naast andere beheersvormen of maatregelen. Bij hakhout: indien al oude (vaak doorgeschoten) hakhoutpercelen aanwezig zijn.
– Negatieve beheersvorm of maatregel.
= Beheersvorm of maatregel is in dit type onmogelijk of niet van toepassing.
() In mindere mate ofwel niet in alle typen of situaties.
? Effecten nog onvoldoende bekend.
. Beheersvorm of maatregel minder zinvol, maar naar verwachting niet duidelijk negatief mits plaatselijk toegepast naast andere beheersvormen of maatregelen.
* Bij niets doen gaat betreffende type op den duur in voedselrijker type over. Voor de instandhouding van het type is afvoer van voedingsstoffen nodig.
B Ook van onbeschaduwde milieus zijn bronvegetaties mogelijk; lokale open plekken kunnen dan gewenst zijn.
L Variabele lichtingskap in plaats van uitkap ten behoeve van natuurlijke verjonging.
P Paden in dit type kunnen van bijzondere betekenis zijn. Verruiging voorkomen of tegengaan door maaien van bermen met afvoer van maaisel.
R Maatregel gewenst in (o.a. door bemesting) gestoorde bossen waar verruiging optreedt.
S Parkbos met stinzenflora.
W Bosvegetatie vaak niet onder invloed van het grondwater, maar van water dat stagneert op ondoorlatende laag. Diepe grondroering kan dan funest zijn.
Z Zomen en mantels van bijzondere betekenis mogelijk; bemesting en verruiging voorkomen, randvorming met niet bemest open terrein bevorderen.

Toelichting tabel 3.

Tabel 3 gaat uit van de ideale situatie, dat er van alle bostypen voldoende oud bos (dat het natuurbos benadert) aanwezig is. De huidige situatie wijkt daar sterk vanaf, zodat in het overgrote deel van de bossen eerst een overgangsbeheer nodig is alvorens 'niets doen' als (hoofd)maatregel kan worden toegepast en er sprake is van natuurbos als (hoofd)beheersvorm. Bij het overgangsbeheer (zie § 10.1) is kappen (naast ringen en omtrekken) een veel belangrijker maatregel dan bij het meer permanente natuurbeheer van bossen waarop tabel 3 betrekking heeft. Natuurbos kent als enige maatregelen: niets doen en begrazing. In de overige beheersvormen (met kap) kan ook begrazing worden toegepast. De nummering van bosgemeenschappen komt overeen met die in deel 'Bosgemeenschappen', waarin uitgebreidere informatie te verkrijgen is over de beheersvormen en maatregelen.

een middenbosbeheer, in een aantal andere situaties vanuit natuurbehoudsoogpunt zinvol is, blijkt uit hoofdstuk 9.

Er zijn veel meer combinaties mogelijk en zinvol van bostypen met bepaalde beheersvormen en maatregelen dan in het 'Meerjarenplan bosbouw' (Ministerie van Landbouw en Visserij, 1984) staan vermeld. Dit wordt duidelijk uit tabel 3 en desgewenst kunnen daaruit nieuwe bosdoeltypen worden afgeleid.

8.2 Uitgangspunten voor het beheer

Onze huidige bossen hebben over het algemeen een hoge mate van onnatuurlijkheid (hoofdstuk 3) waardoor in de regel de natuurwaarde verminderd is. Die waarde zal toenemen bij een ontwikkeling tot natuurbos, waarbij de mate van menselijke beïnvloeding tot een zeer laag niveau wordt teruggebracht. Op den duur kunnen dan bossen ontstaan met veel variatie in structuur en in leeftijd van de bomen, en waarin ook veel dood hout aanwezig is. Dergelijke bossen zijn zelfregulerend en daar hoeft in principe niet te worden ingegrepen. Het is evenwel bekend (hoofdstuk 2) dat in onze bossen van nature ook grote grazers thuishoren en dat een zeer extensieve begrazing door grote huisdieren onder bepaalde voorwaarden sterk aanbeveling verdient (zie § 5.2). Verreweg de meeste van onze huidige bossen zijn (nog) geen zelfregulerende systemen en als overgang tot natuurbos is een omvormingsbeheer nodig of aan te bevelen (zie § 10.1).

Daarnaast zijn er bostypen die ten gevolge van een vroeger kapbeheer een hoge natuurwaarde hebben verkregen die zal verdwijnen wanneer dat beheer niet wordt voortgezet. Voorbeelden zijn bepaalde vormen van middenbos en

Door onze intensieve agrarische cultuur zijn de relaties tussen het bos en zijn omgeving sterk gestoord. Via onnatuurlijk scherpe grenzen grenst het bos aan cultuurgrasland.

hakhout (hoofdstuk 9). In zulke situaties dient zeker een deel van de oppervlakte als zodanig gehandhaafd te blijven en kan dan het resterende deel van de oppervlakte zich tot natuurbos ontwikkelen (figuur 34).

De relaties van het bos met andere levensgemeenschappen zijn meestal sterk verstoord. Via scherpe grenzen grenst het bos in de regel aan cultuurgrasland of akker. Ten gevolge van intensieve bemesting van akkers heeft dit in de regel een ongunstige invloed op het bos (zie § 3.4 en § 4.3). Wanneer het bos op meer natuurlijke wijze, doorgaans via geleidelijke overgangen, grenst aan de oorspronkelijke vervangingsgemeenschappen, zoals onbemeste graslanden, heiden en struwelen, is de natuurwaarde veel hoger en veel organismen zoals een aantal insekten zijn juist aan dergelijke overgangen gebonden. Waar er ruimte en mogelijkheden zijn is het uitermate belangrijk dat deze laatste situaties zich weer kunnen herstellen en verder ontwikkelen.

Het uiteindelijke doel van het natuurtechnisch bosbeheer is ervoor te zorgen dat natuurbos, zowel begraasd als onbegraasd, zich in alle bosgemeenschappen over een voldoend grote oppervlakte kan ontwikkelen, gecombineerd met het plaatselijk handhaven van oude gebruiks- of beheersvormen met een hoge na-

tuurwaarde. Een belangrijke aanzet tot het ontstaan van natuurbos wordt gegeven door de natuurbehoudsbosdoeltypen uit het 'Meerjarenplan bosbouw' (Ministerie van Landbouw en Visserij, 1984; zie § 8.1).

In tabel 3 staan de beheersmaatregelen vermeld in relatie tot de bosgemeenschappen.

8.3 Natuurbossen

De enige beheersmaatregelen in natuurbossen zijn niets doen en begrazing. Deze bossen worden in het 'Meerjarenplan bosbouw' (Ministerie van Landbouw en Visserij, 1984) respectievelijk met spontaan bos en begraasd bos aangeduid. Omdat spontaan bos ook onder invloed van zeer extensieve begrazing kan ontstaan, wordt in het eerste geval hier liever gesproken van niets-doen-bos.

In natuurbossen vindt de verjonging geheel spontaan plaats. Afhankelijk van het doel en de plaatselijke situatie kunnen exotische boomsoorten bestreden worden (zie § 6.8).

Voor een goede ontwikkeling van natuurbos is een minimumoppervlakte nodig. Voor het bereiken van een bepaalde structuur van het bos, gaan we daarbij uit van het minimumstructuurareaal (zie § 2.5). Dit areaal is nog maar van enkele bostypen bekend, zodat we er het beste aan doen om veiligheidshalve uit te gaan van 50 ha. Deze oppervlakte ligt iets boven het grootst bekende minimumstructuurareaal van 40 ha voor Eiken-Beukenbos. Een optimale natuurbosontwikkeling wordt bereikt bij een veel grotere oppervlakte, zoals het oerbos van Bialowieza, waar het karakteristieke bosklimaat: hoge luchtvochtigheid en vrijwel geen windinvloed nabij de bodem, aanwezig is. Om deze toestand te benaderen is het gunstig wanneer natuurbossen te midden van grote boscomplexen gelegen zijn. Maar ook bij oppervlakten kleiner dan 10 ha (de oppervlakte van het kleinst bekende minimumstructuurareaal, van Eiken-Haagbeukenbos) zijn ontwikkelingen naar natuurbos goed mogelijk en zinvol; zulks dus in afwijking van de natuurbehouds-bosdoeltypen in het 'Meerjarenplan bosbouw' (Ministerie van Landbouw en Visserij, 1984). Alleen zullen daar dan niet op een moment alle stadia en fasen in de bosontwikkelingscyclus (zie § 2.5) gerepresenteerd zijn.

In tabel 3 staan de maatregelen niets doen en begrazing vermeld in relatie tot alle bosgemeenschappen. Van de bossen met hoofddoelstelling natuurbehoud dient natuurbos op den duur de belangrijkste plaats in te nemen.

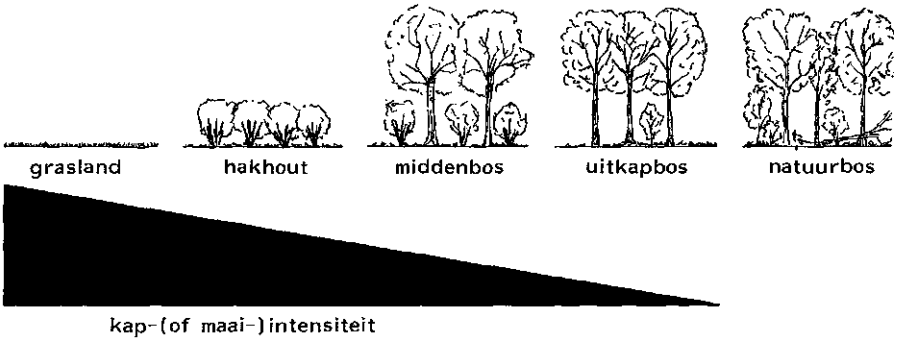
Begrazing komt niet alleen in aanmerking voor natuurbossen, maar ook voor de meer cultuurlijke bostypen (hoofdstuk 9 en 11), zowel loof- als naaldbos. Daarnaast is begrazing goed te combineren met de diverse kapregimes. Alleen dient men ervoor te zorgen dat na de kap de verjonging voldoende kansen krijgt, bij voorbeeld door begrazing tijdelijk uit te sluiten.

Omgevallen vermolmende boomstammen komen veel voor in oude natuurbossen, zoals in het bos van Bialowieza (Polen).

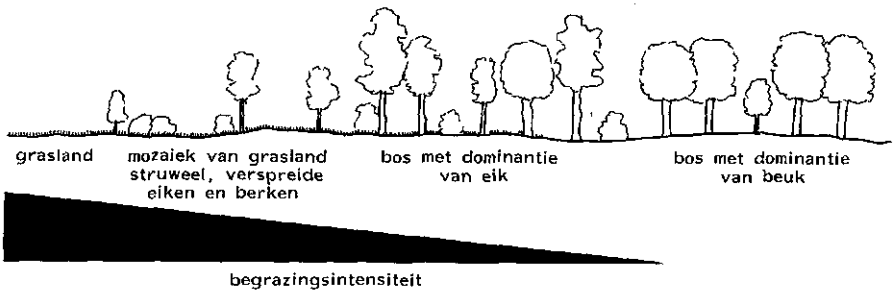
8.4 Natuurbos in grote landschappelijke eenheden

Voor het natuurbehoud is niet alleen het bos op zichzelf van groot belang, maar ook de overgangen naar de diverse vervangingsgemeenschappen; veel organismen zijn juist aan dergelijke contactsituaties gebonden (zie § 2.6). Daarnaast is het belangrijk dat de uitgangsmilieus (bodemtype, hoogte en samenstelling van grondwater) en de overgangs- of gradiëntenzones daartussen in de levensgemeenschappen tot uitdrukking kunnen komen. Voor het natuurbehoud is het dan ook van zeer grote waarde dat er grote gebieden zijn of ontstaan waar bossen in afwisseling met andere levensgemeenschappen voorkomen (zie § 10.2). Het beheer van dergelijke grote landschappelijke eenheden waarvan het bos (zowel open als gesloten) een belangrijk deel uitmaakt, moet integraal zijn, dat wil zeggen zowel gericht op de onderdelen als op het totaal, de samenhang van en de overgang tussen de samenstellende delen. Voor een dergelijk integraal natuurbeheer komen twee beheersmethoden in aanmerking, namelijk zeer extensieve begrazing en gradiëntsgewijze maai- en kapregimes.

Bij de maai-kapgradiënten kan men door een ruimtelijke variatie van normaal



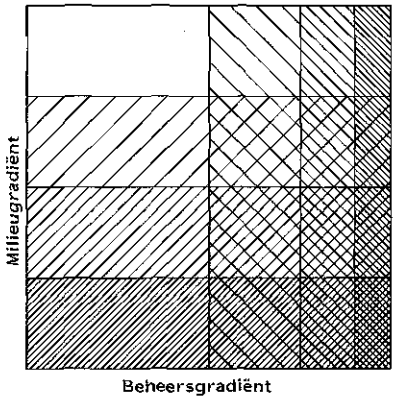
Figuur 35. Variatie in levensgemeenschappen als gevolg van ruimtelijke variatie in een maai- en kapbeheer.



Figuur 36. Grotere verscheidenheid in levensgemeenschappen door zeer extensieve begrazing dan die door een maai- en kapbeheer.

maaien (een- of tweemaal per jaar), extensief maaien (eenmaal in de twee of drie jaar), frequent kappen, weinig frequent kappen en niets doen een reeks van levensgemeenschappen goed in stand houden (figuren 34 en 35). De patronen van de levensgemeenschappen worden in dit geval door de mens bepaald. De diverse milieutypen zullen zich onder zeer extensieve begrazing beter kunnen ontwikkelen (zie § 5.2, figuur 36). Er zal dan een natuurlijker ontwikkeling kunnen plaatsvinden door interactie van de grazers met andere milieufactoren. Ook kunnen maaien en kappen samen of in ruimtelijke afwisseling met begrazing worden toegepast. Dit kan o.a. nodig zijn om te voorkomen dat uiteindelijk toch het gehele terrein dichtgroeit met bos, wat met zeer extensieve begrazing zou kunnen gebeuren.

Waar waardevolle milieugradiënten aanwezig zijn, bij voorbeeld van plateau naar beekdal, is het voor het natuurbeheer van belang dat zowel natuurbos als de vervangingsgemeenschappen (grasland, heide) over de volle lengte van de



Figuur 37. Het toepassen van beheersgradiënten in relatie tot de al aanwezige milieugradiënten (in de bodem, hoogteligging, vochtigheid e.d.). In het geval van een eendimensionale milieugradiënt (bij voorbeeld van plateau naar beekdal) staat de beheersgradiënt daar loodrecht op.

gradiënt tot ontwikkeling komen dan wel gehandhaafd worden (figuur 37; SBB, 1986b). Eventuele begrazing moet dan ook zo nodig in die zin gereguleerd worden.

In Europa zijn er voorbeelden van grote gebieden die in hun geheel extensief door paarden en/of rundvee begraasd worden, zoals New Forest in het zuiden van Engeland (eigen waarnemingen; Putman, 1986; Drenth & Oosterbaan, 1984). Delen met houtproduktie, akkerbouw en bewoning zijn als exclosure omrasterd; de rest, inclusief een groot bosareaal, wordt integraal begraasd. Hoewel een dergelijk groot en gedifferentieerd natuurgebied in Nederland niet aanwezig is, zijn er toch wel mogelijkheden om tot grote beheerseenheden te komen, zoals op de Veluwe en de Oostvaardersplassen met omgeving (Hendriks, 1985b).

8.5 Uitkapbos van natuurlijk samenstelling

Uitkapbos neemt een positie in tussen natuurbos en opgaand cultuurbos. De boomlaag is spontaan tot ontwikkeling gekomen en wordt alleen beïnvloed door een kleinschalig kapbeheer, vooral uitkap, terwijl daarnaast desgewenst (bij voorbeeld ten behoeve van verjonging) kap van kleine groepen kan plaatsvinden.

In het 'Meerjarenplan bosbouw' wordt uitkapbos als een beheersvorm van de natuurbehouds-bosdoeltypen vermeld (Ministerie van Landbouw en Visserij, 1984). Uitkapbos komt in Nederland nauwelijks voor (o.a. op landgoed Singraven), in België meer en in Zwitserland is het een vrij algemeen geaccepteerde

bedrijfsvorm, ook voor houtproduktie waarbij het natuurbeheer niet voorop staat (Leibundgut, 1978). Het is dan ook onjuist om het uitkapbos alleen voor het natuurbehoud te reserveren, temeer daar een gunstig exploitatieresultaat ook in ons land tot de mogelijkheden hoort (Kuper, 1987).

In tabel 3 staat aangegeven in welke bosgemeenschappen een plaatselijk kapbeheer zinvol is. Uitkap dient altijd selectief te gebeuren en beperkt te blijven tot oude bomen, waarbij als richtlijn kan gelden: grove den 80–150 jaar, beuk 150–200 jaar en eik 200–300 jaar.

Omdat in verreweg de meeste bossen in Nederland – ook in natuurgebieden! – veel te veel en te grofschalig wordt gekapt, is er behoefte aan uitkapbos als alternatief.

9 Cultuurlijke bostypen met hoofddoelstelling natuurbehoud

9.1 Inleiding tot hakhout en middenbos

Waarschijnlijk al in de ijzertijd heeft de mens een primitieve hakhoutcultuur bedreven door het oorspronkelijke bos frequent te gaan kappen (Moerman, 1957; Bongers, 1972). Er was toen veel houtskool nodig voor de smeedijzerindustrie. Onze voorouders hebben het hakhoutbedrijf mogelijk in de Romeinse tijd leren kennen en vanaf de middeleeuwen heeft het zich in een geweldig tempo uitgebreid (Buis, 1985). Eeuwenlang was het in Nederland de overheersende bedrijfsvorm en werd het als de rendabelste vorm van houtproduktie beschouwd vanwege de frequente kap. In zijn oorspronkelijke vorm is hakhout een degradatiestadium van natuurbos. Later kwam een meer planmatige cultuur van het hakhout op gang (De Molenaar & Schimmel, 1984; Buis, 1985).

Brandhout, dat bij voorbeeld ook voor bakkerijen werd gebruikt, was meestal het hoofdprodukt van het hakhout. Daarnaast werd het voor andere doeleinden gebruikt, zoals voor zolderingen in boerderijen en schuren. Vooral in de vorige eeuw was eikehakhout zeer belangrijk voor de produktie van eek (eikeschors). Hieruit ontstond door fijnmalen de run, die voor het looien van huiden in de lederindustrie werd gebruikt. De eikehakhoutcultuur is tot in deze eeuw het meest verbreid geweest. Daarnaast was er hakhout van essen, elzen, wilgen en in veel mindere mate van haagbeuken, berken, iepen en hazelaars. Naast het bovenstaande leverde het hakhout ook palen, hout voor houtskool, geriefhout e.d. Het wilgehakhout noemen we griend (in België rijsbos).

Er bestaan ook natuurlijke pendanten van het hakhout. Zo worden betrekkelijk lage elzen op slappe veengrond periodiek door zware stormen geveld, waarna ze vanuit de stamvoet weer uitlopen (Meeuwissen & Rottier, 1984). Een natuurlijke vorm van griend deed zich vroeger voor nabij de grote rivieren, waar in strenge winters de wilgen door ijsgang 'gekapt' werden. Verder waren er lang geleden nog bevers in ons land, die ook het hunne bijdroegen aan een soort hakhoutbegroeiing. De natuurlijke pendanten van het hakhout blijken zich speciaal voor te doen in natte milieus (waar nu elzenhakhout en griend aanwezig zijn). Daarnaast kennen we in de kustduinen het effect van de zoute zeewind, waardoor boomtoppen en het hogere deel van boomstammen afsterven en een

Aan de dikke en grillig gevormde stoven of stronken is te zien dat het hier om voormalig hakhout gaat dat is 'doorgeschoten'.

soort hakhoutstructuur ontstaat.

Vooral na de Tweede Wereldoorlog werd er steeds minder hakhout geëxploiteerd. Naarmate het meer in onbruik raakte, kreeg het de belangstelling van het natuurbehoud (Westhoff & Mörzer Bruijns, 1964; Stefels, 1969; De Molenaar & Schimmel, 1984). Uitgebreide informatie over het hakhout is te vinden in de laatste publikatie en in de publikatie van Buis (1985).

9.2 Kenmerken van hakhout en middenbos

9.2.1 Hakhout

Het hakhout wordt gekenmerkt door een frequente oogst van takhout. De stammen zelf worden, tenzij bij verjonging, niet geoogst en blijven laag, meestal enkele decimeters tot hooguit een meter. Uit Vlaanderen is bekend dat stronken wel geoogst werden bij wijze van betaling in natura aan houthakkers (Hermy, mondelinge mededeling). De sterk ingekorte stam noemen we stoof, stommel, stoel, stronk of stobbe. Bovenaan worden de stoven op den duur knotsvormig verdikt; ze kunnen, mede door plaatselijk inrotten, grillige vormen aannemen. Soms is

er sprake van hoogstamhakhout (Kopfholzbetrieb), zoals in sommige buitendijkse grienden en bij eike- en haagbeukehakhout in gebieden met een hoge dichtheid aan wilde herbivoren. Ook in begraasde bossen (in Engeland bij het zogenaamde wood pasture management) kwam vaak hoogstamhakhout voor (Peterken, 1981). Hierbij werd dan tussen circa 1 m en manshoogte gekapt, zodat het wild en vee niet of minder goed bij de jonge takken kon komen. Tegen konijnenvraat werd ook wel op kniehoogte gekapt. De individuele of in rijen geplante knotwilgen en knotelzen blijven hier buiten beschouwing (zie deel 1 'Levensgemeenschappen').

In het hakhout staan de stammen meestal in rijen en op regelmatige afstand van elkaar, in de regel in dicht plantverband. Dit is steeds het geval bij intensieve vormen van hakhoutbeheer. Daarnaast kennen we extensieve vormen, waarbij vaak boomsoorten door elkaar groeien en de vegetatie wat natuurlijker is. Vaak is er dan al sprake van middenbos.

Verreweg het meeste hakhout is uniform en heeft een weinig gevarieerde structuur. Na de kap is het een lage vegetatie waarin tijdelijk, vooral op wat voedselrijkere of vochtige bodem, lichtminnende soorten (ruigtkruiden) domineren. Later, wanneer de beschaduwing toeneemt, gaan deze soorten achteruit en komen de soorten die meer kenmerkend voor bossen zijn wat meer tot hun recht. In de regel is de kruidlaag nauw verwant aan die welke in opgaande loofbossen op dezelfde grond voorkomt. Vooral waar de bodem regelmatig bemest of gespit wordt of werd, wijkt de kruidlaag meestal sterk af en bestaat ze uit triviale soorten. Ook kwam het veel voor dat er alleen maar gespit werd; in zulke situaties kan de bodem sterk verarmd zijn.

Vergeleken met het oerbos kan het hakhout beschouwd worden als een permanente jeugdfase, maar dan veel grootschaliger en uniformer. Het heeft ook een eigenschap met de oude bomen in oerbossen gemeen, namelijk dat de stammen dik, grillig en vaak ingerot zijn. Oude hakhoutpercelen kunnen, evenals oerbossen, rijk zijn aan epifyten. Dit doet zich vooral voor in wilge- en essehakhout, dus vooral op de rijkere en vochtiger gronden.

9.2.2 Middenbos

Het middenbos (hakhout met boven- of overstaanders) wordt gekenmerkt door de aanwezigheid van opgaande bomen te midden van hakhout of een andere vorm van zogenaamd onderhout. We spreken van overstaanders wanneer de bovenetage geheel of grotendeels uit spaartelgen is ontstaan. Bij bovenstaanders is de bovenetage geheel of grotendeels ontstaan uit daartoe aangeplante bomen. In het laatste geval heeft de bovenetage meestal een andere boomsoorten-samenstelling dan de onderetage van hakhout. Oorspronkelijk kan het middenbos ook

Middenbos ofwel hakhout met overstaanders. Het essenhakhout is pas gekapt.

ontstaan zijn door degradatie van het opgaande bos en een dergelijk tussenstadium heeft vroeger in Nederland een grote verspreiding gehad (Buis, 1985). In de 20e eeuw werd het middenbos voornamelijk aangetroffen op relatief voedsel- en/of kalkrijke gronden in het oosten van ons land, in (Zuid-)Limburg en plaatselijk aan de binnenduinrand (Lemmens, 1985; Loon et al., 1985). Verder kunnen veel bossen op buitenplaatsen als middenbos beschouwd worden (Woerdeman & Overmars, 1984). Momenteel is het een in onbruik geraakte bedrijfsvorm. In de ons omringende landen komt of kwam het veel voor (Peterken, 1981), zoals in noordelijk Frankrijk.

De opgaande bomen waren in de regel eiken, maar ook beuken, iepen en essen kwamen voor. De combinatie van hoogopgaande eiken met daaronder elzen werd vroeger als een ideale vorm van middenbos beschouwd (Buis, 1985). Als onderhout kwam ook veel hazelaar voor, vaak gemengd met andere soorten zoals haagbeuk.

Voor het bosbouwtechnisch bosbeheer geeft Lemmens (1985) richtlijnen voor het maximumaantal te handhaven overstaanders (tabel 4). Het is niet zeker of deze dichtheden ook in natuurtechnisch opzicht optimaal zijn; dit moet nader worden onderzocht.

Tabel 4. Bij het middenbosbeheer maximaal aantal te handhaven overstaanders. (Lemmens, 1985).

Spaartelgen	20 jaar	80 stuks/ha
Jonge overstaanders	40 jaar	15 stuks/ha
Oude overstaanders	60 jaar	10 stuks/ha
Bomen	80 jaar	3 stuks/ha
Oude bomen	100 jaar	1–2 stuks/ha

9.3 Invloed van de hakhoutcultuur op het milieu

Frequent kappen en afvoeren van het hout leidt tot een sterkere verschraling van de bodem dan bij een lange omlooptijd van opgaand bos het geval is. In dun hout en takken zijn veel meer voedingsstoffen aanwezig zijn dan in dikke stammen (zie § 6.4). Vele eikehakhoutpercelen, vooral die op relatief voedselarme gronden, hebben dan ook een armetierige kruidlaag of zijn kaal op de bodem. Het dorre blad vergaat daar zeer langzaam – wellicht mede als gevolg van het drogere microklimaat – en is daar gedurende het gehele jaar aanwezig. Als er al een kruidlaag is, duidt deze vaak op een bodem die wat schraler is dan die van het overeenkomstige hoogopgaande loofbos; er heeft dan bij voorbeeld een verschuiving van Gierstgras-Beukenbos in de richting van Wintereiken-Beukenbos plaatsgevonden. Deze voedselarmoede is vaak mede een gevolg van een dikwijls diepe grondbewerking zonder bemesting, van strooiselwinning (Heuvel, 1947) en/of van begrazing (Habets, 1891). De intensieve vormen van hakhoutbeheer, waar naast het regelmatig spitten ook bemesten plaatsvond, leidden juist tot een voedselrijker milieutype met nitrofiele soorten.

In de hellingbossen van Zuid-Limburg, waar vroeger veel middenbos voorkwam, heeft het frequente kappen en uitslepen van het hout geleid tot erosie, waardoor de kalkrijke ondergrond meer aan of nabij de oppervlakte kwam. Hierdoor ontstond plaatselijk het orchideeënrijke bos van eiken en haagbeuken (Loon et al., 1985; Gorissen, 1983). Dergelijke ontwikkelingen vonden ook plaats in verwante bossen in het buitenland (Pott, 1981).

Naast de voornoemde indirecte invloed via de bodem op de kruidlaag, is er ook een meer directe invloed van het beheer. Diverse voorjaarsplanten bloeien rijker na kap van het hakhout, zoals slanke sleutelbloem, bosanemoon, bleek- en donkersporig bosviooltje. Ook kunnen diverse lichtminnende soorten na kap tijdelijk voorkomen (Ash & Barkham, 1976); van deze soorten is zaad in de bodem aanwezig (Brown, 1981; Oosterhuis, 1981). Andere bosplanten nemen tijdelijk af ten gevolge van het kappen, o.a. de schaduwsoorten bosbingelkruid, daslook en eenbes (Rackham, 1980). Deze verschijnselen hangen nauw samen

met de veranderingen in het microklimaat. Vergeleken met opgaand bos komt er in hakhout (vooral kort na de kap) meer licht op de bodem, is de temperatuur er gemiddeld hoger maar met grotere schommelingen en meer nachtvorst, en heerst er een lagere luchtvochtigheid. Daardoor kunnen er meer zuidelijke en continentale soorten optreden.

9.4 Betekenis van hakhout en middenbos voor het natuurbehoud

Er zijn geen plantesoorten die uitsluitend aan het hakhout gebonden zijn. Dat is ook logisch, want deze antropogene gebruiksvorm bestaat nog niet zo lang dat zich daaraan aangepaste nieuwe soorten hebben kunnen ontwikkelen. In ons land zijn enkele soorten vrijwel uitsluitend aan hakhout gebonden omdat er geen zeer oude loofbossen en oerbossen zijn.

Hetzelfde geldt voor diverse epifyten en epifytengemeenschappen die nu uitsluitend of voornamelijk in hakhout worden aangetroffen, maar die stellig hun natuurlijk milieu hebben (gehad). Momenteel heeft het hakhout zeker een grote betekenis voor het voortbestaan van deze organismen en gemeenschappen. Die betekenis kan later geringer worden wanneer meer natuurlijke milieus beschikbaar komen.

Van grote betekenis is het orchideeënrijke bos van eiken en haagbeuken dat, zoals in de vorige paragraaf vermeld wordt, zijn ontstaan dankt aan de hakhout- en middenboscultuur, met daarbij ook vaak begrazingsinvloeden.

Naast de betekenis voor de diverse soorten en levensgemeenschappen is er een meer algemene betekenis die vooral tot uitdrukking komt in ons veelal monotone cultuurlandschap. Naast eenvormige graslanden, akkers en dito opgaand produktiebos, werkt eenvormig hakhout eveneens verrijkend op het milieu en vinden daarin veel organismen hun plekje dat elders niet (meer) aanwezig is. Het hakhout neemt een plaats in tussen lage vegetaties en opgaand bos. Door de dichte stand van het hakhout levert dit, vooral enkele jaren na de kap, een goede dekking aan wilde zoogdieren, zoals reeën en dassen. Dassenburchten liggen voornamelijk in eikehakhout en middenbos. Vooral op voedselrijkere en kalkrijke gronden kan de structuur van het hakhout meer gevarieerd zijn en soms door de aanwezigheid van struweelsoorten een duidelijk mantelkarakter dragen. Het middenbos met gemengd soortenrijk hakhout is wat dat betreft het meest gevarieerd en rijk aan planten en dieren. De randsituaties hebben bovendien een hoge natuurwaarde (Mörzer Bruijns & Westhoff, 1964; De Molenaar & Schimmel, 1984). De hoeveelheid aan randen hangt af van de grootte en de vorm van percelen.

Vanwege de grotere variatie in structuur heeft middenbos in het algemeen een grotere natuurwaarde dan hakhout en is de vogelrijkdom van middenbos

Dassenburchten liggen vaak in eikehakhout en middenbos.

aanzienlijk hoger. Vanwege de boven- of overstaanders blijft na de kap bovendien in het middenbos het bosmilieu beter intact dan in hakhout. Bij kleine bosoppervlakten kan een hakhoutzone langs de rand van betekenis zijn om in het hoger opgaande bos een bosklimaat te handhaven, vooral op plaatsen waar mantelstruwelen niet of moeilijk tot ontwikkeling komen.

Van weinig of geen betekenis zijn de hakhoutpercelen op voedsel- en kalkarme bodem waar de groei slecht en een kruidlaag veelal afwezig is.

9.5 Beheer van hakhout en middenbos

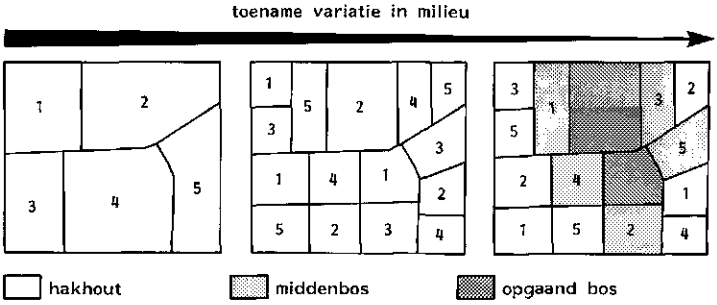
9.5.1 Algemeen

Intensieve vormen van hakhoutbeheer met grondbewerking en bemesting komen voor het natuurbeheer niet in aanmerking. Alleen de extensieve vormen zijn daarvoor van belang. Dit betekent dat periodiek kappen met afvoer van het hout noodzakelijk is, maar dat er geen grondbewerking moet plaatsvinden. Daarbij moet men streven naar een natuurlijke ontwikkeling en een gemengde opstand. Andere boomsoorten die zich daar spontaan vestigen, worden dan ook

periodiek gekapt.

Hakhoutbeheer komt allereerst in aanmerking op plaatsen waar dit sinds lange tijd plaatsvond. In jonge objecten heeft het in het algemeen weinig zin, daar niet op korte termijn de typische onderbegroeiing voor het hakhout ontstaat (Meeuwissen & Rottier, 1984). Maar waar in situaties van verrijkte bodem verschraling van het bos nagestreefd wordt, kan een hakhoutbeheer, samen met strooiselafvoer (zie § 7.2), zinvol toegepast worden.

Kleinschalig kappen is het beste, ook wanneer dat vroeger grootschalig gebeurde (figuur 38). Hierdoor wordt meer ruimtelijke variatie verkregen en ontstaan veel randsituaties. Vooral bij geïsoleerde bosjes kan een oppervlakte hakhout het beste in vakken verdeeld worden, waarbij om het jaar of om de paar jaar een vak gekapt wordt. Men houdt dan een variatie aan leeftijdsklassen en daardoor een soortenrijkere levensgemeenschap, o.a. wat broedvogels betreft. In principe geldt dat hoe kleinschaliger men kapt, des te beter het is, vooral wanneer er opgaand bos aan het vak grenst. Door een kleinschalige afwisseling van opgaand bos en hakhout wordt iets van de oerbosstructuur benaderd, hoewel men daarbij niet veel illusies moet koesteren. Bij het instellen van een dergelijk kleinschalig hakhoutbeheer dient men wel rekening te houden met een minimumoppervlakte van het hakhout. Wanneer de oppervlakte namelijk erg klein is en de stobben na de kap te veel beschaduwd blijven door aangrenzend hoger opgaand bos, loopt het hakhout moeilijker uit. Vooral zomereik is hier gevoelig voor. Een vaste minimumgrootte is moeilijk aan te geven, daar dit mede



Figuur 38. Variatie in het milieu bij grootschalig hakhoutbeheer (links), kleinschalig hakhoutbeheer (midden) en terrein waarbij een deel tot opgaand bos en middenbos is omgevormd (rechts). De variatie in de rechter situatie is het grootst en vanuit het standpunt van natuurbehoud te prefereren. Door ongelijkjarige opstanden aan elkaar te laten grenzen ontstaan veel randsituaties. De kap vindt in vijf perioden plaats (zie de nummers). Wanneer de kapcyclus bij voorbeeld 20 jaar is, wordt om de vier jaar een vijfde deel van het hakhout gekapt. Het opgaande bos in de rechter situatie wordt bij voorkeur gevormd in de kern van het boscomplex en het middenbos daarom heen.

afhangt van de omgeving, o.a. de aanwezigheid van aangrenzend bos. Zo kunnen hakhoutbosjes in het open land (denk bij voorbeeld aan houtwallen die als hakhout beheerd worden) veel kleiner of smaller zijn dan die te midden van een groter bosgebied. In het laatste geval kan men als minimumbreedte van een hakhoutperceel drie maal de hoogte van het aangrenzende bos nemen.

Wanneer het om grote eenvormige oppervlakten aan hakhout gaat, is het beter om een groot deel tot opgaand bos in de kern van het boscomplex om te vormen, zodat een kleinschalige afwisseling ontstaat (figuur 38).

Omdat middenbos in de regel een hogere natuurwaarde heeft dan hakhout, verdient het aanbeveling hakhout om te vormen tot middenbos, door bij het kappen verspreid over de opstand spaartelgen, spontaan gevestigde en geplante bomen te handhaven. Vooral eik en es op rijkere gronden komen hiervoor in aanmerking evenals zoete kers en linde (Lemmens, 1985). Beuk, Amerikaanse eik en esdoorn zijn door hun sterke overschaduwing ongeschikt, terwijl berk, els en ratelpopulier onvoldoende duurzaamheid bezitten.

Een zeer extensieve bosbeweiding kan effecten opleveren die verwant zijn met de vroegere hakhout- of middenboscultuur. Dit geldt met name voor het orchideeënrijke bos van eiken en haagbeuken, dat bij de maatregel niets doen tendeert naar een bos waar klimop in de soortenarme kruidlaag meestal geheel domineert. Zowel kap als begrazing veroorzaken meer openheid in de kruidlaag. In het Gerendal (Zuid-Limburg) heeft tijdelijke begrazing van een hellingbos tot de ontwikkeling van een soortenrijke kruidlaag geleid met o.a. orchideeën (zie § 5.2.1). Vroeger vond wel begrazing in het hakhout en middenbos plaats, zoals ook in het buitenland het geval was (Peterken, 1981).

9.5.2 Kapcyclus en tijdstip van de kap

Het hakhout had in het algemeen een kapcyclus van twee tot vijftien jaar; soms zelfs twintig tot dertig jaar op arme gronden waar de groei gering is. Een lange kapcyclus kan daarnaast ook een gevolg zijn van tijdelijke verwaarlozing. De kapcyclus hangt verder nauw samen met de boomsoort en met het doel waarvoor het hout gebruikt werd of wordt. Bij de diverse hakhouttypen (zie § 9.6) wordt nader op de kapcycli en het tijdstip van de kap ingegaan.

Er is nog onvoldoende bekend welke gevolgen een langere kapcyclus heeft voor de levensgemeenschappen van het hakhout. Voor het natuurbehoud is het raadzaam de langste kapcyclus aan te houden, waarbij het specifieke karakter nog goed intact blijft en zeldzame soorten nog aanwezig blijven.

Ook is onvoldoende bekend na hoeveel jaren van verwaarlozing het nog zinvol is om doorgeschoten hakhout weer in bedrijf te nemen. Op de Hoge Veluwe is een geval van eikehakhout bekend waar dit na zestig jaar nog succes had.

Zeer waarschijnlijk hangt deze periode mede af van de voedselrijkdom van de bodem en van de boomsoort. Op voedselarme grond, met ook gemiddeld langere kapcycli van het hakhout, zal die periode langer zijn dan op voedselrijke grond. Bij twijfel is het goed een kleine oppervlakte doorgeschoten hakhout bij wijze van proef te kappen en te bezien of de stobben nog uitlopen.

9.5.3 Planten

Waar cultuurhistorsiche aspecten in het geding zijn en het hakhout verjongd moet worden, kan het beste aangeplant worden. Bij het natuurbehoud is planten niet nodig daar spontane opslag – ook van andere boomsoorten – juist tot een meer gevarieerd en soortenrijker hakhout zal leiden. Voortzetting van de hakhoutcultuur vanuit het oogpunt van het natuurbehoud heeft vooral zin op de voedselrijkere en kalkrijkere gronden, zodat spontane verjonging daar geen problemen hoeft op te leveren.

9.6 Typen hakhout met hun beheer

In het volgende worden de diverse typen hakhout in het kort besproken. De volgorde van bespreking is die van voedselarm naar voedselrijk en van droog naar nat. Voor uitgebreide informatie betreffende diverse typen wordt verwezen naar De Molenaar & Schimmel (1984) en Buis (1985).

9.6.1 Eikehakhout

Eikehakhout is de meest voorkomende vorm van hakhout, waarover dan ook vrij veel literatuur bestaat (Joosten, 1821; Oudemans, 1948; Schaars, 1974; Buis, 1985). De bostypen waarin het eikehakhout overwegend voorkomt zijn het Berken-Zomereikenbos, Wintereiken-Beukenbos, Duin-Eikenbos, Duin-Berkenbos, Veldbies- en Gierstgras-Beukenbos.

De kapcycli bedroegen vroeger 3–20 jaar, waarbij 10 jaar als optimaal werd beschouwd voor de eekwinning (Buis, 1985). De kapcyclus varieert al naar gelang het gebruik van het eikehakhout. Ten behoeve van houtwinning werd veel hakhout om de 5 tot 7 jaar gekapt. Ook het tijdstip van de kap hing van het gebruik af. Voor de eekwinning werd het in mei gekapt, wanneer de sapstroom op gang was gekomen, maar voor andere doeleinden vanaf begin december tot eind april. Als beste tijd werd eind maart tot begin april beschouwd in verband met de overleving van de stobben die kunnen bevriezen.

In percelen die vanuit het oogpunt van natuurbehoud belangrijk zijn, dient het vroegere beheer voortgezet te worden. In het algemeen kan een wat langere

kapcyclus dan vroeger aangehouden worden van 10–25 jaar, op voedselarme gronden eventueel nog langer. De korte kapcycli zijn in meer natuurlijke situaties ongunstig voor de kruidlaag. Ook kan dan te veel verschraling van de bodem optreden door roofbouw. In gevallen van onnatuurlijke voedselverrijking zijn korte kapcycli juist weer gunstig om verschraling te bevorderen.

Ten behoeve van het vliegend hert is het zinvol om met name op de oostelijke Veluwe, in het Rijk van Nijmegen en Zuid-Limburg een deel van het hakhout te gaan beheren als 'hoogstamhakhout' (kappen tussen 1 m en manshoogte). Deze keversoort komt overigens ook in opgaande oude eikenbossen voor (Rijksinstituut voor Natuurbeheer, 1983). Wanneer het een verwaarloosd en doorgeschoten eikehakhout betreft, kan men hiertoe een stam per stoof laten staan, die men dan op de gewenste hoogte kapt. De overige stammen kapt men bij de stoof weg. Door het laten ontstaan van oude eikenbossen verkrijgt men op den duur milieus die geschikt zijn voor diverse zeldzame organismen die nu voornamelijk aan het eikenhakhout gebonden zijn. Ik heb dit kunnen waarnemen in o.a. Polen, Engeland en Öland (Zweden). Indien op de zeer lange duur meer natuurbossen met oude eiken ontstaan, dient het beheer van het eikehakhout opnieuw bezien te worden. Op zeer arme gronden, waar de groei slecht is, de kruidlaag schaars of afwezig is en het blad slecht verteert, is handhaving van eikehakhout niet zinvol en kan beter omvorming tot natuurbos plaatsvinden (zie § 10.1).

9.6.2 Gemengd soortenrijk hakhout en middenbos

In navolging van De Molenaar & Schimmel (1984), wordt gemengd soortenrijk hakhout en middenbos als apart type onderscheiden (Habets, 1891). Dit type treffen we aan op de rijkere gronden in het oosten en zuiden van ons land alsmede aan de binnenduinrand. Het betreft hier meestal de volgende, oorspronkelijke bostypen: Parelgras- en Kalk-Beukenbos, Eiken-Haagbeukenbos en Abelen-Iepenbos. Veelal is hier sprake van middenbos en het beheer is in de regel kleinschaliger geweest dan bij het eikehakhout. Soms vond meer groepenkap plaats dan vlaktegewijze kap.

Het is bekend dat de hellingbossen in Zuid-Limburg vroeger intensief als middenbos werden geëxploiteerd, maar dat de bosexploitatie sinds de vorige eeuw geleidelijk geëxtensiveerd is (Crielaard, 1984; Loon et al., 1985; De Kroon, 1986). Het is goed mogelijk dat het orchideeënrijke bos van eiken en haagbeuken juist in deze extensiveringsfase pas goed tot ontwikkeling gekomen is, althans op de plekken die daarvoor geschikt zijn. Vroeger, voor de intensieve beïnvloeding door de mens, groeide op deze hellingen het Parelgras-Beukenbos. Hier is weinig van over en het is zeker noodzakelijk om het grootste deel van de hel-

Doorgeschoten gemengd soortenrijk hakhout in het Savelsbos (Zuid-Limburg).

lingbossen te laten opgroeien tot opgaand natuurbos, deels door middel van zeer extensieve begrazing. Dit is waarschijnlijk een doelmatige beheersvorm voor het orchideeënrijke bos van eiken en haagbeuken, mogelijk zelfs een betere dan het hakhoutbeheer (zie § 9.5). Omdat dit nog niet precies bekend is, is het zeker nodig om op voldoende plaatsen het middenbosbeheer te continueren of weer in te voeren op plaatsen waar dat vroeger plaatsvond.

Wanneer een perceel echter lange tijd (dertig jaar of langer) niet gekapt is en dan plotseling weer gekapt wordt met handhaving van overstaanders, verkrijgt men daarna vrijwel geen orchideeën, maar eerder een ruigte met bramen en bosrank (eigen waarnemingen; Odé, 1990; De Kroon, 1986). Op en in de bosbodem heeft zich in deze gevallen veel organisch materiaal opgehoopt, dat na de kap plotseling versneld gaat mineraliseren. De voedselrijkdom is dan tijdelijk zo groot dat bramen en bosrank het gevolg zijn. Pas wanneer het hakhoutbeheer weer regelmatig plaatsvindt, zullen de orchideeën zich weer vestigen, wanneer althans andere bemestingsinvloeden (inclusief de luchtverontreiniging) dat niet onmogelijk maken. Belangrijk in deze kalkrijke milieus is dat al het gekapte hout, ook het takhout, wordt afgevoerd.

Wanneer na een lange tijd verwaarlozing weer wordt gekapt, is het aan te raden om relatief veel overstaanders te laten staan; door voldoende schaduw

wordt de mineralisatie getemperd en ontstaan minder gauw ruigten. Ook verwijdering van strooisel wordt aanbevolen (Odé, 1990).

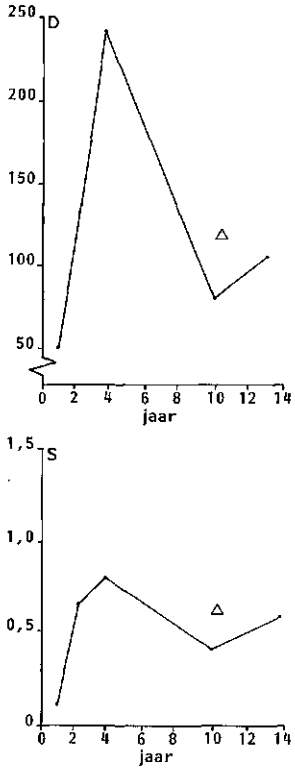
Het is goed mogelijk, en verdient plaatselijk zeker aanbeveling, om het hakhoutbeheer vergezeld te doen gaan van een zeer extensieve begrazing door er af en toe een kudde schapen met een herder toe te laten. Dit werkt ook goed tegen opslag van bramen en bosrank.

De vaak vrij kleine boerengeriefhoutbosjes lenen zich minder voor begrazing. Een algemene richtlijn is voor dergelijke bosjes moeilijk te geven en het beheer kan het beste vastgesteld worden op basis van de plaatselijke situatie. Bij grotere boscomplexen is het, evenals bij de hellingbossen in Zuid-Limburg, het beste om de verschillende beheersvormen naast elkaar toe te passen: grotendeels niets doen – opgaand uitkapbos met lange omlooptijd – middenbos (figuur 34). Bij het gemengde soortenrijke hakhout en middenbos kan een kapfrequentie van een maal in de 10–15 jaar aangehouden worden op de rijkere gronden. Op armere gronden kan dat een maal in de 20 jaar zijn. De overstaanders moeten minimaal 100 jaar oud kunnen worden; vooral zomer- en wintereik en es komen daarvoor in aanmerking, alsmede plaatselijk zoete kers en linde (Lemmens, 1985). De soortensamenstelling moet aangepast worden aan de groeiplaats.

9.6.3 Essehakhout

Evenals elzehakhout komt essehakhout voor op vochtige tot natte gronden, die voor deze cultuur vaak begreppeld en op rabatten gezet werden. Het essehakhout, veelal behorend tot het Essen-Iepenbos en ook wel tot het Eiken-Haagbeukenbos, is vooral van belang vanwege de epifytenbegroeiingen op de stoven. Omdat er aanwijzingen zijn dat de rijkdom aan mossen toeneemt met de ouderdom en dat diverse mossen zich pas vestigen na 75 jaar of langer (Dirkse & Van Ommen, 1975), is vooral oud essehakhout met grote stoven van grote waarde en dient dan ook gehandhaafd te worden.

Ook de avifauna van essehakhout is rijk (Kalkhoven & Opdam, 1984), vooral wanneer er op korte afstand grote afwisseling in structuur is. Wat de kapcyclus betreft is er in het essehakhout van ouds een vrij grote spreiding. Als beste kapcyclus werd 10 jaar beschouwd, maar ook kapcycli van 6–7 jaar kwamen voor (Buis, 1985). Thans (1990) zijn de kapcycli vaak langer, namelijk 20–25 jaar, hoewel ook korte kapcycli van 4–6 jaar nogal eens voorkomen. Uit onderzoek van Ott (mondelinge mededeling) is gebleken dat bij een kapcyclus van 8–10 jaar de kruidlaag het mooist ontwikkeld is. De soorten- en individuenrijkdom aan vogels neemt na het vierde jaar af en na het tiende jaar weer toe (Opdam, 1982; Kalkhoven & Opdam, 1984; figuur 39). Een kapcyclus van 10 jaar lijkt voor het natuurbeheer zeer geschikt. Het kappen kan plaatsvinden tussen half



	•	•	•	•	△	•
Kneu	+	–	–	–	–	–
Bosrietzanger	++	+/–	+/–	–	–	–
Grasmus	++	++	+	–	–	–
Geelgors	+	+	+	–	–	–
Spotvogel	–	+	++	–	–	–
Braamsluiper	–	–	+	–	–	–
Tortelduif	–	–	++	–	+	–
Heggemus	+	++	++	+	+	–
Fitis	–	++	++	++	+	–
Tuinfluiter	–	++	++	+	+	+
Tjiftjaf	–	++	++	++	++	+
Zanglijster	–	+	++	+	+	+
Houtduif	–	+	++	+/–	+	+
Winterkoning	–	+	++	+	+	++
Zwartkop	–	+/–	+	+	+	+
Roodborst	–	+/–	+/–	+	++	++
Vlaamse Gaai	–	–	+/–	–	+	+
Koolmees	–	+	+/–	+/–	+	+
Pimpelmees	–	+	+/–	–	+/–	+
Grote Bonte Specht	–	–	–	–	+/–	+
Grauwe Vliegenvanger	–	–	–	+/–	+/–	+
Wielewaal	–	–	–	–	+	–
Vink	–	–	–	–	+/–	+

Figuur 39. Aantal territoria per 10 ha (D), relatieve soortenrijkdom (S) en de soortensamenstelling van broedvogelgemeenschappen in essehakhout in relatie tot het aantal jaren na de kap. De relatieve soortenrijkdom is het voor oppervlakteverschillen gecorrigeerde aantal soorten broedvogels. De driehoek geeft percelen aan met populier als bovenstaander. De tabel geeft alleen de frequent voorkomende soorten (+ + = dichtheid als regelmatig per 10 ha, + = regelmatig aanwezig, +/- = onregelmatig aanwezig, – = afwezig). (Opdam, 1982; Kalkhoven & Opdam, 1984)

oktober (het moment van bladval) en half maart. Als optimaal werd het kappen in februari beschouwd (Buis, 1985). Verder zijn er aanwijzingen dat afvoer van het gehakte takhout in essehakhout van belang is voor de ondergroei.

Op de gronden van het essehakhout die gewoonlijk aanwezig zijn op wat vochtiger en voedselrijkere bodems, komt weinig opgaand bos voor, uitzonderingen zoals het Kromme-Rijngebied daargelaten. Het verdient daarom sterk aanbeveling om op allerlei plaatsen, zeker waar grotere oppervlakten essehakhout voorkomen, ook delen hakhout te transformeren tot opgaand natuurbos, vooral in

kernen van hakhoutcomplexen. Het is zeer waarschijnlijk dat in zeer oud bos van o.a. essen ook een geschikt, misschien zelfs wel een geschikter milieu voor epifyten ontstaat. Een kleinschalige afwisseling van essehakhout en hoog opgaand essenbos is aan te bevelen, evenals ruimtelijke variatie in leeftijdsklassen binnen het hakhout. Het verdient vanuit het natuurbehoud sterk aanbeveling om door middel van verspreide spaartelgen essehakhout te transformeren tot essen-middenbos.

9.6.4 Elzehakhout

Het elzehakhout komt voor op vochtige tot natte bodem waar het grondwater nabij en tijdelijk – met name in de winter – zelfs tot boven het maaiveld kan staan. In de regel betreft het de volgende bostypen: Elzenrijk Essen-Iepenbos, Ruigt-Elzenbos en de diverse elzenbroekbostypen. Ten behoeve van de hakhoutcultuur werden dergelijke gronden begreppeld en op rabatten gezet. Het elzehakhout heeft altijd een grotere variatie in kapcycli vertoond dan het essehakhout, zulks afhankelijk van het gebruik van het elzehout. De gemiddelde kapcyclus bedroeg 6–7 jaar, maar 4–5 jaar alsook 10–12 jaar kwamen voor (Buis, 1985). Als tijdstip van kap gold de periode tussen half november en eind maart-begin april. Van het elzehakhout zijn geen belangrijke natuurwaarden bekend die pleiten voor de instandhouding of het weer invoeren van het vroegere elzehakhoutbeheer. Bovendien is de vaak slappe bodem nogal kwetsbaar voor ingrijpende activiteiten zoals uitslepen. Verder kan elzenbroek, vooral wanneer zich dat op slappe veengrond ontwikkelt, als een soort natuurlijk hakhout worden opgevat: wanneer de elzen een zekere hoogte hebben bereikt, waaien ze bij zware stormen om en lopen aan de voet weer opnieuw uit.

Handhaving van het elzehakhout ten behoeve van het natuurbehoud moet momenteel als minder zinvol gezien worden en het ontstaan van meer natuurlijk moerasbos is meer aan te bevelen (Meeuwissen & Rottier, 1984).

Waar elzehakhout gehandhaafd wordt is het belangrijk om na kap het takhout te verwijderen; vanwege het lage C/N-quotiënt (dus veel stikstof) leidt het laten liggen hiervan tot een ongewenste verruiging van de kruidlaag (Ott, mondelinge mededeling).

9.6.5 Wilgehakhout of griend

Hoewel de grienden ook in deel 1 'Levensgemeenschappen' worden behandeld, is een korte bespreking hier op zijn plaats. Over de griendcultuur bestaat veel literatuur, o.a. Wisboom van Giessendam (1878), Hesselink (1907), Meelker (1936), Tuinzing (1938, 1978), Huge & Reuvers (1981) en Buis (1985). Grienden

Het kappen van een griend in de Biesbosch.

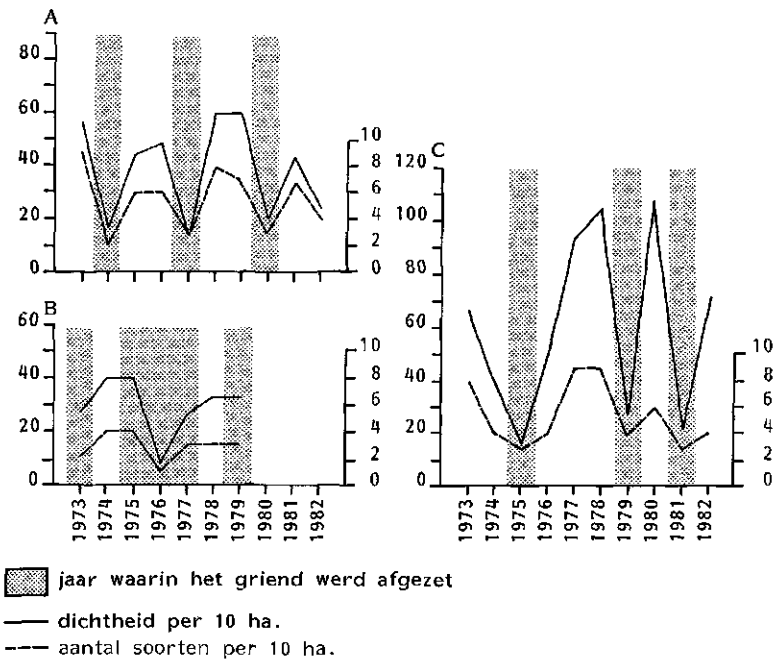
(in België rijsbossen genaamd) komen van alle soorten hakhout op de gemiddeld natste gronden voor, zowel binnendijks (zoals in de Betuwe) als buitendijks. Buitendijks, in de laaggelegen delen van uiterwaarden en in het zoetwatergetijdengebied, vindt men het Schietwilgenbos dat daar permanent aanwezig kan blijven. Binnendijks is het Schietwilgenbos een tijdelijk stadium en ontwikkelt het bos zich mettertijd meestal tot het Elzenrijke Essen-Iepenbos. Naar de wijze van exploitatie worden laagstamgrienden (stoven minder dan 1 m hoog) en hoogstamgrienden of knotboomgrienden onderscheiden, alsmede hakgriend (eens in de 3 of 4 jaar kappen) en snijgriend (eens per jaar of per 2 jaar snijden). Het kappen gebeurde in de periode december-maart. In verband met mogelijke nachtvorstschade werd februari of maart de beste periode geacht (Buis, 1985). Voor de diverse doeleinden werden verschillende wilgesoorten gebruikt (deel 1 'Levensgemeenschappen'; Buis, 1985).

Vanuit het oogpunt van natuurbehoud hebben grienden waarde vanwege de epifytenbegroeiingen op de stobben. Vooral de hogere stobben zijn in dit opzicht belangrijk, omdat de dichte kruidlaag een epifytenbegroeiing op de laagste delen vrijwel onmogelijk maakt.

Grienden danken hun natuurwaarde verder aan het feit dat ze de enige bosbegroeiing vormen in deze milieus. Hoewel er plaatselijk wel ongeëxploiteerde

grienden zijn die zich inmiddels tot opgaand wilgenbos ontwikkeld hebben, zoals in de Biesbos, is oud wilgenvloedbos in ons land nergens aanwezig. Vanuit het natuurbeheer gezien, lijkt het veel beter om in de meeste situaties ontwikkelingen naar hoog opgaand wilgenbos – zowel binnen als buiten de rivierinvloed – te laten plaatsvinden dan om grienden blijvend als zodanig te beheren wanneer exploitatie niet meer nodig is. Sommige laaggelegen grienden hebben die mogelijkheid niet en daar zullen ze zonder opzettelijke instandhouding verdwijnen. Het is zeer waarschijnlijk dat oude wilgen(vloed)bossen zeker een even goed biotoop voor bepaalde zeldzame epifyten zullen vormen als diverse grienden. Ook is het waarschijnlijk dat er bij de maatregel niets doen, vooral op de wat hogere gronden, op den duur meer variatie in de boomlaag zal ontstaan. Zo hoort de zwarte populier van nature in het rivierengebied thuis en kan spontaan algemener worden dan hij nu is. In de binnendijkse grienden zullen bij een beheer van niets doen geen wilgenbossen blijven, maar gaan op den duur elzen en essen domineren.

De wat epifytenrijkdom betreft meest waardevolle grienden dienen zeker als zodanig gehandhaafd te worden. Daar kan de gebruikelijke kapcyclus van eenmaal in de 3–4 jaar kappen aangehouden worden, maar wellicht is met het oog



Figuur 40. Vogelstand in drie grienden in afhankelijkheid van het beheer. (Jonkers, 1984)

op de epifytengemeenschappen ook een langere kapcyclus van 5–6 jaar mogelijk. Vooral voor de fauna is een kleinschalig beheer (met veel randeffecten) aan te bevelen.

Alleen de kapgrienden komen dus voor het natuurbehoud in aanmerking (figuur 40); snijgrienden met hun intensieve beheer, waarbij gebruik wordt gemaakt van chemische bestrijdingsmiddelen en machines, hebben voor het natuurbehoud geen waarde.

Naast het kappen is het maaien (in de griendcultuur 'wieden' genoemd) een vaak toegepaste maatregel, die ook voor het natuurbeheer geschikt is vanwege de gunstige invloed op de kruidlaag, maar dan wel met afvoer van maaisel.

9.6.6 Overige typen hakhout

Naast pure bestanden van eik, es, els en wilg komen ook mengingen van deze soorten voor (Buis, 1985). Ook werd hakhout geteeld van berk, hazelaar, iep, esdoorn, haagbeuk, beuk, zwarte populier, robinia en paardekastanje (Buis, 1985). Berkehakhout had vroeger een grote verspreiding, zowel op lage moerassige en venige gronden (o.a. duinvalleien) als op droge zandgronden (o.a. de Veluwe), en werd gebruikt ter vervaardiging van bezems. Door het hakhoutbeheer konden berken een aanzienlijk hogere leeftijd bereiken dan wanneer ze als opgaande bomen opgroeiden (Doing, mondelinge mededeling).

De andere soorten kwamen veel minder voor als hakhout en de laatste vier soorten slechts bij uitzondering. Het hazelaarhakhout kwam in Zuid-Limburg voor en wellicht ook in de Achterhoek en Twente. Volgens Van Leeuwen (mondelinge mededeling) was de omlooptijd hiervan niet langer dan 12–15 jaar. Vermoedelijk kwam het beheer nauw overeen met dat van het gemengde soortenrijke hakhout en middenbos in Zuid-Limburg, waarin de hazelaar een belangrijk aandeel heeft. Dit geldt ook voor het haagbeukenhakhout. Van de haagbeuk is het bekend dat er ook hoogstamhakhout voorkwam. Aan de binnenduinrand (binnen het Renodunaal district) en aan de onderrand van hellingbossen – de natuurlijke groeiplaatsen van de iep – kwam vroeger iepehakhout voor. Niet in ons land maar wel in Engeland komt ook hakhout van tamme kastanje voor.

Al deze hakhoutvormen zijn in onbruik geraakt en het is onbekend wat de betekenis daarvan voor het natuurbehoud is geweest. Nieuwe aanplant van dergelijk hakhout ten behoeve van het natuurbehoud lijkt echter niet zinvol.

Geplant en recent gedund bos bij Hellendoorn van grove den met in de ondergroei veel rode bosbes.

9.7 Inleiding tot naaldbos

Uit pollenanalytisch onderzoek is komen vast te staan dat in vroegere perioden met een koeler klimaat (het Boreaal) het naaldbos in ons land domineerde, zoals dat nu het geval is in noordelijker streken in Europa, Azië en Noord-Amerika. Het naaldbos in ons land bestond uit grove den. Uit voornoemd onderzoek is ook gebleken dat de dennenbossen geleidelijk plaats maakten voor het loofbos toen het klimaat hier warmer werd, maar dat de grove den ononderbroken in ons land aanwezig is geweest tot nu toe (Huisman, 1983). De soort heeft zich hier in latere tijd alleen kunnen handhaven in stuifzand- en veengebieden, maar waarschijnlijk meer als verspreid staande individuen dan in gesloten formaties. Het oorspronkelijk in ons land voorkomende ecotype is waarschijnlijk verdwenen als gevolg van de grote hoeveelheden geïmporteerd buitenlands materiaal van de grove den.

Alle andere naaldboomsoorten behalve taxus en jeneverbes zijn uitheems. De eerste aanplant van grove den in ons land dateert uit het begin van de 16e eeuw (Huisman, 1983; Buis, 1985). In de tweede helft van de 18e eeuw kwam de dennenteelt langzaam op gang. Vooral in de 19e en 20e eeuw werden veel naaldbos-

sen van ook andere soorten dan grove den aangelegd ter vervanging van heide of eikehakhout, waarvan de economische waarde voor de mens verminderd was, en ter vastlegging van stuifzanden en duinen. De aanleg van naaldbos was in de eerste plaats bedoeld voor houtproduktie (mijnhout). Om goede stammen te verkrijgen werd het naaldbos diverse malen selectief gedund. De meeste naaldbossen werden na 40–60 jaar gekapt, waarna in de regel de percelen opnieuw met naaldhout beplant werden. Voor het planten of zaaien werd de bodem vaak diep gespit en/of bemest, terwijl natte gronden begreppeld werden.

Het overgrote deel van de naaldbossen bevindt zich op de relatief voedselarme en kalkarme zandgronden, voorheen meest heide, stuifzand of duin (Dederen et al., 1985). Hoewel dus oorspronkelijk nauwelijks voorkomend besloegen onze naaldbossen omstreeks 1964 80 % van het bosareaal. In de jaren tachtig verminderde dit tot 60 %, doordat veel naaldbos tot loofbos omgevormd werd (CBS/SBB, 1985).

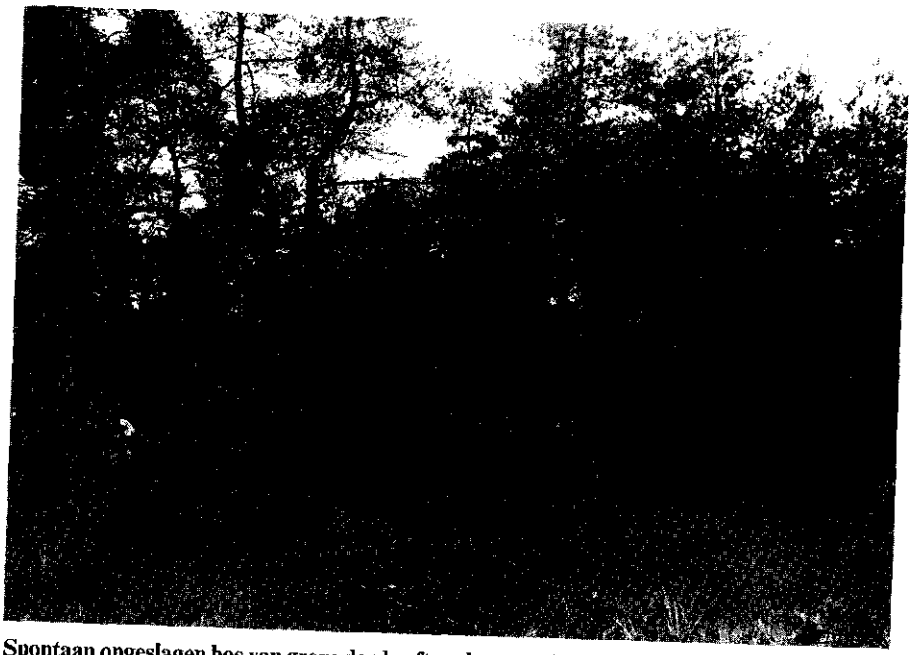
Door uitzaai vanuit aangeplante bossen ontstonden op veel plaatsen, vooral in heide- en stuifzandgebieden, spontane naaldbossen. Dit betreft dan vrijwel steeds de grove den. Plaatselijk in de duinen is spontaan bos van Corsicaanse den aanwezig. Ook diverse andere soorten, zoals douglas, fijnspar en tsuga, kunnen zich spontaan verjongen.

9.8 Kenmerken van naaldbos

Naaldbossen bestaan geheel of grotendeels uit naaldbomen. Gemengde bossen van loof- en naaldbomen rekenen we tot de naaldbossen wanneer ze voor meer dan 50 % uit naaldbomen bestaan.

Evenals dat bij cultuurloofbossen het geval is vertonen de cultuurnaaldbossen in het algemeen weinig variatie in structuur. Pas in de oudere naaldbossen, vooral bij grove den en lariks waarin meer licht tot de bodem doordringt, kan de kruidlaag zich beter ontwikkelen en treden er ook vaak struiken en opslag van loofbomen op. De spontane dennenbossen vertonen veel meer variatie in structuur: de bomen zijn van verschillende leeftijd en staan op onregelmatige afstanden van elkaar.

De ondergroei van naaldbos is nauw verwant aan die welke in loofbos op dezelfde standplaatsen voorkomt, maar er zijn ook soorten die grotendeels tot naaldbos op bepaalde standplaatsen beperkt zijn, zoals dennenorchis, kleine keverorchis, Linnaeusklokje en dennewolfsklauw. Deze noordelijke (boreale) soorten hebben zich pas in ons land gevestigd toen bepaalde naaldbossen een zekere leeftijd bereikt hadden (Westhoff, 1959). Enkele soorten komen ook in loofbos voor, bij voorbeeld de dennenorchis die veel onder berk wordt aangetroffen in de Schoorlse duinen. Op zeer voedselarme, humusarme en leemarme



Spontaan opgeslagen bos van grove den heeft veel meer ruimtelijke variatie dan geplant bos.

droge zandgronden is de ondergroei schaars en bestaat dan vrijwel alleen uit een moslaag en in de aanvang een korstmossenlaag. Op wat deze aspecten betreft rijkere gronden is de kruid- en struiklaag beter ontwikkeld.

Naaldbossen zijn in ons land in het algemeen geen ecosystemen die zichzelf spontaan kunnen verjongen, zoals natuurlijke loofbossen op overeenkomstige standplaatsen dat wel kunnen doen. Om naaldbossen in stand te houden zal men meestal moeten ingrijpen door middel van kappen, inzaaien en planten. Laat men het naaldbos aan zijn lot over, dan zal het zich vroeg of laat overal tot loofbos ontwikkelen, behoudens wellicht op extreem voedselarme gronden (stuifzanden) en in diverse hoogveengebieden (Zonneveld, 1978). Op deze min of meer natuurlijke groeiplaatsen van de grove den is het mogelijk dat lokaal ijl dennenbos, mogelijk gemengd met berk, zal voortbestaan. Het betreft dan de bostypen Korstmos-, Kussentjesmos- en Kraaihei-Dennenbos op de droge plaatsen en Berkenbroek in het hoogveen (zie daarvoor verder deel 5 'Bosgemeenschappen').

Omdat naaldbos in ons land vrijwel altijd via kaalkap geoogst en daarna weer opnieuw ingeplant wordt, blijft de vegetatieontwikkeling min of meer steken in een laat pionierstadium. Er is wel bodemontwikkeling, maar de successie wordt door kap steeds weer teruggeworpen.

9.9 Invloed van naaldbos op het milieu

Naaldbossen op van nature voedselrijke bodems hebben daar een verarmende en verzurende invloed ten gevolge van de moeilijk verteerbare zure strooisellaag met een hoog C/N-quotiënt, waarin voedingsstoffen zijn vastgelegd (Noirfalise & Vanesse, 1975). In de kruidlaag treedt er daardoor een verschuiving op naar soorten van voedselarme en zuurdere milieus.

Op vroeger door de mens verarmde bodems echter, waar naaldbos is aangeplant, treedt een omgekeerd proces op, namelijk een natuurlijke voedselverrijking of retrofiëring (zie § 3.1). In vrijwel alle heide- en stuifzandbebossingen is dit proces waarneembaar (Bannink et al., 1973; Geerdes, 1985). Dit is geen specifiek aspect van naaldbos, maar van bos in het algemeen op voorheen verschraalde bodem. Maar omdat naaldbos in deze bebossingen sterk domineert, valt het daar vooral op.

Naaldbossen vormen het vegetatietype met de laagste nuttige neerslag (zie § 2.2). Dit betekent dat omvorming van andere vegetatietypen naar naaldbos in het algemeen zal leiden tot verlaging van het grondwaterpeil. Dit effect is vaak waarneembaar in oudere naaldbossen, waar greppels (eertijds gegraven om overtollig water af te voeren) vaak het gehele jaar droog staan. Wordt het naaldbos gekapt, dan leidt dat vaak tot verhoging van de grondwaterstand. Veranderingen in grondwaterstand bij aanplanten of kappen van naaldbos is sterk afhankelijk van de hydrologie in de omgeving en van de oppervlakte van het naaldbos: hoe groter de oppervlakte, des te groter zal het effect zijn. In natuurgebieden met vennen en vochtige duinvalleien dient men zich dus goed rekenschap van voornoemde invloeden te geven. Verder heeft het stuifmeel van omringende dennenbossen een voedselverrijkende en daardoor nadelige invloed op voedselarme vennen.

Bij de aanplant van meereisend naaldbos is vaak bemest om de produktie op te voeren, zulks ten koste van de natuurlijkheid. Dit vond regelmatig plaats in Drenthe.

9.10 Betekenis van naaldbos voor het natuurbehoud

Met de aanplant van naaldbos zijn er in ons land milieutypen ontstaan die er voorheen niet waren. Diverse plante- en diersoorten zijn aan naaldbos gebonden en kwamen vroeger, d.w.z. voordat naaldbos op grote schaal werd aangeplant, niet of nauwelijks in ons land voor, zoals dennenorchis, kleine keverorchis, Linnaeusklokje, zwarte mees en kuifmees, diverse soorten paddestoelen, korstmossen en mossen. Op landelijke schaal gezien kunnen we dit als een verrijking van onze natuur opvatten. Wanneer we de zaak in Europees of mondiaal verband

bekijken, is het een nivellering van de verscheidenheid en is een in Nederland kunstmatig geplant naaldbos maar een pover voorbeeld van een bostype dat elders van nature in een veel rijkere vorm voorkomt. De aanleg van naaldbos gaat bovendien ten koste van levensgemeenschappen die hier van nature thuishoren. Verder is de kans groot dat de groeiplaatsen van zeldzame (o.a. de hiervoor genoemde) plantesoorten slechts van tijdelijke aard zijn vanwege het retrofiëringsproces. Maar dit zal op den duur wel blijken. Daar bovendien de meeste naaldbossen zich in ons land nooit tot min of meer constante zelfregulerende gemeenschappen kunnen ontwikkelen, maar kunstmatig weer verjongd moeten worden – met de kans dat inmiddels ontstane bijzondere milieus met zeldzame soorten daardoor verloren gaan – is de waarde van de meeste Nederlandse naaldbossen uit een oogpunt van natuurbeheer twijfelachtig. De meer natuurlijke dennenbossen (zie deel 5 'Bosgemeenschappen') vormen hierop een uitzondering.

Verder is er buiten de natuurreservaten zo'n grote oppervlakte aan naaldbos aanwezig (60 % van ons bosareaal!), dat het in de meeste gevallen aanbeveling verdient om het naaldbos in reservaten geheel of gedeeltelijk geleidelijk om te vormen tot natuurlijk loofbos (Kuper, 1989), heide, stuifzand of duin. De gevallen waarbij naaldbos voorlopig gehandhaafd dient te worden, hebben betrekking op de bossen waarin bijzondere milieus met zeldzame soorten tot ontwikkeling zijn gekomen of waarschijnlijk tot ontwikkeling kunnen komen. Dit geldt vooral voor de armste dennenbossen met korstmossen en voor bossen met bovenvermelde boreale soorten.

Naaldbossen met relatief veel variatie in structuur, door het voorkomen van struiken en bijmenging met loofbomen, zijn het waardevolst voor de avifauna, althans ten opzichte van andere, meer uniforme naaldbossen (Dekker et al., 1982; Dierschke, 1973).

Wat de boomsoorten betreft, zijn voor het natuurbehoud vrijwel alleen de grove den van belang en wellicht de lariks vanwege bijzondere mosbegroeiingen. Verder is de invloed van zwarte den (Oostenrijkse en Corsicaanse den) en lariks op de ondergroei minder negatief dan die van douglas, fijnspar, sitkaspar, reuzenzilverspar en diverse andere soorten. De soorten van de tweede groep laten vrijwel geen ondergroei toe. Verder zijn oude naaldbossen waardevoller dan jonge, vooral wanneer ze goed gedund zijn.

Naast de actuele natuurwaarde van bos in het algemeen, hebben de naaldbossen een grote potentiële natuurwaarde, omdat ze vrij gemakkelijk tot voor het natuurbehoud waardevolle vegetaties omgevormd kunnen worden: natuurlijk loofbos, heide, stuifzand en schraal grasland. Je kunt hiervoor veel beter uitgaan van onbemest naaldbos dan van bemeste akkers en graslanden. Vroeger bemeste dennenbossen zijn in de regel minder voedselrijk dan huidige akkers en graslanden, zodat die ook voor omvorming (maar minder voor heide) geschikt zijn.

9.11 Beheer van naaldbos

Naaldbos op relatief voedselrijke bodems, waar van nature loofbos thuis hoort, kan het beste omgevormd worden tot natuurlijk loofbos (zie § 10.1). Alleen op voedselarme tot zeer voedselarme zandgronden is meer natuurlijk dennenbos aanwezig. Het beheer van Korstmos-Dennenbos, Kussentjesmos-Dennenbos en Kraaihei-Dennenbos wordt in deel 5 'Bosgemeenschappen' besproken.

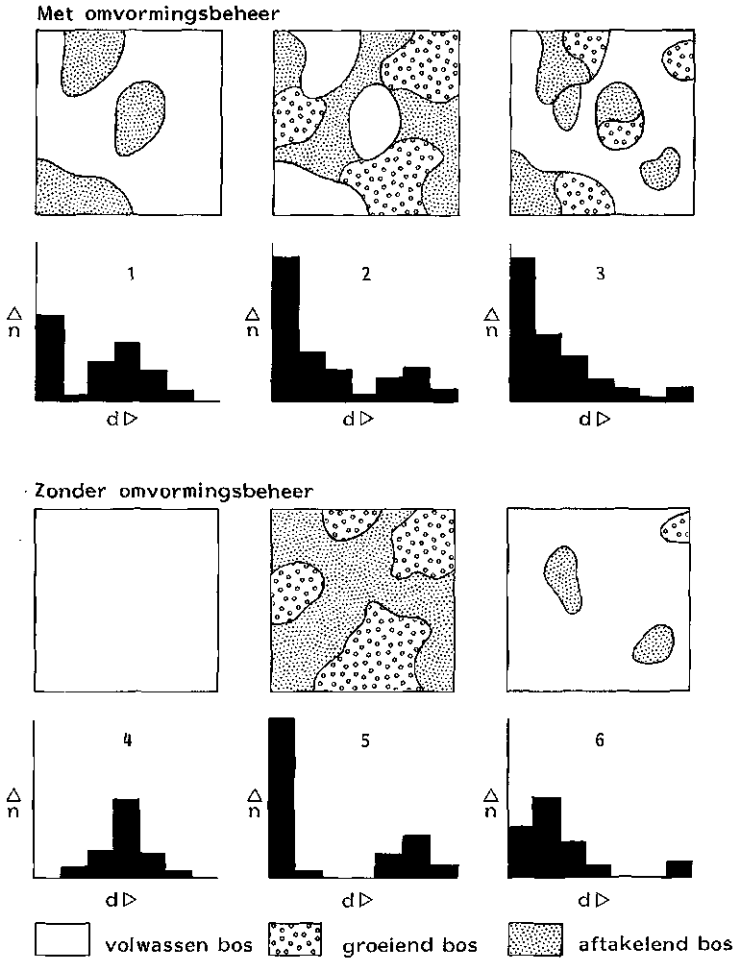
10 Omvorming en ontstaan van bos

10.1 Omvorming van cultuurbos

Voor opgaand cultuurbos, hakhout en griend is het niet zo goed plotseling niets doen als beheersmaatregel te kiezen. Wanneer dergelijke bossen opgroeien zonder omvormingsbeheer van de mens, ontstaan er bossen met bomen van voornamelijk dezelfde leeftijd die zeer dicht op elkaar staan. De struik- en kruidlaag kan dan sterk achteruitgaan en op den duur treedt zelfdunning op. Hoewel door niets doen en zelfdunning veelal een meer gevarieerd bos ontstaat dan wanneer er homogeen gedund wordt, blijft er uiteindelijk toch een bos over met bomen van gelijke leeftijd. Wanneer een dergelijk bos zich aan het eind van de fysiologische leeftijd bevindt, zal binnen een bosbouwkundig gezien relatief korte tijd (enige tientallen jaren) het gehele bos een vervalfase doormaken, waarna weer nieuw bos ontstaat. Voor de herstelsuccessie zijn grote fluctuaties en onderbrekingen van het bosklimaat theoretisch een vertragende factor. Verder bestaat in een aantal gevallen, vooral bij grootschalige aftakeling, het gevaar van verruiging door o.a. adelaarsvaren. Dergelijke kruidenstadia kunnen tenminste enkele decennia duren en de verjonging van bomen belemmeren (Koop & Hilgen, 1987). In beperkte omvang kan dat bijdragen aan de ruimtelijke differentiatie, maar die zal over grote oppervlakten – zeker bij een beperkte terreinomvang – niet altijd wenselijk zijn (Koop, 1986).

Van nature zal een zekere spreiding in het aftakelingsproces optreden waardoor de volgende bomengeneratie minder uniform en gelijkjarig zal zijn dan daarvoor. Deze spreiding zal overigens groter zijn wanneer het abiotische milieu en de boomlaag meer gevarieerd zijn. De weer hierop volgende generatie zal ook weer meer variatie vertonen (Koop, 1983, 1986; figuur 41).

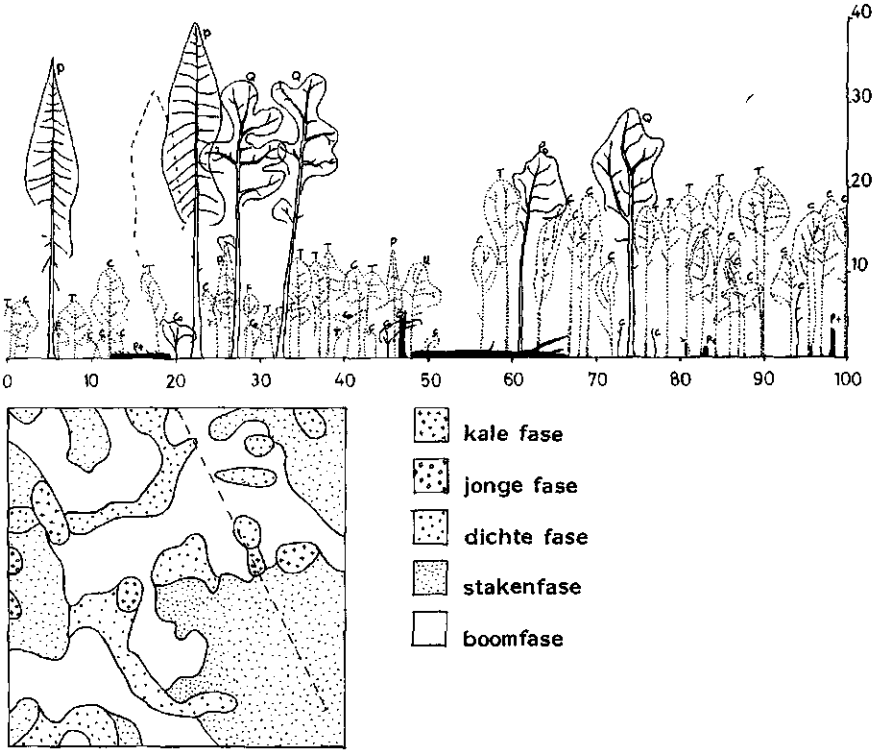
De tijd die nodig is om op deze weg van niets doen tot een gevarieerd bos te geraken, hangt sterk af van het bostype en de dominerende boomsoorten. Zo kunnen in bossen van meer dynamische milieus, o.a. rivierbegeleidende bossen, al na 100 jaar van spontane ontwikkeling gevarieerde oerwoudachtige situaties ontstaan, zoals het geval was in een natuurlijk Essen-Iepenbos langs de Rijn in de Elzas (Vandeursen & Wisse, 1985). Het Schietwilgenbos dat aan het huidige Essen-Iepenbos voorafging, had zich naar schatting 150–200 jaar geleden geves-



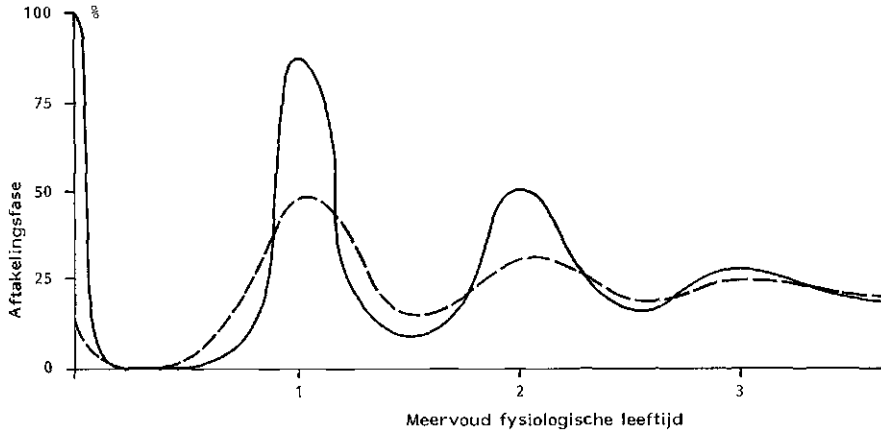
Figuur 41. Theoretische ontwikkeling van een bosmozaïek en een diameterverdeling uit een homogeen cultuurbos met (boven) en zonder (onder) omvormingsbeheer. Het interval tussen de eerste en laatste momentopname bedraagt één fysiologische leeftijd van de desbetreffende boomsoort. De tweede momentopname geeft de spontane tijdelijke aftakelingsfase met grote structuurdifferentiatie, die zonder omvormingsbeheer opnieuw overgaat in een relatief homogene bosstructuur (momentopname 3). De door de aftakelingsfase veroorzaakte verjongingsgolven 'schuiven' van links naar rechts door het diameterfrequentiediagram. n = aantal bomen, d = diameter bomen. (Koop, 1986)

tigd. In een bosgedeelte van Bialowieza (Polen) bleek daarentegen na 200 jaar natuurlijke ontwikkeling na een kap, de leeftijdsopbouw nog duidelijk uniformer te zijn dan die van het omringende oerbos (Linden-Haagbeukenbos; Koop, 1986; figuur 42). In het Wintereiken- en Parelgras-Beukenbos van Fontainebleau (Frankrijk) had een kaalkap uit de 14e eeuw in 1989 – na zeshonderd jaar spontane ontwikkeling – nog een duidelijk effect op de leeftijdsopbouw en de verjongingsprocessen van het beukenbos (Koop, 1989). De omlooptijd van de beuk ter plekke is ongeveer 300 jaar, zodat pas twee 'aftakelingsgolven' hebben plaatsgevonden en de derde generatie beuken in ontwikkeling is.

In onze meeste bossen, waar van nature eiken of beuken domineren, zal pas op de zeer lange duur uit een uniform cultuurbos bij een beheer van niets doen



Figuur 42. Plattegrond en zijaanzicht (volgens de onderbroken lijn in de plattegrond) van een hectare bos in het strikte bosreservaat van Bialowieza (Derkman & Koop, 1977). De homogene structuureenheid rechts beneden in de plattegrond en in de rechterhelft van het zijaanzicht strekt zich daarop aansluitend over meer hectaren uit. Ze is het gevolg van een kaalkap die daar ruim 200 jaar geleden heeft plaatsgevonden. (Koop, 1986)



Figuur 43. Theoretisch verloop van het oppervlaktepercentage van de aftakelingsfase in een meer (getrokken lijn) en minder (gebroken lijn) homogeen cultuurbos bij 'niets doen' zonder omvormingsbeheer. De tijdschaal bestaat uit veelvouden van de fysiologische leeftijd van de betreffende boomsoort. (Koop, 1986)

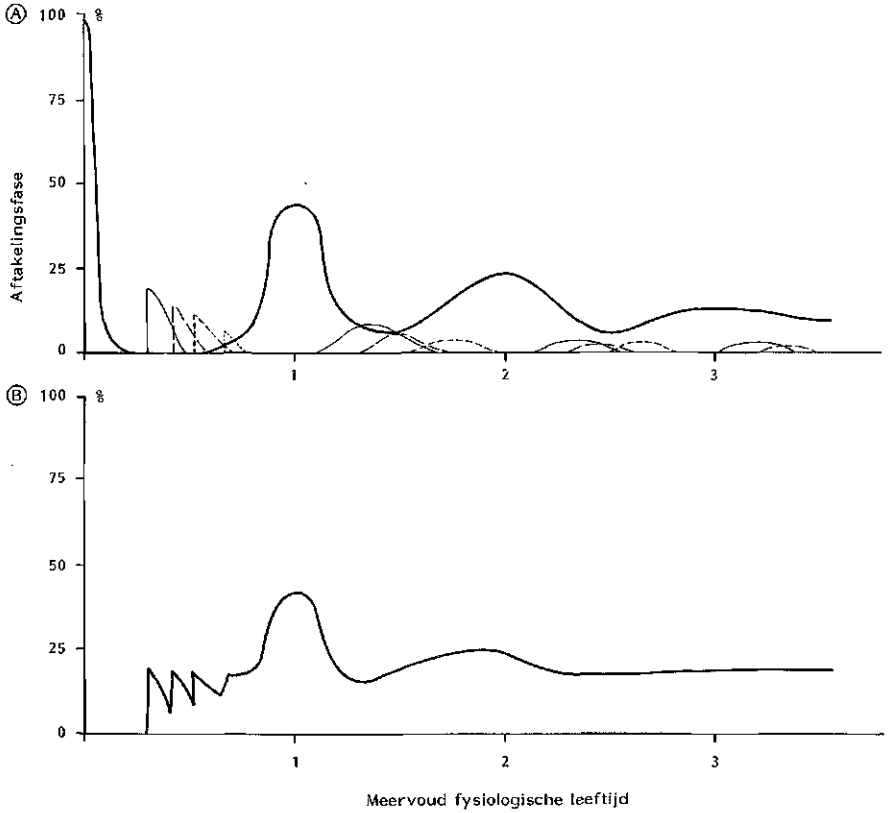
een rijk gedifferentieerd natuurbos ontstaan. Daarbij moeten we zeker denken aan een periode van ongeveer driemaal de fysiologische leeftijd van de dominerende boomsoort. In voornoemde situatie waarin de beuk domineert komt dit neer op 900 jaar. Dan pas zal er een grote spreiding in leeftijden en daarmee een demping van de aftakelingsgolven (figuur 43) optreden, en ontstaan er rijk gedifferentieerde structuren die we van oerbossen kennen (zie § 2.5). Dit dus zeer veel tijd vergende proces kan men bekorten door gedurende de eerste omloopperiode een omvormingsbeheer uit te voeren. Op diverse plaatsen in ons land is daarmee al een begin gemaakt (Lichthart et al., 1983; Boer & Wijnstok, 1985; Van der Lans & Poortinga, 1986; Verschoor, 1988; Platje, 1988). Een geschikte maatregel hiervoor is variabel dunnen en lichten (zie § 6.3). Daardoor ontstaan er van plaats tot plaats verschillen in stammendichtheid en open plekken. Deze plekken (meer kleine dan grote) dienen te variëren van 20–50 m diameter, ongeveer een tot tweeënhalf maal de boomhoogte zoals in Europese oerbosrestanten wordt aangetroffen (zie § 2.5). Voor de omvormingsperiode kunnen we de oppervlakte aan open plekken op 10–15 % stellen, welk percentage ook in natuurbossen wordt aangetroffen.

Het percentage aan open plekken en de oppervlakte daarvan mogen groter zijn wanneer men een voormalig produktiebos wil omvormen tot een complex natuurgebied met naast bos ook andere vegetatietypen, bij voorbeeld door middel van extensieve begrazing.

Bij de omvorming tot natuurbos zijn twee uitgangssituaties en behandelingstypen te onderscheiden:

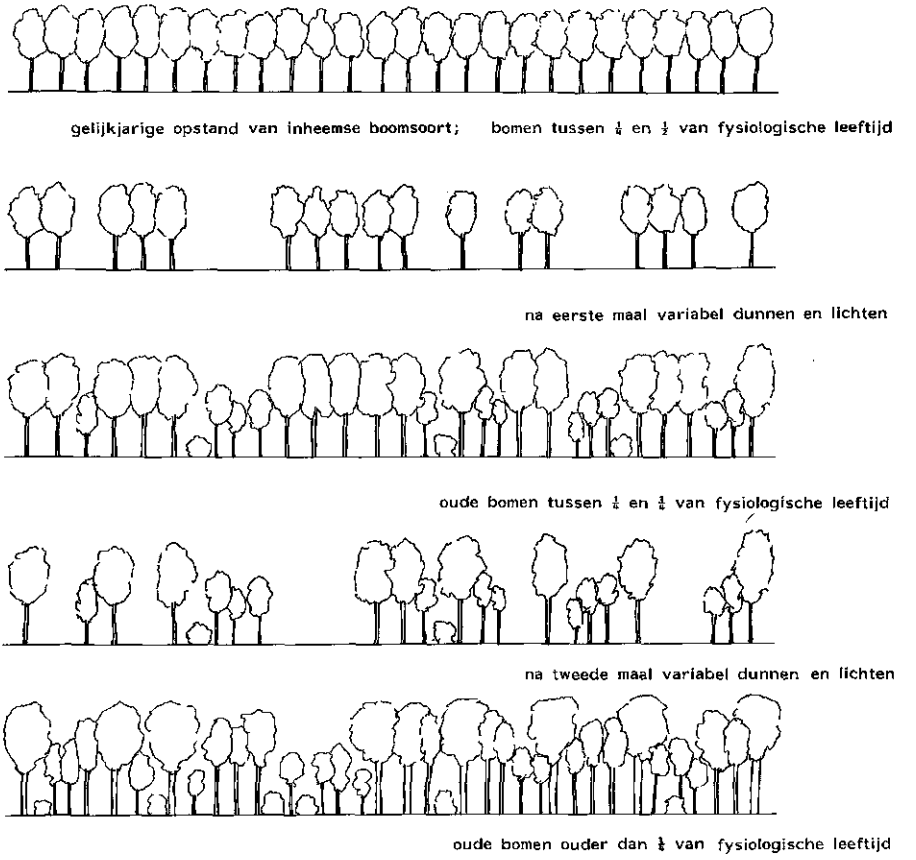
1. Cultuurbossen van ter plaatse thuishorende boomsoort. In de eerste situatie betreft het meestal gelijkjarige monocultures van eik of beuk. Hier heeft de omvorming tot doel meer structuurverschillen aan te brengen, waardoor tevens de soortenrijkdom kan toenemen. Als maatregel lijken twee tot vier variabele dunningen en lichtingen in de periode tussen een kwart en driekwart van de fysiologische leeftijd van de boomsoort voldoende (figuren 44 en 45). Voor de beuk is de fysiologische leeftijd in veel Nederlandse bossen ongeveer 200 jaar en komt dit neer op de periode tussen 50–150 jaar. Nabij of tijdens de aftakelings- en verjongingsfase is er al zoveel dynamiek in het bos, dat dunningsmaatregelen beter achterwege gelaten kunnen worden. Bij deze variabele dunningen en lichtingen dient in principe niet geselecteerd te worden op stamvorm of fijnbetaktheid. Deze selectie moet aan de natuur worden overgelaten. Aan het eind van de omvormingsperiode dient nog ca. 50 % van de totale kroonsluiting door oude bomen uit de beginperiode te worden uitgemaakt. Dit in overeenstemming met natuurbossen, waar ruim 50 % van het bos uit een boomfase bestaat.

2. Cultuurbossen van exoten. In de tweede situatie betreft het meestal gelijkjarige monoculturen van niet ter plaatse thuishorende boomsoorten zoals Amerikaanse eik en veel soorten naaldbomen. Hier moet naast de structuur ook de samenstelling van de boomlaag worden omgevormd. De omvorming is hier dus veel ingrijpender dan bij ter plaatse thuishorende boomsoorten en kan ook sneller plaatsvinden. Bij de variabele dunningen en lichtingen dient men in eerste instantie de exoten weg te nemen. Een snelle omvorming door middel van kaalkap is op zijn plaats in situaties waar exoten zich spontaan verjongen en de ontwikkeling naar natuurbos belemmeren of vertragen (zie § 6.8). Waar geen of slechts zeer weinig spontane verjonging van de exotische soort voorkomt, is een langzamere omvorming aan te bevelen zoals onder 1 is beschreven en is het zinvol om een deel van de exoten te laten staan en een natuurlijke dood te laten sterven. Maar het percentage dat de oude bomen aan het eind van de omvormingsperiode nog van de totale kroonsluiting uitmaken, kan lager zijn dan de 50 % in bovenvermelde situatie, bij voorbeeld 25 %. Daarom kan het aantal variabele dunningen en lichtingen hier iets hoger zijn dan hierboven onder 1 vermeld, namelijk twee tot vijf. Een snelle omvorming van een exotenbos (bij voorbeeld door kaalkap) heeft tot gevolg dat het nieuwe bos van natuurlijke samenstelling relatief weinig spreiding in de leeftijd van de bomen heeft. Door enkele variabele dunningen en lichtingen op de hiervoor vermelde wijze wordt dan een meer gevarieerde structuur bereikt.



Figuur 44. Theoretisch verloop van het oppervlaktepercentage van de aftakelingsfase na vroegtijdige imitatie van aftakelings- en verjongingsfasen door omvormingsbeheer.
A. Omvang en effect van de afzonderlijke beheersingrepen zijn met verschillende dunne lijnen aangegeven, het verloop van de spontane aftakelingsprocessen in het resterende, niet behandelde bos met een dikke lijn.
B. Het gesommeerde effect van het omvormingsbeheer en de spontane aftakelingsprocessen.
De tijdschaal bestaat uit een meervoud van de fysiologische leeftijd van de desbetreffende boomsoort. (Koop, 1986)

Door een goed uitgevoerd omvormingsbeheer bereikt men dat er ruimtelijk meer variatie in leeftijdsopbouw en daardoor meer variatie in de boslevensgemeenschap ontstaat en dat als gevolg daarvan de aftakelingsfasen kleinschaliger en zowel ruimtelijk als in de tijd meer gespreid plaatsvinden. Een omvormingsbeheer is het noodzakelijkst in eenvormige opstanden. In structureel meer gevarieerde bossen van een meer natuurlijke samenstelling kan een omvormings-



Figuur 45. Omvorming van eenvormige gelijkjarige cultuurbossen tot gevarieerde natuurbossen door middel van variabel dunnen en lichten.

beheer beperkt ofwel achterwege blijven. Bij het omvormingsbeheer in dergelijke situaties kan de oppervlakte aan open plekken geringer en de duur van de omvormingsperiode korter zijn.

Het hier behandelde omvormingsbeheer vloeit voort uit het inzicht, dat in natuurlijke bossen de mozaïekstructuur, aftakelings- en verjongingsprocessen kleinschalig zijn (zie § 2.5). In de literatuur heb ik geen aanwijzingen kunnen vinden dat er in bossen een natuurlijke tendentie naar grootschalige structuren en processen is, behalve in het geval van extreme exogene factoren die periodiek de bosontwikkeling remmen of onderbreken. Dit kunnen periodieke zware stormen (o.a. hurricanes) en bosbranden zijn of lava- en modderstromen en asregens in vulkanische gebieden (Whitmore, 1982). Dergelijke voorbeelden zijn uit Ame-

Oud bos van grove den met veel opslag van loofbomen. Hier vindt al vanzelf omvorming plaats van naaldbos naar loofbos die door enkele variabele dunningen en lichtingen verder gestimuleerd kan worden.

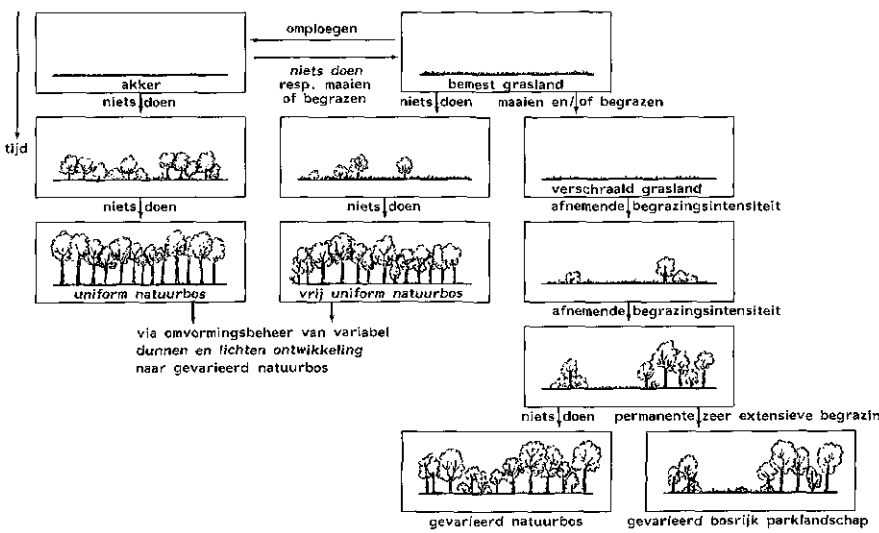
rika bekend. In West-Europa hebben wij niet met zulke factoren te maken. De periodieke zware stormschades hebben bij ons vooral betrekking op eenvormig cultuurbos, vooral als ook nog de bodem is bewerkt.

Een bijkomend voordeel van het hier beschreven omvormingsbeheer is, dat kleinschalige bosstructuren het bos stabieler maken tegen stormen (Ford, 1981; Brünig, 1981). Ook is een omvormingsbeheer belangrijk wanneer begrazing wordt toegepast als beheersmaatregel; uniforme cultuurbossen zijn daarvoor minder geschikt (Drenth & Oosterbaan, 1984).

Een nadeel van de voorgestelde omvormingsmaatregelen zou kunnen zijn dat ze zich lenen voor misbruik, bij voorbeeld wanneer onder de dekmantel van omvormingsbeheer te lang en/of te veel wordt ingegrepen in bossen die de bestemming natuurbos hebben. Wanneer dit gevaar reëel is, kan men desnoods volstaan met één variabele dunning en lichting gevolgd door niets doen, bij voorbeeld in de situatie van een relatief uniform bos dat strikt reservaat wordt.

10.2 Ontstaan uit akker, grasland en heide

Op verreweg de meeste gronden in ons land en elders in Noordwest-Europa is een sterke tendentie naar bosontwikkeling zodra de mens allerlei activiteiten staakt (Van Leeuwen et al., 1973; Ekstam & Sjögren, 1973; Slagt, 1981; Schmidt, 1983; Vermeer, 1984; Wiegers, 1985; Van der Meulen & Wanders, 1985; Vissers & Verhoek, 1987). Ook op drooggevallen gronden, zoals in de IJsselmeerpolders, treedt spontane bosvorming op (Coo, 1981; Groenhuis, 1983). Wel gaat de bosontwikkeling in het ene milieutype sneller dan in het andere. Op braakliggende akkers op leem- of lössgrond treedt gewoonlijk een zeer snelle bosvorming op, vooral als er bos of bosresten in de nabije omgeving liggen. In niet meer gemaaid grasland op dezelfde gronden gaat de bosvorming gewoonlijk al veel geleidelijker (figuur 46). In heiden is bosontwikkeling ook in de regel een langzaam verlopend proces. Van de 47 500 ha 'nieuwe' bossen is sinds 'De Nederlandse bosstatistiek' (CBS/SBB, 1971) minimaal 18 700 ha ontstaan als gevolg van spontane opslag! (Daamen & Ritskes, 1987). Voor een belangrijk deel betreft dit opgeslagen berkenbossen op voormalige heidegronden.



Figuur 46. Snelle spontane bosvorming op braakliggende akkers en graslanden bij een beheer van niets doen (links). Dit resulteert uiteindelijk in een (vrij) uniform natuurbos met weinig spreiding in leeftijd van de bomen. Om een gevarieerd natuurbos te verkrijgen is vervolgens een omvormingsbeheer nodig. Via een geleidelijk afnemende begrazingsintensiteit (rechts) vindt een in tijd en ruimte gespreide bosontwikkeling plaats die tot een veel gevarieerder eindresultaat leidt.

Langzame bosvormingsprocessen zullen tot een bos leiden met een meer gevarieerde leeftijdsopbouw van de bomen en mede daardoor meer variatie in bosstructuur. Dergelijke langzame processen verdienen dan ook de voorkeur. In het geval van braakliggende akkers met een snelle spontane bosvorming is het dan ook beter om het proces plaatselijk te vertragen. Dit kan door gedeelten van de akker voorlopig te maaien, waardoor zich spontaan een grasland ontwikkelt.

In plaats van maaien kan ook een begrazingsbeheer worden ingesteld (figuur 46). Mede afhankelijk van de oppervlakte en de variatie in het milieu kan dit seizoenbegrazing of permanente begrazing zijn. Men kan de te maaien oppervlakte geleidelijk verminderen of de begrazingsintensiteit laten afnemen. Begrazing is waarschijnlijk de beste methode voor spontane bosvorming. Bij voorkeur dient men daarbij van grote oppervlakten uit te gaan, zeker bij permanente begrazing. Afhankelijk van de uitgangssituatie wordt dan begonnen met een intensieve, normale of extensieve begrazing. Op voormalige akkers en bemeste graslanden kan men het beste beginnen met een vrij intensieve begrazing; op akkers verdient het aanbeveling eerst nog een jaar maïs te verbouwen zonder bemesting om de bodem wat minder voedselrijk te maken. Op schraallanden en heiden kan meteen met extensieve begrazing begonnen worden. De begrazingsintensiteit dient nu zeer geleidelijk af te nemen totdat een voldoende oppervlakte aan bos en/of struweel bereikt is. Men moet zich hierbij een tijdsduur voorstellen van zeker enige tientallen jaren, zulks afhankelijk van het uitgangsmilieu en de begrazingsintensiteit. Door middel van zeer extensieve begrazing kan deze situatie zich dan verder ontwikkelen. Men kan ook de begrazing uiteindelijk geheel stopzetten. Ter verkrijging van meer variatie aan en in de levensgemeenschappen is het eerste aan te bevelen (zie § 5.2).

Indien de bosvorming door een zeer langzaam afnemende begrazingsintensiteit over een langere tijd (50–100 jaar) gespreid is, kan er een dusdanige variatie in het bos en spreiding in de leeftijd van de bomen ontstaan zijn, dat variabele dunningen en lichtingen niet nodig zijn. In situaties van een snelle bosvorming, bij voorbeeld op braakliggende akkers, zijn mettertijd variabele dunningen en lichtingen aan te bevelen of nodig, zoals bij de omvorming van cultuurbos tot natuurbos.

Wanneer men om andere dan pure natuurbehoudsredenen een snelle spontane bosvorming wil verkrijgen, kan omploegen van grasland, of een deel daarvan, een goede methode zijn. Verder is er een scala van mogelijkheden tussen geheel spontane bosvorming en aangeplant bos, al of niet onder een begrazingsbeheer. Zo kan men voor een snelle bosvorming plaatselijk bos aanplanten, waarna verder spontane bosvorming plaatsvindt. Vooral wanneer een gebied ver van bossen verwijderd is, kan aanplant van potentiële zaadbomen belangrijk zijn. Bij de

Waar niet meer gemaaid, beweid of beakkerd wordt vindt op de meeste gronden in ons land een ontwikkeling plaats naar bos.

aanleg van seminatuurlijk bos (bos met een gemengde doelstelling) op voormalige landbouwgronden is het aan te bevelen om naast aanplant een deel van de oppervlakte te reserveren voor spontane ontwikkelingen.

Bos op voormalige landbouwgronden zal van een voedselrijker type zijn dan dat er oorspronkelijk op deze gronden voorkwam, ook al wordt er vooraf verschraald door maïs te verbouwen zonder bemesting. In de loop van de tijd kan de voedselrijkdom afnemen door uitspoeling en vastlegging van mineralen in de biomassa, al moet ook rekening gehouden worden met voedselverrijking door de atmosferische depositie. Verder is gebleken dat op voedselrijke bodem onder bomen met moeilijk verteerbaar blad (eik, beuk) een minder nitrofiele ondergroei optreedt dan onder bomen met snel verteerbaar blad (o.a. populier). Hierbij wordt zowel gedacht aan vastlegging van nutriënten in moeilijk verteerbaar strooisel als aan de dichtere beschaduwing (vooral bij beuk) die mineralisatie vertraagt. Bij bebossingen dient men dan ook aandacht aan o.a. de beuk te schenken als die in dat milieu thuishoort.

Bosvorming op heidevelden is niet aan te bevelen. In het kader van het natuurbeheer is er meer behoefte aan het omgekeerde proces: bossen (vooral naaldbossen op onbemeste voedselarme bodem) omvormen tot heide. Wanneer bosvor-

ming op heidevelden toch noodzakelijk is, wordt dit het beste bereikt via permanente, zeer extensieve begrazing. Deze bosvorming vindt vooral plaats in grazige of vergrassende situaties met pijpestrootje of schapegras en is vaak het sterkst langs bosranden (Maas, 1975). Ook brand kan bosvorming bespoedigen (Gimingham, 1978), maar wordt daarvoor niet aanbevolen vanwege de negatieve effecten op de levensgemeenschappen.

Bij het laten ontstaan van nieuwe ooibossen in de uiterwaarden (Overmars, 1986) is het niet zeker of dit middels extensieve begrazing kan plaatsvinden. Indien de natuurlijke tendentie tot bosvorming gering is, is plaatselijk niets doen een betere maatregel. Betreffende de botanische kwaliteiten van toekomstige ooibossen binnen het overstromingsbereik van het rivierwater (vooral tijdens de zomer) moet men zich geen grote illusies maken. Ten gevolge van de sterke verontreiniging van het rivierwater met o.a. voedingsstoffen zal een soortenarme en ruige ondergroei ontstaan met o.a. veel grote brandnetel.

Bij het ontstaan of de aanleg van nieuwe bossen is de nabijheid van bestaande, vooral oudere bossen van belang voor de levensgemeenschap in ontwikkeling, zowel voor planten als dieren (Van den Wijngaard, 1980; Van Vliet, 1982; Opdam, 1983, 1984; Opdam et al., 1985).

11 Beheer van bossen met gemengde doelstelling

11.1 Inleiding

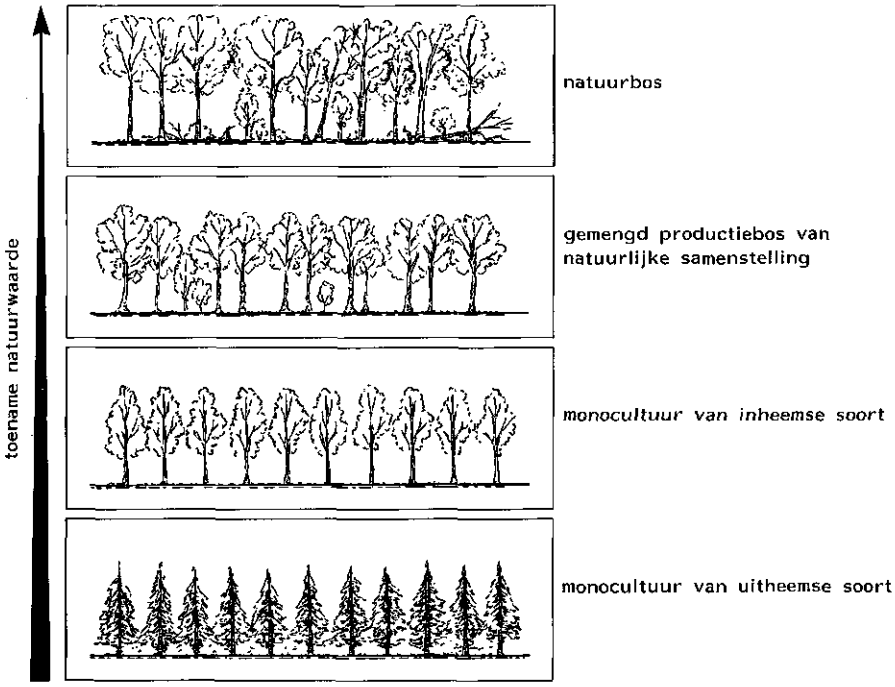
De meeste bossen in Nederland hebben een gemengde doelstelling en moeten zowel de houtproduktie, het natuurbehoud als de recreatie dienen. In het 'Meerjarenplan bosbouw' (Ministerie van Landbouw en Visserij, 1984) behoren de veelzijdige bosdoeltypen (typen 1–22) tot deze categorie. 'Veelzijdig' duidt dus op de diverse functies die het bos moet vervullen en slaat niet op het uiterlijk en de samenstelling van het bos. In het algemeen zullen deze veelzijdige bossen door grofschaliger kap en verjonging en vanwege de samenstelling uniformer zijn dan de bossen met als hoofddoelstelling natuurbehoud.

Voor het beheer van bossen waarvan houtproduktie een belangrijke functie is staan diverse methoden ter beschikking die in handboeken op dit gebied nader beschreven worden (Houtzagers, 1956; Mayer, 1977; Leibundgut, 1978; Van Miegroet, 1976; Schütz & Van Tol, 1981). Die methoden gaan van min of meer natuurlijk (aansluiten bij de natuurlijke samenstelling van het bos, kleinschalige kap) naar sterk cultuurlijk (exotische boomsoorten, grofschalige kap), met daartussen allerlei overgangen. De bosbeheerder heeft dus een ruime keuze aan mogelijkheden die verder van diverse factoren afhangen zoals bodem, grondwaterstand en economische overwegingen.

Voor deze categorie bossen worden hierna de diverse ingrepen aangegeven: van gunstig naar ongunstig gezien vanuit het natuurbehoud.

11.2 Gemengd bos versus monocultuur

De natuurwaarde van bossen wordt minder naarmate het huidige bos sterker afwijkt van hetgeen er van nature, o.a. wat boomsoortensamenstelling betreft, thuishoort (figuur 47). Op de meeste plaatsen is dat een gemengd bos, zoals nader wordt beschreven in deel 5 'Bosgemeenschappen'. In zulke situaties verdient gemengd bos van natuurlijke samenstelling de voorkeur boven monocultuur (Kjirby, 1987). Daarnaast zijn er natuurlijke situaties waarin maar een boomsoort voorkomt en dan heeft die uiteraard de voorkeur. Bij gebruik van afwijkende boomsoorten verdient menging, vooral met inheemse boomsoorten



Figuur 47. Toename van de natuurwaarde van bossen, die optreedt naarmate deze bossen een meer natuurlijke samenstelling, en een grotere variatie in leeftijdsopbouw en structuur hebben.

de voorkeur boven monocultuur. Zo vergroot de aanwezigheid van loofbomen in naaldbos de vogelrijkdom in aanzienlijke mate (Dekker et al., 1982).

Het spreekt vanzelf dat een monocultuur van een ter plaatse thuishorende soort beter is dan een menging van deze soort met een exoot. Zo is puur zomereik beter dan een menging van bij voorbeeld zomereik met fijnspar.

In het algemeen wordt aangenomen dat de kans op planteziekten en insektenplagen – vooral in epidemische vormen – lager is bij gemengd bos dan bij monocultures (Odum, 1971; Vink, 1971; Schütz & Van Tol, 1981; Kuper, 1987). Op veel groeiplaatsen is een zekere menging zonder veel beheersproblemen mogelijk (SBB, 1987b). Overigens is de laatste jaren het areaal gemengd bos in ons land toegenomen, vooral in de loofbossen (Ritskes & Bunschoten, 1987), met uitzondering van populierenbossen.

Loofbomen (beuken) tussen het sparrenbos links en oud grove-dennenbos rechts verhogen de natuurwaarde, zoals in het Amerongse Bos.

11.3 Keuze van boomsoorten

Het is het beste om boomsoorten te gebruiken die ter plekke thuishoren. Op veel plaatsen in ons land zijn dat beuk, zomer- en wintereik. De natuurlijke boomsoortensamenstelling is af te leiden uit de ondergroei. Met behulp van deel 5 'Bosgemeenschappen' kan men vanuit deze ondergroei het bostype bepalen. Bij ieder bostype staan de boomsoorten vermeld die daar van nature thuishoren. Een duidelijke aanwijzing geeft ook de spontane boomopslag.

De aanplant van inheemse soorten is te prefereren boven die van uitheemse, ook als men bij de eerste afwijkt van de ter plaatse thuishorende soortensamenstelling. Een goede groeiplaatskartering op grond van bodem en vegetatie is aan te bevelen. Als legenda-eenheden voor een vegetatiekaart kan men het beste de bosgemeenschappen van deel 5 'Bosgemeenschappen' nemen; dat geeft meteen de koppeling naar de meest geschikte boomsoorten.

Bij de loofbomen krijgen de Canadapopulieren een steeds grotere plaats toebedeeld, hetgeen vaak ten koste gaat van het Eiken-Haagbeukenbos en het Vogelkers-Essenbos. Zeker in bossen met een hoge natuurwaarde is aanplant van

de ter plaatse thuishorende boomsoorten verre te prefereren boven de Canadapopulieren.

Bij de toepassing van naaldbomen neemt de natuurwaarde van de kruidlaag af in de volgorde: grove den – Oostenrijkse en Corsicaanse den – lariks – douglas – fijnspar – zilverden en overige soorten. Hierbij speelt de beschaduwing een belangrijke rol. Verder zijn de naaldbossen minder bestand tegen stormen en ziekten.

11.4 Ruimtelijke variatie aan opstanden

Het voorkomen over grote oppervlakten van een zelfde bostype, bij voorbeeld sparrenbos, is veel minder gunstig dan wanneer er een ruimtelijke afwisseling is met percelen van andere samenstelling (figuur 48). Vooral wanneer het eenvormige produktiebos sterk domineert, kan de variatie van een boscomplex aanzienlijk toenemen als plaatselijk een wat natuurlijker ontwikkeling toegelaten wordt. Dit kan door het aanwijzen en blijvend verzorgen van toekomstbomen, waarbij het bos verder grotendeels aan spontane ontwikkeling overgelaten wordt (Klingen & Sevenster, 1983). Wanneer in een bos verschillende groeiplaatsen aanwezig zijn kan de variatie ook vergroot worden door de keuze van de boomsoorten aan de groeiplaatsen aan te passen (en niet omgekeerd!).

Een relatief kleinschalige afwisseling van opstanden bevordert de soortenrijkdom en dichtheid van broedvogels (Philippona et al., 1983). Wanneer op deze wijze loofbos en naaldbos van verschillende leeftijden, hakhout en kapvlakte

	GROVE DEN 60-80 jaar	BEUK 70-130 jaar	EIK 70-120 jaar	EIK 100 jaar
Type	Matig oud Dennenbos met of zonder loofopslag	Middel-oud Beukenbos	Middel-oud Eikenbos homogeen, weinig struiken	Middel-oud Eikenbos Heterogeen, met struiken en Berk
Aantal percelen	11	3	4	1
Oppervlakte (ha)	118,5	31,5	57	12,5
Aantal soorten (S)	13- 20	5 - 20	6 - 15	26
Dichtheid				
holenbroeders	56-184	67 -321	116 - 277	347
kroonbroeders	63- 94	31 - 68	15 - 101	80
struikbroeders	17-108	0 - 10	0 - 13	48
grondbroeders	35-159	0 - 15	31 - 38	160
Totale dichtheid (p/100ha)	219-420	117 -409	162 - 429	627

Figuur 48. Enkele vogelgegevens van bossen waarin verschillende boomsoorten domineren. (Philippona et al., 1983, deels naar Janse & Kessler, 1981)

Ruimtelijke variatie aan opstanden bevordert de soortenrijkdom. Op de achtergrond opgaand eikenbos en daarvoor essehakhout. Opname van het landgoed Zuylestein bij Amerongen.

met elkaar afwisselen, ontstaan allerlei randeffecten. Diverse vogelsoorten, zoals tjiftjaf, zwartkop, staartmees en merel leven vooral op overgangen van dichte naar open en van lage naar hoge begroeiingen. Juist deze soorten worden in kleinschalig aangeplante bossen bevoordeeld, maar dit gaat vermoedelijk ten koste van soorten van grote oude aaneengesloten boscomplexen.

Wanneer open plekken in een bos niet alle direct weer ingeplant worden, vergroot dat de natuurwaarde van het bos; mede daarom is natuurlijke of spontane verjonging te prefereren. Bovendien is inboeten economisch vaak niet rendabel.

11.5 Variatie in structuur binnen opstanden

Variatie in structuur binnen de opstanden, vooral als die kleinschalig is, verhoogt aanzienlijk de natuurwaarde (figuur 48) en de stabiliteit van het bos tegen catastrofes (Ford, 1981). De variatie in structuur hangt nauw samen met de omlooptijden, de leeftijdsopbouw en met de wijze van kappen.

Omlooptijden
Oud bos is veel waardevoller dan jong bos, o.a. uit het oogpunt van vogelrijkdom (Opdam, 1983). In natuurtechnisch opzicht zijn daarom lange omlooptijden beter dan korte. De omlooptijden hangen samen met de gebruikte boomsoorten. Mede daarom is bij voorbeeld de omvorming van naaldbos of populierenbos tot eikenbos met een lange omlooptijd gunstig, de omgekeerde volgorde ongunstig. Verlenging van de omlooptijd houdt ook in dat er gemiddeld jaarlijks minder in een boscomplex verjongd hoeft te worden en dat daardoor minder menselijk ingrijpen in het bos nodig is. Zeer korte omlooptijden zijn uiterst ongunstig voor het bos als levensgemeenschap, zowel voor de flora (Londo, 1982) als voor de fauna (Bink, 1982; De Molenaar, 1982; Opdam, 1982).

Leeftijdsopbouw
Een bos met een gevarieerde leeftijdsopbouw van het bomenbestand heeft een grotere natuurwaarde en ook een grotere stabiliteit dan een bos waarin alle bomen even oud zijn.

Dunnen
Een geleidelijke maar frequente dunning is gunstiger dan minder frequente maar sterkere dunning. Vanuit het natuurbehoud gezien, is vaak maar weinig dunnen per keer dus het beste.

Klein- en grootschalige kap
Kleinschalige kap is beter dan grootschalige kap. Uitkap en groepenkap (zie § 6.4) zijn in natuurtechnisch opzicht het beste. Ook maken kleinschalige bosstructuren het bos beter bestand tegen stormen (Ford, 1981; Brünig, 1981) en zijn kleinschalige teeltsystemen ook voor de houtproduktie van belang (Van Baren & Hilgen, 1984). Kleinschalige kapmethoden verdienen meer bij de veelzijdige bosdoeltypen toegepast te worden dan in het 'Meerjarenplan bosbouw' (Ministerie van Landbouw en Visserij, 1984) staat aangegeven; slechts in vier gevallen, bij de typen 1, 2, 13 en 19, wordt uitkap of individuele verjonging als een mogelijkheid naast andere kapregimes gegeven.

Daarna verdienen zoomkap, strooksgewijze kap en schermkap de voorkeur boven kaalkap waarbij het bosmilieu geheel vernietigd wordt. Het is beter de stroken- of coulissenkap niet rechtlijnig maar zwak slingerend toe te passen. Hierdoor ontstaat meer milieudifferentiatie via o.a. het microklimaat, het bos wordt minder doorzichtig, er is meer dekking voor wild en het geeft een natuurlijker aanzien hetgeen ook de recreatieve waarde ten goede komt. Bij zoom- en strokenkap moet men rekening houden met de zon-expositie en met de heersende windrichting (Schütz & Van Tol, 1981).

11.6 Wijze van uitslepen

Het uitslepen met paard of met een lier is te prefereren boven het uitslepen met tractoren. Vooral zware machines kunnen de bosbodem flink beschadigen en verdichten, hetgeen nadelige gevolgen heeft voor de kruidlaag.

11.7 Behandeling van kapafval

Tegenwoordig wordt kapafval (twijgen en takken) wel verbrijzeld met de klepelmaaier. Door deze fragmentatie treedt er een versnelde mineralisatie op die vanuit natuurtechnisch oogpunt minder gunstig is. Dit verbrijzelen wordt dan ook afgeraden. Het beste is om het kapafval min of meer op stroken (niet kaarsrecht!) te leggen; dit is beter dan het homogeen over de bosbodem te verspreiden waardoor de kruidlaag overal ongunstig beïnvloed kan worden. In situaties waar bemesting van de grond heeft plaatsgevonden, is afvoer van het kapafval het beste voor de natuurwaarde van het bos.

11.8 Spontane, natuurlijke en kunstmatige verjonging

Spontane verjonging heeft uit het oogpunt van natuurbehoud de voorkeur boven natuurlijke verjonging en aanplant (zie § 6.1). Natuurlijke verjonging is in principe beter dan kunstmatige verjonging door aanplant. In bossen met houtproduktie als hoofddoel is het dikwijls wenselijk om een oppervlakkige bodembewerking toe te passen teneinde voldoende verjonging te verkrijgen. Daarbij ontstaat de vraag of deze manier van natuurlijke verjonging beter is voor het bosmilieu (o.a. voor de kruid- en moslaag) dan het intact laten van de bodem en kunstmatige verjonging door aanplant. Nader onderzoek is in deze gewenst.

Dikwijls wordt ook wel een pleksgewijze oppervlakkige behandeling toegepast, hetgeen beter is dan het bewerken van grotere oppervlakten. Ook het planten dient zodanig plaats te vinden, dat de bodemstructuur zo weinig mogelijk beschadigd wordt.

Bij de sterker door de mens beïnvloede bossen moet men trachten een zodanige structuur van het bos te scheppen dat voor elke boomsoort de juiste omstandigheden voor verjonging aanwezig zijn opdat de gewenste menging en evenwichtige leeftijdsopbouw ontstaat (Hendriks, 1985a).

Vooral bij naaldbomen is er in het verleden nogal eens, houtteeltkundig gezien, minderwaardig materiaal van uitheemse herkomst aangeplant. In dergelijke situaties is vanuit de houtproduktie natuurlijke verjonging van deze bomen ongewenst (Fanta, 1982, 1985b; SBB, 1982b) en kan de oude opstand geheel worden verwijderd. Voor de natuurlijke verjonging, zie § 6.1.

11.9 Begrazing

Zeer extensieve begrazing komt alleen voor bossen met gemengde doelstelling in aanmerking wanneer deze onderdeel uitmaken van een groter gevarieerd gebied waar naast bos ook lage vegetaties (grasland en/of heide) aanwezig zijn. Voor deze maatregel wordt verder naar § 5.2 verwezen.

11.10 Bodembeheer

Bemesting kan de boomgroei stimuleren (Schütz & Van Tol, 1981), maar werd in de jaren zeventig weinig meer toegepast. Aan het eind van de jaren tachtig werd bemesting overwogen en al lokaal toegepast om de vitaliteit van bomen te verbeteren, in verband met de zure regen (zie § 7.4). Bemesting en vergraving of omploegen van het bodemprofiel zijn invloeden die zeer nadelig zijn voor het bos als levensgemeenschap. Vroeger werd diepploegen bij de bosaanleg nogal eens toegepast. Reden was, dat door deze bodemverstoring de mineralisatie van organisch materiaal tijdelijk toeneemt, waardoor meer mineralen voor de plantengroei beschikbaar komen. Omdat de pas geplante boompjes nog zeer klein zijn, kunnen ze hier echter nauwelijks van profiteren. Het gevolg is dat een groot deel van de mineralen wegspoelt en de bodem juist verarmt. Het is beter de boomsoorten aan te passen aan het milieu dan dat het milieu door bemesting wordt aangepast aan de boomsoorten. Meereisende soorten zoals douglas moet men bij voorkeur planten op reeds sterk gestoorde bodem, bij voorbeeld voormalige landbouwgronden, waar ze bovendien sneller groeien.

Daar min of meer intacte bodemprofielen zeldzaam zijn, is het van groot belang ervoor te zorgen dat deze behouden blijven. Het herstel van bodemprofielen, voor zover dat mogelijk is, vergt vele eeuwen. In bossen met relatief hoge grondwaterstanden dient geen ontwatering plaats te vinden en is het aan te raden de natuurlijke hydrologie intact te laten. Plaatselijk betere groei ten gevolge van ontwatering gaat overigens vaak samen met slechtere groei van de bomen in een veel groter gebied eromheen.

Literatuur

Adams, S.N., 1975. Sheep and cattle grazing in forests: a review. Journal of Applied Ecology 12: 143–152.

Ahlén, I., 1975. Forestry and the bird fauna in Sweden. Ornis Fennica 52: 39–44.

Ahlgren, C.E., 1974. Effects of fires on temperate forests: north central United States. In: T.T. Kozlowski & C.A. Ahlgren (eds). Fire and ecosystems. Academic Press, New York. p. 195–223.

Arnolds, E., 1978. Paddestoelen en het beheer van vegetaties. Coolia 21 (4): 124–139.

Ash, J.E. & J.P. Barkham, 1976. Changes and variability in the field layer óf a coppiced woodland in Norfolk, England. Journal of Ecology 64: 697–712.

Askins, R.A., M.J. Philbrick & D.S. Sugeno, 1987. Relationship between the regional abundance of forest and the composition of forest bird communities. Biological Conservation 39: 129–152.

Bakker, J.P., 1978. Het Westerholt III. Resultaten van beheersexperimenten op de vegetatie na vier jaren. De Levende Natuur 81 (6): 262–274.

Bakker, T.W.M., 1981. Nederlandse kustduinen. Geohydrologie. Dissertatie Wageningen. Pudoc, Wageningen. 189 p.

Bakker, T.W.M., J.A. Klijn & F.J. van Zadelhoff, 1979. Duinen en duinvalleien. Pudoc, Wageningen. 201 p.

Ball, D.F. & P.A. Stevens, 1980/1981. The role of 'ancient' woodlands in conserving undisturbed soils in Britain. Biological Conservation 19: 163–176.

Bannink, J.F., H.N. Leys & I.S. Zonneveld, 1973. Vegetatie, groeiplaats en boniteit in Nederlandse naaldhoutbossen. Verslagen van Landbouwkundige Onderzoekingen 800. Pudoc, Wageningen. 188 p.

Baren, B. van & P. Hilgen, 1984. Structuur en dynamiek in La Tillaie, een ongestoord beukenbos in het bosgebied van Fontainebleau. Rapport RIN, Leersum. 117 p.

Barkman, J.J., 1958. Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. Dissertatie Leiden. Van Gorcum, Assen. 628 p.

Barkman, J.J., 1983. De betekenis van dood hout voor mossen en korstmossen. Nederlands Bosbouwtijdschrift 55 (2/3): 65–70.

Barkman, J.J. & S. Groenhuizen, 1965. Een mossenexcursie naar het Neuenburger Urwald. Buxbaumia 19 (1/2): 6–21.

Barkman, J.J., A.E. Jansen & B.W.L. de Vries, 1983. De betekenis van dood hout voor de schimmelflora. Nederlands Bosbouwtijdschrift 55 (2/3): 57–64.

Barkman, J.J. & Ph. Stoutjesdijk, 1987. Mikroklimaat, vegetatie en fauna. Pudoc, Wageningen. 223 p.

Bastiaens, H., 1984. Het Nederlandse bos door zure regen aangetast. Natuur en Milieu 8 (3): 3–9.

Berg, A. van den & J.F. Coeterier, 1980. De waarneming en de waardering van bossen.

Nederlands Bosbouwtijdschrift 52 (10): 263–273.
Berkel, C.J.M., P.F.M. Opdam & C.W. Stortenbeker, 1983. Natuurlijk bos als biotoop voor vogels: suggesties voor beheer. Het Vogeljaar 31 (2): 104–115.
Beusekom, C.F. van, 1983. Dood hout in het beleid. Nederlands Bosbouwtijdschrift 55 (2/3): 136–139.
Bie, S. de, 1987. Draagkracht. In: S. de Bie, W. Joenje & S.E. van Wieren (red.). Begrazing in de natuur. Pudoc, Wageningen. p. 89–105.
Bie, S. de, W. Joenje & S.E. van Wieren (red.), 1987. Begrazing in de natuur. Pudoc, Wageningen. 228 p.
Bink, F.A., 1982. De entomofauna. In: Bosbouw en energie: ecologische aspecten. Nederlands Bosbouwtijdschrift 54: 241–243.
Bink, F.A., G. Dirkse, G. Londo & G. van Wirdum, 1978. Verslag van een studiereis naar Polen in 1977. Rapport RIN, Leersum. 26 p.
Bink, F.A. & J.G. van der Made, 1986a. Dagvlinders en grote herbivoren. Deel 1. Relaties van dagvlinders met voedselbronnen en landschap. De Levende Natuur 87: 130–136.
Bink, F.A. & J.G. van der Made, 1986b. Dagvlinders en grote herbivoren. Deel 2. Invloed van grote herbivoren op voedselbronnen en landschap. De Levende Natuur 87: 168–175.
Blake, J.G. & J.R. Karr, 1984. Species composition of bird communities and the conservation benefit of large versus small forests. Biological Conservation 30: 173–187.
Blana, H., 1978. Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Vogelwelt. Dissertation Universität Köln. Beiträge Avifauna Rheinlandes 12.
Boback, A.W., 1950. Ist das Wild im Wald nur schädlich? Allgemeine Forstzeitschrift 5: 185–187.
Boecklen, W.J., 1986. Effects of habitat heterogeneity on the species-area relationships of forest birds. Journal of Biogeography 13 (1): 59–68.
Boer, E. & M. Wijnstok, 1985. Omvormingsbeheer naar natuurlijk bos in de Wolfhezer Bossen. Rapport RIN, Leersum.
Boer, W.M.J. den, 1985. De gezondheid van bossen. De Levende Natuur 86 (2): 39–42.
Bohn, U. et al., 1978. Naturwaldzellen in Nordrhein-Westfalen. Teil II. Bergisches Land, Sauerland.
Booy, C.J.H. & J.H. van Balen, 1983. Holenbroeders, natuurlijke holen en nestkasten. Het Vogeljaar 31 (2): 89–94.
Bormann, F.H. & G.E. Likens, 1979. Pattern and process in a forested ecosystem. Springer, New York. 253 p.
Bos, J. van den & L. Oldenkamp, 1978. De bosbouw in een samenleving. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 50 (1/2): 3–12.
Bos, J.M. van den, 1985. Struktuuronderzoek in natuurbos van Bialowieza. Rapport RIN, Leersum. 49 p.
Bosch, A.L., 1985. Luchtverontreiniging door ammoniak en de rol van mycorrhiza in een grovedennenbos. De Levende Natuur 86 (2): 42–45.
Bossema, J., 1979. Jays and oaks: an eco-ethological study of a symbiosis. Dissertatie, Groningen.
Bottema, S., 1987. De invloed van de vegetatie op de fauna in Nederland gedurende het Laat Quartair. Nederlands Bosbouwtijdschrift 59 (9/10): 287–294.
Bouten, W., J.J.H.M. Duysings, A. Tietema & J.M. Verstraten, 1986. De belansstudie, een methode in bosecologisch onderzoek. Nederlands Bosbouwtijdschrift 58: 256–261.
Braun-Blanquet, J.J., 1964. Pflanzensoziologie. 3e Auflage. Springer-Verlag, Wien, New York.

Breemen, G. van, R. van Buren, R. Gerats, W. den Hertog, G. Spek, J. Stolp, M. Zonderwijk & W. Menkveld, 1981. Vliegdennen. Een onderzoek naar vliegdennen in het nationaal park 'De Hoge Veluwe'. Rapport 'Vrienden van de Hoge Veluwe'. 59 p.

Breemen, N. van, P.A. Burrough, E.J. Velthorst, H.F. van Dobben, T. de Wit, T.B. Ridder & H.F.R. Reynders, 1983. Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest conopy throughfall. Nature 299: 548–550.

Bremer, P., 1980a. Varens in het Kuinderbos. Een onderzoek naar verspreiding en oecologie van varens in het Kuinderbos en andere jonge polderbossen. Rapport Rijksuniversiteit Groningen. 165 p.

Bremer, P., 1980b. The ferns (Pteridophyta) of the Kuinderbos (The Netherlands). The establishment of 23 species in a planted forest. Acta Botanica Neerlandica 29 (5/6): 351–357.

Bremer, P., 1981. Polystichum lonchitis (L.) Roth en Asplenium viride Huds. nieuw voor Nederland. Gorteria 10 (7): 113–120.

Broek, J.M.M. van den & W.H. Diemont, 1966. het Savelsbos – Bosgezelschappen en bodem. Verslagen van Landbouwkundige Onderzoekingen 682. Pudoc, Wageningen. 120 p.

Broekhuizen, S. van, 1988. Grote marterachtigen (boom- en steenmarter, das en otter) en hun beheer. In: J. Veen & T.A.W. van Rossum (eds). Aspecten van wildbeheer. RIN, Arnhem. p. 32–38.

Broekhuizen, S. & G.J.D.M. Müskens, 1988. Boommarters in Nederland zeer zeldzaam geworden. Bosbouwvoorlichting 27 (3): 40–42.

Brown, A.H.F., 1981. The recovery of ground vegetation in coppicewood: the significance of buried seed. In: F.T. Last & A.S. Gardiner. Forest and woodland ecology: an account of research being done in I.T.E. Symposium of the Institute for Terrestrial Ecolology no. 8, Cambridge. p. 41–44.

Brown, A.H.F. & L. Oosterhuis, 1981. The role of buried seeds in cornicewoods. Biological Conservation 21 (1): 19–38.

Brünig, E.F., 1981. Naturwald als Leitbild für den Waldbau. Allgemeine Forstzeitschrift 17: 413–415.

Buis, J., 1985. Historia forestis. Nederlandse bosgeschiedenis. Hes Uitgevers, Utrecht. 1058 p.

Buis, J., 1986. De geschiedenis van het Zeisterbos tot in de 20e eeuw. Nederlands Bosbouwtijdschrift 58 (6): 161–167.

Bunce, R.G.H., 1982a. Some effects of man on the structure and composition of atlantic deciduous forests. In: H. Dierschke (ed.), Struktur und Dynamik von Wäldern. J. Cramer, Vaduz. p. 681–695.

Bunce, R.G.H., 1982b. A field key for classifying British woodland vegetation Part I. Institute for Terrestrial Ecology, Cambridge. 103 p.

Burg, J. van den, 1987. Achtergronden van bekalking van bossen in Nederland. Bosbouwvoorlichting 26 (3): 30–33.

Burgess, L. & D.M. Sharpe (ed.), 1981. Forest island dynamics in man-dominated landscapes. Springer Verlag, New York. 310 p.

Bush, M.B. & J.R. Flenley, 1987. The age of the British chalk grassland. Nature 329: 434–436.

Butzke, H. et al., 1984. Naturwaldzellen in Nordrhein-Westfalen. Teil IV Wesenbergland, Niederrhein (Nachträge). Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Band 9. 106 p.

CBS/SBB (Centraal Bureau voor de Statistiek/Staatsbosbeheer), 1971. De Nederlandse bosstatistiek 1964–1968. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage. 67.

CBS/SBB, 1985. De Nederlandse bosstatistiek. Deel 1. De oppervlakte bos 1980–1983. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage. 83 p.

Canham, C.D. & P.L. Marks, 1985. The response of woody plants to disturbance: patterns of establishment and growth. In: S.T.A. Pickett & P.S. White (eds). The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Inc. Orlando, etc. p. 197–216.

Clason, A.T., 1977. Jacht en veeteelt van prehistorie tot middeleeuwen. Fibula-van Dishoeck, Haarlem.

Clason, A.T., 1986. Knagers, wroeters en grazers van vroeger en nu. Huid en Haar 5: 134–140.

Coo, H. de, 1981. Ontstaan en ontwikkeling van natuurlijke wilgenbossen in de Lepelaarplassen. Rapport RIJP, Lelystad. 69 p.

Cosijn, R., 1981. 'Bosreservaten' en natuurbeheer. Nederlands Bosbouwtijdschrift 53 (11/12): 333–342.

Cosijn, R., 1983. Technieken voor het verhogen van het aandeel dood hout in bossen. Nederlands Bosbouwtijdschrift 55 (2/3): 132–135.

Cosijn, R. & J.L.J. Hendriks, 1983. Het verhogen van de natuurwaarde van bos, tevens voor zoogdieren. Huid en Haar 2 (3): 147–153.

Cosijn, R. & H. van der Lans, 1978. Bossen, bosbouw en natuurbeheer. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 50 (1/2): 13–21.

Cosijn, R., H.E. van de Veen & T. van Vuure, 1983. Slotbeschouwing – Wat zou het kiezen voor een consequent natuurontwikkelingsbeleid betekenen? Huid en Haar 2 (3): 154–161.

Crawford, H.S., 1981. Songbird population response to silvicultural practices in central Appalachian hardwoods. Journal of Wildlife Management 45 (3): 680–692.

Crielaard, J., 1984. Beschrijving en kartering van de vegetatie in het Gerendalsbos (Zuid-Limburg) ten behoeve van een begrazingsproef. Rapport RIN, Leersum. 40 p.

Cuppen, H.P.J.J., 1984. Een onderzoek naar de gevolgen van ammoniakemissie op de bossen en bodemvegetatie in de omgeving van een eendenmesterij te Uddel. Rapport Samenwerkingsorgaan Oost-Veluwe.

Daamen, W.P. & T.M. Ritskes, 1987. Analyse van de wijzigingen in het Nederlandse bos in de periode 1968–1983. Nederlands Bosbouwtijdschrift 59 (4): 94–101.

Dam, H. van, G. Suurmond & C. ter Braak, 1980. Impact of acid precipitation on diatoms and chemistry of Dutch moorland pools. Proc. Int. Conf. ecol. impact acid precipitation, Norway 1980, SNSF project p. 298, 299.

Dankers, G., 1983. De invloed van de bosstructuur op het vóórkomen van muizen. Huid en Haar 2 (3): 128–133.

Dederen, L.H.T., G.H.P. Arts & S.E. van Wieren, 1985. Het beheer van de hooggelegen pleistocene zandgronden vroeger en nu. De Levende Natuur 86 (5): 181–185.

Dekker, A., P. Opdam & J. Kalkhoven, 1982. Kwantitatief onderzoek naar de samenhang tussen avifauna en vegetatie in dennebossen en essenhakhoutbossen bij Amerongen. RIN-rapport 82/12. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum. 66 p.

Denaeyer-Desmet, S., 1968. Quelques donnés sur les teneurs en K et Ca de sève xylémiques des racines trones et branches des essences forestières en fin de repos hivernal. Bulletin de la Société Royale de Botanique Belgique 101: 155–176.

Denneman, C.A.J., M.H.S. Kraak & N.M van Straalen, 1986. Bodemdieren als indicator

van de vitaliteit van dennebossen op de Veluwe. Nederlands Bosbouwtijdschrift 58: 204–208.
Dent, S. & I.F. Spellerberg, 1988. Use of forest ride verges in southern England for the conservation of the sand lizard Lacerta agilis L. Biological Conservation 45 (4): 267–277.
Derkman, G.F.M. & H.G.J.M. Koop, 1977. Structuur en verjonging van een oerbos. Rapport Landbouwhogeschool, Wageningen. 36 p.
Didden, N. van & A. Reins, 1981. Natuurlijke verjonging in bossen van het Kromme-Rijngebied. Rapport Rijksuniversiteit, Utrecht. 74 p.
Diemont, W.H., 1970. De toepassing van de plantensociologie bij het beheer van het Limburgse landschap. Miscellaneous Papers 5, Landbouwhogeschool Wageningen. p. 45–52.
Dierschke, F., 1973. Die Sommervogelbestände nordwestdeutscher Kiefernforsten. Die Vogelwelt 94 (6): 201–224.
Dierschke, H., 1982a. Struktur und Dynamik von Wäldern (Rinteln 13.–16.4.1981). J. Cramer, Vaduz. 736 p.
Dierschke, H., 1982b. Pflanzensoziologische und Ökologische Untersuchungen in Wäldern Süd-Niedersachsens I. Phänologischer Jahresrhythmus sommergrüner Laubwälder. Tuexenia 2: 173–194.
Dierschke, H., 1985. Anthropogenous areal extension of central European woody species on the British Isles and its significance for the judgement of the present potential natural vegetation. Vegetatio 50 (1-3): 171–175.
Dieterich, H., S. Müller & G. Schlenker, 1970. Urwald von Morgen. Bannwaldgebiete des Landesforstverwaltung Baden-Württemberg. Ulmer, Stuttgart.
Dirkse, G.M., 1987. De natuur van het Nederlandse bos. Rapport 87/28. RIN, Leersum.
Dirkse, G.M., 1988. Effects of experimental fertilization on herb and moss layer vegetation of a scotch pine stand in Lisselbo (Sweden). Rapport RIN, Leersum.
Dirkse, G.M. & H.F. van Dobben, 1988. Effecten van bosbemesting op de ondergroei. In: K. Dilz (red.). Bemestingsproef in het gemeentebos van Harderwijk. Rapport gemeente Harderwijk. p. 12–16.
Dirkse, G.M. & H.F. van Dobben, 1989. Het effect van bemesting op de samenstelling van de kruidlaag van dennenbossen. Natura 86(9): 208–211.
Dirkse, G. & F. van Ommen, 1975. Mossen in het essenhakhout van het Kromme Rijngebied. Rapport RIN, Leersum. 50 p.
Dirkse, G.M. & D.C.P. Thalen, 1987. De 'natuurfunctie' van het Nederlandse bos, enkele resultaten van de Vierde Bosstatistiek. Nederlands Bosbouwtijdschrift 59 (4): 116–127.
Dobben, H. van & J. Mulder, 1985. Verslag van de excursie naar Zweden 28 mei–4 juni 1985. Verslag RIN, Leersum. 8 p.
Doignon, P., 1952. Evolution du peuplement muscinal des chablis pourrissants dans les réserves biologiques du Massif de Fontainebleau. Revue Bryologique et Lichénologique 21 (3/4): 244–253.
Doing, H., 1962. Systematische Ordnung und floristische Zusammensetzung niederländischer Wald- und Gebüschgesellschaften. Dissertatie Wageningen.
Doing, H., 1976. Bosoecosystemen en landschapssuccessie in gematigde klimaatsgebieden. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 48 (3): 77–85.
Doing Kraft, H. & V. Westhoff, 1959. De plaats van de beuk (Fagus sylvatica) in het Midden- en West-Europese bos. Jaarboek Nederlandse Dendrologische Vereniging 21: 226–254.

Dorp, D. van& P.F.M. Opdam, 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. Landscape Ecology 1: 59–73.
Doude van Troostwijk, W.J., 1988. Wild en wildschade in de Nederlandse bosbouw. Bosbouwvoorlichting 27 (1): 7–11.
Drenth, W. & M. Oosterbaan, 1984. Bossen en begrazing. Een onderzoek naar de invloed van begrazing op de bosstruktuur en bosontwikkeling in het New Forest. Rapport RIN, Leersum. 127 p.
Drift, J. van der, 1963. The disappearance of litter in mull and mor in connection with weather conditions and the activity of the macrofauna. In: J. Doeksen & J. van der Drift (eds). Soil organisms. North Holland Publishing Company, Amsterdam. p. 125–133.
Duschek, S., 1963. Die Wildfrage in der modernen Forstwirtschaft. Terreichische Vierteljahresschrift für Forstwesen 92: 147–154.
Duvigneaud, P., 1968. Aperçu sur la biomasse, la productivité et les cycles des éléments biogènes. Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique 101: 111–127.
Duvigneaud, P. & S. Denaeyer-Desmet, 1970. Biological cycling of minerals in temperate deciduous forests. In: D.E. Reichle (ed.). Analysis of temperate forest ecosystems, Ecological studies 1. Springer-Verlag, Berlin etc. p. 199–225.
Ekstam, U. & E. Sjögren, 1973. Studies of past and present changes in deciduous forest vegetation on öland. Zoon, Suppl. 1: 123–135.
Ellenberg, H., 1979. Zeigerwerte der Gefässpflanzen Mitteleuropas. 2e Auflage. Verlag Erich Goltze KG, Göttingen. 122 p.
Ellenberg, H., 1986. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. Ulmer Verlag, Stuttgart.
Ellon, Ch.S., 1966. The pattern of animal communities, Methuen.
Ernst, W.H.O., 1982. Ecologische betekenis van fenol-, fulvine en humine zuren. Vakblad voor Biologen 62 (18): 350–352.
Ernst, W.H.O., I. Riphagen & L. Stoots, 1984. Plantengroei onder invloed van organisch bodemmateriaal. Vakblad voor Biologen 64 (18): 392–395.
Eysackers, H., 1974. Mogelijke neveneffecten van bestrijdingsmiddelen tegen Prunus serotina. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 46 (4): 55–62.
Eysackers, H., 1982. Het ondergrondse deel van de nutriëntenkringloop. In: Bosbouw en energie: ecologische aspecten. Nederlands Bosbouwtijdschrift 54: 235–237.
Eysackers, H. & L. Oldenkamp, 1976. Amerikaanse vogelkers, aanvaarding of beperking? Landbouwkundig Tijdschrift 88-12: 366–375.
Fager, E.W., 1968. The community of invertebrates in decaying oak wood. Journal of Animal Ecology 37 (1): 21–141.
Falinski, J.B., 1976. Windwürfe als Faktor der Differenzierung und der Veränderung des Urwaldbiotopes im Licht der Forschungen auf Dauerflächen. Phytocoenosis 5 (2): 85–108.
Falinski, J.B., 1978. Uprooted trees, their distribution and influence in the primeval forest biotope. Vegetatio 38 (3): 175–183.
Falinski, J.B., 1986. Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests. Ecological studies in Biatowieza forest. Dr. W. Junk Publ., Dordrecht etc.
Fanta, J., 1982. Natuurlijke verjonging van het bos op droge zandgronden. Rapport Rijksinstuut voor Onderzoek in de Bos- en Landschapsbouw 'De Dorschkamp', Wageningen. 235 p.
Fanta, J., 1983. Verbetering van de genetische samenstelling van het Nederlandse bos

door toepassing van een op veredelingsprincipes gebaseerde selectie. Nederlands Bosbouwtijdschrift 55 (9/10): 331–339.
Fanta, J., 1985. Ecologische achtergronden van de teelt van groveden in Nederland. Nederlands Bosbouwtijdschrift 57 (3): 83–92.
Farjon, A., 1986. De Amerikaanse vogelkers (Prunus serotina Ehrh.) in eikenspaartelgenbossen in de Gooise noordflank. Nederlands Bosbouwtijdschrift 58: 106–115.
Flower, N., 1980. The management, history and structure of unenclosed woods in the New Forest, Hampshire. Journal of Biogeography 7: 311–328.
Ford, E.D., 1981. Catastrophy and disruption in forest ecosystems and their implications for plantation forestry. Proceedings of the XVII IUFRO World Congress, Kyoto, Japan. Division 1, p. 21–36
Ford, E.D. & J.D. Deans, 1978. The effects of canopy structure on stemflow, throughfall and interception loss in a young sitka spruce plantation. Journal of Applied Ecology 15: 905–917.
Forman, R.T.T., 1982. Interaction among landscape elements: a core of landscape ecology. In: S.P. Tjallingii & A.A. de Veer (eds). Perspectives in landscape ecology. Proceedings of the International Congress organized by the Netherlands Society of Landscape Ecology Veldhoven, the Netherlands, April 6–1, 1981. Pudoc, Wageningen. p. 35–48.
Foster, J.R. & W.A. Reiners, 1986. Size distribution and expansion of canopy gaps in a northern Appalachian spruce-fir forest. Vegetatio 68: 109–114.
Fransen, J., 1987. Slechte vooruitzichten voor Europa door de verzuring. Natuur en Milieu 11 (12): 4–8.
Fuchs, H., 1981. Vleermuisbomen in het westen van het Gooi. Doctoraalverslag Vakgroep Natuurbeheer Landbouwhogeschool, Wageningen.
Game, M. & G.F. Peterken, 1984. Nature reserve selection strategies in the woodlands of central Lincolnshire, England. Biological Conservation 29: 157–181.
Gams, W., 1986. Decompositie in de fyllosfeer en de strooisellaag. Vakblad voor Biologen 66 (20): 421–423.
Gautschi, A., 1983. Invloed van bosstructuur op het vóórkomen van boommarters. Huid en Haar 2 (3): 134–136.
Geerdes, B., 1985. Ontwikkeling van de ondergroei in dennenbossen van de Sijsselt bij Ede na 25 jaar. Rapport RIN, Leersum. 31 p.
Genssler, H., 1980. Naturwaldzellen in Nordrhein-Westfalen. Nederlands Bosbouwtijdschrift 52 (4): 104–112.
Gerken, B., 1980. Über Tiergemeinschaften der Rheinaue – zur Bedeutung des Wasserhaushalts und des Zustands der Waldvegetation. In: O. Wilmanns & R. Tüxen (eds). Epharmonie. Int. Symp. Rinteln 9.4.–11.4.1979. Cramer, Vaduz. p. 353–370.
Gimingham, C.H., 1978. Calluna and its associated species: some aspects of co-existance in communities. Vegetatio 36 (3): 179–186.
Goede, T. de & W. Timmers, 1988. Bosontwikkeling in de Schone Grub, een strikt bosreservaat in Zuid-Limburg. Rapport RIN, Leersum.
Goeij, S. de & M. Siebum, 1990. Effecten van experimentele bekalking en bemesting op de ondergroei van enkele eiken- en dennenbossen op arme zandgrond in Nederland. Rapport Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
Goor, C.P. van, 1980. Bosreservaten. Nederlands Bosbouwtijdschrift 52 (3): 49–55.
Goor, C.P. van (samensteller), 1983. Ecologie en gebruik van bossen. Beschouwingen over instandhouding, ontwikkeling en gebruik van bossen, gehouden op de Studiekringdagen van de Koninklijke Nederlandse Bosbouw Vereniging in de jaren 1975

tot en met 1978. Pudoc, Wageningen. 180 p.
Goor, C.P. van & J.F. van Oosten Slingeland, 1963. De bodemvruchtbaarheid van de Sijsselt, plaggenwinningsgebied van de voormalige buurtschap Maanen. Korte mededeling nr. 53 Stichting Bosbouwproefstation 'De Dorschkamp'. 13 p.
Gorissen, M.M.J., 1983. De vegetatie van het Bunderbos C.A. Deel 1. Doctoraalverslag Nijmegen. 182 p.
Grasveld, P.C.M. & J.W.T.M. Imming, 1987. Natuurlijke ontwikkeling op stormvlakten in Drente. Rapport RIN, Leersum.
Grodziński, W., J. Weiner & P.F. Maycock, 1984. Forest ecosystems in industrial regions. Studies in the cycling of energy, nutrients and pollutants in the Niepolomice Forest, southern Poland. Ecological Studies 49, Springer-Verlag, Berlin. 277 p.
Groenhuis, B. (red.), 1983. 50 jaar bosbouw en bosbouwkundig onderzoek in de IJsselmeerpolders. Ministerie van Verkeer en Waterstaat/RIJP. 316 p.
Groenman-van Waateringe, W., 1978. The impact of neolithic man on the landscape in the Netherlands. CBA Research Report No. 21, p. 135–146.
Gurnell, J., 1985. Woodland rodent communities. In: J.R. Flowerdew, J. Gurnell & J.H.W. Gipps (eds). The ecology of woodland rodents bankvoles and mice. The proceedings of a symposium held at the Zoological Society of London on 23rd and 24th of November 1984. Clarendon Press, Oxford.
Habets, J., 1891. Limburgse wijsdommen, dorpscostumen en gewoonten, bevattende voornamelijk bank-, laat- en bosrechten. Den Haag.
Hage, M. & M. Reuvers, 1981. Grienden in de Biesbosch van toen en nu. Rapport Staatsbosbeheer 20-816-10. Tilburg.
Harris, L.D., 1984. The fragmentated forest – Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. The University of Chicago Press, Chicago, London.
Haye, M.A.A. de la & W.A. Tenner, 1987. Vegetatiestructuur en successie van het berkenbroekbos in 'Het Molenven'. Intern rapport no. 223. Hugo de Vries-laboratorium, Universiteit van Amsterdam.
Heerdt, P.F. van & J.W. Sluiter, 1959. Waarnemingen over het gedrag van de rosse vleermuis (Nyctalus noctula) gedurende de zomer. De Levende Natuur 62: 44–47.
Heerdt, P.F. van & J.W. Sluiter, 1963. De winterverblijfplaatsen van de rosse vleermuis (Nyctalus noctula). De Levende Natuur 66: 139–143.
Hees, A.F.M. van, 1984. De vegetatieontwikkeling in gelichte beukenopstanden na oppervlakkige bodembewerking en bekalking. Nederlands Bosbouwtijdschrift 56 (5): 154–158.
Heinen, M.A., 1981. Een floristisch en vegetatiekundig onderzoek van het voormalige Beekbergerwoud. Stageverslag Rijks Middelbare Tuinbouwschool, Utrecht. 40 p.
Helle, E. & P. Helle, 1982. Edge effect on forest bird densities on offshore islands in the northern Gulf of Bothnia. Annales Zoologici Fennici 19: 165–169.
Helmer, W., 1982. Vleermuizen, in het bijzonder boomholtebewonende vleermuizen in een bosgebied bij Nijmegen. Doctoraalverslag Nijmegen.
Helmer, W., 1983a. De invloed van bosstructuur op vleermuizen. Huid en Haar 2 (3): 137–140.
Helmer, W., 1983b. Het Bentheimerwald – een bosecologische studie. Rapport RIN, Leersum. 84 p.
Helmer, W., 1987. Vleermuizen en bosstructuur. Nederlands Bosbouwtijdschrift 59 (11): 366–372.
Hendriks, J.L.J., 1985a. Bossen van een veelsoortige aard. De Levende Natuur 86 (6): 200–206.

Hendriks, J.L.J., 1985b. De rol van natuurlijke verjonging voor het natuurbehoud. Bosbouwvoorlichting 24 (3): 25–29.
Hendriks, J.L.J., 1985c. Meerjarenplan bosbouw. De Levende Natuur 86 (2): 34–39.
Hendriks, J.L.J. & C.J. de Lange, 1983. Dood hout en beheersplanning. Nederlands Bosbouwtijdschrift 55 (2/3): 119–126.
Hermy, M., 1984. Oude en jonge bossen: floristische verschillen en waarde voor het natuurbehoud. De Levende Natuur 85 (2): 51–56.
Hermy, M., 1985a. Ecologie en fytosociologie van oude en jonge bossen in Binnen-Vlaanderen. Dissertatie Gent.
Hermy, M., 1985b. Impact of a pattern of ridges and furrows on the botanical composition in an ancient coppice-with-standards wood: the example of the Vorte Bossen (West Flanders, Belgium). Biologisch Jaarboek Dodonaea 53: 31–43.
Hermy, M. & H. Stieperaere, 1981. An indirect gradient analysis of the ecological relationships between ancient and recent riverine woodlands to the south of Bruges (Flanders, Belgium). Vegetatio 44: 43–49.
Hesselink, E., 1907. De griendcultuur in Nederland. Verslagen en Mededelingen van de Directie van den Landbouw 6, 37.
Hessels, E.P.L., 1978. Uitgangspunten voor het beheer van het Nederlandse bos. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 50 (9): 257–261.
Heybroek, H.M., 1978. Het gelijk en ongelijk van Kritisch Bosbeheer. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 50 (4): 94–100.
Heybroek, H.M., 1984. Bosbeheer ten behoeve van natuurwaarden. Nederlands Bosbouwtijdschrift 56 (9/10): 229–239.
Heybroek, H.M., 1986. Genetische diversiteit, genetische aanpassing en de bosboomveredeling. Nederlands Bosbouwtijdschrift 58: 91–98.
Hogendoorn, K. & M. Scheffer, 1985. Eilandtheorie en natuurbeheer – literatuurstudie. Rapport RIN, Leersum. 35 p.
Horst, P.G.A. van der, 1986. Tsjechoslowakije: de grote bossterfte. Nederlands Bosbouwtijdschrift 58 (11/12): 337–351.
Houte de Lange, S.M. ten, (eindred.). Rapport van het Veluwe-onderzoek – Een onderzoek van natuur, landschap en cultuurhistorie ten behoeve van de ruimtelijke ordening en het recreatiebeleid. Bostypen. Pudoc, Wageningen. p. 47–54.
Houtzagers, G., 1956. Houtteelt der gematigde luchtstreek. Deel II. Het Bos. Tjeenk Willink, Zwolle. 438 p.
Huisman, W.G., 1983. Grovedennenteelt op heidegronden in Nederland in voornamelijk de 19e eeuw. Nederlands Bosbouwtijdschrift 55 (7/8): 276–289.
Hutchinson, I. & M.C. Roberts, 1981. Vertical variation in stemflow generation. Journal of Applied Ecology 18: 521–527.
Jagt, J.L. van der, 1980. Bosreservaten: doelstellingen, inrichting en beheer. Nederlands Bosbouwtijdschrift 52 (3): 64–69.
Jahn, G., 1972. Forstliche Wachsraumgliederung und waldbauliche Rahmenplanung in der Nordeifel auf vegetationskundlich-standortlicher Grundlage. Dissertationes Botanicae, Band 16. J. Cramer, Lehre. 288 p.
Jahn, G., 1979. Werden und Vergehen von Buchenwald-Gesellschaften. In: Willmanns, O. & R. Tüxen (ed.). Werden und Vergehen von Pflanzengesellschaften. Cramer, Vaduz. p. 339–359.
Jahn, G., 1988. Standorte und Waldgesellschaften der Eichen (Quercus robur und Quercus petraea) und ihre waldbaulichen Möglichkeiten. Nederlands Bosbouwtijdschrift

60 (12): 397–402.
Jahn, G. & G. Raben, 1982. Über den Einfluss der Bewirtschaftung auf Struktur und Dynamik der Wälder. In: H. Dierschke (ed.). Struktur und Dynamik von Wäldern. J. Cramer, Vaduz. p. 717–731.
Jahn, H., 1979. Pilze die an Holz wachsen. Busse, Herford. 268 p.
Janse, C.J. & J.J. Kessler, 1981. Onderzoek naar de broedvogelbevolking en haar samenhang met de vegetatiestruktuur in bossen op de Veluwe. Rapport Rijksuniversiteit Leiden en RIN Leersum. 92 p.
Jansen, A.E., 1981. The vegetation and macrofungi of acid oakwoods in the North East Netherlands. Dissertatie Wageningen. 131 p.
Jansen, W.L., 1983. Jachtinvloeden op de wisselwerking bosstructuur-zoogdieren. Huid en Haar 2 (3): 141–146.
Jensen, T.S., 1985. Seed-seedpredator interaction of European beech, Fagus silvatica and forest rodents, Clethrionomys glareolus and Apodemus flavicollis. Oikos 44 (1): 149–156.
Jong, M.D. de & P.C. Scheepens, 1985. Analyse van risico bij bestrijding van Amerikaanse vogelkers (Prunus serotina) met Chondrostereum purpureum voor planten waartegen de bestrijding niet is gericht. Rapport CABO, Wageningen. 35 p.
Jonkers, D., 1984. Vogelstand en griendbeheer. Rapport RIN, Leersum.
Joosten, E., 1821. Verhandeling over het hakhout. Verhandelingen van de Maatschappij ter Bevordering van de Landbouw, zestiendendeels eerste stuk.
Jorna, T.J.C.M.J., 1984. Een onderzoek van de boomlaag en de moslaag in een gemengd bestand van Alnus glutinosa en Betula pubescens in het moerasboscomplex 'De Suikerpot' in het Kortenhoefse Plassengebied. Rapport Hugo de Vries-laboratorium, Universiteit van Amsterdam. 58 p.
Käärik, A., 1983. Decomposition of wood. Nederlands Bosbouwtijdschrift 55 (2/3): 43–50.
Kalis, A.J., 1984. Forêt de la Bresse (Vogezen). Vegetatiekundige en pollenanalytische onderzoekingen naar de bosgeschiedenis van een centraal-europees middelgebergte. Dissertatie Utrecht. 349 p.
Kalkhoven, J.Th.R. & P.F.M. Opdam, 1984. Vogelgemeenschappen en vegetatie in essenhakhout. De Levende Natuur 85 (1): 3–9.
Kalkhoven, J.T.R., A.H.P. Stumpel & S.E. Stumpel-Rienks, 1976. Landelijke milieukartering; een landschapsecologische kartering van het natuurlijk milieu in Nederland t.b.v. de ruimtelijke planning op nationaal niveau. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
Kjirby, K.J., 1987. Focus on nature conservation No. 8. Forestry operations and broadleaf woodland conservation. Report Nature Conservancy Council, Peterborough.
Klaassen, R., 1978. De mogelijkheden tot een natuurlijker bosbouw in Nederland. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 50 (4): 101–111.
Kleijn, K.P., 1983. Soortdifferentiatie bij spechten in relatie tot natuurlijke boselementen. Het Vogeljaar 31 (2): 95–103.
Klingen, L.A.S. & J. Sevenster, 1983. De rol van spontane processen bij het bosbeheer. Nederlands Bosbouwtijdschrift 55 (1): 7–13.
Klohn, W., 1986. Begriffsbestimmungen zum Thema 'Wald, Gehölz, Gebüsch'. Natur und Landschaft 61: 478–480.
Knaapen, J.P. & J.J. Borgesius, 1989. Fauna en bosontwerp. Nederlands Bosbouwtijdschrift 61 (2): 34–43.
Knapp, R., 1974. Cyclic successions and ecosytem approaches in vegetation dynamics.

Handbook of vegetation science part VIII, Vegetation dynamics. W. Junk, The Hague. p. 93–99.
Komdeur, J. & J.P.M. Vestjens, 1982. De relatie tussen bosstructuur en broedvogelbevolking in Nederlandse naaldbossen. Doctoraalverslag Landbouwhogeschool Wageningen.
Komdeur, J. & J.P.M. Vestjens, 1983. De betekenis van dood hout voor de avifauna. Nederlands Bosbouwtijdschrift 55 (2/3): 86–90.
Koop, H., 1980a. Bosreservaten en de Oostfriese Hudewälder. Nederlands Bosbouwtijdschrift 52 (4): 113–116.
Koop, H., 1980b. Structuur en inwendige dynamiek van twee Noordduitse Urwaldzellen. Rapport Landbouwhogeschool, Wageningen. 102 p.
Koop, H., 1981a. Vegetatiestructuur en dynamiek van twee natuurlijke bossen: het Neuenburger en Hasbrucher Urwald. Verslagen van Landbouwkundige Onderzoekingen 904. Pudoc, Wageningen. 112 p.
Koop, H., 1981b. De schaal van spontane ontwikkelingen in het bos. Nederlands Bosbouwtijdschrift 53 (3): 82–90.
Koop, H., 1982. Waldverjüngung, Sukzessionsmosaik und Kleinstandörtliche Differenzierung infolge spontaner Waldentwicklung. In: H. Dierschke (ed.): Struktur und Dynamik von Wäldern. J. Cramer, Vaduz. p. 235–267.
Koop, H., 1983. De rol van dood hout in het proces van de bodemvorming. Nederlands Bosbouwtijdschrift 55 (2/3): 51–56.
Koop, H., 1986. Omvormingsbeheer naar natuurlijk bos: een paradox? Nederlands Bosbouwtijdschrift 58: 2–11.
Koop, H., 1987a. Het RIN-bosecologisch informatiesysteem; achtergronden en methoden. Rapport RIN, Leersum.
Koop, H., 1987b. Vegetative reproduction of trees in some European natural forests. Vegetatio 72: 103–110.
Koop, H., 1989. Forest dynamics, SILVI-STAR: a comprehensive monitoring system. Springer, Heidelberg etc. Disseratie Wageningen.
Koop, H. & P. Hilgen, 1987. Forest dynamics and regeneration mosaic shifts in unexploited beech (Fagus sylvatica) stands at Fontainebleau (France). Forest ecology and management 20: 135–150.
Koop, H. & J.G. de Molenaar, 1981. Bosreservaten en proefbossen. Nederlands Bosbouwtijdschrift 53 (2): 50–54.
Koop, H.G.J.M., 1986. Ecological monitoring of natural and semi-natural forests. In: J. Fanta (ed.). Forest dynamics research in Western and Central Europe. Proceedings of the Workshop held 17–20 September 1985 in Wageningen, the Netherlands. IUFRO-subject group SI.01-00 Ecosystems. Wageningen. Pudoc, Wageningen. p. 257–262.
Korpel, S., 1982. Degree of equilibrium and dynamical changes of the forest on example of natural forests of Slovakia. Acta facultatis forestalis Zvolen XXIV: 9–31.
Kroon, H. de, 1986. De vegetatie van Zuidlimburgse hellingbossen in relatie tot het hakhoutbeheer. Natuurhistorisch Maandblad 75 (10): 167–190.
Kroon, H. de & J.H. Willems, 1987. Het beheer van hellingbossen in Zuid-Limburg: het één doen, het ander niet laten. Natuurhistorisch Maandblad 76: 44.
Kuiper, L.C. & J.P. van Schooten, 1985. Dynamische aspecten van windworp. Nederlands Bosbouwtijdschrift 57 (4): 130–133.
Kuiters, A.T., 1986. Plantengroei op bosbodems onder invloed van decompositie van de strooisellaag. Vakblad voor Biologen 66: 423–426.

Kuper, J.H., 1987. Relaties tussen de natuurbehoudswaarde van het bos en het exploitatieresultaat van het bosbedrijf. Nederlands Bosbouwtijdschrift 59 (5): 169–173.
Kuper, J.H., 1989. Omvorming van groveden naar inlandse eik. Nederlands Bosbouwtijdschrift 61 (1): 2–11.
Kwak, R. & J. Grotenhuis, 1979. Biotoopkeus van broedvogels in de Achterhoekse houtwallen. Het Vogeljaar 27: 239–249.
Lans, H. van der, 1976. Over zomergroene loofoerwouden van het Nederlandse klimaatgebied. Doctoraalverslag Rijksuniversiteit Groningen en Landbouwhogeschool Wageningen.
Lans, H. van der & G. Poortinga, 1986. Natuurbos in Nederland. Instituut voor Natuurbeschermingseducatie, Amsterdam.
Larson, M.J., M.F. Jurgenson & A.E. Harvey, 1978. N_2 fixation associated with wood decayed by some common fungi in western Montana. Canadian Journal of Forest Research 8: 341–345.
Last, F.T. (ed.), 1981. Forest and woodland ecology. Institute of Terrestrial Ecology, Cambridge. 158 p.
Lauenroth, W.K. & E.M. Preston, 1984. The effects of SO_2 on a grassland. A case study in the northern Great Plains of the United States. Ecological studies 45. Springer-Verlag, Berlin. 207 p.
Leek, N.A., 1986. Bedrijfskundige aspecten van kleinschalig bosbeheer in Zwitserland. Nederlands Bosbouwtijdschrift 58: 262–270.
Leeuwen, C.G. van, 1979–1980. Ekologie. Syllabus Technische Hogeschool Delft.
Leeuwen, C.G. van, 1981. Ecologie en natuurtechniek. Tijdschrift Koninklijke Nederlandse Heide Maatschappij 92: 61–67, 99–106, 155–165, 255–262, 297–306.
Leeuwen, C.G. van, 1983. Natuurtechnische maatstaven. Tijdschrift Koninklijke Nederlandse Heide Maatschappij 94: 20–23, 44–48.
Leeuwen, C.G. van & H. Doing Kraft, 1959. Landschap en beplanting in Nederland. Veenman, Wageningen.
Leeuwen, C.G, G. Londo & A. van Wijngaarden, 1973. Verslag van een studiereis naar Gotland en öland in 1971. Rapport RIN, Leersum. 24 p.
Leibundgut, H., 1952. Waldbau und Wildstand. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 103: 534–544.
Leibundgut, H., 1959. Über Zweck und Methodik der Struktur- und Zuwachsanalyse von Urwäldern. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen.
Leibundgut, H., 1960. Résultats d'études de forêts vierges européennes. Italia Forestale e Montane XV (6): 213–218.
Leibundgut, H., 1970. Der Wald eine Lebensgemeinschaft. Frauenfeld. 197 p.
Leibundgut, H., 1976. Beitrag zur Erscheinung der Allelopathie. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 127: 621–635.
Leibundgut, H., 1978. Die Waldpflege. 2e erweiterde Auflage. Haupt, Bern.
Lemée, G., 1978. La hêtraie naturelle de Fontainebleau. In: M. Lamotte & F. Bourlière (eds). Structure et fonctionnement des écosystèmes terrestres. Problèmes d'écologie. Masson, Paris. p. 75–128.
Lemée, G., 1985. Rôle des arbres intolérants à l'ombrage dans la dynamique d'une hêtraie naturelle (fôret de Fontainebleau). Acta Oecologica/Oecologia Plantarum 6/20 (1): 3–20.
Lemmens, R.H.E., 1985. Het middenbos; praktische ervaringen in Limburg. Bosbouwvoorlichting 24 (2): 13–14.

Lichthart, R., V. Timmermans & G. van Tol, 1982. Veelzijdig gebruik in het bos van Fontainebleau. In: Verjonging en beheer van loofbossen – verslag KNBV-excursie naar Frankrijk van 7–11 juni 1982. Nederlands Bosbouwtijdschrift 54 (11/12): 336–339.

Lichthart, R.H., R. Lensink, R. de Leeuw,H. Oosterloo, H. Piek & G.J. Verhoef, 1983. Natuurtechnisch bosbeheer. Beheersmethoden. Rapport Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland, 's-Graveland.

Likens, G., F.H. Bormann, N.H. Johnson, D.W. Fischer & R.S. Pierce, 1970. Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed-ecosystem. Ecological Monographs 40: 23–47.

Likens, G.E. & F.H. Bormann, 1972. Nutrient cycling in ecosystems. In: Ecosystem structure and function. Oregon State University Press. p. 25–67.

Likens, G.E., F.H. Bormann, R.S. Pierce & W.A. Reiners, 1978. Recovery of a deforestated ecosystem. Science 199: 492–496.

Lohuizen, H. van, 1980. Het Beekbergerwoud, de geschiedenis van een verloren oerbos. Extra nummer van de Oudheidkundige Vereniging 'De Marke', Eerbeek. 88 p.

Londo, G., 1971. Patroon en proces in duinvalleivegetaties langs een gegraven meer in de Kennemerduinen. Dissertatie Nijmegen.

Londo, G., 1974. Karteringseenheden op vegetatiekundige basis. Rapport RIN, Leersum.

Londo, G., 1977. Bossen en natuurbeheer. Nederlands Bosbouwtijdschrift 49 (7/8): 219–228.

Londo, G., 1982. De kruidenflora. In: Bosbouw en energie: ecologische aspecten. Nederlands Bosbouwtijdschrift 54: 239–241.

Londo, G., 1983a. Over de indicatieve betekenis van het voorkomen van plantesoorten. Natura 80 (4): 188–193.

Londo, G., 1983b. Over de indicatieve betekenis van de groeiwijze en de bloei van plantesoorten. Natura 80 (5): 233–236.

Londo, G., 1984. The decimal scale for relevés of permanent quadrats. In: R. Knapp (ed.). Handbook of vegetation science 4. Sampling methods and taxon analysis in vegetation science. Dr. W. Junk Publ., The Hague, p. 45–49.

Londo, G., 1988. Nederlandse freatofyten. Pudoc, Wageningen. 108 p.

Long, G., 1974. Diagnostic phyto-écologique et aménagement du territoire. Masson, Paris.

Loon, H. van, A. Mensink & A. Scheltinga, 1985. Vegetatiekundig onderzoek in verschillende boscomplexen in het Gerendal (Zuid-Limburg). Rapport RIN, Leersum. 152 p.

Lucassen, R., 1983. Natuurtechnisch beheer van bossen en houtwallen op Tongelaar. Rapport Landbouwhogeschool Wageningen. 118 p.

Lust, N., 1982. Vergelijkende studie van bosreservaten in Europa. Groene Band 47: 1–20.

Lyford, W.H. & P.W. MacLean, 1966. Mound and pit microrelief in relation to soil disturbance and tree distribution in New Brunswick, Canada. Harvard Forest Paper 15, 18 p.

Lynch, J.F. & D.F. Whigham, 1984. Effects of forest fragmentation on breeding bird communities in Maryland, USA. Biological Conservation 28: 287–324.

Maaren, A. van, 1979. Betekenis en funkties van het bos. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 51 (12): 273–284.

Maas, C.L., 1975. Vergelijkend onderzoek naar opslag van houtige gewassen in heideterreinen op de Veluwe. Rapport Landbouwhogeschool, Wageningen.

Mabelis, A.A., 1977. Artenreichtum von Ameisen in einigen Waldtypen. In: R. Tüxen (ed.). Vegetation und Fauna. Ber. Int. Symp. Rinteln 12.–15.4.1976. Cramer, Vaduz. p. 187–208.

Mabelis, A.A., 1983. De betekenis van dood hout voor ongewervelde dieren. Nederlands Bosbouwtijdschrift 55 (2/3): 78–85.

Malmer, N.L., L. Lindgren & S. Persson, 1978. Vegetational succession in a south Swedish deciduous wood. Vegetatio 36: 17–29.

Maréchal, P., 1983. Effecten van gangbare beheerstechnieken. Vervorming van biologische informatie bij bosvogels. Het Vogeljaar 31 (2): 59–65.

Marincek, L., I. Puncer & M. Zupancic, 1980. Die floristischen und strukturellen Unterschiede zwischen dem Urwald und dem Wirtschaftswald der Gesellschaft Abieti-Fagetum dinaricum. In: O. Wilmanns & R. Tüxen (eds). Epharmonie. Int. Symp. Rinteln 9.4.–11.4.1979. Cramer, Vaduz. p. 249–259.

Mathy, P. (ed.), 1988. Air pollution and ecosystems. Reidel, Dordrecht.

Matuszkiewicz, A., 1977. Der thermophile Eichenwald in NO-Polen als anthropo-zoogene Gesellschaft. In: R. Tüxen (ed.) Vegetation und Fauna. Cramer, Vaduz. p. 527–540.

Mayer, H., 1977. Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage. Fischer, Stuttgart.

Meelker, R., 1916. Griendcultuur. Goedkope geïllustreerde land- en tuinbouwbibliotheek van De Veldbode nr. 97. Maastricht.

Meeuwissen, T.W.M., 1985. Betekenis van groeiplaats en potentieel natuurlijke vegetatie voor de beheersplanning. Rapport Staatsbosbeheer, Utrecht. 106 p.

Meeuwissen, T.W.M. & H. Rottier 1984. Geschiedenis, biomassa en structuur van enige elzenbossen, wilgen-, gagel- en kruipwilgstruwelen in Drenthe. Rapport Landbouwhogeschool Wageningen. 106 p.

Meulen, F. van der & E.A.J. Wanders, 1985. Dynamics and management of some coastal dune woodlands near The Hague, The Netherlands. Vegetatio 62: 457–465.

Meyden, H.A. van der, 1978. Mens, bos en hout. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 50 (4): 87–90.

Middleton, J. & G. Merriam, 1985. The rationale for conservation: problems from a virgin forest. Biological Conservation 33: 133–145.

Miegroet, M. van, 1976. Van bomen en bossen. 2 delen. Story-Scientia, Gent.

Miegroet, M. van, 1980. Het bos als ekosysteem. Groene Band 39: 1–20.

Miegroet, M. van, 1987. Verzuringsverschijnselen in het bosekosysteem. Groene Band 68.

Minderman, G. & K.W.F. Leeflang, 1968. The amounts of drainage water and solutes from lysimeters planted with either oak, pine or natural dune vegetation, or without any vegetation cover. Plant and Soil 28 (1): 61–80, tevens Mededelingen ITBON no. 86.

Ministerie van Landbouw en Visserij, 1977. Structuurvisie op het bos en de bos en de bosbouw. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage. 82 p.

Ministerie van Landbouw en Visserij, 1984. Meerjarenplan bosbouw. Gedrukte stukken Tweede Kamer der Staten-Generaal 2. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage. 246 p.

Moerenhout, M. & M. Pas, 1987. Bostypen op Terschelling – kartering en ontwikkeling. Rapport RIN, Leersum.

Moerman, J.D. & E.M. van Zinderen Bakker, 1950. Het Beekbergerwoud. Nederlands Kruidkundig Archief 57: 363–384.

Mohren, G.M.J., J. van den Burg, F.W. Burger & H.J. Oterdoom, 1986. Fosforgebrek veroorzaakt door hoge stikstoftoevoer in douglasopstanden. Nederlands Bosbouwtijdschrift 58: 238–245.

Mohren, G.M.J. & H. Koop (eds), 1986. Bosecosysteemonderzoek in permanente proefperken. Bosecosystemen nr. 3. Bosecosysteemoverleg Nederland, Landbouwhogeschool, Wageningen.
Molenaar, J.G. de, 1982. De zoogdieren. In: Bosbouw en energie: ecologische aspecten. Nederlands Bosbouwtijdschrift 54: 245–247.
Molenaar, J.G. de, 1989. Waterbeheer en bosbouw. Nederlands Bosbouwtijdschrift 61 (1): 20–22.
Molenaar, J.G. de & H.J.W. Schimmel, 1984. Hakhout en natuurbehoud. Nederlands Bosbouwtijdschrift 56 (2/3): 35–54.
Moors, H., 1985. Inventarisatie van natuurtechnisch beheerde bossen. Rapport Staatsbosbeheer, Utrecht. 25 p.
Mörzer Bruyns, M.F. 1947. Over levensgemeenschappen. Dissertatie Utrecht. Kluwer, Deventer. 195 p.
Mulder, J., 1988. Impact of atmospheric deposition on soils: field monitoring and aluminium chemistry. Dissertatie Wageningen.
Muller, R.N. & F.H. Bormann, 1976. Role of Erythronium americanum Ker. in energy flow and nutrient dynamics of a northern hardwood forest ecosystem. Science 193: 1126–1128.
Muller, R.N., 1978. The phenology, growth and ecosystem dynamics of Erythronium americanum in the northern hardwood forest. Ecological Monographs 48: 1–20.
Müller, Th., 1962. Die Saumgesellschaften der Klasse Trifolio-Geranietea sanguinei. Mitteilungen der floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft N.F. 9: 95–140.
Nilsson, S.G., 1985. Ecological and evolutionnary interactions between reproduction of beech Fagus silvatica and seed eating animals. Oikos 44 (1): 157–164.
Noirfalize, A. & R. Vanesse, 1975. Conséquences de la monoculture des conifres pour la conservation des sols et pour le bilan hydrologique. Association des espaces verts, Bruxelles.
Noorden, B. van, 1986. Dynamiek en dichtheid van bosvogels in geïsoleerde loofbosfragmenten. Rapport RIN, Leersum.
Oberdorfer, E., 1970. Pflanzensoziologische Exkursionsflora für Süddeutschland und die angrenzende Gebiete. 3e Auflage. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
Odé, B., 1990. Hakhoutbeheer, bodem en vegetatie. Natuurhistorisch Maandblad 79(7/8): 208–212.
Odum, E.P., 1971. Fundamentals of Ecology. 3rd edition. W.B. Saunders Company, Philadelphia etc. 574 p.
Odum, E.P., 1972. Ecosystem theory in relation to man. In: J.A. Wiens (ed.). Ecosystem structure and function; proceedings of the 31st annual biology colloquium. Oregon State University Press. p. 11–24.
Oldeman, R.A.A., 1974a. Ecotopes des arbres et gradients écologiques verticaux en forêt guyanaise. La Terre et la Vie 28: 487–520.
Oldeman, R.A.A., 1974b. L'architecture de la forêt guyanaise. Dissertatie Montpellier.
Oldeman, R.A.A., 1981a. Schaal, grootschaligheid en kleinschaligheid in de bosbouw. Nederlands Bosbouwtijdschrift 53 (3): 69–81.
Oldeman, R.A.A., 1981b. Bosbouw in Nederland anno 1981: beheren of beheersen? Groene Band 44: 1–11.
Oldeman, R.A.A., 1983. Dood hout in tropische regenbossen. Nederlands Bosbouwtijdschrift 55 (2/3): 112–118.
Oldeman, R.A.A. & J.J. Westra, 1980. De betekenis van hout in de oecologie van boom

en bos. Nederlands Bosbouwtijdschrift 52 (2): 39–46.
Oldeman, R.A.A., J.J. Westra & O.R. Tenge, 1983. Bosontwikkelingen, natuurwaarde en transectanalyse. Nederlands Bosbouwtijdschrift 55 (6): 242–257.
Olszewski, J.L., 1968. Role of uprooted trees in the movements of rodents in forests. Oikos 19: 99–104.
Opdam, P., 1982. De avifauna. In: Bosbouw en energie: ecologische aspecten. Nederlands Bosbouwtijdschrift 54 (7/8): 243–245.
Opdam, P., 1983. Verspreiding van broedvogels in het cultuurlandschap: de betekenis van oppervlakte en isolatie van ecotopen. WLO-mededelingen 10 (4): 179–189.
Opdam, P., 1984. Verspreiding van broedvogels in het cultuurlandschap: de betekenis van oppervlakte en isolatie van ecotopen. WLO-mededelingen.
Opdam, P. & G.J. van Bladeren, 1981. De vogelbevolking van beheerde en onbeheerde delen van het Forstamt Hasbruch (Oldenburgerland, B.R.D.) in relatie tot de bosstructuur. Rapport RIN, Leersum. 32 p.
Opdam, P., D. van Dorp & C.J.F. ter Braak, 1984. The effect of isolation on the number of woodland birds in small woods in the Netherlands. Journal of Biogeography 11 (6): 473–478.
Opdam, P., G. Rijsdijk & F. Hustings, 1985. Bird communities in small woods in an agricultural landscape: effects of area and isolation. Biological Conservation 34 (4): 333–352.
Opdam, P. & A. Schotman, 1986. De betekenis van structuur en beheer van bossen voor de vogelrijkdom. Nederlands Bosbouwtijdschrift 58: 21–33.
Opdam, P.F.M., 1983. De ecologie van bosvogelgemeenschappen. Het Vogeljaar 31 (2): 66–73.
Opdam, P.F.M., J.T.R. Kalkhoven & J. Philippona, 1984. Verband tussen broedvogelgemeenschappen en begroeiing in een landschap bij Amerongen. Reeks Landschapsstudies Pudoc, Wageningen. 117 p.
Oosterbaan, A., 1987. Een onderzoek naar de invloed van bekalking en oppervlakkige grondbewerking op natuurlijke verjonging van beuk (Fagus sylvatica). Rapport nr. 488. Rijksinstituut voor Onderzoek in de Bos- en Landschapsbouw 'De Dorschkamp', Wageningen.
Oosterbaan, A. & G. van Tol, 1984. Natuurlijke verjonging van beuken op holtpodzolgronden. Nederlands Bosbouwtijdschrift 56 (5): 145–153.
Oosterveld, P., 1975. Beheer en ontwikkeling van natuurreservaten door begrazing. Natuur en Landschap 29 (6): 161–171.
Oosterveld, P., 1977. Welk bosbeheer heeft wat met natuurbeheer te maken? Nederlands Bosbouw Tijdschrift 49 (4): 163–170.
Oudemans, Th.C., 1948. Gedenkboek ter gelegenheid van het 100-jarig bestaan van Schovenhorst. 1848 – 20 januari – 1948.
Overmars, W., 1986. Terugkeer van de ooibossen. Natuur en Milieu 10 (12): 4–8.
Pasma, B.R., 1983. De invloed van het oogsten van hout op de natuurlijke verjonging in grove dennenbossen op stuwwalgrond in de boswachterij 'Amerongse Berg'. Verslag Landbouwhogeschool, Wageningen. 44 p.
Passarge, H., 1984. Mitteleuropäische Waldschlagrasen. Folia Geobotanica & Phytotaxonomica 19 (3): 337–380.
Pels Rijcken, P.H., 1965. Schilschade van edelherten aan de grove den. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 37 (2): 30–65.
Persson, S., 1981. Succession in a south Swedish deciduous wood, a numerical approach.

Vegetatio 43: 1031–122.
Peterken, G.F., 1976. Long-term changes in the woodlands of Rockingham Forest and other areas. Journal of Ecology 64 (1): 123–146.
Peterken, G.F., 1977. General management principles for nature conservation in British woodlands. Forestry 50 (1): 27–48.
Peterken, G.F., 1981. Woodland conservation and management. Chapman and Hall, London. 328 p.
Peterken, G.F. & M. Game, 1984. Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of central Lincolnshire. Journal of Ecology 72 (1): 155–182.
Philippona, J., J. Kalkhoven & P. Opdam, 1983. De betekenis van vegetatiekenmerken voor bosvogelgemeenschappen. Het Vogeljaar 31 (2): 74–88.
Platje, E.R.P., 1988. Omvormingsbeheer voor het bosreservaat de Dassenberg. Rapport Landbouwuniversiteit Wageningen en RIN Leersum.
Poel, A.J. van der, 1976. Biologische en ecologische criteria bij het beheer van natuurlijk bos. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 48 (3): 97–99.
Poel, A.J. van der, 1980. Aanwijzing van bosreservaten en het wetenschappelijk onderzoek. Nederlands Bosbouwtijdschrift 52 (3): 70–73.
Pott, R., 1981. Der Einfluss der Niederholzwirtschaft auf die Physiognomie und die floristisch-soziologische Struktur von Kalkbuchenwäldern. Tuexenia 1: 233–242.
Prins, G.A.H., 1988. De ontwikkeling van de vegetatie in twee hakhoutcomplexen in De Liemers. Rapport RIN, Leersum.
Putman, R.J., 1986. Grazing in temperate ecosystems: large herbivores and the ecology of the New Forest. Croom Holm, London & Sydney.
Raabe, E.W., 1964. Auswirkung der Aufforstungen Amrums auf die Wasserbilanz. Die Heimat 71 (3): 1–8.
Rackham, O., 1976. Trees and woodland in the British Landscape. Dent & Sons, London. 204 p.
Rackham, O., 1980. Ancient woodland. Its history, vegetation and uses in England. Eduard Arnold, London. 402 p.
Ranger, J. & C. Nys, 1986. Étude des éléments minéraux dans un taillis des Ardennes (Nord de la France): bilan pour une rotation complète. Acta Oecologia/Oecologica Plantarum 7/21 (3): 287–305.
Reichle, D.E. (ed.), 1970. Analysis of temperate forest ecosystems. Springer-Verlag, Berlin etc.
Reijnen, M.J.S.M. & J.B.M. Thissen, 1986. Beïnvloeding van broedvogelpopulaties in bossen en grienden door verkeer. Landschap 3: 264–281.
Reuss, J.O. & D.W. Johnson, 1986. Acid decomposition and the acidification of soils and waters. Springer Verlag, New York etc.
Rijk, J.H. de, 1983. De invloed van oude bosbouwmethoden op bodem en vegetatie in het Edese Bos. Rapport Landbouwhogeschool, Wageningen. 39 p.
Rijksinstituut voor natuurbeheer, 1984 (1979, 1987). Natuurbeheer in Nederland. Deel 1. Levensgemeenschappen. Pudoc, Wageningen. 391 p.
Rijksinstituut voor Natuurbeheer, 1983. Natuurbeheer in Nederland. Deel 2. Dieren. Pudoc, Wageningen. 423 p.
Ritskes, T.M. & L. Bunschoten, 1987. Enkele uitkomsten uit de integrale inventarisatie van de Vierde Bosstatistiek. Nederlands Bosbouwtijdschrift 59 (4): 86–93.
Robertson, P.A., M.I.A. Woodburn & D.A. Hill, 1988. The effects of woodland manage-

ment for pheasants on the abundance of butterflies in Dorset, England. Biological Conservation 45 (3): 159–167.
Rozendaal, J. & R. Slootweg, 1982. Onderzoek naar veranderingen in Zuidlimburgse hellingbossen en de mogelijkheden van principale komponentenanalyse bij de beschrijving hiervan, april–oktober 1980. Verslag Rijksuniversiteit Leiden en RIN Leersum. 217 p.
Runge, A., 1975. Pilzsukzession auf Laubholzstümpfen. Zeitschrift für Pilzkunde 41: 31–38.
Runge, A., 1978. Pilzsukzession auf Kiefernstümpfen. Zeitschrift für Mykologie 44: 295–301.
Runge, F., 1987. Die Änderungen der Vegetation eines Birkenwaldes in 29 Jahren. Dechenia (Bonn) 140: 11–14.
Runkle, J.R., 1985. Disturbance regimes in temporate forests. In: S.T.A. Pickett & P.S. White (eds). The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Inc. Orlando etc. p. 17–33.
Rutter, A.J., K.A. Kershaw, P.C. Robins, et al., 1971. A predictive model of rainfall interception in forests. I. Derivation of the model from observations in a plantation of Corsican pine. Agricultural Meteorology 9: 367–384.
SBB (Staatsbosbeheer), 1979. De Amerikaanse vogelkers (II). Bosbouwvoorlichting nr. 8, p. 103.
SBB, 1982a. Holle bomen en dieren. Bosbouwvoorlichting 21(3): 46–48.
SBB, 1982b. Natuurlijke verjonging en genetische kwaliteit van het Nederlandse bos. Bosbouwvoorlichting 21(3): 44–46.
SBB, 1983. Interne instructiebeschikking bosbijdragen 1983. Rapport Staatsbosbeheer, Utrecht.
SBB, 1984. Prunus serotina Ehrh. Beleid en beheer van het Staatsbosbeheer ten aanzien van Prunus serotina. Rapport Staatsbosbeheer, Utrecht. 35 p.
SBB, 1985. De vitaliteit van het Nederlandse bos – Verslag van het landelijk vitaliteitsonderzoek 1985. Rapport Staatsbosbeheer, Utrecht.
SBB, 1986a. De vitaliteit van het Nederlandse bos 4. Verslag van het landelijk vitaliteitsonderzoek 1986. Rapport Staatsbosbeheer, Utrecht.
SBB, 1986b. De bossen in Zuid-Limburg. Voorkomen, betekenis en uitbreiding. Rapport Staatbosbeheer, Utrecht. 17 p.
SBB, 1987a. Effecten van luchtverontreiniging op terrestrische ecosystemen, met name bossen. Rapport Staatsbosbeheer, Utrecht. 31 p.
SBB, 1987b. Gemengde loofhoutbeplantingen. Rapport Staatsbosbeheer, Utrecht.
Schaars, A.H.G., 1974. De bosbouw van het 'Entel' in de tweede helft van de achttiende eeuw. Gelderse Historische Reeks V. Walburg Pers, Zutphen.
Schaffers, A.P., 1986. Zwammen over mycorrhiza, luchtverontreiniging en vitaliteit. Rapport Landbouwhogeschool Wageningen, Vakgroep Bosteelt.
Schaik, M. van, 1980. De invloed van het bosbeheer op de vegetatie van de Utrechtse Heuvelrug. Rapport Landbouwhogeschool, Wageningen. 33 p.
Schmidt, W., 1983. Experimentelle Syndynamik – Neuere Wege zu einer exakten Sukzessionsforschung, dargestellt am Beispiel der Gehölzentwicklung auf Ackerbrachen. Berichte der Deutschen botanischen Gesellschaft Band 46, p. 511–533.
Schmitthüsen, J., 1959. Allgemeine Vegetationsgeographie. Lehrbuch Allgemeiner Geographie IV. Berlin. 261 p.
Schotman, A., 1988. Tussen bos en houtwal: broedvogels in een Twents cultuurlandschap. Rapport RIN, Leersum.

Schütz, P.R., 1988. Prunus serotina en P. virginica, verslag van een verwarde geschiedenis. Nederlands Bosbouwtijdschrift 60 (9): 307–312.
Schütz, P.R. & G. van Tol (eindred.), 1980 (1981, 1990). Aanleg en beheer van bos en beplantingen. Pudoc, Wageningen. 504 p.
Schwabe-Braun, A., 1979. Werden und Vergehen von Borstgrasrasen im Schwarzwald. In: O. Willmanns & R. Tüxen (eds). Werden und Vergehen von Pflanzengesellschaften. Cramer, Vaduz. p. 387–405.
Shugart, H.H., 1984. A theory of forest dynamics. The ecological implications of forest succession models. Springer-Verlag, New York etc.
Sissingh, G., 1976. Betekenis en gevolgen van menselijke ingrepen voor de samenstelling en instandhouding van bossen, speciaal onder Nederlandse omstandigheden. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 48 (3): 86–96.
Sissingh, G., 1977. Bosbouw en natuurbeheer. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 49 (7/8): 229–238.
Sissingh, G., 1978. Mogelijkheden en beperkingen van het Nederlandse bos ten aanzien van het realiseren van de doelstellingen. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 50 (3): 39–51.
Slagt, M.E., 1981. De ontwikkeling van moerasbosvegetaties in het reservaat 'De Driehoek' in het Naardermeer (NH). Intern rapport 165 Hugo de Vries-laboratorium, Universiteit van Amsterdam. 52 p.
Sloet van Oldruitenborgh, C.J.M., 1982a. Exoten in natuurgebieden: rijkdom of armoe? Nederlands Bosbouwtijdschrift 54 (10): 299–306.
Sloet van Oldruitenborgh, C.J.M., 1982b. Rivierduinstruwelen langs de Overijsselse Vecht en tussen Ommen en Hardenberg. De Levende Natuur 84 (4): 97–109.
Smit, G. & A. Brakenhoff, 1983. De ontwikkeling van de vegetatie in het moerasboscomplex 'De Suikerpot' te Kortenhoef sinds 1972/1973. Rapport Hugo de Vries-laboratorium, Universiteit van Amsterdam. 40 p.
Smits, W., 1984. Gezonde mycorrhiza, gezonde bossen. Nederlands Bosbouwtijdschrift 56 (4): 92–96.
Snater, H., 1983. De invloed van konijnen op de bosstructuur. Huid en Haar 2 (3): 110–113.
Söderström, L., 1988. The occurrence of epixylic bryophyte and lichen species in an old natural and a managed forest stand in northeast Sweden. Biological Conservation 45 (3): 169–178.
Stefels, C.J., 1969. Hakhout, een relict. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 41 (1): 3–8.
Stephens, E.P., 1956. The uprooting of trees: a forest process. Soil science society proceedings 1956.
Stone, E.L., 1975. Windthrow influences on spatial heterogeneity in a forest soil. Mitteilungen Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen 51: 77–87.
Stortenbeker, C.W., R. Cosijn & R.A.A. Oldeman, 1983. Evaluatie: Doods hout? Nederlands Bosbouwtijdschrift 55 (2/3): 140–145.
Stumpel, A.H.P., 1985. Het beheer van reptielbiotopen. De Levende Natuur 86 (6): 212–218.
Sydes, C. & J.P. Grime, 1981. Effects of tree leaf litter on herbaceous vegetation in deciduous woodland. I. Field investigations. Journal of Ecology 69 (1): 237–248.
Thalen, D.C.P., 1981. Grote grazers en snelle snoeiers – het beheer van vegetaties. In: Verslag van het Veluwe-symposium, gehouden op 9 mei 1980 te Arnhem. Gelderse Milieufederatie, Arnhem. p. 21–39.
Thomas, J.W. (ed.), 1979. Wildlife habitats in managed forests. USDA Forest Service.

Agriculture handbook nr. 553.
Tinbergen, L., 1941. Vogels in hun domein. Amsterdam.
Tol, G. van, 1979. Natuurlijke verjonging van beuk op de Veluwe. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 51 (4): 106–112.
Trautmann, W., 1972. Vegetation (Potentielle natürliche Vegetation). Deutscher Planungsatlas Band 1: Nordrhein-Westfalen.
Tuinzing, W.D.J., 1938. Verslag van het rijksgriendproefveld te Langbroek en de andere griendproefvelden van 1931 tot 1938. Directoraat Landbouw, Den Haag.
Tuinzing, W.D.J., 1978. Griendhout en ander hakhout. Bijdragen en Mededelingen, Rijksmuseum voor Volkskunde 'Het Nederlandse Openluchtmuseum' 41 (2): 37–64.
Turcek, F.J., 1967. Oekologische Beziehungen der Säugetiere und Gehölze. Bratislawa.
Tüxen, R., 1956. Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. Angewandte Pflanzensoziologie 13: 5–42.
Tüxen, R. (red.), 1963. Bericht über das internationale Symposion für Vegetationskartierung von 23–26.3.1959 in Stolzenau – Weser. Weinheim. 500 p.
Tweel, P.A. van den, 1984. Prunus serotina: van uitroeiing naar beheersing. Bosbouwvoorlichting 23 (7): 77–81.
Tweel, P.A. van den & W.M.J. den Boer, 1986. De vitaliteit van de Nederlandse bossen: situatie, oorzaken en onderzoek. Nederlands Bosbouwtijdschrift 58: 82–90.
Tweel, P.A. van den & J.M. Brand, 1988. Achteruitgang van de vitaliteit – De huidige kennis. Bosbouwvoorlichting 27 (4): 48–53.
Tweel, P.A. van den, J. van den Burg & N.A. Leek, 1988. De praktijkproef Peel: achtergronden en opzet. Bekalking en bemesting praktisch toepasbaar? Bosbouwvoorlichting 27 (5): 61–66.
Tweel, P.A. van den & H. Eysackers, 1987. Black cherry, a poineer species or 'forest pest'. Proceedings of the Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen 90 (1): 59–66.
Tweel, P.A. van den & G. Krommendijk, 1986. Prunusonderzoek in de boswachterijen Dorst (N.Br.) en Appelscha (Fr.). Rapport Staatsbosbeheer, Utrecht.
Udo-Kuyper, D., 1978. Beweiding van bos. De Levende Natuur 81: (3/4): 88–92.
Vandeursen, J. & J. Wisse, 1985. De invloed van fluviatiele dynamiek op de groei en structuur van een natuurlijk Fraxino-Ulmetum in de Elzas. Rapport RIN, Leersum.
Veelenturf, P.W.N. & J. Zoetelief, 1983. Landschapsecologisch onderzoek in Zuid-Limburg: onmisbaar voor het beheer van de Zuidlimburgse hellingbossen. Natuurhistorisch Maandblad 72 (6/7): 110–115.
Veen, A.W.L., 1984. Onderschepping en verdeling van hemelwater in bossen. Nederlands Bosbouwtijdschrift 56 (11): 270–279.
Veen, H. van de, 1976. De Veluwe natuurlijk? Kiezen of opdelen! Tijdschrift Koninklijke Nederlandse Heide Maatschappij 87 (4): 173–180.
Veen, H. van de & S.E. van Wieren, 1980. Van grote grazers, kieskeurige fijnproevers en opportunistische gelegenheidsvreters. Rapport Instituut voor Milieuvraagstukken, Amsterdam. 31 p.
Veen, H.E. van de, 1979. Food selection and habitat use in the red deer (Cervus elaphus). Dissertatie Groningen.
Veen, H.E. van de, 1981. Naar een zelfregulerend ecosysteem. In: Verslag van het Veluwesymposium, gehouden op 9 mei 1980 te Arnhem. Gelderse Milieufederatie. p. 41–47.
Veen, H.E. van de, 1983. De invloed van bevreting door zoogdieren op de bosstructuur. Huid en Haar 2 (3): 99–105.

Veen, H.E. van de, 1985a. Grote beesten in het grote bos. Natuur en Milieu 9 (6): 8–13.
Veen, H.E. van de, 1985b. Natuurontwikkelingsbeleid en bosbegrazing. Landschap 2: 14–28.
Verdonschot, P.F.M. & H.H. Tolkamp, 1983. De rol van dood hout in stromend water. Nederlands Bosbouwtijdschrift 55 (2/3): 106–111.
Vermeer, J., 1984. De spontane vegetatie van het Aardbeienland (Veerse Meer) in 1982 (mede gezien in vergelijking tot enkele aangeplante bossen). Rapport Deltadienst, Middelburg. 45 p.
Verschoor, P., 1988. Natuurbevorderend omvormingsbeheer op het landgoed Plantloon. Rapport RIN, Leersum.
Verwey, J.A., 1983. Een vergelijkend onderzoek naar de kieming en vestiging van twee oecotypen van zwarte els (Alnus glutinosa (L.) Gaertn.). Rapport nr. 354. Rijksinstuut voor Onderzoek bos- en Landschapsbouw 'De Dorschkamp', Wageningen. 76 p.
Vink, A.P.A. (red.), 1971. Criteria voor milieubeheer. Oosthoek, Utrecht.
Vissers, J. & G. Verhoek, 1987. Spontane opslag van houtige planten op bermen, taluds en overhoeken. Rapport Staatsbosbeheer, afdeling Verkeerswegen.
Vlieger, J., 1985. Vijftig jaar heimwee naar meer-natuurlijk bos. Nederlands Bosbouwtijdschrift 57 (9): 236–243.
Vliet, I.M. van, 1982. Ecologische aspecten van bossen en beplantingen met verschillende grootte en spreiding. Nederlands Bosbouwtijdschrift 54 (3/4): 79–93.
Voous, K.H., 1983. De geografische herkomst van de Nederlandse bosvogels. Het Vogeljaar 31: 50–58.
Voûte, A.M., 1983. De betekenis van holle bomen voor onze inheemse vleermuizen. Nederlands Bosbouwtijdschrift 55 (2/3): 91–99.
Vries, W. de & A. Breeuwsma, 1985. De invloed van natuurlijke zuurbronnen, afvoer van biomassa en zure regen op de verzuring van Nederlandse bosgronden. Nederlands Bosbouwtijdschrift 57 (4): 111–117.
Vuure, C. van, 1983a. Over de invloed van bosstructuur op zoogdieren. Huid en Haar 2 (3): 121–127.
Vuure, C. van, 1983b. Overige invloeden van zoogdieren op de bosstructuur. Huid en Haar 2 (3): 114–120.
Vuure, T. van, 1983. Over de relatie tussen dode bomen en de niet-vliegende zoogdieren. Nederlands Bosbouwtijdschrift 55 (2/3): 100–105.
Vuure, T. van, 1985. Zoogdieren, bossen en wederzijdse invloeden. Literatuuroverzicht nr. 43. Pudoc, Wageningen. 135 p.
Wallis de Vries, M.F., 1987. De Amerikaanse vogelkers als stimulans tot ecologisch onderzoek aan bomen en struiken. De Levende Natuur 88 (4): 142–145.
Walraven, M. & E. van Loon, 1982. Bossen met oude exemplaren van Amerikaanse vogelkers. Rapport Landbouwhogeschool, Wageningen. 74 p.
Walter, H., 1968. Die Vegetation der Erde in öko-physiolischer Betrachtung. Band II: Die gemässigten und arktischen Zonen. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 1001 p.
Watt, A.S., 1923–1925. On the ecology of British beechwoods with special reference to their regeneration. Journal of Ecology 11: 1–48, 12: 145–204; 13: 27–73.
Weber, H.E., 1986. Waldumwandlung durch Beweidung in Niedersachsen. Natur und Landschaft 61 (9): 330–333.
Weeda, E.J., R. Westra, Ch. Westra & T. Westra, 1985, 1987, 1988. Nederlandse oecologische flora, delen 1, 2 en 3. Instituut voor Natuureducatie, Amsterdam.
Weinreich, H., 1979. De geschiedenis en vegetatie van de noorddrentse eikenbossen. Rap-

port Rijksuniversiteit Groningen. 26 p.
Werf, S. van der, 1972a. Effekten van recreatie op de vegetaties in natuurterreinen. Natuur en Landschap 62: 210–220.
Werf, S. van der, 1972b. Recreatie en natuurlijk milieu. ANWB Recreatiebrochure nr. 14: 13–18.
Werf, S. van der, 1978. Over het natuurbeheer van bossen. De Schouw 25. Vereniging 'Vrienden van de Hoge Veluwe'.
Werf, S. van der, 1983. De betekenis van dode bomen voor hogere planten. Nederlands Bosbouwtijdschrift 55 (2/3): 71–77.
Werf, S. van der, 1991. Natuurbeheer in Nederland. Deel 5. Bosgemeenschappen. Pudoc, Wageningen. (in voorbereiding)
Werf, S. van der, in voorbereiding. The influence of coppicing on vegetation. Vegetatio.
Werf, S. van der & G. Londo, 1978. Beheersaspecten van de levensgemeenschap bos. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 50 (4): 103–111.
Werkgroep 'Aanleg en beheer van bos en beplantingen', 1983. Aanleg en beheer van beplantingen buiten bosverband. Staatsbosbeheer, Utrecht. 94 p.
West, D.C., H.H. Shugart & D.B. Botkin (ed.), 1981. Forest succession. Concepts and application. Springer-Verlag, New York etc.
Westhoff, V., 1942. Onderzoekingen naar de sociologische plaats van de mieren in de Nederlandse bossen. Nederlands Kruidkkundig Archief 52: 317–320.
Westhoff, V., 1959. The vegetation of Scottish Pine Woodlands and Dutch artificial Coastal Pine forests, with some remarks on the ecology of Listera cordata. Acta Botanica Neerlandica 8: 422–448.
Westhoff, V., 1960. Bosmieren en mierenbossen. De Levende Natuur 63 (6): 121–128.
Westhoff, V., 1967. Invloed van het wild op de vegetatie. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 39 (5): 218–232.
Westhoff, V., 1976a. Beschermen wij de natuur terwille van de mens of terwille van de natuur zelf? Rede 40-jarig jubileum Stichting 'Het Noordhollands Landschap'. Rapport Stichting 'Het Noordhollands Landschap'.
Westhoff, V., 1976b. Het zichzelf handhaven van bos in de gematigde luchtstreken. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 48 (3): 58–65.
Westhoff, V., P.A. Bakker, C.G. van Leeuwen, E.E. van der Vos & I.S. Zonneveld, 1970, 1971, 1973. Wilde planten. Deel 1, Algemene inleiding; duinen; zilte gronden. Deel 2, Het lage land. Deel 3, De hogere gronden. Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland, ['s-Graveland] Amsterdam.
Westhoff, V. & A.J. den Held, 1969. Plantengemeenschappen in Nederland. Thieme, Zutphen. 324 p.
Westhoff, V. & M.F. Mörzer Bruijns, 1964. Hakhout. De Levende Natuur 67 (9): 189–196.
Westhoff, V. & J.N. Westhoff-de Joncheere, 1942. Verspreiding en nestoecologie van de mieren in de Nederlandse bossen. Tijdschrift voor plantenziekten, september–oktober 1942, p. 1–76.
Westra, J.J., 1978. Oerbos, natuurbos en ... ander bos. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 50 (4): 81–86.
Westra, J.J., 1983. Ecosystemen en bossoorten. Nederlands Bosbouwtijdschrift 55 (4):150–156.
Westra, J.J. & J.R.R. van den Wijngaard, 1978. 'Is ons bos onnatuurlijk'. Nederlands Bosbouw Tijdschrift (6): 159–163.

Westreenen, F.S. & Ph. Bossenbroek, 1987. Nogmaals hakhout, nogmaals een reactie. Natuurhistorisch Maandblad 76: 41–43.
Whitcomb, R.F., J.F. Lynch, M.K. Klimkiewicz, C.S. Robbins, B.L. Whitcomb & D. Bystrak, 1981. Effects of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest. In: L. Burgess & D.M. Sharpe (eds). Forest island dynamics in man-dominated landscapes. Springer Verlag, New York. p. 125–204.
Whitmore, T.C., 1975. Tropical rain forests of the Far East. Clarendon Press, Oxford. 282 p.
Whitmore, T.C., 1982. On pattern and process in forests. In: E.I. Newman (ed.). The plant community as a working mechanism. Blackwell Scientific Publications, Oxford. p. 45–59.
Whittaker, R.H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. Taxon 21 (2/3): 213–251.
Whittaker, R.H., G.E. Likens, F.H. Bormann, J.S. Eaton & T.G. Siccana, 1979. The Hubbard Brook Ecosystem: Forest nutrient cycling and element behaviour. Ecology 60: 203–220.
Wiegers, J., 1982. Untersuchungen zum Verhalten von Betula pubescens Ehrh. in Mooren der Niederlande. I. Prozesse der Vegetationsentwicklung in Niedermoor-Bruchwäldern in Nordwest-Overijssel. In: H. Dierschke (ed.). Struktur und Dynamik von Wäldern. J. Cramer, Vaduz. p. 275–294.
Wiegers, J., 1985. Succession in fen woodland ecosystems in the Dutch hafdistrict. J. Cramer, Vaduz. 152 p.
Wieren, S.E. van, 1987. Grote herbivoren in het natuurbeheer. In: S. de Bie, W. Joenje & S.E. van Wieren. Begrazing in de natuur. Pudoc, Wageningen. p. 200–214.
Wieren, S.E. van, 1988. Runderen in het bos. Instituut voor Milieuvraagstukken, Vrije Universiteit Amsterdam.
Wieren, S.E. van & J.J. Borgesius, 1988. Evaluatie van bosbegrazingsobjecten in Nederland. Rapport RIN, Arnhem.
Wijngaard, J.K.R. van den, 1977. Een bostypering voor de Veluwse bossen. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 49 (2): 66–78.
Wijngaard, J.K.R. van den, 1980. De bossen in Nederland. Nederlands Bosbouwtijdschrift 52 (3): 56–63.
Wijngaarden, A. van, 1962. De zoogdierfauna van het Speulder- en Sprielderbos. Rapport RIVON, Zeist. 13 p.
Wijngaarden, A. van, 1982. Verarming en verrijking van de zoogdierfauna. Natuur en milieu 6 (12): 18–25.
Wijngaarden, A. van & A. van der Ouderaa, 1983. De invloed van bevers (Castor fiber L.) op hun milieu. Huid en Haar 2 (3): 105–109.
Wilmanns, O., 1980. Zur Bedeutung von Saum- und Mantelgesellschaften für Schlupfwespen. In: O. Wilmanns & R. Tüxen (eds). Epharmonie. Int. Symp. Rinteln 9.4.–11.4.1979. Cramer, Vaduz. p. 329–350.
Wisboom van Giessendam, D.W.P.,1878. De teelt van griend- en teenhout in Nederland en het naburige Vlaanderen. Antwoord op prijsvraag Hollandsche Maatschappij van Landbouw, Schiedam.
Wit, T. de, 1988. De effecten van ozon op natuurlijke ecosystemen; een literatuuronderzoek. Rapport RIN, Leersum.
Wittig, R. & H. Neite, 1985. Acid indicators around the trunk base of Fagus sylvatica in limestone and loess beechwoods: distribution pattern and phytosociological pro-

blems. Vegetatio 64 (2, 3): 113–119.
Woerdeman, T. & W. Overmars, 1984a. Parkbossen in de achttiende eeuw. 1. Hakhoutbossen vroeger. Groen 40 (1): 19–27.
Woerdeman, T. & W. Overmars, 1984b. Parkbossen in de achttiende eeuw. 2. Hakhoutbossen nu. Groen 40 (2): 47–53.
Woerdeman, T. & W. Overmars, 1984c. Parkbossen in de achttiende eeuw. 3. Opgaand bos in de formele stijl. Groen 40: 106–111.
Wolterson, J.F., 1973. De grove den, een inheemse boom. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 45: 261–267.
Wolterson, J.F., 1974. Ons levende bos. Staatsbosbeheer, Utrecht.
Wttewaal, J., 1860. De bosschen in de gemeente Voorst en omstreken in verband beschouwd met het loofharken. De Volksvlijt (1860): 141–171.
Zadelhoff, F.J. van, 1976. Kringlopen van bio-elementen en organische stof in tropische regenwouden. Verslag Landbouwhogeschool Wageningen. 89 p.
Zonneveld, I.S., 1978. De plaats van de grove den in het natuurbehoud. Nederlands Bosbouw Tijdschrift 50 (4): 112–114.
Zukrigl, K., 1966. Urwaldreste in den niederösterreichischen Kalkalpen. In: Beiträge zur Pflanzensoziologie des Ostalpin-Dinarischen Raumes. Angewandte Pflanzensoziologie, Doppelheft XVIII/XIX. Springer Verlag.
Zukrigl, K., 1982. Vegetation und Bestandesstruktur in einem Naturwaldreservat der Hohen Tauern. In: H. Dierschke (ed.). Struktur und Dynamik von Wäldern. J. Cramer, Vaduz. p. 333–343.
Zukrigl, K., 1983. Baumarten und Waldökologie. Nederlands Bosbouwtijdschrift 55 (4): 157–167.

Lijst van gebruikte termen met toelichtingen en verwijzingen

Indien een term in de tekst verklaard is, wordt verwezen naar de betreffende pagina.

Abiotisch niet door levende organismen teweeggebracht of daaruit opgebouwd.
Aftakelingsfase zie pag. 22.
Antropogeen door de mens teweeggebracht of beïnvloed.
Areaal verspreidingsgebied.
Aselectief kappen kappen waarbij niet op stamvorm, vitaliteit, etc. van de bomen geselecteerd wordt.
Beheersvorm begroeiingstype veroorzaakt door een bepaald beheer, bij voorbeeld hakhout.
Biocide leven dodende, chemische stof.
Biogeen door levende organismen teweeggebracht of beïnvloed.
Biologische bodemactiviteit het totaal aan activiteiten van bodemorganismen, speciaal met betrekking tot de afbraak van organisch materiaal.
Biomassa totale hoeveelheid levende stof van een bepaalde groep organismen.
Bodemprofiel verticale doorsnede van de bodem.
Bodemvaag op verschillende bodems voorkomend.
Bodemverdichting verdichting (b.v. door betreding) van de bodem, waarbij de bodemdeeltjes dichter op elkaar komen en de bodem minder toegankelijk wordt voor lucht en water.
Boerengeriefhout gebruikshout, b.v. voor het maken van afrasteringen.
Boomfase zie pag. 22.
Boomlaag vegetatielaag die door de boomkruinen bepaald wordt.
Boreaal tijdperk tijdens het Holoceen.
Bos zie pag. 4.
Bosbouw het aanleggen en onderhouden van bossen.
Bosdoeltype zie pag. 100.
Bosgemeenschap zie pag. 7.
Bostype een combinatie van bossen die homogeen zijn voor bepaalde kenmerken (bij voorbeeld de samenstelling van de boomlaag, de ouderdom van de

bosgroeiplaats en het grondgebruik voor de bosaanleg).

Bovenstaander zie pag. 5.

Broekbos een op drassige grond (broek) groeiend bos.

Browser zie pag. 65.

Buffer, bufferzone (in het kader van het natuurbehoud) – gebied langs bos of natuurreservaat om nadelige invloeden vanuit de omgeving op te vangen.

Climax stabiele, bij het klimaat passende eindtoestand waarin een vegetatie geraakt of verkeert indien de mens niet ingrijpt.

Climax-complex zie pag. 23.

Climaxsoort plante- of diersoort karakteristiek voor climax.

C/N-quotiënt de verhouding tussen koolstof en stikstof, vaak bepaald bij chemische bodemanalysen.

Coulissenkap zie pag. 82.

Cultuurbos zie pag. 5.

Cultuurdruk de mate aan invloeden vanuit de menselijke cultuur.

Cyclische bosontwikkeling (cyclische successie) bosontwikkeling of successie met kringloop van stadia (dus zonder bepaald eindstadium).

Degradatie vermindering van (natuur)waarde.

Dichte fase zie pag. 22.

Diepploegen diep (ca. $\frac{1}{2}$ m) omploegen van de bodem.

Differentiatie verscheidenheid.

Diversiteit de mate aan verscheidenheid (o.a. betreffende het aantal soorten, de verdeling van aantallen over soorten, de structuur van de vegetatie).

Doorgeschoten hakhout hakhout dat na de laatste maal afgezet te zijn meer dan 1,5 maal de normale kapcyclus is doorgegroeid. Ook hakhout met uitgeputte stobben waarop na verwaarlozing slecht kreupelhout is ontstaan, wordt hiertoe gerekend. Doorgeschoten hakhout hoger dan 15 m wordt tot het opgaande bos gerekend.

Dunnen zie pag. 80.

Ecologie wetenschap die de betrekkingen tussen organisme en milieu bestudeert.

Ecosysteem de totaliteit van een levensgemeenschap en haar milieu.

Ecotype ras binnen een soort, aangepast aan een specifieke standplaats maar in staat tot kruising met andere ecotypen van dezelfde soort.

Edafische factoren invloeden van bodemkundige aard op de samenstelling van flora, vegetatie en fauna.

Endogeen van binnen afkomstig.

Epifyt zie pag. 12.

Epixyl zie pag. 19.

Eutrofiëring voedselverrijking.

Exogeen van buiten afkomstig.

Exoot plantesoort die door de mens opzettelijk is ingevoerd in een gebied waar zij oorspronkelijk niet voorkwam.

Extensief maaien, kappen of begrazen maaien, kappen of begrazen met geringe intensiteit en/of frequentie; bij begrazen meestal over grote oppervlakten.

Fase zie pag. 22.

Fenologie studie van het verband tussen de organische natuurverschijnselen en de weersomstandigheden.

Freatofyt plantesoort die voor zijn voortbestaan afhankelijk is van de invloedssfeer van het grondwater.

Fungi schimmels.

Fysiologische leeftijd of omloop leeftijd die een boomsoort of opstand zonder menselijk ingrijpen doch afhankelijk van de plaatselijke omstandigheden kan bereiken.

Gemengd bos zie pag. 4.

Genetisch wat op erfelijkheid betrekking heeft.

Gesloten bos zie pag. 4.

Gleygrond grond die gevormd is onder invloed van een in hoogte wisselende grondwaterspiegel.

Gradiënt geleidelijke ruimtelijke overgang in milieu, vegetatie of in het beheer.

Grazer zie pag. 65.

Griend zie pag. 5.

Groeiplaats het totaal van de voor de groei van planten (o.a. bomen) relevante milieufactoren klimaat, bodem, expositie en waterhuishouding, zoals ze in het terrein op elkaar en op de (bos)vegetatie inwerken.

Groepenkap zie pag. 82.

Hakgriend zie pag. 126.

Hakhout (bos) zie pag. 5.

Herstelsuccessie successie na verstoring of degradatie.

Heterogeniteit mate van verschil.

Holebroeder vogelsoort die zijn nest in holen of boomholten maakt.

Homeostatische periode (in bosontwikkeling) – periode waarin bos constant blijft betreffende zijn samenstelling en andere eigenschappen, zulks als gevolg van een complex van regelsystemen.

Hoogdunning dunning in de hoofdopstand, dus in de heersende bomen.

Hoogstamhakhout zie pag. 5.

Horstenkap zie pag. 82.

Houtteelt bosbouw die op houtproduktie gericht is.

Hudewald zie pag. 21.

Humide vochtig (van klimaat).

Humus al het materiaal dat onder invloed van biologische en/of chemische processen ontstaat uit vers plantaardig en dierlijk afval.

Hydrologie waterhuishouding.

Indicator organisme dat op een bepaalde milieu-omstandigheid wijst.

Intensief krachtig, sterk.

Intermediate feeder zie pag. 56.

Inwendig beheer zie pag. 53.

Jeugdfase zie pag. 22.

Jong bos zie pag. 6.

Jong bosgebied zie pag. 6.

Jonge fase zie pag. 22.

Kaalkap zie pag. 82.

Kale fase zie pag. 22.

Kapcyclus (van hakhout) periode tussen twee opeenvolgende tijdstippen van kap.

Kapgradiënt geleidelijke ruimtelijke overgang in kapintensiteit, bij voorbeeld van hakhout via middenbos, opgaand bos met lange oplooptijd en uitkapbos naar natuurbos.

Kapregime wijze van kappen.

Kronenprojectie dat deel van een opstand in procenten van de totale oppervlakte dat wordt bedekt door de loodrechte projectie van bomen en struiken (bij de kronen gaat het hier om de zogenaamde uitwendige bedekking, die bepaald wordt door de omtrek van de kronen).

Kroonsluiting zie kronenprojectie.

Kruidlaag vegetatielaag die (grotendeels) uit kruidachtige planten bestaat.

Kunstmatige verjonging zie pag. 76.

Laagstamhakhout zie pag. 5.

Levensgemeenschap totaliteit van elkaar beïnvloedende, tot verschillende soorten behorende organismen, te zamen gebonden aan een bepaald milieu.

Lichten zie pag. 81.

Licht(boom)soort (boom)soort die voor haar kieming, groei en ontwikkeling veel licht nodig heeft.

Loofbos zie pag. 4.

Luchtfoerageerder vogelsoort die vliegend zijn prooi bemachtigt zoals o.a. vliegenvangers en zwaluwen.

Maalschap een marke waarbij het accent van het reglement op bossen valt.

Macroklimaat het 'gewone' klimaat, waaronder verstaan wordt het gemiddelde weer (over 30 jaar) op een bepaalde plaats op aarde, onafhankelijk van het bodemreliëf, de grondsoort en de vegetatie.

Malebos bos van een maalschap.

Mantel dichte rand van heesters, vaak doornstruiken, eventueel versterkt door

lianen, die op voedsel- en/of kalkrijke gronden de overgang vormt tussen een loofbos en het daaraan grenzende open terrein (meestal grasland).

Mark(e) vereniging van personen die van oudsher gronden in onverdeelde eigendom bezitten en die gronden zelf.

Markebos bos van een bosmark.

Mast de produktie van boomzaden, in het bijzonder eikels en beukenoten die als varkensvoer werden gebruikt.

Mastjaar jaar met een goede zaadproduktie van een boomsoort.

Meereisende boomsoort boomsoort die niet op de voedselarmste gronden groeit, maar hogere eisen stelt aan de bodemvruchtbaarheid.

Mesoklimaat grootschalige variaties op het macroklimaat, veroorzaakt door topografie of soms door mens of vegetatie. Voorbeelden zijn het mesoklimaat van grote boscomplexen, ravijnen, bergtoppen en steden.

Middenbos zie pag. 5.

Microklimaat klimaat op kleine schaal, in de benedenste paar meter van de dampkring.

Microreliëf kleinschalig reliëf zoals in de vorm van molshopen, wortelkluiten van omgewaaide bomen.

Milieu omgeving temidden en door middel waarvan een organisme kan leven, bestaande uit de verzameling van uitwendige factoren als klimaat, reliëf, bodem, waterhuishouding en de invloeden van andere organismen, de mens inbegrepen.

Mineralisatie omzetting van organische stof waarbij mineralen vrijkomen.

Minimumareaal zie pag. 15, 16.

Minimumstructuurareaal zie pag. 26.

Moder zie pag. 11.

Mor zie pag. 11.

Moslaag de vegetatielaag die uit mossen bestaat.

Mull zie pag. 11.

Mycorrhiza geheel van schimmeldraden en plantenwortels die met elkaar in symbiose leven.

Naaldbos zie pag. 4.

Natuurbos zie pag. 5.

Natuurlijke verjonging zie pag. 76.

Natuurtechniek zie pag. 3.

Natuurtechnisch bosbeheer zie pag. 3.

Natuurwaarde waarde van een gebied voor het natuurbehoud die ontstaat door de mate van zeldzaamheid, karakteristiciteit, diversiteit en gaafheid, terwijl de mate van vervangbaarheid, gestoordheid en onnatuurlijkheid negatief met de natuurwaarde zijn gecorreleerd.

Niets-doen-bos zie pag. 5.

Nutriënt voedingsstof

Nuttige neerslag het deel van de neerslag dat aan het grondwater ten goede komt, bestaande uit de neerslag verminderd met de verdamping.

Oerbos, oerwoud zie pag. 6.

Omloop(tijd) de gemiddelde leeftijd van een boomsoort of opstand, waarop de bomen worden geveld vanwege hun optimale bruikbaarheid.

Omtrekken zie pag. 88.

Omvorming(sbeheer) zie pag. 135.

Onderhout de onder de hoofdopstand aanwezige begroeiing van bomen en struiken.

Onderstandige bomen bomen lager dan de hoofdopstand

Ooibos rivierbegeleidend bos

Open bos zie pag. 4.

Opgaand bos zie pag. 5.

Opslag houtige planten die opkomen zonder door de mens te zijn geplant of gezaaid.

Opstand een bosoppervlakte die zich door leeftijd, boomsoort(en), groeiplaats, structuur en groei van zijn omgeving onderscheidt en die als aparte beheerseenheid wordt behandeld.

Oud bos zie pag. 6.

Oud bosgebied zie pag. 6.

Overstaander zie pag. 5.

Palaeobotanie wetenschap die zich bezighoudt met fossiele planten.

pH waterstofexponent, die de zuurgraad aangeeft van de bodem of het water.

Pionierboomsoort een boomsoort die zich in het eerste bossuccessiestadium op een bepaalde standplaats waar nog geen bosmilieu aanwezig is, kan vestigen of handhaven.

Pionierstadium binnen de bosontwikkeling is dit het eerste stadium waarin bomen zich vestigen op een plaats waar geen bos aanwezig is.

Plantenecologie wetenschap die de betrekkingen bestudeert tussen planten en hun milieu.

Plantverband het ruimtelijke patroon waarin bomen in cultuurbossen zijn aangeplant.

Pollenanalyse wetenschap die voor de kennis van de geschiedenis der vegetatie in een bepaalde periode bewaarde stuifmeelkorrels onderzoekt.

Potentiële natuurlijke vegetatie (pnv) zie pag. 38.

Primair (oer)bos zie pag. 6.

Pseudogleygrond op gleygrond gelijkend, doch gevormd onafhankelijk van het grondwater als gevolg van sterke wisselingen in vochttoestand doordat zich

dieper in de grond een laag bevindt die moeilijker voor water doorlaatbaar is zodat er tijdelijke stagnatie van water optreedt.

Rabat smal stuk grond tussen greppels, opgehoogd met de bij het graven van de greppels vrijgekomen grond. In gebieden met hoge grondwaterstanden werd bos vaak op rabatten aangeplant (o.a. hakhout).

Retrofiëring zie pag. 35.

Ringen zie pag. 86.

Ruwe humus onverteerde humus, donker verkleurde plantedelen (met duidelijk herkenbare celstructuur), welke niet of nauwelijks door de bodemfauna zijn aangetast.

Schaalvergroting uitbreiding van omvang en intensiteit.

Schaduw(boom)soort (boom)soort die voor zijn groei en ontwikkeling met een lagere dan de macroklimatisch bepaalde lichttoevoer tijdelijk kan volstaan.

Schermkap zie pag. 82.

Secundair (oer)bos zie pag. 6.

Selectief kappen kappen waarbij geselecteerd wordt op eigenschappen van de bomen, b.v. rechte stammen.

Sluiervegetatie deels uit lianen bestaande vegetatie, die zich over en tussen andere begroeiingen door slingert en daarmee veelal een onontwarbaar geheel vormt. Het meest voorkomend op vochtige, stikstofrijke grond, vaak op opgehoopte massa's organisch materiaal.

Snijgriend zie pag. 126.

Soortenrijkdom het aantal soorten van een groep organismen.

Spaartelg loot die men bij het afzetten van hakhout aanhoudt om haar te laten doorgroeien tot een boom.

Spontane verjonging zie pag. 76.

Stadium in de vegetatiekunde duidt men daar elke vegetatie mee aan, die met een stap in de ontwikkeling overeenkomt.

Stakenfase zie pag. 22.

Stambreuk het breken van de stam, b.v. ten gevolge van zware storm.

Stamfoerageerder (vogel)soort die voor zijn voedsel aangewezen is op boomstammen.

Steady state situatie van dynamisch evenwicht.

Stikstoffixatie fixatie van atmosferische stikstof, o.a. door bacteriën in de wortelknolletjes van hogere planten.

Stobbe zie pag. 112.

Stommel zie pag. 112.

Stoof zie pag. 112.

Strikt reservaat reservaat waarbinnen het beheer uit niets doen bestaat.

Stinzenmilieu milieutype dat ontstaan is door bemesting en bewerking van bo-

dems op buitenplaatsen, kerkhoven, bolwerken, e.d.

Stinzenplant plantesoort die in zijn verspreiding binnen Nederland voornamelijk of uitsluitend beperkt is tot stinzenmilieus.

Stronk zie pag. 112.

Strooksgewijze kap zie pag. 82.

Struiklaag vegetatielaag die uit struiken bestaat.

Structuur inwendige bouw, wijze waarop een samengesteld geheel is opgebouwd.

Structuurtype hier: bostype gekenmerkt door een bepaalde structuur.

Struweel struikgewas.

Struweelbos gesloten begroeiing met bomen en struiken waarbij splitsing van boom- en struiklaag niet goed mogelijk is.

Successie de opeenvolgende veranderingen die zich in de vegetatie voltrekken, waarbij een plantengemeenschap ontstaat of in een andere overgaat.

Sylvigenetische cyclus kringloop van de bosontwikkeling.

Uitkap zie pag. 82.

Uitkapbos zie pag. 5.

Uitwendig beheer zie pag. 53.

Variabel dunnen en lichten zie pag. 80.

Variabele kap zie pag. 82.

Vellen kappen.

Vervangingsgemeenschap zie pag. 37.

Vlaktegewijze kap zie pag. 82.

Waterhuishouding toestand van een streek (bosgebied) als gevolg van het water.

Winterkaal loofbos loofbos dat zijn blad voor de winter verliest.

Zeer extensieve begrazing zie pag. 61.

Zelfdunning spontaan optredende dunning waarbij een deel van de (dicht op elkaar staande) bomen afsterft.

Zelfregulatie het verschijnsel dat processen in de levensgemeenschap gestuurd worden door de organismen zelf, die elkaar onderling over en weer in evenwicht houden.

Zoom begroeiing van hoogopgaande kruiden op de overgang van mantel of bos naar grasland.

Zoomkap zie pag. 82.

Register van planten, plantengemeenschappen en dieren

Dit register is samengesteld om het opzoeken van de in dit boek genoemde plante- en diersoorten, en plantengemeenschappen te vergemakkelijken. Bij de alfabetisering staat het zelfstandig naamwoord voorop: 'kleine maagdenpalm' vindt men dus onder de M, maar 'haagbeuk' staat onder de H. Voor begrippen, met name van belang voor het natuurtechnisch bosbeheer, wordt verwezen naar de 'Lijst van gebruikte termen met toelichtingen en verwijzingen' (pag. 179), waarin tevens wordt verwezen naar de tekst van de hoofdstukken.

Abelen-Iepenbos 40, 121
adelaarsvaren 22, 93, 135
amfibieën 28
appelbes 77

beer, bruine 33
bergbasterdwederik 19
bergvlier 22
berk (ruwe en/of zachte) 22, 23, 25, 84, 86, 89, 111, 119, 128, 131
Berkenbroek 131
Berken-Zomereikenbos 37, 40, 57, 120
beuk 22, 23, 25, 34, 77, 84, 86, 90, 110, 114, 119, 128, 137, 139, 145, 149
beukvaren, smalle 28
bever 15
bloedzuring 93
boomklever 13
boommarter 13, 14, 16
bosanemoon 39, 61, 93, 115
bosbingelkruid 115
bosmuis 77
bospaard 13, 32, 33, 61, 67
bosrank 122, 123
bosviooltje, bleeksporig 115
bosviooltje, donkersporig 115
boswederik 93
boswilg 22
boszegge 93
boterbloem, gulden 93
braam 22, 43, 83, 122, 123
brandnetel, grote 83, 93, 146
buizerd 13

Canadapolulier 149, 150
cantharel 43

dagvlinders 29
das 15, 99, 116
daslook 115
den, Corsicaanse 130, 133, 150
den, grove 25, 35, 39, 89, 110, 129, 130, 131, 133, 150
den, Oostenrijkse 133, 150
den, zwarte 90
dennenorchis 130, 132
dennewolfsklauw 130
douglas 47, 83, 86, 90, 130, 133, 150, 154
driehoeksvaren, gebogen 28
Duin-Berkenbos 40, 120
Duin-Eikenbos 40, 120

edelhert 13, 33, 65, 68, 69, 70, 74
eekhoorn 13, 29, 77
eenbes 39, 115
egel 13
eik (zomer- en winter-) 34, 84, 86, 90, 93, 110, 111, 114, 119, 120, 121, 122, 128, 137, 139, 145
eik, Amerikaanse 77, 90, 119, 139

Eiken-Haagbeukenbos 26, 41, 79, 97, 106, 121, 123, 149
eland 33
els, zwarte 77, 111, 114, 119, 125, 127, 128
Elzenbronbos 26, 40
Elzen-Vogelkersverbond 37
es 111, 114, 119, 123, 125, 127, 128
esdoorn (gewone) 25, 119, 128
Esdoorn-Essenbos 40, 41
Essenbronbos 40
Essen-Iepenbos 40, 123, 125, 126, 135

fijnspar 77, 90, 130, 133, 148, 150
fitis 14, 29
fluiter 13

gaai, Vlaamse 77
geit 32
Gierstgras-Beukenbos 26, 94, 115, 120
Glanshavergemeenschap 37

haagbeuk 84, 111, 114, 121, 122, 128
hazelaar 84, 111, 114, 128
hazelhoen 33
hazelmuis 29
Heck-rund 67
heldenbok 19
helmbloem, rankende 43
hert, vliegend 19, 121
houtduif 13
houtsnip 14
hulst 22

iep 25, 39, 76, 111, 114, 128
insekten 13, 19, 20

jeneverbes 129

Kalk-Beukenbos 41, 121
kamperfoelie 22
kastanje, tamme 128
kat, wilde 33
kers, zoete 119, 123
keverorchis, kleine 130, 132
klaverzuring, witte 39
klimop 64, 119
klokje, ruig 39
konikpaard 67
konijn 13, 15, 113
korstmossen 12, 19, 29, 36, 41, 131, 132, 133
Korstmos-Dennenbos 41, 95, 131, 134
Kraaihei-Dennenbos 41, 131, 134
krenteboompje, Amerikaans 77, 90
kuifmees 132
Kussentjesmos-Dennenbos 131, 134

lariks 90, 130, 133, 150
lijsterbes 22
linde 119, 123
Linden-Haagbeukenbos 18, 26, 137
Linnaeusklokje 130, 132
lynx 33, 71

maagdenpalm, kleine 44
mees, zwarte 132
meidoorn 5
merel 151
mieren 14
mol 13
mossen 12, 19, 29, 41, 97, 123, 131, 132, 133
muizen 13, 15
muursla 29

nagelkruid, geel 93

oeros 13, 32, 33, 61, 65, 67
ooievaar, zwarte 33
orchideeën 64, 119, 121, 122

paard (gedomesticeerd) 32, 61, 65, 67, 68, 73, 109, 153
paard, wild 13, 32, 33
paardekastanje 128
parelgras 39
Parelgras-Beukenbos 40, 41, 79, 85, 121, 137
pimpelmees 14
pluimvee 45
populier, zwarte 35, 127, 128
populieren 145
pijpestrootje 146

ransuil 13
rapunzel, witte 93, 97

rapunzel, zwarte 97
ratelpopulier 76, 119
ree 13, 65, 69, 70, 74, 116
reptielen 63
reuzenzilverspar 133
robinia 128
roodstaart, gekraagde 29
Ruigt-Elzenbos 125
rund(vee) 32, 61, 65, 67, 68, 69, 73, 109, 113

schaap 32, 61, 64, 65, 67,68, 69, 73, 123
schapegras 146
Schietwilgenbos 126, 135
schimmels 19, 41, 132
schreeuwarend 33
sitkaspar 90, 133
slakken 14
sleutelbloem, slanke 61, 93, 115
smele, bochtige 43
specht, middelste bonte 33
specht, zwarte 33
spechten 13
staartmees 151

tarpan 13, 32, 33, 61, 67
taxus 35, 129
thuja 90
tjiftjaf 151
tsuga 77, 90, 130

varens 97
varken 32
vee 21, 32, 56, 61, 68, 69, 113
veldbies, grote 39
veldbies, ruige 39
Veldbies-Beukenbos 40, 41, 120
veldiep 39
vleermuizen 13, 14, 20, 87
vliegenvanger, grauwe 29
vlier, gewone 22
vlinders 14, 63
vogelkers, Amerikaanse 47, 58, 77, 83, 90, 91, 92
Vogelkers-Essenbos 26, 41, 49
vogels 13, 14, 15,16, 20, 28, 29, 31, 39, 45, 87, 99, 116, 118, 123, 133, 148, 150, 151, 152
vos 13

wilgen 77, 111, 125, 126, 128
wilgeroosje 19, 43
wintereik 34, 35, 123, 149
Wintereiken-Beukenbos 22, 23, 26, 42, 106, 115, 120, 137
winterlinde 35
wisent 15, 32, 65, 68
witrugspecht 33
witbol, gladde 83
witrugspecht 33
wolf 33, 70, 71

zilverden 150
zomereik 22, 25, 34, 35, 84, 118, 123, 148, 149
zoogdieren 13, 15, 20, 28
zwartkop 14, 151
zwijn, wild 13, 15, 33, 69, 70, 74

Inhoud deel 5 'Bosgemeenschappen'

1 Inleiding (Doelstelling – Ontwikkeling van de bostypologie in Nederland – De voorgeschiedenis van het nieuwe stelsel – Criteria voor een bostypologie – Gebruikte namen – Namen van soorten – Namen van plantengemeenschappen)

2 'Natuurlijkheid' en de herkenning van bosgemeenschappen (Het begrip potentieel-natuurlijke vegetatie – De pnv als basis voor Nederlandse bosvegetaties – Degradatie- en storingsreeksen – Indicatoren voor verhoogde voedselrijkdom – Het herkennen van de pnv – Beoordeling van de actuele bossamenstelling)

3 Toelichting op de beschrijvingen der bosgemeenschappen (Literatuur – Voorkomen – Standplaats – Landschap – Structuur en proces – Samenstelling – Bosranden en struwelen – Overige vervangingsgemeenschappen en voorstadia – Overige contactgemeenschappen – Betekenis – Bedreiging – Beheer)

4 De Bostypen (Korstmossen-Dennenbos – Kussentjesmos-Dennenbos – Kraaihei-Dennenbos – Kraaihei-Berkenbos – Berkenbroek – Droog Berken-Zomereikenbos – Vochtig Berken-Zomereikenbos – Droog Wintereiken-Beukenbos – Gedegradeerd Wintereiken-Beukenbos – Vochtig Wintereiken-Beukenbos – Elzen-Eikenbos – Duin-Eikenbos – Veldbies-Beukenbos – Gierstgras-Beukenbos – Parelgras-Beukenbos – Kalk-Beukenbos – Esdoorn-Essenbos – Gewoon Eiken-Haagbeukenbos – Kamperfoelierijk Eiken-Haagbeukenbos – Duin-Berkenbos – Abelen-Iepenbos – Droog Essen-Iepenbos – Elzenrijk Essen-Iepenbos – Vogelkers-Essenbos – Bosmuur-Elzenbos – Elzenbronbos – Essenbronbos – Ruigt-Elzenbos – Kalk-Elzenbroek – Gewoon Elzenbroek – Moerasvaren-Elzenbroek – Berken-Elzenbroek – Koningsvaren-Elzenbroek – Schietwilgenbos)

5 Toepassingen van het typenoverzicht (Toepassingen voor het natuurbeheer – Toepassingen voor de bosbouw – Kartering van bossen)

Appendix I. Overzicht van bomen en struiken in het Nederlandse bos
Appendix II. De verspreiding van de bosgemeenschappen
Appendix III. Synsystematiek van de bosgemeenschappen
Appendix IV. Determineersleutel van Nederlandse bosgemeenschappen
Appendix IV. Verklarende woordenlijst