

Ecologische effecten van **vlaktekop** op de kwaliteit van **bosecosystemen**



Onderzoek in opdracht van Stichting NatuurAlert Nederland naar
aanleiding van de Bossenstrategie van het ministerie van LNV



Ecologische effecten van **vlaktekop** op de kwaliteit van **bosecosystemen**

Onderzoek in opdracht van Stichting NatuurAlert Nederland naar
aanleiding van de Bossenstrategie van het ministerie van LNV

1 december 2020

Opdrachtgever:

Stichting NatuurAlert Nederland te
Haarlem

**Financiële ondersteuning:**

De studie is dankzij een ruimhartige
bijdrage van het Dinamo Fonds te Den
Haag tot stand gekomen.



INHOUD

Voorwoord	6	Effecten van vlaktekop op plantengemeen- schappen en vaatplanten	28
De personen die hebben bijgedragen aan het rapport	7	Effecten van vlaktekop op bomen	29
Deel I Uitgebreide Samenvatting	9	Effecten van vlaktekop op paddenstoelen	31
I-1 Inleiding	9	Effecten van vlaktekop op broedvogels	33
I-2 Bosgeschiedenis en bosbeleid in een notendop	9	Effecten van vlaktekop op vleermuizen	35
I-3 De Bossenstrategie, doelen en instrumenten, onderzoek vlaktekop	10	Effecten van vlaktekop op mieren	35
I-4 Onderzoek in opdracht van de Stichting NatuurAlert	11	Effecten van vlaktekop op insecten van dood hout	36
I-5 Samenvatting deelstudies	12	Effecten van vlaktekop op dagvlinders	38
Effecten van vlaktekop op biodiversiteit in bossen – E. Arnolds	12	II-4 Effecten van vlaktekop op ecologische bodemprocessen en de koolstof- en nutriëntenbalans – T.W. Kuyper en P. Bindraban	39
Effecten van vlaktekop op ecologische bodem- processen en de koolstof- en nutriëntenbalans – T.W. Kuyper en P. Bindraban	13	Samenvatting	39
I-6 Conclusies	14	Inleiding	39
Biodiversiteit in bossen	14	Effecten op bodemmicro-organismen	40
Bodem en klimaateffecten	14	Effecten van vlaktekop op bodemfauna	43
Deel II Onderzoeksrapport	17	Effecten van vlaktekop op de koolstofbalans	45
II-1 Bosgeschiedenis en bosbeleid	17	Effecten van vlaktekop op de koolstofopslag in de bodem	47
II-2 Onderzoek in opdracht van de Stichting NatuurAlert	19	Effecten op de stikstofkringloop	49
II-3 Effecten van vlaktekop op biodiversiteit in bossen – E. Arnolds	20	Effecten op kringlopen van andere planten- voedende stoffen	51
Samenvatting	20	II-5 Conclusies	53
Inleiding	21	Biodiversiteit in bossen	53
Het begrip biodiversiteit	21	Bodem en klimaateffecten	53
Bepaling van biodiversiteit	22	Literatuur	54
Biodiversiteit, een kwestie van schaal en heterogeniteit	22	Bijlage 1. Financiële resultaten van bosexploitatie – J.H. Kuper en K.J. Poppe	58
Biodiversiteit en natuurwaarde	23	Bijlage 2. Verklarende begrippenlijst	64
Bosontwikkeling en bosbeheer	24	Colofon	66
Natuurlijke bosontwikkeling	24		
Secundaire successie	25		
Natuurlijke bosontwikkeling en bosbeheer	26		
Effecten van vlaktekop op enkele belangrijke groepen organismen	28		



Voorwoord

In het eerste deel van de bosbeleidsnota van Minister Schouten worden de verbrede maatschappelijke doelen van bossen zoals behoud en herstel van biodiversiteit, klimaatbeleid, recreatie, en hoogwaardig hout uitgebreid besproken en beargumenteerd. Dat heeft brede maatschappelijke en politieke steun.

In het tweede deel worden de instrumenten, middelen en instituties die deze beleidsdoelen moeten realiseren omschreven.

Vooruitlopend daarop werd in het eerste deel ook al een passage opgenomen over vlaktekap als belangrijk instrument voor de realisatie van de doelen. Dat is weliswaar prematuur en ook verwarrend maar geeft wel enige duidelijkheid over de zienswijze. Bij de discussie in de Tweede Kamer werden daarbij vraagtekens gezet en om dat te benadrukken werd een ingediende motie van de leden Beckerman en Smeulders, breed ondersteund. In de motie werd opgeroepen een wetenschappelijke analyse te geven van de ecologische gevolgen van die beheersmaatregel, vlaktekap, voor de kwaliteit van de bossen.

In het navolgende rapport, dat op verzoek van de Stichting NatuurAlert in overleg met het ministerie van LNV, door een wetenschappelijke commissie van deskundigen is opgesteld, wordt in grote mate van detail ingegaan op de ecologische effecten van vlaktekap op biodiversiteit, bodem en klimaat. Er bestaat een grote mate van eenduidigheid in deze gevolgen en de vraagstelling van de Tweede Kamer motie wordt daarmee overtuigend beantwoord. In de Uitgebreide Samenvatting worden de resultaten summier weergegeven en in het hoofdrapport wordt een uitgebreide uiteenzetting gegeven gebruikmakend van nationale en internationale publikaties.

De door de Stichting NatuurAlert gegeven opdracht is daarmee volgens de commissie voldoende beantwoord. De commissie gaat er van uit dat haar wetenschappelijke bevindingen zullen worden benut.

De voorzitter van de wetenschappelijke commissie.
Prof. Dr. Ir. R. Rabbinge

De personen die hebben bijgedragen aan het rapport

Prof. Dr. Ir. R. Rabbinge, emeritus universiteitshoogleraar duurzame ontwikkeling, voedselzekerheid en productieecologie WUR, voorzitter en aanspreekpunt.

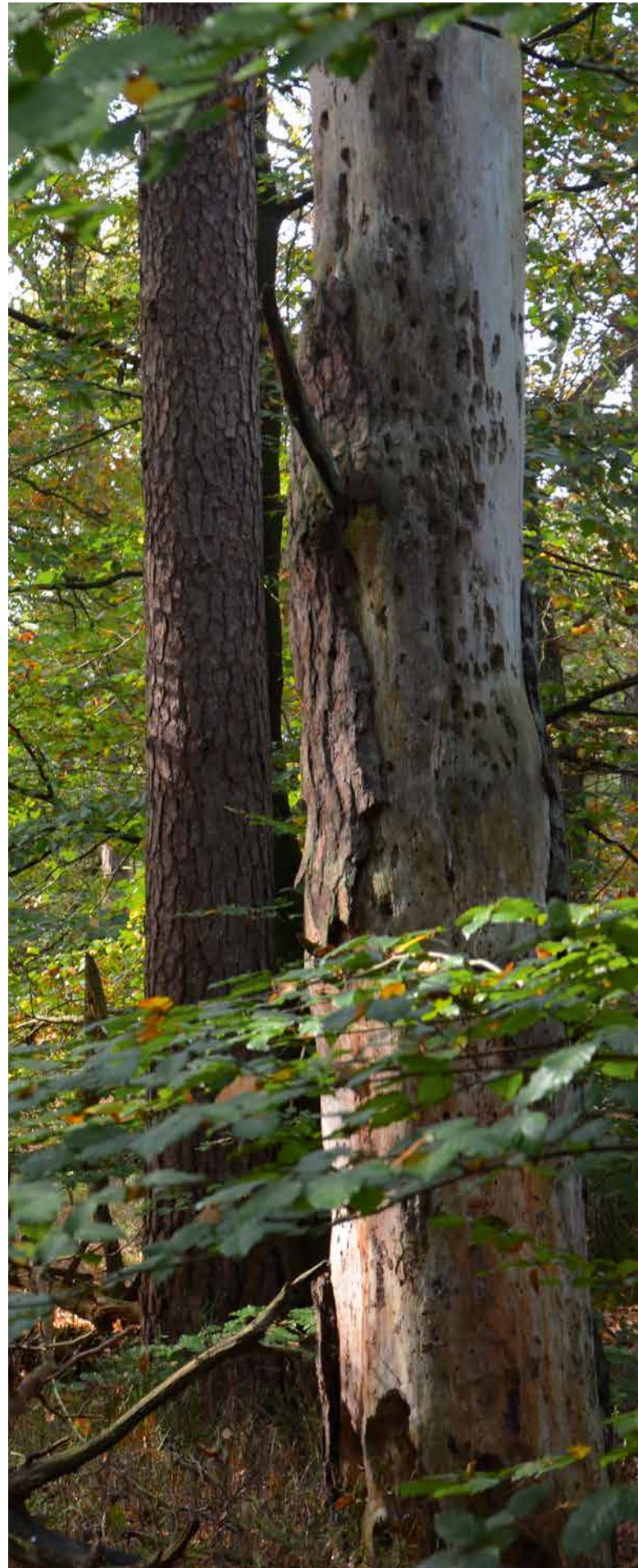
Dr. E. Arnolds, oud-hoofddocent Bosecologie WUR, en oud-directeur van het voormalige Biologisch Station te Wijster, auteur.

Prof. Dr. T.W. Kuyper, emeritus hoogleraar Bodembioecologie WUR, auteur.

Dr. Ir. P. Bindraban, productie-ecoloog en directeur Europa van het IFDC, auteur.

Dr. Ir. P.A. Leffelaar, oud-hoofddocent plantaardige productiesystemen WUR, wetenschappelijke ondersteuning.

Dr. C.F. van Beusekom, ecoloog en oud-directeur van Staatsbosbeheer, namens de Stichting NatuurAlert, coördinatie.





Deel I

Uitgebreide Samenvatting

I-1. Inleiding

Aanleiding voor de hier gepresenteerde studie is gelegen in de toenemende onrust die zich in de samenleving manifesteert over de toegenomen houtkap in onze bossen. Deze spitst zich toe op het fenomeen vlaktekap of – in het spraakgebruik gangbare – kaalkap: het volledig kappen en oogsten van stukken bos in het kader van het reguliere bosbeheer. De onduidelijkheid over de implementatie van het bosbeleid dat de minister van LNV ontwikkelt is mede oorzaak van die onrust. Omdat het voorgestelde beleid, eenmaal vastgelegd, het beheer van onze bossen voor lange tijd ingrijpend zal bepalen, achtte het bestuur van de Stichting NatuurAlert het noodzakelijk zich actief in de beleidsontwikkeling te mengen. En wel door een team van wetenschappelijke deskundigen een studie te laten verrichten naar de ecologische effecten van vlaktekap op de kwaliteit van bosccosystemen in relatie tot de beoogde doelstellingen van het bosbeleid. Het resultaat van deze studie ligt thans voor u. Het zal worden aangeboden aan de vaste commissie van LNV van de Tweede Kamer en ter kennis worden gebracht aan de minister van LNV en de Provinciale Staten van de 12 Provincies.

I-2. Bosgeschiedenis en bosbeleid in een notendop

Van nature was heel Nederland bedekt door loofbossen. Vanaf de vroege middeleeuwen werd daar zo fors de bijl in gezet, dat er rond 1850 nog maar 2% bos

over was, terwijl de oorspronkelijke bosbodems door eeuwenlange overexploitatie ernstig verarmden.

Vanaf het eind van de 19^e eeuw werd geïnvesteerd in de aanleg van nieuw bos, vooral op de zandgronden, vanuit het oogpunt van houtproductie en ten behoeve van de jacht. Die bossen werden na verloop van tijd weer gekapt en opnieuw aangelegd. Zo ontstond in ons land een bosbouwcultuur van kaalkappen en heraanleggen. De aangelegde bossen bestonden hoofdzakelijk uit eenvormige percelen met grove dennen.

Vanwege hun eenvormigheid waren deze bossen kwetsbaar. Vooral voor stormen en plagen. De stormen die in 1972 en 1973 de bossen in Nederland teisterden brachten bosbeheerders dat besef bij. Dit resulteerde in de tachtiger jaren van de vorige eeuw in een omslag in het bosbeheer. De meeste bosbeheerders stapten over op exploitatiesystemen die niet langer op kaalkap gebaseerd waren, maar op selectieve uitkap van individuele bomen. Zo werden bossen niet ingrijpend beïnvloed ecosystemen waaruit selectief geoogst werd, en waar jonge bomen zich spontaan vestigden. De eigenaar onttrekt er hout aan op een wijze die past bij de ecologie en natuurlijke dynamiek van het systeem. Dat leidde tot lagere exploitatiekosten, versterking en behoud van de biodiversiteit, en andere voor klimaatbeleid belangrijke functies.

Vanaf de jaren zeventig van de vorige eeuw voerde de rijksoverheid een eigen bosbeleid, dat in 1986 uitmondde in het Meerjarenplan Bosbouw, met tal van kwalitatieve en kwantitatieve doelstellingen. Dit Meerjarenplan deed dienst tot 2000. In dat jaar ging

het bosbeleid op in de visie Natuur voor mensen, Mensen voor natuur – waarmee de overheidssturing minder prominent het beleid bepaalde. Sindsdien wordt het bos grotendeels aan de sector overgelaten, doch het systeem van subsidiering van het bosbeheer bleef bestaan.

Rond 2012, ten tijde van staatssecretaris Bleker, is een aantal bouseigenaren, Staatsbosbeheer voorop, teruggekeerd naar het eertijds bestaande kaalkapsysteem. Deze terugkeer naar kaalkap als exploitatiesysteem heeft zich zonder expliciet in het parlement besproken te zijn voltrokken, maar was wel in lijn met het door Bleker geïnitieerde beleid. Drijfveer was de veronderstelling dat er op die wijze meer met de bosexploitatie te verdienen zou zijn. In diezelfde periode is de maatschappelijke betekenis van bossen steeds sterker in de publieke belangstelling gekomen, met name voor recreatief gebruik, als drager van biodiversiteit en vooral ook als belangrijke factor in het klimaatbeleid van de overheid. De tegelijkertijd toenemende vlaktekaping, als onderdeel van het regulier beheer bleef niet onopgemerkt en lokte steeds meer kritiek uit in de samenleving. Rond 2019 nam de maatschappelijke onrust dusdanige vormen aan, dat de minister van LNV aankondigde weer een bosbeleid te willen ontwikkelen. Zij kondigde aan daartoe een nationale Bossenstrategie te zullen ontwikkelen.

I-3 De Bossenstrategie, doelen en instrumenten, onderzoek vlaktekaping

De Bossenstrategie zal bestaan uit twee delen. Het eerste deel, Doelen en Ambities, is, met bijbehorende Kamerbrief, op 3-2-2020 aangeboden aan de Tweede Kamer.

Centraal doel: *“Op hoofdlijnen is het daarvoor van belang dat het bos completer (alle ontwikkelingsstadia) en meer divers (verschillende bostypen en boomsoorten) wordt. Het bosbeheer zal zich de komende decennia vooral moeten richten op biodiversiteit, klimaatadaptatie en klimaatmitigatie”. Voorts wordt gesteld: “Daarbij is van belang dat toekomstige generaties ook ruimte blijven houden voor houtoogst voor hoogwaardige toepassing”.* In het tweede deel, de Uitwerking, worden de maatregelen aangekondigd om de doelen te bereiken, evenals financiële instrumenten. In afwijking hiervan was reeds in het eerste deel een concrete maatregel opgenomen: *“Afhankelijk van het type bos en de gewenste*

verjonging is twee tot drie keer de boomhoogte nodig om meer licht te creëren voor de verjonging van bos. Dit leidt in regulier bosbeheer tot kapvlaktes van ongeveer 0,5 ha. Voortaan hanteren we dit maximum als uitgangspunt bij regulier beheer”.

De bovengenoemde doelen, expliciet verwoord in de strategienota, lijken strijdig, ook al wordt voorgesteld de omvang van de kapvlaktes te beperken. Ook is onduidelijk waarom deze ene maatregel reeds een plaats krijgt onder de Doelen en Ambities en niet in het tweede deel, de Uitwerking, waar ze logischerwijs thuishoort.

Dit riep vragen op in de commissie LNV van de Tweede Kamer, d.d. 9-6-2020, en leidde tot de motie Beckerman-Smeulders: *“De Kamer, gehoord de beraadslaging, constaterende dat in het vast te stellen bosbeheerbeleid wordt voorgesteld om voor vlaktekaping een oppervlakte van een halve hectare als maximum te hanteren; overwegende dat er geen consensus is over de ecologische effecten van vlaktekaping op de kwaliteit van boscossystemen; verzoekt de regering op dit punt nader wetenschappelijk onderzoek te laten verrichten door een deskundige externe partij en de resultaten hiervan te doen toekomen aan de Kamer; verzoekt de regering tevens om de desbetreffende passage uit de voorlopige Bossenstrategie aan te houden in afwachting van dit onderzoek; en gaat over tot de orde van de dag”.* Naar aanleiding van de reactie van minister Schouten zijn de laatste twee alinea's van deze motie vervangen door de volgende tekst: *“verzoekt de regering op dit punt nader wetenschappelijk onderzoek te laten verrichten door een deskundige externe partij en hier een passage aan te wijden in de Bossenstrategie”.* Deze gewijzigde motie is aangenomen op 16 juni 2020.⁽¹⁾

Ingevolge deze motie heeft de minister van LNV eind september een wetenschappelijk team samengesteld om het gevraagde onderzoek te verrichten. De opdracht luidt:

“Inzichten over vlaktekaping in Nederland: 1. Kenmerken/ onderscheid met uitkap, groepenkap 2. waar en waarom in NL toegepast 3. hoe in NL uitgevoerd, bv. frequentie, schaal, bodembewerking 4. Welke ecologische effecten heeft vlaktekaping onder die omstandigheden op de kwaliteit van verschillende boscossystemen?”

⁽¹⁾ Op 18 november is de nota “Bos voor de toekomst Uitwerking ambities en doelen landelijke Bossenstrategie en beleidsagenda 2030” gepubliceerd, met de toegezegde passage (p.29).

I-4 Onderzoek in opdracht van de Stichting NatuurAlert.

De Stichting NatuurAlert was in de gelegenheid gesteld door het ministerie over het bovenstaande mee te denken en vorm en inhoud te geven aan de opdracht voor de in te stellen commissie. Voorts zou worden overlegd over de samenstelling van de commissie. Jammer genoeg waren al personen aangezocht voordat de suggesties van de stichting werden besproken. De stichting heeft daarom besloten zelf eveneens een onderzoek te laten uitvoeren, parallel aan het onderzoek van het ministerie van LNV, met als vraagstelling: *“Wat is het ecologisch effect van vlaktekop op de kwaliteit van bosccosystemen?”*

Dit is de letterlijke formulering van de vraagstelling in de motie. Opdrachtgever NatuurAlert is van mening dat biodiversiteit én bodemkwaliteit (bodemvruchtbaarheid) relevant zijn voor het ecologisch effect van vlaktekop op de kwaliteit van ecosystemen. Deze thema's werden derhalve beide in de studie betrokken. In aanvulling hierop beschouwt de opdrachtnemer ook de door vlaktekop veroorzaakte klimaateffecten en heeft in overleg met de Stichting dit in de studie expliciet geadresseerd.

Het Ministerie en de Stichting zijn als volgt overeengekomen (Email correspondentie tussen de heren K. Wieringa van LNV en F. van Beusekom van Stichting NatuurAlert van 9 september 2020, die op 22 september 2020 per Email is bevestigd door de heer J. Osinga, DG NVLG aan J. Hoekema, voorzitter van NatuurAlert):

- “We stimuleren dat beide onderzoekstrajecten kennis nemen van elkaars wetenschappelijke inzichten. Het gaat daarbij om uitwisseling tijdens het onderzoekstraject en het becommentariëren van elkaars eindconcept. De reacties op het eindconcept worden integraal opgenomen in het eindrapport, inclusief de reactie van de opdrachtnemer.”
- “We streven ernaar om beide onderzoekstrajecten af te ronden voordat de Bossenstrategie wordt gepubliceerd, vermoedelijk begin november 2020. Als dat niet lukt, dan zullen er geen onomkeerbare besluiten worden genomen in de Bossenstrategie op het punt van kaalkap. Verwezen zal dan worden naar het lopende onderzoek.”

Afbakening van het onderzoek: De kwaliteit van bosccosystemen uitsluitend te beoordelen vanuit de invalshoeken Biodiversiteit en Bodem (inclusief stoffenbalans en daarmee samenhangende klimaataspecten).

Effecten van relevante externe factoren, met name stikstofdepositie en klimaatverandering, zijn mede in beschouwing te nemen. Niet-ecologische kwaliteitsaspecten, bijvoorbeeld houtteeltkundige, bedrijfstechnische, economische en esthetische, zijn in het kader van dit onderzoek niet aan de orde. Wel worden in Bijlage 1 de financiële consequenties van vlaktekop en op uitkap gebaseerde oogstmethoden weergegeven. Daaruit blijkt dat vlaktekop überhaupt verliesgevend is terwijl uitkap een positief financieel resultaat geeft.

Het bestuur van de Stichting NatuurAlert heeft de volgende personen bereid gevonden het onderzoeksteam te vormen:

- Prof. Dr. Ir. R. Rabbinge, voorzitter en aanspreekpunt.
- Dr. E. Arnolds, auteur.
- Prof. Dr. T.W. Kuyper, auteur.
- Dr. Ir. P. Bindraban, auteur.
- Dr. Ir. P.A. Leffelaar, wetenschappelijke ondersteuning.

De resultaten van het onderzoek vallen onder de verantwoordelijkheid van de onderzoekers. De conclusies worden collectief gedragen door het onderzoeksteam. De Stichting is verantwoordelijk voor de organisatie, productie en verspreiding ervan.

De werkzaamheden zijn verricht in de periode van 6 oktober tot 11 november 2020.

Het voorliggende rapport en het onderzoeksrapport van het LNV-onderzoeksteam zijn in een gezamenlijke bijeenkomst besproken en waar nodig aangepast, conform de afspraken tussen het Ministerie en de Stichting.



I-5 Samenvattingen deelstudies

Opmerking vooraf: de gebruikte begrippen en vaktermen in de deelstudies zijn gedefinieerd in Bijlage 2.

Effecten van vlaktekap op biodiversiteit in bossen

E. Arnolds

In dit deel worden de effecten van vlaktekap besproken op de diversiteit van vaatplanten, bomen, paddenstoelen (schimmels), vogels, vleermuizen, mieren, houtinsecten en dagvlinders.

Biodiversiteit wordt hier gebruikt als maatstaf voor de volledigheid van het karakteristieke soortenspectrum binnen een ecosysteem. Een toename van bossoorten is gunstig binnen een zich ontwikkelend bosecosysteem. Biodiversiteit kan ook op andere wijze toenemen en wel in de vorm van z.g. systeemvreemde soorten, bijvoorbeeld door versturende activiteiten en is dan ongewenst. Zo ontstaat in bossen door vlaktekap een afwijkend biotoop, waar zich tijdelijk triviale soorten van open gebieden kunnen vestigen.

In het bovenstaande geval gaat het om toename van biodiversiteit binnen de habitat door toename van karakteristieke soorten. Daarnaast is biodiversiteit ook een functie van schaal of oppervlak, bv. landschapsschaal. In dat geval is de toename van de biodiversiteit uitsluitend toe te schrijven aan het grotere aantal verschillende habitats. Een grotere biodiversiteit zegt in dat geval dus niets over de kwaliteit van die biodiversiteit.

Vlaktekap leidt, daar waar het wordt uitgevoerd, tot een decimering van biodiversiteit van bosorganismen. Bovendien blokkeert het de ontwikkeling naar een meer ontwikkelde vegetatie met een rijke biodiversiteit, bomen in alle leeftijdsfasen, groot dood hout en de daarbij behorende biodiversiteit. Vlaktekap van een bos betekent de grootst mogelijke verstoring, namelijk algehele afbraak van bestaand bos. Het leidt bovendien tot homogene soortenarme bossen terwijl voor een grotere klimaatrobuustheid gevarieerder en biodiverser bos gewenst is.

Vlaktekap leidt tot een sterke afname van bosplanten en een lokale, tijdelijke toename van lichtminnende kruiden en struiken. In tegenstelling tot kapvlaktes (20 soorten) zijn bossen rijk aan karakteristieke en deels zeldzame soorten (218 soorten). Bovendien zijn de kapvlaktesoorten niet specifiek voor bossen en bevinden zich er nauwelijks zeldzame soorten onder. Er is geen enkele reden om ten behoeve van de diversiteit van plantengemeenschappen of bepaalde plantensoorten vlaktekap toe te passen.

Voor het behoud van de diversiteit aan bomen is vlaktekap niet van belang, ook niet voor de Zomereik (Bosstrategie, p. 8). Er zijn buiten kapvlaktes voldoende omstandigheden waaronder deze boomsoort zich kan verjongen, zoals lichte en gedunde bosopstanden en open plekken in volgroeid bos.

Bossen hebben een zeer hoge diversiteit aan paddenstoelen. Ze zijn daar van levensbelang voor de afbraak van dode plantendelen en de vitaliteit van bomen via symbiose met boomwortels. Bij vlaktekap neemt deze diversiteit sterk af. Slechts enkele triviale houtbewonende soorten profiteren tijdelijk van vlaktekap. Herstel van de mycoflora van bossen duurt, afhankelijk van de uitgangssituatie, decennia tot eeuwen.

Kapvlaktes bieden kortstondig broedgelegenheid aan een beperkt aantal opportunistische vogelsoorten. Daardoor gaat de biodiversiteit van het boslandschap zeer lokaal kortstondig iets omhoog. Vlaktekap gaat evenwel ten koste van ecosystemen van opgaande bossen en oud bos waaraan een groot aantal vogels is gebonden.

Bossen vormen een belangrijk leefgebied voor acht soorten vleermuizen. Loofbossen aanmerkelijk meer dan naaldbossen. Hun aantallen nemen exponentieel toe met het ouder worden van bossen. In een bos jonger dan 70 jaar was de gemiddelde dichtheid 7 exemplaren per 100 hectare. Bos van 80 jaar bevatte er 77. De dichtheid loopt op naar 249 per 100 hectare in bos dat ouder is dan 130 jaar. Vlaktekap belemmert het ontstaan van oude bossen, en schaadt daardoor vleermuizen.

Voor rode bosmieren kunnen overgangen van kapvlaktes naar bos tijdelijk een gunstige vestigingsplaats vormen. Vanwege de korte geschiktheid en geringe mobiliteit van mierenvolken kan dit kunstmatige biotoop echter gemakkelijk werken als een ecologische valkuil. Door de aanwezigheid in vrijwel alle Nederlandse bossen van wegen, paden en open plekken hebben rode bosmieren voldoende nestelmogelijkheden, en zijn ze niet afhankelijk van kapvlaktes.

Bijna de helft van de fauna in bossen is gebonden aan dood hout. Daarvan vormen insecten de grootste groep. De permanente beschikbaarheid van groot dood hout in allerlei soorten, posities en verteringsstadia is zeer belangrijk voor deze dieren. Vlaktekop belemmert het ontstaan van oude bomen in verval. Op kapvlaktes is slechts gedurende korte tijd enig dood hout aanwezig met een beperkte variatie. Vlaktekop is zeer ongunstig voor fauna die aan dood hout gebonden is.

Dagvlinders van bossen hebben baat bij kleine, luwe open plekken en bosranden, bij voorkeur met een mantel van struiken en een zoom van kruiden. Kapvlaktes hebben een minder gunstig microklimaat, en zijn een te korte periode voldoende open om een mantel- of zoomvegetatie te laten ontstaan. Bovendien zijn ze doorgaans zeer arm aan nectarplanten en daardoor van weinig belang voor dagvlinders. De daarop volgende fases met een dichte, uniforme boomlaag zijn ongeschikt voor dagvlinders.

Samenvattend kunnen we concluderen dat er geen karakteristieke planten, dieren en paddenstoelen bestaan voor kapvlaktes, in tegenstelling tot de talloze organismen waarvan het leefmilieu beperkt is tot, vooral oude, bossen.

Vlaktekop biedt kortstondig een geschikt milieu voor lichtminnende planten en dieren van open habitats, zoals ruigtes, wegbermen, struwelen, bosranden, overgangen van bos naar heide en de natuurlijke open plekken in het bos. Maar vlaktekop is voor die planten en dieren niet nodig en voor de bosspecifieke organismen ongewenst.

Effecten van vlaktekop op ecologische bodemprocessen en de koolstof- en nutriëntenbalans

T.W. Kuyper en P. Bindraban

In dit deel wordt een overzicht gegeven van de effecten van vlaktekop op bodemprocessen, zowel de effecten op bodemleven als de effecten op bodembiochemische processen. Samenvatting van de relevante literatuur laat zien dat door vlaktekop de hoeveelheid micro-organismen significant achteruitgaan (achteruitgang 20%), waarbij schimmels gevoeliger zijn dan bacteriën (achteruitgang 25 respectievelijk 15%). Door vlaktekop verdwijnen mycorrhizaschimmels (vrijwel) geheel, waardoor het herstelvermogen en veerkracht van het boscossysteem worden aangetast.

Kleinere bodemdieren die in het bodemvoedselweb leven van micro-organismen, worden eveneens negatief door vlaktekop beïnvloed. Mijten lijken daarbij gevoeliger dan springstaarten. Voor de effecten van vlaktekop op de diversiteit van grotere ongewervelden (loopkevers, kortschildkevers) laat de literatuur een variabel effect zien, met zowel toename als afname van bepaalde groepen. Daarbij geldt dat vooral lichtminnende, niet voor bossen karakteristieke soorten, door vlaktekop positief beïnvloed worden.

Vlaktekop heeft daarnaast grote negatieve gevolgen voor de voorraden van koolstof en plantenvoedende stoffen. Over de hele boscyclus is sprake van een verlies aan koolstof van 40% en een nog hoger verlies aan plantenvoedende stoffen. Voor een gemiddeld naaldbos op zandige bodem is het koolstofverlies per hectare over de boscyclus geschat als 169 ton CO₂ equivalenten.

Vlaktekop leidt tot stikstofverliezen van vele honderden kilo's N per hectare, resulterend in vervuiling van het grond- en oppervlaktewater (door uitspoeling van nitraat). In sommige bodems gaat stikstofverlies gepaard met de productie van het broeikasgas lachgas, al zal de lachgasproductie bij bossen op sterk zandige bodems beperkt zijn. De negatieve effecten van vlaktekop zijn zowel het gevolg van de opslag van koolstof en nutriënten in hout (dat geoogst wordt) als van ver-

anderingen in de opslag in de bodem. Daarbij dient bedacht te worden dat de voorraden in de bosbodem meestal groter zijn dan die in de boom.

Hersteltijd van de oorspronkelijke situatie bedraagt vele tientallen jaren tot zelfs eeuwen, indien het gaat om de eigenschappen van oud bos (bos ouder dan honderd jaar), dat op dit moment in Nederland nog nauwelijks aanwezig is. Ook de zogenaamde terugbetaaltijd, de tijd die nodig is om een positieve koolstofbalans op te bouwen wanneer hout gebruikt wordt voor 'groene energie', bedraagt tenminste vele decennia. Berekeningen tonen aan dat vlaktekap en gebruik van hout voor energiedoeleinden vanuit klimaatperspectief negatieve effecten heeft doordat de terugbetaaltijd groter is dan wat met hout als energiebron bespaard wordt.

Doordat bossen en de bosbodems gedurende eeuwen koolstof kunnen ophopen in het hout en in de bodem, en doordat oudere bossen ook belangrijker zijn voor het behoud van de karakteristieke biodiversiteit, is het tegengaan van vlaktekap een zogeheten win-winsituatie waar zowel biodiversiteitsbehoud als de koolstofvastlegging van profiteren.

I-6 Conclusies

Op grond van de studies komt het team na uitgebreide discussies tot de volgende gezamenlijke conclusies.

Biodiversiteit in bossen

- Biodiversiteit is de verscheidenheid en veranderlijkheid van het leven op aarde in al zijn vormen en interacties en wordt hier gebruikt als maatstaf voor de volledigheid van het karakteristieke soortenspectrum binnen een ecosysteem. Biodiversiteit kan toenemen door het ouder worden van bossen. Systeemvreemde biodiversiteit kan toenemen door verstoringen, waaronder bosbouwkundige ingrepen, zoals vlaktekap. Dat betekent niet automatisch een toename van natuurwaarde.
- Vlaktekap verhindert het doen ontstaan van oudere bossen, loofbossen, oude bomen en groot dood hout. Het verhindert het ontstaan van de specifieke biodiversiteit die daar bij hoort en het leidt bovendien tot homogene soortenarme bossen terwijl

voor een grotere klimaatrobustheid gevarieerder en biodiverser bos gewenst is.

- Duizenden organismen zijn karakteristiek voor bossen, vooral oude bossen. Er zijn geen kenmerkende organismen voor kapvlaktes. Er is geen enkele reden om ten behoeve van de biodiversiteit vlaktekap toe te passen.
- Het effect van vlaktekap is onderzocht voor plantengemeenschappen en vaatplanten, bomen, paddenstoelen, broedvogels, rode bosmieren, dagvlinders, houtinsecten en vleermuizen. In alle gevallen blijkt dit effect negatief.
- Per saldo betekent vlaktekap voor een boscossysteem de grootst mogelijke verstoring: namelijk algehele afbraak van bestaand bos en blokkering van de verdere ontwikkeling van het boscossysteem naar oudere stadia met een veel rijkere biodiversiteit.
- Vlaktekap kan gedurende enkele jaren leiden tot het optreden van opportunistische soorten uit open landschappen. Die overwegend alledaagse soorten zijn niet specifiek voor, en niet afhankelijk van, vlaktekap.

Bodem en klimaateffecten

- Door vlaktekap is er een achteruitgang van micro-organismen en van bodemdieren die van deze micro-organismen leven.
- Door vlaktekap treden grote verliezen op aan koolstof. Dit is strijdig met de ambitie van de Bossenstrategie waarin staat dat bosbeheer essentieel is voor klimaatadaptatie en koolstofvastlegging (p. 9).
- Door vlaktekap kunnen aanzienlijke stikstofverliezen optreden, die kunnen leiden tot vervuiling van het grond- en oppervlaktewater elders.
- Door vlaktekap treden ook grote verliezen op aan andere voor planten en bomen essentiële voedingsstoffen (fosfor, calcium, magnesium, kalium). Daardoor wordt het bos minder veerkrachtig en weerbaar (vgl. p. 3 en p. 7 van de Bossenstrategie)

en gaat de kwaliteit van de bosbodem achteruit (p. 8 van de Bossenstrategie).

- Voor de essentiële plantenvoedende stoffen zijn de verliezen vanuit de bodemvoorraad belangrijker dan de verliezen door de oogst van het hout.
- Hersteltijd van de bodemvoorraad van koolstof en nutriënten bedraagt een periode van vele decennia.
- Gebruik van hout als vorm van 'groene energie' is vrijwel zeker negatief vanuit het perspectief van koolstofneutraliteit en de klimaatopgave (vastlegging CO₂ en vermindering broeikasgasemissies).
- Er bestaat synergie tussen de bijdrage die het bos levert aan de klimaatopgave (koolstofvastlegging) en het behoud van de voor bossen karakteristieke biodiversiteit (Bossenstrategie, p. 10); door vlaktekop worden beide negatief beïnvloed.
- Vlaktekop in het Nederlandse bos draagt bij tot een aanzienlijke vergroting van broeikasgasemissies en bemoeilijkt daarmee het behalen van de in het klimaatbeleid gedefinieerde doelstellingen.





Deel II

Onderzoeksrapport

II-1 Bosgeschiedenis en bosbeleid

Ontbossing in het verleden. Van nature was heel Nederland bedekt door loofbossen. Vanaf de vroege middeleeuwen werd daar zo fors de bijl in gezet, dat er rond 1850 nog maar 2% bos over was, terwijl de oorspronkelijke bosbodems door eeuwenlange overexploitatie ernstig verarmden.

Eenvormige herbebossing. Vanaf het eind van de 19^e eeuw werd geïnvesteerd in de aanleg van nieuw bos, vooral op de zandgronden, vanuit het oogpunt van produktie en ten behoeve van de jacht. Die bossen werden na verloop van tijd weer gekapt en opnieuw aangelegd. Zo ontstond in ons land een bosbouwcultuur van kaalkappen en heraanleggen. De aangelegde bossen bestonden hoofdzakelijk uit eenvormige percelen met grove dennen. Vanwege hun eenvormigheid waren deze bossen kwetsbaar. Vooral voor stormen en plagen. De stormen die in 1972 en 1973 de bossen in Nederland teisterden deden bosbeheerders beseffen dat de eenvormige naaldbossen die het resultaat waren van kaalkap en heraanleg, niet robuust genoeg waren als duurzaam bossysteem. Parallel aan de doorbraak van dat besef groeide de maatschappelijke waardering voor bos en natuur.

Omslag in het bosbeheer. Dit resulteerde in de tachtiger jaren van de vorige eeuw in een omslag in het bosbeheer. De meeste bosbeheerders stapten over op exploitatiesystemen die niet langer op kaalkap geba-

seerd waren, maar op selectieve uitkap van individuele bomen. Zo werden bossen niet ingrijpend beïnvloede ecosystemen waaruit selectief geoogst werd, en waar jonge bomen zich spontaan vestigden. De nieuwe aanpak maakte volop gebruik van de natuurlijke processen. Ze zijn bekend geworden onder namen zoals natuurvolgend bosbeheer, Pro Silva beheer en geïntegreerd bosbeheer, allemaal varianten van kaalkapvrije bosexploitatie. De natuurlijke processen doen het werk. De eigenaar onttrekt er door dunning en uitkap hout aan op een wijze die past bij de ecologie en natuurlijke dynamiek van het systeem. Dat leidde tot lagere exploitatiekosten, versterking en behoud van de biodiversiteit, en andere voor klimaatbeleid belangrijke functies.

Bosbeleid: Opkomst en verwaarlozing. Vanaf de jaren zeventig van de vorige eeuw voerde de rijksoverheid een eigen bosbeleid, dat in 1986 uitmondde in het Meerjarenplan Bosbouw, met tal van kwalitatieve en kwantitatieve doelstellingen. Dit Meerjarenplan deed dienst tot 2000. In dat jaar ging het bosbeleid op in de nota Natuur voor mensen, mensen voor natuur, uitgebracht door de staatssecretaris van LNV, G.H. Faber, samen met de ministers van VROM en van Ontwikkelingssamenwerking en de staatssecretaris van V&W. Daarmee bepaalde de overheid veel minder prominent het bosbeleid. Sindsdien wordt het bos grotendeels aan de sector overgelaten, doch het systeem van subsidiëring van het bosbeheer bleef bestaan.

Terugkeer naar kaalkap. Rond 2012, ten tijde van staatssecretaris Bleker, is een aantal boscogenaren, Staatsbosbeheer voorop, teruggekeerd naar het eertijds bestaande kaalkapsysteem, daartoe geprikkeld door het korte-termijngewin en het veronderstelde gebrek aan houtproductieperspectief dat de spontaan opkomende jonge bomen te bieden hadden. Deze terugkeer naar kaalkap als exploitatiesysteem heeft zich zonder expliciet in het parlement besproken te zijn voltrokken, maar was wel in lijn met het door Bleker geïnitieerde beleid. Drijfveer was de veronderstelling dat er op die wijze meer met de houtexploitatie te verdienen zou zijn. In werkelijkheid is dat echter niet het geval omdat bij kaalkap de meeste bomen op een financieel ongunstig moment worden gekapt en er daarna noodzakelijkerwijs in bosherstel geïnvesteerd moet worden, vele decennia lang; uit Bijlage 1 blijkt dat vlaktekap überhaupt verliesgevend is terwijl uitkap een positief financieel resultaat geeft.

Beleidsvernieuwing: Bossenstrategie. In diezelfde periode kwam de maatschappelijke betekenis van bossen steeds sterker in de publieke belangstelling, met name voor recreatief gebruik, als drager van biodiversiteit en vooral ook als belangrijke factor in het klimaatbeleid van de overheid. De tegelijkertijd toenemende vlaktekap, als onderdeel van het regulier beheer bleef evenmin onopgemerkt en lokte steeds meer kritiek uit in de samenleving. Begin 2019 nam de maatschappelijke onrust dusdanige vormen aan, dat de minister van LNV aankondigde weer een bosbeleid te willen ontwikkelen, in de vorm van een nationale Bossenstrategie. Ook onderkende zij de noodzaak om meer samenhang te brengen in het bossen-, natuur- en klimaatbeleid.

De teksten in de hieronder volgende vijf secties komen nagenoeg letterlijk uit de ontwerp Bossenstrategie en de bijbehorende Kamerbrief.

Doelen en Ambities. De Bossenstrategie bestaat uit twee delen. Het eerste deel, Doelen en Ambities, is, met bijbehorende Kamerbrief, op 3-2-2020 aangeboden aan de Tweede Kamer. Blijkens de tekst ligt de urgentie vooral in het herstel van biodiversiteit, het vergroten van de veerkracht van bossen (nationaal) en het tegengaan van ontbossing (nationaal en internationaal). De doelen betreffen de volgende thema's: bosuitbreiding, ontbossing, beheer van het bestaande bos (met inbegrip van klimateffecten) en bomen buiten het bos. In het kader van het hier gepresenteerde rap-

port zijn vooral de doelen van belang die betrekking hebben op het beheer van het bestaande bos.

Centraal doel: Biodiversiteit, klimaat, completer en diverser bos. Ten aanzien van het bestaande bos is het centrale doel dat het bos completer (alle ontwikkelingsstadia) en meer divers (verschillende bostypen en boomsoorten) wordt. Het bosbeheer zal zich de komende decennia vooral moeten richten op biodiversiteit, klimaatadaptatie en klimaatmitigatie. Daarbij is van belang dat toekomstige generaties ook ruimte blijven houden voor houtoogst voor hoogwaardige toepassing. De samenstelling van het Nederlandse bos moet diverser worden. Veel van onze bossen zijn aangelegd met productie als hoofddoelstelling. In het kader van klimaatslim bosbeheer worden de oorspronkelijke productiebossen op dit moment al geleidelijk omgevormd naar een multifunctioneel bos met een gevarieerde bosstructuur. Daarbij is de soortensamenstelling beter aangepast aan een gewijzigd klimaat. Het bosbeheer moet er dus voor zorgen dat het bos de effecten van klimaatverandering kan opvangen, koolstof opslaat en ruimte biedt aan hoge biodiversiteit. Dat vraagt kleinschalig, multifunctioneel en klimaatslim bosbeheer met sturing op leeftijd, bosstructuur en soortensamenstelling.

Bosbodems. In het bosbeheer is voorts extra aandacht nodig voor de kwaliteit van bosbodems (voedingstoestand, vochtuishouding, bodemstructuur en bodemleven). De bosbodem is belangrijk voor koolstofopslag en biodiversiteit. De koolstofvoorraad in de bodem is van dezelfde orde van grootte als de koolstofvoorraad in de biomassa en neemt toe bij verdere bosontwikkeling.

Bosveroudering. In de ontwikkeling van het bos in Nederland is het van belang dat alle ontwikkelingsstadia aanwezig zijn. Daarbij vraagt vooral veroudering aandacht. Er zijn meer plekken nodig waar bos echt oud kan worden, bomen van nature dood kunnen gaan en kunnen aftakelen. Meer ruimte bieden aan de verschillende ontwikkelingsstadia van bos zorgt voor een toename van de biodiversiteit.

Bosverjonging. Verjonging vindt grotendeels booms- of groepsgewijs plaats, zonder aanplant, via natuurlijke verjonging op open plekken. Doordat veel Nederlandse soorten afhankelijk zijn van voldoende licht is

kap van belang voor de biodiversiteit, dat geldt ook in natuurbossen. Doen we dit niet dan dreigen icoonsoorten met een hoge waarde voor de biodiversiteit, zoals de eik, te verdwijnen uit het bos.

Kapvlaktes als doel? Tot zover de voor het bestaande bos gestelde doelen. In het tweede deel van de Bossenstrategie, de Uitwerking, worden de maatregelen aangekondigd om de doelen te bereiken, evenals financiële instrumenten. In afwijking hiervan was evenwel al in het eerste deel een concrete maatregel opgenomen: *“Afhankelijk van het type bos en de gewenste verjonging is twee tot drie keer de boomhoogte nodig om meer licht te creëren voor de verjonging van bos. Dit leidt in regulier bosbeheer tot kapvlaktes van ongeveer 0,5 ha. Voortaan hanteren we dit maximum als uitgangspunt bij regulier beheer”*. Deze maatregel en de bovengenoemde doelen, expliciet verwoord in de strategienota, lijken strijdig, ook al wordt voorgesteld de omvang van de kapvlaktes beperkt te houden. Ook is onduidelijk waarom deze ene maatregel reeds een plaats kreeg onder de Doelen en Ambities en niet in het tweede deel, de Uitwerking, waar ze logischerwijs thuishoort.

Kamervragen over vlaktekap. Dit riep vragen op in de LNV-commissie van de Tweede Kamer, d.d. 9-6-2020, en leidde tot de motie Beckerman-Smeulders: *“De Kamer, gehoord de beraadslaging, constaterende dat in het vast te stellen bosbeheerbeleid wordt voorgesteld om voor vlaktekap een oppervlakte van een halve hectare als maximum te hanteren; overwegende dat er geen consensus is over de ecologische effecten van vlaktekap op de kwaliteit van bosecosystemen; verzoekt de regering op dit punt nader wetenschappelijk onderzoek te laten verrichten door een deskundige externe partij en de resultaten hiervan te doen toekomen aan de Kamer; verzoekt de regering tevens om de desbetreffende passage uit de voorlopige Bossenstrategie aan te houden in afwachting van dit onderzoek; en gaat over tot de orde van de dag”*. Naar aanleiding van de reactie van minister Schouten zijn de laatste twee alinea's van deze motie vervangen door de volgende tekst: *“verzoekt de regering op dit punt nader wetenschappelijk onderzoek te laten verrichten door een deskundige externe partij en hier een passage aan te wijden in de Bossenstrategie”*. Deze gewijzigde motie is aangenomen op 16 juni 2020. Ingevolge deze motie heeft de minister van LNV eind september een wetenschappelijk team samengesteld

om het gevraagde onderzoek te verrichten. De opdracht luidt:

Inzichten over vlaktekap in Nederland: 1. Kenmerken/ onderscheid met uitkap, groepenkap 2. waar en waarom in NL toegepast 3. hoe in NL uitgevoerd, bv. frequentie, schaal, bodembewerking 4. Welke ecologische effecten heeft vlaktekap onder die omstandigheden op de kwaliteit van verschillende bosecosystemen?

II-2 Onderzoek in opdracht van de Stichting NatuurAlert.

De Stichting NatuurAlert was in de gelegenheid gesteld door het ministerie over het bovenstaande mee te denken en vorm en inhoud te geven aan de opdracht voor de in te stellen commissie. Voorts zou worden overlegd over de samenstelling van de commissie. Jammer genoeg waren al personen aangezocht voordat de suggesties van de stichting werden besproken. De Stichting heeft daarom besloten zelf eveneens een onderzoek te laten uitvoeren, parallel aan het onderzoek van LNV, met als vraagstelling:

“Wat is het ecologisch effect van vlaktekap op de kwaliteit van bosecosystemen?”

Dit is de letterlijke formulering van de vraagstelling in de motie van de Tweede Kamer en derhalve uitgangspunt en kader voor het onderhavige rapport. Opdrachtgever NatuurAlert is van mening dat biodiversiteit én bodemkwaliteit (bodemvruchtbaarheid) relevant zijn voor het ecologisch effect van vlaktekap op de kwaliteit van ecosystemen. Immers, vlaktekap beïnvloedt de biodiversiteit niet alleen direct, maar ook indirect, via effecten op de vruchtbaarheid van de bosbodem. Deze thema's werden derhalve beide in de studie betrokken.

In aanvulling hierop beschouwt de opdrachtnemer ook de door vlaktekap veroorzaakte klimaat effecten zoals CO₂ emissies en stikstof emissie en heeft in overleg met de Stichting dit in de studie expliciet geadresseerd. Niet-ecologische kwaliteitsaspecten, bijvoorbeeld houtteeltkundige, bedrijfstechnische, economische en esthetische, zijn in het kader van dit onderzoek niet aan de orde. Wel worden in Bijlage 1 de financiële consequenties van vlaktekap weergegeven, in vergelijking met de op uitkap gebaseerde oogstmethoden. Daaruit blijkt dat er grote verschillen zijn. Gelet op bovenstaande uitgangspunten zijn de the-

ma's Biodiversiteit en Bodem, inclusief stoffenbalans en daarmee samenhangende klimaataspecten, beide zelfstandig in het onderzoek betrokken. Dat heeft geleid tot twee nauw samenhangende hoofdstukken:

- Effecten van vlaktekaping op biodiversiteit van bossen, door E. Arnolds
- Effecten van vlaktekaping op ecologische bodemprocessen en op de koolstof- en nutriëntenbalans, door T.W. Kuyper en P. Bindraban.

Deze onderzoeken vormen de inhoudelijke kern van dit rapport.

II-3 Effecten van vlaktekaping op biodiversiteit in bossen

E. Arnolds

Samenvatting

In dit deel worden de effecten van vlaktekaping besproken op de diversiteit van vaatplanten, bomen, paddenstoelen (schimmels), vogels, vleermuizen, mieren, houtinsecten en dagvlinders.

Biodiversiteit wordt hier gebruikt als maatstaf voor de volledigheid van het karakteristieke soortenspectrum binnen een ecosysteem. Een toename van bossoorten is gunstig binnen een zich ontwikkelend bosecosysteem. Biodiversiteit kan ook op andere wijze toenemen en wel in de vorm van z.g. systeemvreemde soorten, bijvoorbeeld door versturende activiteiten en is dan ongewenst. Zo ontstaat in bossen door vlaktekaping een afwijkend biotoop, waar zich tijdelijk triviale soorten van open gebieden kunnen vestigen.

In het bovenstaande geval gaat het om toename van biodiversiteit binnen de habitat door toename van karakteristieke soorten. Daarnaast is biodiversiteit ook een functie van schaal of oppervlak, bv. landschapschaal. In dat geval is de toename van de biodiversiteit uitsluitend toe te schrijven aan het grotere aantal verschillende habitats. Een grotere biodiversiteit zegt in dat geval dus niets over de kwaliteit van die biodiversiteit.

Vlaktekaping leidt, daar waar het wordt uitgevoerd, tot een decimering van biodiversiteit van bosorganismen. Bovendien blokkeert het de ontwikkeling naar een meer ontwikkelde vegetatie met een rijke biodiversiteit, bomen in alle leeftijdsfasen, groot dood hout en de daarbij behorende biodiversiteit. Vlaktekaping van een bos betekent de grootst mogelijke verstoring, namelijk

algehele afbraak van bestaand bos. Het leidt bovendien tot homogene soortenarme bossen terwijl voor een grotere klimaatrobuustheid gevarieerder en biodiverser bos gewenst is.

Vlaktekaping leidt tot een sterke afname van bosplanten en een lokale, tijdelijke toename van lichtminnende kruiden en struiken. In tegenstelling tot kapvlaktes (20 soorten) zijn bossen rijk aan karakteristieke en deels zeldzame soorten (218 soorten). Bovendien zijn de kapvlaktesoorten niet specifiek voor bossen en bevinden zich er nauwelijks zeldzame soorten onder. Er is geen enkele reden om ten behoeve van de diversiteit van plantengemeenschappen of bepaalde plantensoorten vlaktekaping toe te passen.

Voor het behoud van de diversiteit aan bomen is vlaktekaping niet van belang, ook niet voor de Zomereik (Bos- en Zomereikstrategie, p. 8). Er zijn buiten kapvlaktes voldoende omstandigheden waaronder deze boomsoort zich kan verjongen, zoals lichte en gedunde bosopstanden en open plekken in volgroeid bos.

Bossen hebben een zeer hoge diversiteit aan paddenstoelen. Ze zijn daar van levensbelang voor de afbraak van dode plantendelen en de vitaliteit van bomen via symbiose met boomwortels. Bij vlaktekaping neemt deze diversiteit in ernstige mate af. Slechts enkele triviale houtbewonende soorten profiteren tijdelijk van vlaktekaping. Herstel van de mycoflora van bossen duurt, afhankelijk van de uitgangssituatie, decennia tot eeuwen.

Kapvlaktes bieden kortstondig broedgelegenheid aan een beperkt aantal opportunistische vogelsoorten. Daardoor gaat de biodiversiteit van het boslandschap zeer lokaal kortstondig iets omhoog. Vlaktekaping gaat evenwel ten koste van ecosystemen van opgaande bossen en oud bos waaraan een groot aantal vogels is gebonden.

Bossen vormen een belangrijk leefgebied voor acht soorten vleermuizen. Loofbossen aanmerkelijk meer dan naaldbossen. Hun aantallen nemen exponentieel toe met het ouder worden van bossen. In een bos jonger dan 70 jaar was de gemiddelde dichtheid 7 exemplaren per 100 hectare. Bos van 80 jaar bevatte er 77. De dichtheid loopt op naar 249 per 100 hectare in bos dat ouder is dan 130 jaar. Vlaktekaping belemmert het

ontstaan van oude bossen, en schaadt daardoor vleermuizen.

Voor rode bosmieren kunnen overgangen van kapvlaktes naar bos tijdelijk een gunstige vestigingsplaats vormen. Vanwege de korte geschiktheid en geringe mobiliteit van mierenvolken kan dit kunstmatige biotoop echter gemakkelijk werken als een ecologische valkuil. Door de aanwezigheid in vrijwel alle Nederlandse bossen van wegen, paden en open plekken hebben rode bosmieren voldoende nestelmogelijkheden, en zijn ze niet afhankelijk van kapvlaktes.

Bijna de helft van de fauna in bossen is gebonden aan dood hout. Daarvan vormen insecten de grootste groep. De permanente beschikbaarheid van groot dood hout in allerlei soorten, posities en verteringsstadia is zeer belangrijk voor deze dieren. Vlaktekop belemmert het ontstaan van oude bomen in verval. Op kapvlaktes is slechts gedurende korte tijd enig dood hout aanwezig met een beperkte variatie. Vlaktekop is zeer ongunstig voor fauna die aan dood hout gebonden is.

Dagvlinders van bossen hebben baat bij kleine, luwe open plekken en bosranden, bij voorkeur met een mantel van struiken en een zoom van kruiden. Kapvlaktes hebben een minder gunstig microklimaat, en zijn een te korte periode voldoende open om een mantel- of zoomvegetatie te laten ontstaan. Bovendien zijn ze doorgaans zeer arm aan nectarplanten en daardoor van weinig belang voor dagvlinders. De daarop volgende fases met een dichte, uniforme boomlaag zijn ongeschikt voor dagvlinders.

Samenvattend kunnen we concluderen dat er geen karakteristieke planten, dieren en paddenstoelen bestaan voor kapvlaktes, in tegenstelling tot de talloze organismen waarvan het leefmilieu beperkt is tot, vooral oude, bossen.

Vlaktekop biedt kortstondig een geschikt milieu voor lichtminnende planten en dieren van open habitats, zoals ruigtes, wegbermen, struwelen, bosranden, overgangen van bos naar heide en de natuurlijke open plekken in het bos. Maar vlaktekop is voor die planten en dieren niet nodig en voor de bosspecifieke organismen ongewenst.



Figuur 1. Jonge dennetjes waar tot voor kort oud bos stond.

Inleiding

In deze bijdrage komen achtereenvolgens aan bod: (1) het begrip biodiversiteit met de daaraan verbonden problemen als gevolg van verschillende manieren van bepaling en toepassing; (2) een ecosysteembenadering van de relaties tussen bosontwikkeling en bosbeheer, inclusief vlaktekop; (3) de effecten van vlaktekop op enkele groepen organismen. Sommige onderdelen worden geïllustreerd met foto's van Nederlandse situaties.

Het begrip biodiversiteit

Er zijn verschillende definities van biodiversiteit in omloop. Omdat het Nederlandse natuurbeleid grotendeels stoelt op het beleid van de Europese Commissie ligt het voor de hand de daarin gebruikte definitie als uitgangspunt te nemen: *Biodiversiteit (biologische diversiteit) is de verscheidenheid en veranderlijkheid van het leven op aarde in al zijn vormen en interacties. Dit houdt ook de diversiteit binnen soorten, tussen soorten en van ecosystemen in.*

Hoewel het begrip biodiversiteit als boven gedefinieerd in principe eenduidig is, worden de gegevens over biodiversiteit op heel verschillende manieren geduid. Een en ander wordt hierna verder uitgewerkt en met voorbeelden geïllustreerd. Daarbij komen kort aan de orde: methodes ter bepaling van biodiversiteit, de schaalgrootte waarop biodiversiteit wordt gebruikt, de biodiversiteit van levensgemeenschappen en het verband tussen biodiversiteit en natuurwaarde.

Bepaling van biodiversiteit

De belangrijkste internationale kwaliteitsmaat voor biodiversiteit, die ook in ons land gebruikelijk is, is de *volledigheid* van het karakteristieke soortenspectrum binnen een gegeven ecosysteem. Daarnaast komt hier de diversiteit van levensgemeenschappen op de schaal van het landschap aan de orde.

De biodiversiteit van een ecosysteem omvat in principe het totale aantal soorten van alle daarin voorkomende organismen, van zoogdieren tot bacteriën en virussen. In de praktijk is het onmogelijk om deze grootheid exact te bepalen, zelfs binnen één bosperceel. Met name veel bodemorganismen zijn moeilijk te traceren en onvoldoende bekend. Daarom beperken onderzoekers van biodiversiteit zich veelal tot een aantal relatief opvallende en goed bekende soortgroepen. De keuze van deze soortgroepen is van cruciaal belang voor de interpretatie van de gegevens. Vaak berust de bepaling van biodiversiteit op het aantal gewervelde dieren, vaatplanten en een selectie van opvallende insecten, bijvoorbeeld dagvlinders. Veel minder vaak worden soortenrijke groepen als mossen, korstmossen, nachtvlinders, kevers, spinnen en/of slakken bij de bepaling betrokken. Zoals dit rapport demonstreert worden de uitkomsten weer heel anders indien ook bodemorganismen bij de analyse worden betrokken, zoals schimmels, nematoden en springstaarten. Bij de interpretatie van gegevens speelt voorts een rol of men aan ieder organisme even veel waarde toekent. Telt een boomsoort even zwaar mee als een schimmel, een vogel even zwaar als een houtkever? De meeste aandacht gaat al snel uit naar opvallende, 'aaibare' organismen als vogels en dagvlinders, maar in feite zijn bodemschimmels, bacteriën en houtbewonende insecten veel belangrijker voor het functioneren en voortbestaan van boscystemen (Ozinga et al., 2013; zie ook het hoofdstuk over bodemecologische effecten van kap, p. 39).

In dit rapport worden de effecten van vlaktekop besproken voor acht soortgroepen, die representatief worden geacht voor verschillende belangrijke biologische functies in bossen. De groepen zijn: plantengemeenschappen en vaatplanten, bomen, paddenstoelen (schimmels), vogels, mieren, dagvlinders, houtinsecten en vleermuizen. Het gebruik van biodiversiteit als niet gedefinieerd containerbegrip wordt zoveel mogelijk vermeden.



Figuur 2. In bossen groeien honderden soorten paddenstoelen, die daar essentiële functies vervullen. Toch worden ze bij bepaling van biodiversiteit dikwijls veronachtzaamd.

Biodiversiteit, een kwestie van schaal en heterogeniteit

Biodiversiteit wordt altijd bepaald voor een bepaald gebied, variërend van een klein bodemonmonster tot een land of de hele Aarde. Met een toename van de beschouwde oppervlakte neemt de biodiversiteit wettmatig toe, nooit af. Met andere woorden: een land is altijd meer divers dan een provincie, een provincie is meer divers dan een landschap, een landschap meer divers dan een daarbinnen gelegen natuurgebied, een natuurgebied meer divers dan een daarbinnen gelegen bosgebied en een bosgebied is meer divers dan een daarbinnen gelegen opstand van een bepaalde boomsoort. Dit lijkt vanzelfsprekend, maar vaak wordt de biodiversiteit van verschillende ruimtelijke eenheden met elkaar vergeleken. Dat is het vergelijken van appels met peren.

Een tweede complicerende factor is de heterogeniteit van een gebied. In het algemeen geldt dat bij een toename van variatie in levensgemeenschappen en habitats ook de biodiversiteit toeneemt. De biodiversiteit van een bos van een vierkante kilometer is kleiner dan van een vierkante kilometer waarin naast datzelfde bostype een stuk heide, grasland en een ven zijn gelegen. Dat geldt ook voor een toenemende heterogeniteit van bos- en natuurgebieden door ongewenste en versturende activiteiten. In een homogeen, ongerept bos zal de biodiversiteit altijd toenemen als gevolg van de aanleg van een weg doordat zich in de berm graslandplanten kunnen vestigen met bijbehorende insecten, schimmels, enzovoorts, die voorheen niet in het bos voorkwamen. Datzelfde geldt

voor de aanleg van een akker of een vijver in een bos, maar ook voor de bouw van huizen en zelfs voor het dumpen van afval of mest. Het zal duidelijk zijn dat een verhoging van de biodiversiteit door dergelijke versturende activiteiten binnen een bos niet positief mag worden gedeut. Datzelfde geldt voor vlaktekup in een gesloten bos, waardoor de heterogeniteit binnen het bos tijdelijk toeneemt, hetgeen per definitie ook tot een tijdelijke toename van biodiversiteit leidt. Ook deze ingreep is ons inziens echter op te vatten als een sterke en ongewenste verstoring van het bos, zoals in dit stuk zal worden aangetoond.



Figuren 3 en 4. Storingen in bossen, zoals een weg of een kapvlakte verhogen, al dan niet tijdelijk, de biodiversiteit van het landschap. De kwaliteit van boscossystemen neemt er echter door af.

Het is een wijd verbreid misverstand dat toename van het aantal soorten in een bepaald gebied per definitie positief is voor de biodiversiteit. Op nationaal niveau blijkt dit bijvoorbeeld uit het sterk toegenomen aantal vaatplanten dat als inheems wordt beschouwd (Duistermaat, 2020). De meeste nieuwe soorten voor onze flora zijn ingeburgerde verwilderde sierplanten en andere exoten, waarvan sommige invasieve soor-

ten zich zelfs tot plagen hebben ontwikkeld die een bedreiging kunnen vormen voor de diversiteit van oorspronkelijke levensgemeenschappen, bijvoorbeeld Japanse duizendknoop en Watercrassula (Nederlandse Voedsel en Waren Autoriteit, 2020). In bossen geldt dat bijvoorbeeld voor de Amerikaanse vogelkers en Amerikaanse eik.

Biodiversiteit en natuurwaarde

Een andere wijd verbreide misvatting is dat een hoge biodiversiteit in een gebied of een levensgemeenschap automatisch gepaard gaat met een hoge natuurwaarde en een lage biodiversiteit met een lage waarde. Dat is niet het geval. Kwelders, hoogvenen en zandverstuivingen zijn levensgemeenschappen met een relatief geringe biodiversiteit maar met een hoge natuurwaarde, hetgeen tot uiting komt in aanwijzing als beschermde habitats volgens de Habitatrichtlijn van de EU (Janssen et al., 2014). De genoemde habitats herbergen een aantal soorten die in hoge mate kenmerkend zijn, zodat ze op een landschappelijke, regionale en nationale schaal wel een bijdrage leveren aan de totale biodiversiteit. Iets dergelijks geldt ook voor bosgemeenschappen. Berkenbroekbossen en Beuken-Eikenbossen met hulst zijn arm aan soorten vaatplanten, paddenstoelen, vogels en vlinders in vergelijking met veel andere bostypen. Toch zijn beide bostypen door de EU als beschermde habitats aangewezen vanwege hun schaarse voorkomen en karakteristieke soortensamenstelling (Janssen et al., 2014).



Figuur 5. In vergelijking met andere bossen hebben berkenbroekbossen een lage biodiversiteit. Wegens hun zeldzaamheid, karakteristieke soortensamenstelling en standplaats hebben ze echter een hoge natuurwaarde.

De complexiteit van de interpretatie van gegevens over biodiversiteit komt o.a. tot uiting in een studie van de biodiversiteit in Duitse beukenbossen met verschillend beheer, gebaseerd op 15 taxonomische groepen (Schall et al., 2017). Zij vergeleken sets van bossen met drie verschillende beheersregimes: (1) gelijkjarige opstanden van verschillende leeftijdklassen, (2) volgroeide opstanden met specifiek op houtteelt gericht uitkapbeheer en (3) niet beheerde natuurbossen. De niet beheerde bossen bleven bij de resultaten buiten beschouwing omdat ze te kort uit regulier beheer waren om kenmerken van ongerept bos te vertonen. De auteurs concluderen dat op regionaal niveau de verzameling van gelijkjarige bossen (inclusief verjongingsvlaktes) voor de meeste taxonomische groepen een hogere biodiversiteit had dan de bossen met houtteeltkundig gericht uitkapbeheer. Dat geldt met name voor vaatplanten, mossen en lichenen, groepen die afhankelijk zijn van licht. De hogere biodiversiteit in de eerste groep bossen wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat in bossen die in de vestigingsfase verkeren (zie de paragraaf over natuurlijke bosontwikkeling) altijd veel organismen voorkomen die kenmerkend zijn voor open habitats, zoals bosranden en struwelen en stormgaten, vooral als deze door wildvraat opengehouden worden. Deze groep ontbreekt in het gekozen type uitkapbossen, maar ze zijn dan ook niet karakteristiek voor op houtteelt gerichte bossen. Hoe moeten we hun voorkomen in bossen waarderen? De uitkomst is een voorbeeld van de hierboven genoemde positieve invloed van heterogeniteit van een landschap op de biodiversiteit, zonder dat dit tot hogere natuurwaarden hoeft te leiden. De auteurs adviseren op grond van hun studie voorts om in bosgebieden meer gelijkjarige opstanden van verschillende leeftijd aan te leggen en minder het uitkapsysteem toe te passen. Bij deze keuze is vergroting van de biodiversiteit op landschapsschaal tot een doel op zich geworden, zonder bezinning op de vraag of dit te prefereren is boven een meer natuurlijke bosontwikkeling naar een stadium dat de complete biodiversiteit van dat boscysteem omvat, inclusief zeldzame specialisten.

Conclusie: De bepaling van biodiversiteit en de interpretatie van daarvan afgeleide gegevens hangen sterk af van de onderzochte groepen organismen en de oppervlakte en heterogeniteit van het bestudeerde gebied. Biodiversiteit wordt hier gebruikt als maatstaf voor de volledigheid van het karakteristieke soortenspectrum binnen een

gegeven ecosysteem. Een lage biodiversiteit hoeft niet te betekenen dat een gebied of levensgemeenschap een geringe natuurwaarde vertegenwoordigt. Een toename van biodiversiteit is niet altijd gunstig omdat die ook kan worden veroorzaakt door verstorende activiteiten in een gebied. Voor bossen geldt dat bijvoorbeeld voor vergroting van heterogeniteit door kapvlaktes als gevolg van vlaktekap.

Bosontwikkeling en bosbeheer

Vlaktekap is een forse ingreep in de bosontwikkeling. Voor een beoordeling van de ecologische effecten daarvan is het essentieel om deze specifieke bosbouwkundige praktijk te vergelijken met andere vormen van beheer tegen de achtergrond van natuurlijke bosontwikkeling. Dat laatste vormt het uitgangspunt voor onze analyse.

Natuurlijke bosontwikkeling

In de ontwikkeling (successie) van een bosgemeenschap kunnen verschillende stadia worden onderscheiden (Dansereau, 1957; Bijlsma et al., 2010). Voor een beoordeling van de effecten van vlaktekap is inzicht in de successiestadia noodzakelijk. De veranderingen in de vegetatie worden daarom hier in vogelvlucht schematisch behandeld. Parallel aan de vegetatiekundige processen doen zich onder invloed van de dominante bomen grote veranderingen voor in de bodemstructuur en -chemie (Den Ouden et al., 2010) en in het microklimaat (Barkman & Stoutjesdijk, 1987). Deze lopen sterk uiteen voor verschillende bostypen en worden hier niet verder behandeld.

Natuurlijke bosontwikkeling op kale grond (primaire successie) begint met een *vestigingsfase* van enkele jaren waarin zaden van houtige planten de kale grond bereiken, veelal bij hun transport geholpen door de wind (wilg, populier, Grove den) of vogels (eiken, lijsterbes).

In de daarop volgende *pionierfase* groeien zaailingen op tot jonge bomen die met elkaar concurreren om ruimte en licht. Lichtminnende boomsoorten als berken, elzen en Ratelpopulier, in mindere mate eiken, zijn in het voordeel. De zaailingen van bomen moeten concurreren met elkaar en met de kruiden die zich tegelijkertijd vestigen. De ondergroei in een jong, dicht bos is in het algemeen gering. De pionierfase duurt circa 5-20 jaar. Dan heeft de boomlaag een hoogte van 2-10 meter bereikt.

Daarop volgt een groeifase of *consolidatiefase*, waar-

in spontane dunning plaatsvindt doordat veel jonge bomen afsterven. Een beperkt aantal lichtminnende bomen blijft over die een kroonlaag vormen met een hoogte tot circa 25 meter. Onder de bomen vestigen zich geleidelijk schaduwtolerante struiken, kruiden en mossen, zodat een gelaagde vegetatie ontstaat. Ook schaduwtolerante bomen als beuk en linde kunnen er gaan groeien. Dit stadium duurt circa 20-80 jaar.

In het daarop volgende *subclimaxstadium* bereiken lichtminnende pionierbomen hun maximale leeftijd en sterven af, waardoor gaten in het kronendak ontstaan. Deze worden opgevuld door meer schaduwtolerante bomen die reeds als jonge bomen aanwezig waren. In dit stadium vestigen zich de eerste planten en dieren die kenmerkend zijn voor oude bosgroeiplaatsen ('oudbossoorten'; Hermy & Bijlsma, 2010).

In het *climaxstadium* wordt de boomlaag gedomineerd door hoge, lang levende, (matig) schaduwtolerante soorten als beuk, Haagbeuk, linde en Zomereik die 250-400 jaar oud kunnen worden (Goudzwaard, 2013). In de kruidlaag en de fauna overheersen karakteristieke soorten van oude bossen. Hoewel dit theoretisch het 'stabiele eindstadium' vormt van bosontwikkeling, is een climaxbos geen statische levensgemeenschap. Erbinnen vinden voortdurend veranderingen plaats, een *cyclische successie*, waarbij oude en gehavende bomen geleidelijk afsterven en vergaan, zodat er gaten in het kronendak ontstaan. Als deze open plekken groot genoeg zijn, krijgen lichtminnende bomen een nieuw kans om op te groeien en tijdelijk een plek in het kronendak in te nemen. Alleen bij catastrofale gebeurtenissen, zoals groepsgewijze windworp als gevolg van zware stormen, bosbranden en grootschalige sterfte als gevolg van insectenplagen of schimmels, ontstaan langs natuurlijke weg grotere gaten in het kronendak in de grootte orde van 0,25 ha of meer. Zulke catastrofes zijn van nature zeer zeldzaam (Schelhaas & De Vos, 2010).

Het eindstadium van bosontwikkeling is een vol-groeide climaxvegetatie, waarin alle stadia van cyclische successie aanwezig zijn: levende en afstervende woudreuzen, dode stammen in alle stadia van verval naast open verjongingsgaten. Pas in dergelijke bossen komen kenmerkende insecten en paddenstoelen van groot, dood hout optimaal voor, waaronder spectaculaire Rode-lijstsoorten als het Vliegend hert en de Kammetjesstekelzwam. De tijdsduur voor het bereiken van een volledig climaxstadium varieert sterk van circa 100 jaar in elzen- en berkenbroekbossen tot

meerdere eeuwen in eiken-beukenbossen. In Nederland, en in geheel West-Europa, zijn zulke opstanden uiterst zeldzaam en klein van omvang. Slechts 10% van het Nederlandse bosbestand is meer dan 100 jaar oud (Schelhaas & Clerkx, 2015). Het overgrote deel van onze bossen bevindt zich nog in de stadia tussen pionierfase en subclimaxfase.



Figuur 6. Het climaxstadium van bossen met oude bomen en veel groot dood hout is in Nederland zeer zeldzaam, hier een beukenbos bij Hoog-Soeren.

Secundaire successie

Een belangrijke variant op de hierboven beschreven successie betreft het vestigings- en pionierstadium op gronden waar voordien al plantengroei aanwezig was. Men noemt dit *secundaire successie*, in tegenstelling tot *primaire successie* op voorheen onbegroeide substraten (Spurr & Barnes, 1980). Een belangrijk verschil is dat bij secundaire successie reeds zaden en vaak ook levende wortels van planten in de bodem aanwezig zijn. Deze kunnen in één groeiseizoen snel uitgroeien en vrijwel de gehele bodem bedekken, waardoor de vestiging van nieuwkomers wordt bemoeilijkt. In sommige gevallen, bijvoorbeeld op braakland, kunnen zulke dichte kruidenvegetaties ontstaan dat de kieming en groei van bomen en struiken tientallen jaren wordt onderdrukt. Op kapvlaktes is altijd sprake van secundaire successie. Door de toegenomen vergrassing en verbraming van kapvlaktes, maar ook bij aanwezigheid van bosbesvegetaties, wordt de natuurlijke vestiging van pionierbomen op veel plaatsen vertraagd. Dat is dan ook de reden dat op kapvlaktes zo vaak bodembewerking wordt toegepast om een geschikt zaaibed voor jonge bomen te scheppen.

Natuurlijke bosontwikkeling en bosbeheer

In Nederland vindt spontane bosontwikkeling van pionierfase tot en met het climaxstadium zelden plaats, het meest nog bij de relatief kort durende successie in moeilijk toegankelijke en voor de bosbouw oninteressante elzen- en berkenbossen in veenmoerassen (Stortelder et al., 1999). In verreweg de meeste bossen wordt door diverse beheermaatregelen ingegrepen in de samenstelling en structuur van de boomlaag, zowel uit functionele motieven (houtproductie, veiligheid, natuurdoelen), als uit esthetisch oogpunt (netheid, voorkeur voor rechte bomen, afkeer van dood hout).

Bosbouwkundige maatregelen kunnen ingrijpen op alle stadia van de natuurlijke bosontwikkeling. Het ko-

lonisatiestadium kan worden beïnvloed door via bodembewerking het succes van uitzaaien van gewenste boomsoorten te versnellen en een bepaalde samenstelling van de boomlaag te bewerkstelligen. Datzelfde geldt voor beïnvloeding van het pionierstadium door het planten van (klonen van) op gewenste eigenschappen geselecteerde jonge boompjes, afkomstig uit kwekerijen (Fig. 8). Het doel daarvan is driedelig: (1) overslaan van het commercieel weinig aantrekkelijke natuurlijke pionierstadium door het aanplanten van bomen uit latere successiestadia, zoals beuk of Zomereik, of van commercieel aantrekkelijke naaldbomen als lariks en douglas; (2) het realiseren van een gewenste soortensamenstelling; (3) het creëren van jonge opstanden van gelijke leeftijd (Fig. 9). In de con-



Figuur 7. Machinaal verwijderen van tak- en tophout en jonge loofbomen op een kapvlakte met enkele overstaanders op de Amerongse Berg. Op de achtergrond het oorspronkelijke bos. De bodemverstoring is ernstig.



Figuur 9. Dertigjarige opstand van Grove den.



Figuur 8. Jonge aanplant van eik en beuk op een vergraste kapvlakte in Nationaal Park Dwingelderveld. De boompjes waren eerder voorzien van plastic beschermers tegen wildschade. Een arbeidsintensieve, kostbare en tegennatuurlijke manier om bos te verjongen. Op de achtergrond het oorspronkelijke bos.



Figuur 10. Eiken aangeplant op de kapvlakte. Het gekapte bos stond al vol met jonge eiken. Zie bos op de achtergrond.

solidatiefase worden veelvuldig selectieve dunningen uitgevoerd om bomen te verkrijgen van een gewenste dikte en vorm. De keuze van de bosbedrijfsvorm aan het einde van deze fase is bepalend voor de uiteindelijke ecologische kwaliteit van het resulterende bos. Bij het vlaktekapbeheer vindt in dat stadium een eindvelling plaats waarna de bosontwikkeling hervat wordt vanuit de vestigingsfase. Het boscossysteem wordt ter plaatse afgebroken. De doorontwikkeling naar volgende fasen met ouder, natuurlijker en diverser bos wordt daarmee voor de periode van de leeftijd van het gekapte bos afgesneden. Vlaktekap leidt daarnaast tot homogene soortenarme bossen. Dit werkt de gewenste klimaatrobuustheid tegen, waarvoor immers, zoals beoogd in de Bossenstrategie, juist gevarieerder en



Figuren 11 en 12. Door windworp ontstaan van nature gaten in het kronendak waar verjonging kan optreden (boven). Desgewenst kan dit proces worden nagebootst door groepenkap (onder).



biodiverser bos gewenst is (Thomassen et al., 2020). Bij uitkapbeheer, kap van individuele, geselecteerde bomen of groepen van bomen, blijft het boscossysteem in stand en ontstaat tevens ruimte voor natuurlijke bosverjonging. De bosontwikkeling kan doorgaan naar de volgende, ecologisch rijpere fasen.

De praktijken van gematigd dunnen, selectieve oogst van kaprijpe bomen en het maken van kleine verjongingsgaten (tot 10 are) lijken op processen in natuurlijke boscossystemen. Daardoor wordt de bosontwikkeling niet of in geringe mate verstoord. Het typische microklimaat in bossen, de bodenvorming en de schaduwwerking in het groeiseizoen blijven grotendeels in tact, waardoor het boscossysteem in essentie blijft voortbestaan. Het maken van grote gaten in de boomlaag en vlaktekap over een oppervlakte groter dan circa 10 are zijn voor een bos evenwel in ecologische zin een catastrofe, d.w.z. het systeem stort in. De ontwikkeling naar een ouder bos wordt abrupt afgebroken en de gehele ontwikkeling van bos en de bijbehorende bodem, flora en fauna moet van voren af aan beginnen bij het vestigingsstadium.

Conclusie: De natuurlijke bosontwikkeling van kale grond tot een climaxvegetatie is een langdurig en gecompliceerd proces van interacties tussen bomen, andere organismen en de bodem. Goed ontwikkelde oude bossen met de daarvoor kenmerkende planten en dieren zijn in Nederland uiterst zeldzaam doordat gedurende de bosontwikkeling meestal intensief wordt ingegrepen door bosbouwkundige maatregelen en doordat 96% van het Nederlandse bos jonger is dan 120 jaar (Bossenstrategie, Fig. 2). Dunningen, selectieve kap en kleine open gaten in het bos (< 10 are) tasten de essentiële eigenschappen van het bos niet aan. Vlaktekap daarentegen is ecologisch gezien schadelijk. Het betekent algehele afbraak van bestaand bos en blokkeert de verdere ontwikkeling van het boscossysteem naar oudere fasen met een veel rijkere biodiversiteit, met bomen in alle leeftijdsfasen, groot dood hout en de daarbij behorende fauna. Het leidt bovendien tot homogene soortenarme bossen terwijl voor een grotere klimaatrobuustheid gevarieerder en biodiverser bos gewenst is.

Effecten van vlaktekop op enkele belangrijke groepen organismen

Hierboven is gesteld dat vlaktekop schadelijk is uit het oogpunt van biodiversiteit van bosorganismen. Deze stelling zal hieronder nader worden toegelicht aan de hand van gegevens over acht verschillende, representatieve groepen organismen: vleermuizen als indicatoren van bos met oude bomen met holten, vaatplanten en de daardoor gevormde plantengemeenschappen; bomen als dragers van bosccosystemen; paddenstoelen als representanten van bodemorganismen; vogels als vertegenwoordigers van grote gewervelde dieren die opereren op de schaal van het landschap; dagvlinders als voorbeeld van nectar etende insecten, houtinsecten als functionele groep voor de afbraak van afstakelende en dode bomen, en mieren als omnivore insecten met een grote biomassa en een belangrijke functionele rol in bossen.

Effecten van vlaktekop op plantengemeenschappen en vaatplanten

De basis van levensgemeenschappen wordt gevormd door groene planten die CO_2 uit de lucht omzetten in complexere organische verbindingen, die de bouwstenen van alle leven vormen. Behoud van de diversiteit aan planten is daarom van groot belang. Wat betreft soortdiversiteit beperken we ons tot de vaatplanten, de groep die veruit het grootste deel van de biomassa uitmaakt in alle bosccosystemen. In deze sectie vergelijken we tevens de plantengemeenschappen van bossen en kapvlaktes. Er komen ook veel mossen en korstmossen in bossen voor, waarvoor in hoofdlijnen dezelfde conclusies gelden als voor de vaatplanten. In deze groepen zitten nauwelijks karakteristieke soorten voor kapvlaktes. Daarom worden ze hier niet nader behandeld.

Volgens Sparrius et al. (2014) zijn 218 soorten planten kenmerkend voor alle Nederlandse bostypen tezamen. Daaronder bevinden zich vele zeldzame en bedreigde soorten zoals Knikkend nagelkruid, Bospaardenstaart, Tweestijlige meidoorn, Klein wintergroen, en Stofzaad. Daar staan hoogstens 20 soorten tegenover die op open plaatsen voorkomen en soms ook op kapvlaktes, maar daarvoor niet karakteristiek zijn. Dit zijn op enkele na algemene soorten. Deze cijfers geven het relatieve belang van bossen en kapvlaktes voor de Nederlandse flora goed weer. Sommige bosplanten kunnen

na vlaktekop de daarmee gepaarde uitdroging, opwarming en sterke lichtinval overleven tot een nieuw bos zich heeft gevestigd, maar de meeste plantensoorten verdwijnen en moeten zich in zich ontwikkelend bos opnieuw vestigen. Dit is sterk afhankelijk van de ouderdom van het gevelde bos, het bostype, de wijze van kaalslag en de daarmee gepaard gaande bodemstoring of bodembewerking. Daardoor is de afname van bosplanten moeilijk te kwantificeren. Vast staat dat kaalkap ongunstig is voor de overgrote meerderheid van de bosplanten.

Volgens het meest recente overzicht van plantengemeenschappen in Nederland komen hier te lande 21 verschillende bosassociaties voor, struwelen en rompgemeenschappen niet meegerekend (Schaminée et al., 2017). Daar tegenover staan twee associaties die karakteristiek zijn voor het vestigingsstadium van kapvlaktes. De Wilgenroosjes-associatie is wijd verbreid op zure, zandige gronden (Stortelder et al., 1999). De drie kensoorten zijn algemeen en worden ook veelvuldig buiten kapvlaktes aangetroffen. De meeste kapvlaktes op min of meer voedselrijke en natte gronden worden snel gekoloniseerd door kruiden met een optimum in ruigtes en voedselrijke bosranden (Stortelder et al., 1999). Daarnaast wordt sinds kort de Associatie van Ruig hertschooi en Koninginnekruid erkend als een zeer zeldzame plantengemeenschap van kapvlaktes op kalkrijke leem in Zuid-Limburg. De drie kensoorten zijn zeldzaam en staan op de Rode Lijst van vaatplanten in Nederland (Sparrius et al., 2014). Ook deze soorten zijn niet aan deze habitat gebonden. Schaminée et al. (2017) vermelden dat deze plantengemeenschap ‘... van nature kleinschalig is ontwikkeld op plaatsen waar door windworp bomen zijn weggevallen en wellicht ook in randen van begraasde bosweiden’ en daarnaast dat deze gemeenschap ‘... ook kan ontstaan op wortelkluitten en andere open plekken bij een natuurlijker bosbeheer’.

In het pionierstadium na vlaktekop kunnen zich tussen de opgroeiende boompjes struiken vestigen, vooral diverse braamsoorten die enkele associaties vormen binnen het Brummelverbond en het verbond van Trosvlier en Boswilg (Haveman et al., 2014). Ook deze gemeenschappen en hun kenmerkende soorten zijn niet aan kapvlaktes gebonden en van nature kenmerkend voor voedselrijke bosranden. Ze vinden op kapvlaktes alleen een grotere oppervlakte aan geschikt substraat, daarbij geholpen door de hoge stikstofdepositie. Stru-



Figuur 13. Kapvlaktes op zandgrond zijn tegenwoordig meestal arm aan bloeiende planten en, als er geen bodembewerking plaatsvindt, binnen enkele jaren vergrast, mede vanwege de hoge stikstofdepositie.

weelvorming op kapvlaktes komt niet tot ontwikkeling vanwege bodembewerking, zodat de gewenste boomsoorten zich direct kunnen vestigen en opgroeien. Londo (1991) beschreef de kapvlaktes met de Wilgenroosjes-associatie als bloemrijke vegetaties die daarvoor van belang zijn voor dagvlinders, bijen en andere insecten, alsmede voor insectenetende vogels, zoals Gekraagde roodstaart en Grauwe vliegenvanger. Stortelder et al. (1999: p. 77) constateerden reeds dat de Wilgenroosjes-associatie op zijn retour is en dat de vegetatie op kapvlaktes thans snel gedomineerd wordt door grassen en een reeks bramen die alle reeds in de gekapte bosopstanden voorkwamen. De situatie is sindsdien onder invloed van stikstofdepositie verder verslechterd. Zelfs in een relatief 'schone' provincie als Drenthe bestaan de meeste verse kapvlaktes tegenwoordig uit zeer soortenarme velden van Pijpenstrooite en Bochtige smeie, waartussen nauwelijks bloemplanten te vinden zijn (Fig. 13). Daarmee vervalt het belang van kapvlaktes voor insecten grotendeels (zie secties over dagvlinders en mieren).

Conclusie: In tegenstelling tot kapvlaktes (20 soorten) zijn bossen rijk aan karakteristieke en deels zeldzame soorten (218 soorten). Voor het merendeel hiervan is vlaktekop ongunstig. Bovendien zijn de kapvlaktesoorten niet specifiek voor bossen en bevinden zich er nauwelijks zeldzame soorten onder. Er is geen enkele reden om ten behoeve van de diversiteit van plantengemeenschappen of daarvoor karakteristieke plantensoorten vlaktekop te bevorderen.



Figuren 14 en 15. Spontane opslag van eiken onder ouder grove-dennenbos.

Effecten van vlaktekop op bomen

Bomen behoren tot de vaatplanten die hierboven reeds werden besproken. We besteden hier speciaal aandacht aan deze houtige planten omdat ze de dragers zijn van structuur, productiviteit, biomassa, vegetatie-ontwikkeling, biodiversiteit en bodenvorming van bossen. Bovendien wordt in de concept Bossenstrategie gesuggereerd dat zonder kapvlaktes bepaalde belangrijke soorten op den duur verdwijnen, zoals de Zomereik. Daarom wordt aan deze boom speciale aandacht besteed.

Zoals in de sectie over natuurlijke bosontwikkeling al werd aangegeven, verandert in veel gevallen de samenstelling van de boomlaag tijdens de bosontwikkeling. In de pionier- en consolidatiefase overheersen snel groeiende bomen die beschaduwing slecht verdragen. In de oudere fasen domineren lang levende, schaduwtolerante bomen. Sommige bomen zijn wat betreft deze kenmerken intermediair. In Tabel 1 zijn enkele kenmerken van belangrijke inlandse bomen vermeld, die verband houden met hun plaats in de bosontwikkeling. Het belangrijkste kenmerk is daarbij

Tabel 1. Enkele kenmerken van Nederlandse bomen (vrnl. naar Goudswaard, 2013) en hun positie in de verschillende fasen van bosontwikkeling. Schaduwtolerantie volgens een vijfdelige schaal: 1= uitgesproken lichtminnend, 5= zeer tolerant in diepe schaduw.

Boomsoort	Schaduwtolerantie	max. hoogte (m)	max. leeftijd (jr)	Successiefase
Jeneverbes	1,8	12	120	pionier-consolidatie
Zachte berk	1,9	20	80	pionier-climax
Schietwilg	2,0	34	80	pionier-climax
Ruwe berk	2,1	32	100	pionier-subclimax
Ratelpopulier	2,2	30	80	pionier-subclimax
Grove den	2,4	35	400	pionier-climax
Zomereik	2,5	42	400	pionier-(sub)climax
Zwarte els	2,7	33	160	pionier-climax
Wilde lijsterbes	2,7	12	60	pionier-consolidatie
Es	2,7	39	200	pionier-climax
Wintereik	2,7	33	400	pionier-(sub)climax
Zoete kers	3,3	31	60	consolidatie-climax
Hollandse iep	3,5	34	200	subclimax-climax
Gewone esdoorn	3,7	37	200	consolidatie-climax
Haagbeuk	4,0	34	200	consolidatie-climax
Winterlinde	4,2	32	400	consolidatie-climax
Beuk	4,6	45	250	subclimax-climax
Hulst	4,7	18	150	subclimax-climax
Taxus	4,8	20	1000	Climax

hun tolerantie voor beschaduwing door andere bomen. Lichtminnende soorten treden op als pioniers op onbegroeide bodems, sterk schaduwtolerante soorten zijn kenmerkend voor oudere ontwikkelingsstadia.

Door vlaktekap ontstaat een geschikt milieu voor de vestiging van pionierbomen. Ze zijn voor hun vestiging echter geenszins op kapvlaktes aangewezen. Sommige pioniers kunnen zich in specifieke milieus handhaven tot in hun eindstadium en daarna ter plekke verjongen, zoals de Zachte berk op nat hoogveen, de Schietwilg op geregeld overstroomde rivierklei, de Grove den in uitgestoven laagten in stuifzanden en de Zwarte els op nat laagveen. Andere pionierbomen zijn wijd verbreid in de uitgestrekte jonge bossen die ons land kent. Ze vestigen zich spontaan uit zaad in allerlei habitats, zoals kleine open plekken in bossen, in wegbermen en langs slootranden, op verlaten akkers en grasland en in natuurontwikkelingsgebieden. Alleen de spontane verjonging van Jeneverbes laat in ons land te wensen

over. De kiemings- en vestigingsecologie van deze kleine pionierboom is onvoldoende bekend (Hommel et al., 2007). Jeneverbes wordt hoogst zelden op kapvlaktes aangetroffen.



Figuur 16. Spontane ontwikkeling van Berken-Eikenbos onder een scherm van Grove den op de Amerongse Berg.

Als voorbeeld van een belangrijke boomsoort bespreken we hier de ecologische positie van de Zomereik, naar aanleiding van de stelling in de Bossenstrategie (p. 8): *'Doordat veel Nederlandse soorten afhankelijk zijn van voldoende licht is kap van belang voor de biodiversiteit.... Doen we dit niet dan dreigen icoonsoorten met een hoge waarde voor de biodiversiteit, zoals de eik, te verdwijnen uit het bos'*. De Zomereik is een matig lichtminnende boom die 400 jaar oud kan worden (Goudzwaard, 2013). Er zijn in ons land overwegend jonge en middeloude opstanden met Zomereik die bij ongewijzigde omstandigheden dus nog eeuwen groei voor de boeg hebben. De Zomereik kent geen problemen bij de kolonisatie van nieuwe terreinen dankzij verbreiding over lange afstand door vogels, in het bijzonder de Gaai (De Waard, 1937; Bossema, 1979). De Zomereik is geen uitgesproken pionier en hij is voor verjonging en de groeifase niet aangewezen op grote open plekken als kapvlaktes. Deze eik kan ook opslaan en opgroeien op kleine open plekken in bestaand bos en onder een scherm van bomen met licht doorlatende kronen, zoals berk, grove den en lariks (Fig. 16). Naalldhoutopstanden die spontaan overgaan in Berken-Eikenbos of Beuken-Eikenbos zijn op zandgronden zeer algemeen (Van der Werf, 1991; Stortelder et al., 1999). De Zomereik ondervindt alleen serieuze concurrentie van de Beuk in oudere opstanden. Op de meeste niet te arme en niet te natte gronden vormt door beuken gedomineerd bos het natuurlijke eindstadium van de bosontwikkeling (Stortelder et al., 1999; Fig. 6, p. 65). Indien men dominantie van de Beuk wil tegengaan, is vlaktekap geen remedie. Men kan in bossen met beuk en eik de beuken selectief vellen. Daarnaast zijn er bostypen waar de Zomereik van nature de dominante boom is



Figuur 17. Oud, niet beheerd gemengd bos op de Veluwe met Zomereik en Beuk onder een scherm van Grove den.

en de beuk een ondergeschikte rol speelt, zoals het Berken-Eikenbos (te voedselarm), Elzen-Eikenbos (te nat) en Eiken-Haagbeukenbos (te wisselende vochtvoorziening) (Van der Werf, 1991). De in de Bossenstrategie geuite vrees dat de Zomereik zonder vlaktekap uit de Nederlandse bossen zal verdwijnen is dan ook volledig ongegrond.

Conclusie: Een bosopstand zal zonder ingrepen van de mens op den duur gedomineerd worden door bomen uit de op die standplaats thuis horende climaxvegetatie. Door spontane sterfte en storm zullen vanzelf open plekken ontstaan waar plaats is voor pioniersoorten. Dit proces kan desgewenst, bijvoorbeeld ten behoeve van houtoogst, worden nagebootst of versneld door selectieve kap van oudere bomen. Vlaktekap is voor het behoud van geen enkele Nederlandse boom noodzakelijk, ook niet voor de Zomereik.

Effecten van vlaktekap op paddenstoelen

Paddenstoelen zijn de met het blote oog zichtbare vruchtlichamen van schimmels (fungi) die in de bodem en andere substraten leven. In het systeem van levende wezens vormen fungi een eigen rijk, naast dieren, planten en een paar andere groepen. Fungi hebben geen bladgroen zoals planten en zijn dus voor hun bestaan afhankelijk van organisch materiaal dat door andere levende wezens wordt geproduceerd, hoofdzakelijk van plantaardige oorsprong. Ze vervullen een essentiële rol in alle bosccosystemen, het meest prominent in bossen op zure, arme zand- en leemgronden (Ozinga et al., 2013; Arnolds et al., 2015). De drie belangrijkste functies in bossen zijn: (1) saprotrofe fungi spelen een rol bij de afbraak van strooisel, hout en ander organisch materiaal en zijn essentieel voor stofkringlopen in bossen, (2) parasitaire fungi groeien op levende bomen en struiken, gewoonlijk als zwakteparasieten op planten die door ouderdom, stormschade, lichtgebrek of andere oorzaken reeds verzwakt zijn. Hierdoor ontstaan open gaten in het kronendak, belangrijk voor natuurlijke bosverjonging, (3) mycorrhizafungi leven in symbiose met wortels van levende bomen, waar ze essentieel zijn voor de toevoer van nutriënten. In ruil ontvangen ze suikers van de boom. Er zijn twee belangrijke vormen van mycorrhiza: ectomycorrhiza en VA mycorrhiza. Alleen ectomycorrhizaschimmels produceren paddenstoelen.

In deze paragraaf worden alleen de effecten van vlaktekop op de diversiteit van zichtbare vruchtlichamen (paddenstoelen) besproken als indicatoren voor bodemorganismen. De ecologische effecten van vlaktekop op het functioneren van schimmels in stofkringlopen, koolstofconservering en symbiotische relaties worden besproken in de andere secties van dit rapport.

De diversiteit van paddenstoelen en schimmels is zeer groot. Volgens het meest recente gepubliceerde overzicht uit 2013 waren toen in Nederland 5315 soorten paddenstoelen bekend (Arnolds & Van den Berg, 2013). Inmiddels zijn aan deze lijst door voortschrijdend onderzoek honderden soorten toegevoegd. Deze lijst omvat ook fungi met zeer kleine vruchtlichamen die vaak niet tot de paddenstoelen worden gerekend en veel soorten waarvan verspreiding en ecologie onvoldoende bekend zijn. Daarom beperken wij ons hier tot een selectie van 2624 voldoende bekende soorten die ook gebruikt is voor het opstellen van de meest recente Rode Lijst van paddenstoelen (Arnolds & Veerkamp, 2008).

Van de 2624 voldoende bekende paddenstoelen komen er 1787 (68%) voornamelijk of uitsluitend voor in bossen en andere door bomen gedomineerde ecosystemen als lanen en parken. Onze analyse wordt verder tot die groep beperkt. Van de bospaddenstoelen behoort 41% (727 soorten) tot de mycorrhizapaddenstoelen, 5% (85 soorten) tot de parasieten en 54% (975 soorten) heeft een saprotrofe leefwijze. Binnen deze laatste groep groeien 550 soorten (56%) op de grond of op strooisel en 425 soorten (44%) op hout, wortels en andere houtige plantendelen, zoals kegels van naaldbomen (Arnolds & Veerkamp, 2008). Deze aantallen demonstreren dat fungi een enorme bijdrage leveren aan de biodiversiteit in bosccosystemen en dat de diversiteit van paddenstoelen in bossen veel groter is dan in andere habitats (Ozinga et al., 2013).

Van de voldoende bekende soorten staat 62% (1619 soorten) op de door de minister van LNV vastgestelde Rode Lijst van bedreigde paddenstoelen in Nederland (Arnolds & Veerkamp, 2008). Daarmee behoren paddenstoelen tot de meest bedreigde groepen organismen in Nederland. Van de strooiselafbrekers staat 70% op de Rode Lijst, van de mycorrhizapaddenstoelen 69%, van de parasieten 45% en van de houtafbrekers 44%. De belangrijkste factoren voor de sterke achteruitgang van veel paddenstoelen zijn verzuring



Figuur 18. De Vliegenzwam is een van de vele mycorrhizapaddenstoelen die na vlaktekop onherroepelijk verdwijnen.

en vermesting als gevolg van sterk toegenomen emissies van stikstof- en zwavelverbindingen vanaf circa 1950. Sinds het verschijnen van de Rode Lijst in 2008 is de bedreiging door vlaktekop in bossen sterk toegenomen. (Arnolds et al., 2015; Chrispijn & Arnolds, 2016).

Er bestaan, ook in Nederland, diverse kwantitatieve studies over gemeenschappen van paddenstoelen in verschillende bostypen (o.a. Veerkamp, 2001, 2003). Daaruit blijkt dat het aantal soorten paddenstoelen, afhankelijk van het bostype, varieert tussen 63 en 170 in proefvlakken van 1000 m². Bij dit onderzoek waren geen kapvlaktes betrokken omdat ze indertijd in Nederland nauwelijks te vinden waren en omdat ze onder mycologen bekend staan om hun zeer soortenarme mycoflora (Arnolds et al., 2015). De effecten van vlaktekop op paddenstoelen zijn zeer groot. Mycorrhizavormers leven in symbiose met levende boomwortels. Alle 727 inlandse soorten zijn dan ook gebonden aan bossen. Bij vlaktekop worden de levende bomen verwijderd. Daardoor worden alle bestaande mycorrhizaverbanden vernietigd. In het jaar volgend op vlaktekop zijn er dan ook geen vruchtlichamen van mycorrhizapaddenstoelen meer te vinden, behalve eventueel in een randzone van wisselende breedte (circa 5-10 meter) indien daar wortels van bomen uit aangrenzend bos aanwezig zijn. Vlaktekop is voor mycorrhizavormers dus dodelijk.

Ook parasitaire paddenstoelen zijn afhankelijk van levende bomen en zijn dus na vlaktekop gedoemd om te verdwijnen. Een deel van de soorten kan echter na het afsterven van de gastheer tijdelijk in dood hout



Figuur 19. Voordat de bodembewerking werd uitgevoerd, zijn behalve de stammen ook het tak- en tophout als biomassa afgevoerd.

verder groeien: de groep van de necrotrofe parasieten (Jahn, 1979). Hiervan kunnen ook na kap nog vruchtlichamen worden aangetroffen, voor zover deze bestand zijn tegen het droge en warme microklimaat dat door vlaktekop ontstaat (zie houtpaddenstoelen). Vlaktekop is voor parasitaire soorten altijd sterk negatief.

Saprotrofe paddenstoelen leven in bossen vooral van de afbraak van bladstrooisel en dood hout. Omdat bij vlaktekop behalve de stammen steeds vaker het tak- en tophout als biomassa wordt afgevoerd, vermindert dat de levenskansen voor deze groepen. Een groot deel van de houtpaddenstoelen is gebonden aan dik dood hout. Daarvoor zijn oude bossen nodig en juist deze krijgen geen kans zich te ontwikkelen in het vlaktekopsysteem.

Het aantal soorten en vruchtlichamen van strooiselafbrekers neemt na vlaktekop zeer sterk af als gevolg van het drogere en zonniger microklimaat (Arnolds et al., 2015). Het is niet opgehelderd of ook de diversiteit van mycelia afneemt. Mogelijk overleven sommige soorten kaalslag zonder vruchtlichamen te vormen. Bodembewerking na vlaktekop is zeer ongunstig voor alle bodembewonende paddenstoelen omdat de mycelia worden gefragmenteerd (Fig. 19).

Ook saprotrofe houtpaddenstoelen nemen af na vlaktekop omdat de variatie aan substraten veel geringer is dan in bossen en het microklimaat voor de meeste soorten ongunstig. De hoeveelheid dood hout die achterblijft, en het meestal daaropvolgende klepelen bepalen de resterende diversiteit van houtpaddenstoelen. Deze bedraagt ten hoogste 10%.



Figuur 20. De zeldzame Kammetjesstekelzwam groeit op oude, sterk verrotte beukenstammen in ongestoorde, schaduwrijke beukenbossen. Vlaktekop is desastreus voor deze soort en vele andere houtpaddenstoelen.

Er is echter een kleine groep houtpaddenstoelen, die een voorkeur heeft voor open ruimtes. Het betreft ongeveer 15 kenmerkende soorten, vooral buisjeszwammen met droogteresistente vruchtlichamen, bijvoorbeeld het Waaiertje, Ruig elfenbankje en Vermiljoenhoutzwam (Ozinga et al., 2013). Deze groep is wel afhankelijk van het achterlaten van voldoende tak- en stamhout op kapvlaktes, hetgeen steeds minder vaak voorkomt. In natuurlijke landschappen groeien deze paddenstoelen langs bosranden. Op wat grotere open plekken komen ze voor als gevolg van sterfte van bomen. Geen van deze soorten is zeldzaam of staat op de Rode Lijst.

Conclusie: Bossen hebben een zeer hoge diversiteit aan paddenstoelen. Na vlaktekop verdwijnt in alle bostypen het merendeel van de soorten: nagenoeg alle mycorrhizapaddenstoelen, alle parasieten op bomen en soorten van groot dood hout, alsmede veel strooiselverteeders. Als vlaktekop gepaard gaat met het verwijderen van alle hout neemt deze diversiteit extra sterk af. Slechts enkele triviale houtbewonende soorten profiteren van vlaktekop, mits er voldoende tak- en stamhout achterblijft. Herstel van de mycoflora van bossen duurt, afhankelijk van de uitgangssituatie, decennia tot eeuwen (Ödor et al., 2006).

Effecten van vlaktekop op broedvogels

Vogels zijn opvallend en er wordt veel veldonderzoek aan verricht. Door hun grote mobiliteit kunnen ze snel reageren op veranderingen in het landschap, zoals het ontstaan van kapvlaktes in bossen. Vogels zijn daarvoor uitstekende bioindicatoren op de schaal van het

landschap. We beperken ons in dit rapport tot thans inheemse broedvogels.

De betekenis van 'grotere' kapvlaktes voor broedvogels in Nederland wordt uitgebreid behandeld door Schoonderwoert & Dolstra (2009). Zij noemen twee ecologische groepen van vogels die tijdelijk baat hebben bij vlaktekap in bossen, gebaseerd op de groepsindeling door Sierdsema (1999). De eerste is de Geelgorsgroep met zeven inheemse soorten: Geelgors, Boompieper, Boomleeuwerik, Gekraagde roodstaart, Groene specht, Nachtzwaluw en Draaihals. Deze groep kan zich vestigen tijdens de eerste fase na vlaktekap (1-5 jaar), wanneer er veel open grond en schrale plekken aanwezig zijn. Van deze soorten staat de Draaihals op de vigerende Rode Lijst (Kleunen et al., 2017). De daaropvolgende fase van jong bos heeft enig belang voor vogels uit de Grasmus- en Winterkoning-groep, in totaal 22 soorten. Daarvan staan zes soorten op de Rode lijst: Zomertortel, Nachtegaal, Spotvogel, Matkop, Kneu en Grauwe klauwier (Kleunen et al., 2017). Het is opmerkelijk dat in de oorspronkelijke omschrijvingen van deze ecologische groepen het biotoop 'kapvlakte' niet wordt genoemd. Zo omschrijft Sierdsema (1999) het biotoop van de Geelgorsgroep als '*open bos, bosranden, boomgroepen met kale, zandige bodem*' en dat van de Grasmusgroep als '*jong bos, struiklaag in bossen*'. Dat is van groot belang, want het betekent dat al deze vogelsoorten van nature in andere habitats broeden en kapvlaktes slechts opportunistisch benutten in de korte tijd dat ze als nestelplaats geschikt zijn.

Negen vogelgroepen met in totaal 59 soorten zijn kenmerkend voor opgaand bos en opgaande bomen (Sierdsema, 1999), waaronder 12 Rode-lijstsoorten. Anders dan de vogels op kapvlaktes zijn bosvogels gespecialiseerd en gebonden aan opgaand geboomte met een bepaalde samenstelling. Zo zijn negen vogelsoorten gebonden aan naaldbossen of naaldbomen. Vlaktekap betekent dus per definitie onvervangbaar habitatverlies voor vogels van bossen en bewoners van dood hout (Komdeur & Vestjens, 1983). De recente afname van onder meer de Zwarte specht, Kuifmees en Zwarte mees (Rode-lijstsoort) wordt (mede) toegeschreven aan toegenomen kap van opgaande bossen (Sovon, 2018). Dichte, oude opstanden zijn ook van groot belang als nestplaats voor de meeste inheemse roofvogels en uilen, waaronder Buizerd, Havik, Sperwer, Bosuil en Ransuil. Verstoring van nesten is volgens de wet strikt verboden. Toch gaan jaarlijks door

vellingen van nestbomen veel roofvogelhorsten verloren, zelfs in de broedtijd. Vlaktekap heeft bovendien een grote versturende invloed in een brede randzone binnen aangrenzend bos en dient zoveel mogelijk te worden vermeden. Daardoor is het aantal geslaagde broedsels van roofvogels afgenomen (Bijlsma, 2020).



Figuur 21. Door grootschalige kap van bossen op zandgronden is de nestgelegenheid van veel roofvogels, zoals de buizerd, afgenomen.

De opvatting dat een groep vogels karakteristiek zou zijn voor kapvlaktes (Schoonderwoert & Dolstra, 2009) is een misvatting. Dat zou immers impliceren dat deze soorten zich pas in ons land gevestigd hebben sinds deze bosbouwpraktijk bestaat. Ze zijn echter al eeuwen inheems. De hoogste dichtheden van Nachtzwaluw en Boomleeuwerik worden overigens niet bereikt op kapvlaktes maar op militaire oefenterreinen, waar ze profiteren van brede, zandige tankbanen en een geringe recreatiedruk (Sovon, 2018, Bijlsma, 2006). Ook dat is een kunstmatige habitat. Het is hoogst twijfelachtig of er maatschappelijk en politiek draagvlak is om op grond van deze kennis de gehele Veluwe en Drenthe te veranderen in een tankbanenlandschap. Er zijn even weinig argumenten om de aanleg van kapvlaktes te bepleiten voor deze vogels.

Het is zinvoller, goedkoper en duurzamer om de kwaliteit van meer half-natuurlijke habitats van deze vogels te vergroten. Daarbij gaat het vooral om heidevelden en zandverstuivingen met enige boomopslag, om bosranden grenzend aan open, schraal terrein, en in mindere mate om schrale open plekken in het bos ontstaan door lokale sterfte van bomen als gevolg van ouderdom, windworp, plaaginsecten en -schimmels, vooral als deze door wildvraat open gehouden worden. De mogelijkheden voor deze groep vogels zijn

de laatste jaren regionaal al sterk uitgebreid door het permanent verwijderen van bos ten behoeve van verbindingsstroken tussen heide- of veenrestanten, onder meer op de Veluwe en in de nationale parken in Drenthe. Dat heeft reeds geleid tot duidelijk hogere aantallen broedvogels uit de Geelgors-groep. Vooral de recente toename van de Nachtzwaluw en Draaihals is opvallend (Van Dijk et al., 2017). Er kan nog veel meer geschikt broedbiotoop worden gecreëerd. Veel bossen grenzen direct aan intensief gebruikte agrarische grond, waardoor de randzone ongeschikt is voor deze vogels. Een smalle, half-open bufferzone tussen bos en agrarisch land kan uitkomst bieden. Maar ook in bos- en natuurgebieden zijn de overgangen van bossen naar open gebieden, bijvoorbeeld heide, dikwijls messcherp. Een geleidelijke overgang via jong bos of een mantel van struiken en lage bomen kan grote natuurwinst opleveren, ook voor de soorten van de Gras- en Winterkoning-groep.



Figuur 22. De Nachtzwaluw is een broedvogel van schrale overgangen van bos naar heide en stuifzand die gebaat is bij een goed bosrandbeheer en reductie van stikstofdepositie. Kapvlaktes zijn slechts korte tijd geschikt als nestelplaats.

Conclusie: Kapvlaktes bieden kortstondig broedgelegenheid aan een beperkt aantal opportunistische vogelsoorten, waaronder enkele Rode-lijstsoorten. Daardoor gaat de biodiversiteit van het boslandschap zeer lokaal kortstondig iets omhoog. Vlaktekaping gaat evenwel ten koste van duurzame boscossystemen die vele tientallen jaren oud zijn en van een groot aantal vogels die aan opgaande bossen en oud bos zijn gebonden. Vogels die graag op kapvlaktes broeden komen van nature in andere habitats voor en kunnen desgewenst worden gestimuleerd door eenvoudige aanpassingen van de vele overgangen van bossen naar open gebieden, zowel in natuurgebieden als cultuurlandschappen.

Effecten van vlaktekaping op vleermuizen

Acht van de negentien in Nederland aangetroffen vleermuissoorten maken gebruik van holtes in bomen. Het kan daarbij gaan om spechtengaten, inrottingsgaten van afgebroken takken, scheuren in de stam en loshangende schors (Limpens et al., 1991). Loofbomen, zoals eik en beuk, blijken vaker vleermuisverblijfplaatsen te bevatten dan op grond van hun beschikbaarheid mag worden verwacht. In grove den komen minder verblijfplaatsen voor.

Helmer (1989) geeft aan wat het belang van bossen voor vleermuizen is. In een 8600 hectare groot onderzoeksgebied, waarin bos slechts 12% van het oppervlakte uitmaakt, werd 52% van de jagende vleermuizen waargenomen in het bos of langs de randen ervan. Van de 187 opgespoorde vleermuisverblijven bevonden zich 121 in een boom. Het aantal jagende vleermuizen per 100 hectare was het tienvoudige in loofbos vergeleken met naaldbos. Uit zijn inventarisatie blijkt ook dat dichtheden van vleermuizen exponentieel toenemen met de leeftijd van het bos. In het bos jonger dan 70 jaar was de gemiddelde dichtheid 7 exemplaren per 100 hectare. Bos van 80 jaar bevatte er 77. De dichtheid loopt op naar 249 per 100 hectare in bos dat ouder is dan 130 jaar.

Conclusie: Bos is voor vleermuizen een van de belangrijkste biotopen, waarbij loofbossen van veel grotere betekenis zijn dan naaldbossen. Naarmate bos ouder wordt neemt de betekenis voor vleermuizen exponentieel toe, zowel als jachtgebied als voor kraamkolonies en verblijfplaatsen. Vlaktekaping verhindert de ontwikkeling van bossen met oude bomen en wordt vaak toegepast om naaldbossen te verjongen. Beide effecten zijn zeer ongunstig voor bos bewonende vleermuizen.

Effecten van vlaktekaping op mieren

In Nederland komen 61 soorten mieren voor, waarvan 18 soorten voornamelijk in bossen leven (Reemer et al., 2004). Daarvan bouwen er acht hun nest in staande of liggende dode boomstammen, waaronder als bekende soorten de Zwarte houtmier en de zeer zeldzame Reuzenmier. De bekendste bosbewoners zijn vier soorten rode bosmieren die grote, koepelvormige nesten bouwen van naalden van coniferen, dode bladeren en twijgjes. De nesten kunnen twee meter hoog en tientallen jaren oud worden (Reemer et al., 2004). Mieren zijn in bossen ecologisch van grote betekenis

doordat ze een belangrijk deel uitmaken van de dierlijke biomassa (15-25%), en veel insecten consumeren, waaronder tal van schadelijke soorten. In Duitsland is berekend dat de werksters in een gemiddeld nest van de kale bosmier op een oppervlakte van een kwart hectare per jaar ruim zes miljoen prooidieren verzamelen (Horstmann, 1974). Het stapelvoedsel voor volwassen mieren is zoetstof die wordt uitgescheiden door bladluizen. Anderzijds vormen bosmieren stapelvoedsel voor vogels, zoals de Groene specht en de zeldzame en bedreigde Draaihals (Schoonderwoerd & Dolstra, 2009). Daarnaast leveren mieren een bijdrage aan de biodiversiteit doordat circa vijftig soorten ongewervelde dieren voor hun voortbestaan afhankelijk zijn van mieren via een parasitaire of symbiotische relatie (Mabelis, 2002).



Figuur 23. Nestkoepels van rode bosmieren op de overgang van sparrenbos naar natte heide rond een ven, Hooghalen (Dr).

De mieren die afhankelijk zijn van dood hout zijn gebaat bij bos dat veel dood hout voortbrengt. Het vlaktekapsysteem voorziet daar niet in. De verschillende soorten rode bosmieren bouwen hun nesten bij voorkeur op plekken met een warm microklimaat: in relatief lichte bossen van den en eik, op open plekken en aan zuidelijk geëxponeerde bosranden (De Jong et al., 2002; Grévé et al., 2018). Ze zijn in Nederland opvallend vaak te vinden langs boswegen en op overgangen van bos naar open natuurgebied, zoals heide (zie foto). Deze soorten kunnen voor nestbouw kortstondig profiteren van het gunstige microklimaat dat in de vestigingsfase op de overgang van kapvlakte naar bos aanwezig is. Na een paar jaar komt het nest evenwel in de schaduw te liggen van opgroeiende bomen. Een mierenvolk kan dan migreren naar een andere plek, echter niet over een grotere afstand dan circa 100 me-

ter (Mabelis, 1991). Daardoor is het voordeel van kapvlaktes voor rode bosmieren zeer tijdelijk en dubieus.

Conclusie: Overgangen van kapvlaktes naar bos kunnen kortstondig een gunstige vestigingsplaats bieden aan diverse soorten rode bosmieren. Vanwege de korte geschiktheid en geringe mobiliteit van mierenvolken kan dit kunstmatige biotoop echter gemakkelijk werken als een ecologische valkuil. Door frequente aanwezigheid in vrijwel alle Nederlandse bossen van wegen, paden en open plekken hebben rode bosmieren voldoende nestmogelijkheden. Bos oud laten worden en de vervalfase toelaten, draagt op den duur bij aan een gunstig biotoop door het ontstaan van natuurlijke open plekken als gevolg van boomsterfte.

Effecten van vlaktekap op insecten van dood hout

In Nederland is naar schatting 40 tot 50% van de totale bosfauna gebonden aan dood hout (Mabelis, 1983; Siepel, 1992). Insecten vormen de meest omvangrijke groep. Bekende houtbewonende kevers zijn bijvoorbeeld Vliegend hert, Neushoornkever, Grijsze ribbelboktor en Bloedrode kniptor. Ook wilde honingbijen en de Hoornaar maken gebruik van holtes in bomen. Naast de hoeveelheid dood hout per hectare, bepaalt vooral de verschijningsvorm ervan de diversiteit van organismen die er aan gebonden is. De boomsoort, de omvang van stammen of takken, staand of liggend dood hout, de expositie ten opzichte van de zon en het verteringsstadium beïnvloeden in hoge mate de levensgemeenschappen die zich in dood hout ontwikkelen (Harmon et al., 1986). Voor het optimaal functioneren van een boscysteem is het van belang dat zowel staand als liggend dood hout in verschillende verticingsstadia min of meer permanent beschikbaar zijn in tijd en ruimte, inclusief dikke stammen. In het dode hout vindt een opeenvolging van organismen plaats. Kevers worden opgevolgd door houtwespen, vliegen, muggen, spinnen, slakken, pissebedden, springstaarten en aaltjes (Jagers op Akkerhuis et al., 2005). Uit een literatuurstudie van Grove (2002) blijkt dat dikere boomstammen een grotere biodiversiteit herbergen dan dunnere. Doordat dikke stammen langzamer verteren dan dunne, herbergen zij een reeks van, meer en minder stabiele, microhabitats, die een reeks aan organismen faciliteren.

Het Vliegend hert is bijvoorbeeld een iconische kever-



Figuur 24. Het Vliegende hert is de grootste inlandse kever. De larve leeft maximaal acht jaar in vermolmd hout van oude eiken, in Nederland voornamelijk op de Veluwe.

soort die gebonden is aan zeer oude, vermolmdde stammen van loofbomen, in het bijzonder eiken. De soort is opgenomen in de Habitatrichtlijn en Bern-convention.

Bij vlaktekop blijft weinig dood hout achter, en wat er al beschikbaar komt, verschijnt met de lange tussenposes van de kapcyclus. Een plotselinge sterke verhoging van het aanbod van dood hout heeft weinig zin, omdat op korte termijn alleen de niet bedreigde insectensoorten met een goed verspreidingsvermogen daarvan profiteren (Moraal, 2015). Op kapvlaktes resteert als vorm van dood hout alleen stobben en soms dunnere takken. Stobben zijn beperkt geschikt als bron voor doodhoutinsecten. Ze zijn vaak of te nat of te droog en qua volume te klein om een geschikt leefmilieu te vormen voor zeldzamere soorten (Moraal & Al, 2015). Vlaktekop-exploitatie verhindert dat het bos de biodiversiteit krijgt die mogelijk is bij dode bomen, vooral dikke dode bomen, in alle stadia van ontbinding.

Vlaktegewijze bosexploitatie richt zich op het kappen van oudere, vitale bospercelen met het doel de aanwezige bomen te gelde te maken en een nieuwe, gelijkjarige generatie bos op gang te helpen. Dat geldt in de praktijk vooral voor naalddhoutopstanden op zandgronden. Het gevolg is dat de aanwezige bomen nooit echt oud zullen worden of in verval kunnen raken. De oudere ontwikkelingsstadia met de daarbij behorende verval fases in de cyclische successie (zie onderdeel over natuurlijke bosontwikkeling) komt bij die exploitatievorm daarom niet voor. Dat betekent dat alle organismen die gebonden zijn aan oude en dikke levende bomen, maar ook aan dikke, dode, staan-



Figuur 25. Dik dood hout: hotspot van biodiversiteit.

de en liggende bomen nooit een geschikt leefmilieu aantreffen bij vlaktekopexploitatie.

Bovendien is vlaktekop doorgaans gericht op het laten ontstaan van naaldbos. Loofbomen worden in dat geval slechts in beperkte mate getolereerd als mengsoort. Daardoor ontstaat er bij die exploitatievorm nooit loofbos. Dat heeft gevolgen voor de organismen die gebonden zijn aan loofbomen. Moraal (2011) geeft een overzicht van de aantallen soorten insecten en mijten per boomsoort. Loofboomsoorten herbergen veruit de grootste aantallen soorten insecten en mijten. Ongeveer tweederde van de geleedpotigen heeft een voorkeur voor loofhout ten opzichte van naalddhout (Jagers et al., 2006).

Loofbos krijgt bij exploitatie door vlaktekop de kans niet om te ontstaan. De aan loofbos gebonden biodiversiteit krijgt dus niet de kans om zich te vestigen.

Conclusie: Bijna de helft van de bosfauna is gebonden aan dood hout. Er zijn specifieke soorten voor dood hout in alle soorten, maten en stadia van vertering. Met name de verval fases van oude en dikke bomen zijn rijk aan gespecialiseerde en zeldzame insecten. Deze fases zijn in Nederlandse bossen erg zeldzaam en daardoor ook de daarvan afhankelijke dieren. Vlaktekop verhindert het ontstaan van oude en dikke bomen, van de verval fases daarvan, en dus van de biodiversiteit die daar bij hoort. Dood hout is op kapvlaktes eenzijdig van samenstelling en slechts korte tijd aanwezig. De fauna van dood hout is er sterk verarmd ten opzichte van volgroeide bossen. Loofbossen zijn veel soortenrijker dan naaldbossen. Vlaktekop verhindert de ontwikkeling van naaldbos naar loofbos. Het schaadt daardoor de biodiversiteit.

Effecten van vlaktekop op dagvlinders

Dagvlinders behoren tot de meest bedreigde groepen organismen in Nederland. Van de 76 inheemse soorten staan er 47 (62%) op de recente Rode Lijst (Van Swaay, 2019). Van de dagvlinders hebben 19 soorten een voorkeur voor bosgebieden, bijvoorbeeld het Bont zandoogje, de Bosparelmoervlinder, Grote weerschijnvlinder en Keizersmantel (Warren & Key, 1991; Gorissen et al., 2004). Hiervan staan er 10 op de Rode Lijst. Voor het behoud van vlinders moet zowel voldaan worden aan de ecologische eisen van de rupsen (aanwezigheid van voedselplanten in het juiste milieu) als aan die van de imago's (aanwezigheid van nectarplanten bij het juiste microklimaat) (Gorissen et al., 2004). De rupsen van 14 bossoorten leven op bomen of struiken, van 5 soorten op kruiden (Hengel, bosviooltjes, grassen).

Alle inlandse bosvlinders zijn in feite bosrandvlinders. In bossen met een gesloten kroonlaag komen ze nauwelijks voor. Aan bosranden, langs smalle boswegen en op kleine open plekken vinden ze de geschikte combinatie van een warm, beschut microklimaat en bloeiende nectarplanten, vooral op plaatsen waar



Figuren 26 en 27. De Grote weerschijnvlinder (onder) en de Bosparelmoervlinder (boven) zijn zeldzame bosvlinders die allebei baat hebben bij een goed beheer van bosranden, waardoor bloemrijke zomen ontstaan.

goed ontwikkelde, bloemrijke mantel- en zoomvegetaties voorkomen (Van Swaay, 2019). Bloemrijke kapvlaktes zouden in principe tijdens de vestigingsfase gedurende enkele jaren een aanvullende nectarbron voor bosrandvlinders kunnen vormen, al is het microklimaat hier minder gunstig dan op luwe plekken (Moraal et al., 2003).

De bloemenrijkdom van kapvlaktes op de hoge zandgronden is echter de laatste decennia sterk afgenomen (Stortelder et al., 1999; sectie over plantengemeenschappen in dit rapport). Als gevolg van stikstofdepositie en verzuring raken de meeste kaalslagen snel overgroeid met grassen, soms ook bramen, die in het gekapte bos reeds voorkwamen (Fig. 13, p. 29). In dergelijke gebieden hebben dagvlinders niets te zoeken. Op rijkere en natte gronden kan na vlaktekop soms de bloemenrijkdom tijdelijk toenemen, waarvan dagvlinders als de Kleine ijsvogelvlinder en Keizersmantel kunnen profiteren.

De direct op vlaktekop volgende pionier- en consolidatiefase is met haar dichte boomlaag eveneens ongeschikt voor dagvlinders. Om de Rode Lijst van dagvlinders aan te halen: *'Grootste bedreiging voor dagvlinders in bossen is de aanplant van eenvormige bossen met weinig variatie in leeftijdsopbouw, weinig open plekken of brede paden en verdroging'* (Van Swaay, 2019). Bij het ongemoeid laten van opstanden ontstaan in het subclimax- en climaxstadium door boomsterfte langs natuurlijke weg kleine en middelgrote gaten in het kronendak. Dit effect treedt ook op bij houtoogst door selectieve uitkap. Dergelijke open plekken vormen een uitstekende habitat voor bedreigde dagvlinders van bossen (Schoonderwoerd & Dolstra, 2009).

Conclusie: Bosvlinders hebben baat bij semipermanente, kleine, luwe open plekken en bosranden, bij voorkeur met een mantel van struiken en een zoom van kruiden. Kapvlaktes voldoen niet aan die voorwaarden; ze hebben een ongunstig microklimaat en groeien snel dicht met jonge bomen. Bovendien zijn ze op zandgronden tegenwoordig doorgaans zeer arm aan nectarplanten en daardoor van weinig belang voor dagvlinders. Op rijkere gronden kunnen kapvlaktes soms gedurende enige jaren een aanvullende nectarbron vormen. De daarop volgende fases met een dichte, uniforme boomlaag zijn echter ongeschikt voor dagvlinders. Ook dagvlinders zijn op langere termijn gebaat bij het ontstaan van natuurlijke open plekken in oude bossen en bij het versterken van de mantel- en zoomcomplexen langs bosranden.

II-4 Effecten van vlaktekop op ecologische bodemprocessen en de koolstof- en nutriëntenbalans

T.W. Kuyper en P. Bindraban

Samenvatting

In dit deel wordt een overzicht gegeven van de effecten van vlaktekop op bodemprocessen, zowel de effecten op bodemleven als de effecten op bodembiochemische processen. Samenvatting van de relevante literatuur laat zien dat door vlaktekop de hoeveelheid micro-organismen significant achteruitgaan (achteruitgang 20%), waarbij schimmels gevoeliger zijn dan bacteriën (achteruitgang 25 respectievelijk 15%). Door vlaktekop verdwijnen mycorrhizaschimmels (vrijwel) geheel, waardoor het herstelvermogen en veerkracht van het bosesysteem worden aangetast.

Kleinere bodemdieren die in het bodemvoedselweb leven van micro-organismen, worden eveneens negatief door vlaktekop beïnvloed. Mijten lijken daarbij gevoeliger dan springstaarten. Voor de effecten van vlaktekop op de diversiteit van grotere ongewervelden (loopkevers, kortschildkevers) laat de literatuur een variabel effect zien, met zowel toename als afname van bepaalde groepen. Daarbij geldt dat vooral lichtminnende, niet voor bossen karakteristieke soorten, door vlaktekop positief beïnvloed worden.

Vlaktekop heeft daarnaast grote negatieve gevolgen voor de voorraden van koolstof en plantenvoedende stoffen. Over de hele boscyclus is sprake van een verlies aan koolstof van 40% en een nog hoger verlies aan plantenvoedende stoffen. Voor een gemiddeld naaldbos op zandige bodem is het koolstofverlies per hectare over de boscyclus geschat als 169 ton CO₂ equivalenten.

Vlaktekop leidt tot stikstofverliezen van vele honderden kilo's N per hectare, resulterend in vervuiling van het grond- en oppervlaktewater (door uitspoeling van nitraat). In sommige bodems gaat stikstofverlies gepaard met de productie van het broeikasgas lachgas, al zal de lachgasproductie bij bossen op sterk zandige bodems beperkt zijn. De negatieve effecten van vlaktekop zijn zowel het gevolg van de opslag van koolstof en nutriënten in hout (dat geoogst wordt) als van veranderingen in de opslag in de bodem. Daarbij dient bedacht te worden dat de voorraden in de bosbodem

meestal groter zijn dan die in de boom.

Hersteltijd van de oorspronkelijke situatie bedraagt vele tientallen jaren tot zelfs eeuwen, indien het gaat om de eigenschappen van oud bos (bos ouder dan honderd jaar), dat op dit moment in Nederland nog nauwelijks aanwezig is. Ook de zogenaamde terugbetaaltijd, de tijd die nodig is om een positieve koolstofbalans op te bouwen wanneer hout gebruikt wordt voor 'groene energie', bedraagt tenminste vele decennia. Berekeningen tonen aan dat vlaktekop en gebruik van hout voor energiedoeleinden vanuit klimaatperspectief negatieve effecten heeft doordat de terugbetaaltijd groter is dan wat met hout als energiebron bespaard wordt.

Doordat bossen en de bosbodems gedurende eeuwen koolstof kunnen ophopen in het hout en in de bodem, en doordat oudere bossen ook belangrijker zijn voor het behoud van de karakteristieke biodiversiteit, is het tegengaan van vlaktekop een zogeheten win-winsituatie waar zowel biodiversiteitsbehoud als de koolstofvastlegging van profiteren.

Inleiding

In dit deelrapport wordt een overzicht gegeven van de effecten van vlaktekop op bodemecologische processen en op de stoffenbalans van bossen. Vrijwel al het onderzoek aan deze processen en balansen en aan bodemecologische effecten van vlaktekop heeft plaatsgevonden buiten Nederland. De relevante literatuur is meestal afkomstig uit Noord-Amerika (Canada, Verenigde Staten) en noord en oost Europa (Scandinavië, Bondsrepubliek Duitsland). Er is echter geen reden aan te nemen dat de onderliggende fundamentele processen in Nederland anders zouden verlopen dan in de andere landen. Wel geldt dat bij het kwantificeren van de processen voor de Nederlandse situatie rekening moet worden gehouden met de specifieke eigenschappen van het Nederlandse bos (klimaat, bodemeigenschappen, boomsoortenkeuze, gemiddelde leeftijd van het bos, en vervuilingsklimaat, met name de hoge atmosferische depositie van stikstof). Nederland kent vrijwel geen natuurlijke onbeheerde bossen met een leeftijd van meer dan honderd jaar, dus vergelijkingen met 'echte' natuurbossen zijn maar beperkt relevant voor de Nederlandse situatie.

Effecten op bodemmicro-organismen (schimmels, bacteriën)

In deze sectie worden de effecten van vlaktekop behandeld op de in de bodem en in het op de bodem liggende hout aanwezige schimmels en bacteriën, die verantwoordelijk zijn voor de biogeochemische processen in de organische en minerale lagen van de bodem. De zichtbare vruchtlichamen van deze schimmels (paddenstoelen) zijn door Arnolds elders in dit rapport behandeld. Effecten van vlaktekop op bodemdieren zoals springstaarten en mijten, wier voedsel uit schimmels en bacteriën bestaat, en op enkele andere groepen ongewervelde bodemdieren worden in de volgende sectie behandeld. Het effect van vlaktekop op mieren, met speciale aandacht voor de Nederlandse situatie, is door Arnolds geëvalueerd.

Holden & Treseder (2013) gaven een overzicht van de effecten van houtkap op de microbiële biomassa en activiteit (schimmels en bacteriën). Hun belangrijkste resultaten zijn samengevat in Tabel 2. Hun studie, een zogenaamde meta-analyse gebaseerd op een systematisch overzicht van de beschikbare wetenschappelijke literatuur, toont aan dat kappen een negatief effect heeft op de microbiële biomassa, met een sterker effect op schimmels dan op bacteriën, een sterker negatief effect in geval van vlaktekop in vergelijking met selectieve kap en dunning, en een sterker negatief effect in gematigde bossen dan in boreale bossen. Voor de totale microbiële biomassa rapporteerden ze een achteruitgang van 22% door vlaktekop.

Voor boreale bossen berekenden Holden & Treseder (2013) een hersteltijd voor de microbiële biomassa na houtoogst van ongeveer twintig jaar. Dat getal komt overeen met andere schattingen (in Kohout et al., 2018) van hersteltijden tussen 12 en 59 jaar. Negatieve effecten van vlaktekop op de basis van het bodemvoedselweb houden dus decennia aan.

Cijfers over schimmelbiomassa maken geen onderscheid tussen functionele groepen van schimmels (ectomycorrhizavormende schimmels, de schimmels die in een wederzijds voordelige symbiose met bomen leven; saprotrofe schimmels, de schimmels die verantwoordelijk zijn voor de afbraak van strooisel, humus en hout en die daarmee de koolstof- en nutriëntenkringloop sluiten). Het is duidelijk dat door vlaktekop, de ectomycorrhizavormende schimmels (Fig. 28) zeer sterk negatief worden beïnvloed en (vrijwel) volledig zullen verdwijnen, door het ontbreken voor kortere of

Tabel 2. Meta-analyse van de effecten van houtoogst op microbiële biomassa. De effecten zijn weergegeven als response-verhoudingen, een dimensieloos getal dat ontstaat door de microbiële biomassa van de behandeling (kap) te delen door de microbiële biomassa van de onbehandelde controle (onbeheerd bos); een getal kleiner dan 1 betekent een negatief effect ten opzichte van de controle. Getallen in vet geven aan dat het negatieve effect significant is, dat wil zeggen dat het 95%-betrouwbaarheidsinterval kleiner dan 1 is; getallen in normaal schrift geven aan dat de kans dat er geen verschil is met de controle groter dan 5%. Letters (in superscript) geven aan dat er significante verschillen zijn tussen behandelingen (boreale versus gematigde bossen). Uit Holmes & Treseder (2013).

	Totaal	Schimmels	Bacteriën
Totale effect	0,81	0,73	0,86
• Vlaktekop	0,78	0,70	0,89
• Selectieve kap, dunning	0,89	0,86	0,74
• Boreaal bos	0,87	0,84^a	
• Gematigd bos	0,77	0,71^b	0,99

langere tijd van bomen die deze schimmels van koolstof kunnen voorzien. Mycorrhizaschimmels zijn niet in staat om te overleven door de bodemorganische stof als koolstof- en energiebron te gebruiken.

Voor saprotrofe schimmels (Fig. 29) mag verwacht worden dat deze na kap zullen toenemen; immers de hoeveelheid dood organisch materiaal (zie hieronder) neemt toe (dode wortels, takhout dat achterblijft). Bovendien nemen de condities voor afbraak van dat organisch materiaal toe door veranderingen in microklimaat (temperatuur, waterbeschikbaarheid, bij intensieve bodembewerking ook de toetreding van zuurstof in de bodem).

Het effect van vlaktekop op beide functionele groepen is bestudeerd door Kohout et al. (2018). Deze effecten zijn aangegeven in Fig. 30. In minder dan twee jaar waren ectomycorrhizavormende schimmels geheel verdwenen (hun relatieve bijdrage aan de totale hoeveelheid schimmels daalde van 50-60% tot 0%), terwijl die van saprotrofe schimmels steeg van 30% tot 50-60%. (Naast deze beide groepen onderscheidden de auteurs enkele andere groepen, terwijl van een aantal soorten de levenswijze nog niet bekend was; daardoor zijn de percentages samen minder dan 100%.) Deze gegevens hebben betrekking op de relatieve bijdrage; de totale schimmelbiomassa lijkt geen afname te vertonen in de eerste twee jaar na vlaktekop.



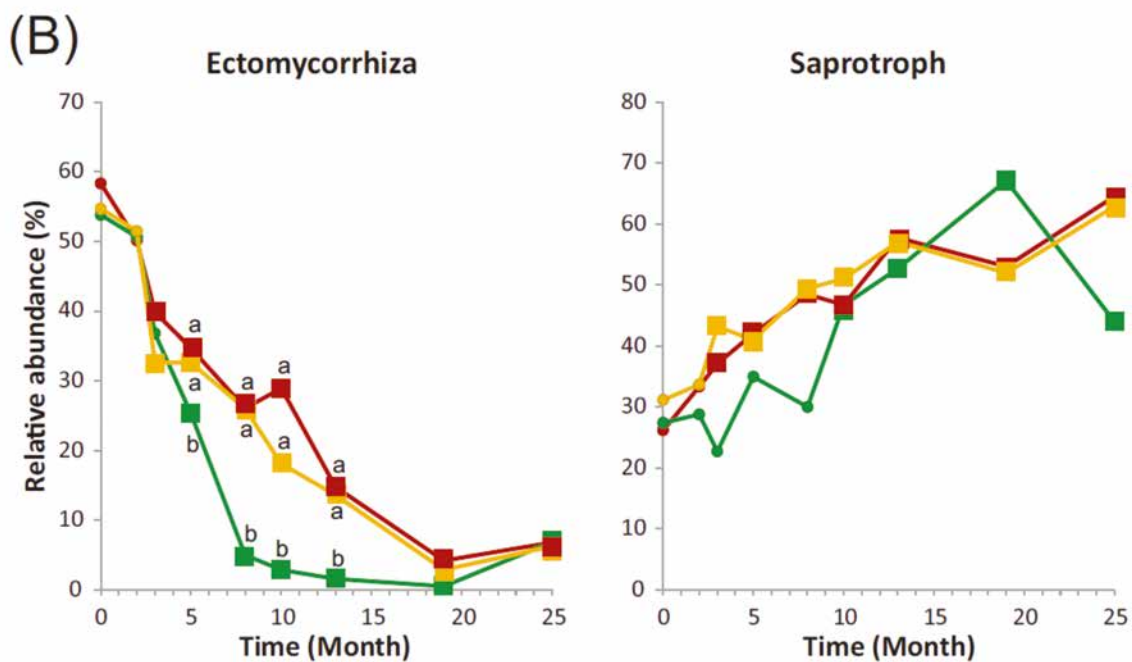
Figuur 28. Vier verschillende soorten ectomycorrhizavormende schimmels op boomwortels. De schimmel omgeeft de worteltop als een soort handschoen of sok, zodat er geen direct contact tussen de plantenwortel en de bodemoplossing is, maar voedingsstoffen en water via de schimmel naar de plant worden getransporteerd, in ruil voor koolstof die de plant aan de schimmel verschaft.

Jones et al. (2003) gaven een overzicht van de effecten van vlaktekop op gemeenschappen van ectomycorrhizaschimmels en hun vruchtlichamen (paddenstoelen). Ze concluderen dat vlaktekop leidt tot een grote reductie van de diversiteit, doordat door vlaktekop aanmerkelijk meer soorten verdwijnen die karakteristiek zijn voor oude bomen dan er soorten verschijnen die geassocieerd zijn met jonge bomen. Bovendien hebben soorten die karakteristiek zijn voor oude bomen vaak een hogere specificiteit voor hun gastheerboom dan soorten die karakteristiek zijn voor jonge bomen. Wanneer vlaktekop en herinplant met één enkele gewenste boomsoort leidt tot afname van het aantal boomsoorten is een verder negatief effect op de diversiteit van ectomycorrhizaschimmels te verwachten. Gezien de toename van de stikstofdynamiek na kap (zie hieronder) valt ook te verwachten dat de grotere stikstofbeschikbaarheid zal leiden tot selectie van een slechts klein aantal stikstoftolerante soorten, hetgeen de diversiteit nog verder zal reduceren. Dat laatste effect zal voor Nederland belangrijker zijn dan voor de

landen waar de meeste studies zijn verricht. Durall et al. (2006) vergeleken ectomycorrhizapaddenstoelen in oude bossen en in jonge plantages van dezelfde boomsoorten in het westen van Canada. In de jonge opstanden vonden ze 17 soorten ectomycorrhizapaddenstoelen, in de oude bossen 189 soorten; twee soorten kwamen in beide typen voor. Deze gegevens wijzen op een zeer sterke reductie, in dit geval van 90%, van diversiteit aan ectomycorrhizapaddenstoelen door vlaktekop en daarop volgende heraanplant. Voor Nederland is dit negatieve effect van vlaktekop minder groot, doordat als gevolg van de hoge stikstofdepositie de soortenrijkdom aan ectomycorrhizapaddenstoelen in oude bossen substantieel lager is. Bovendien zijn 'oude' Nederlandse bossen aanmerkelijk jonger dan die in Canada. Het Nederlandse effect zal, afhankelijk van boomsoort en lokaal vervuilingsklimaat, vermoedelijk tussen 30 en 70% variëren. Zie verder de bijdrage van Arnolds voor de te verwachten effecten van vlaktekop op de diversiteit van ectomycorrhizapaddenstoelen in Nederland.



Figuur 29. Saprotrofe schimmels breken hout af, waarbij het hout bruiner of bleker wordt en de structuur verandert.



Figuur 30. Veranderingen in de relatieve abundantie van ectomycorrhizavormende en saprotrofe schimmels na vlaktekop van een sparrenopstand in Tsjechië. [De gekleurde lijnen geven drie substraten aan (rhizosfeergrond, bulkgrond en wortels), maar de verschillen tussen deze substraten zijn voor de evaluatie van de effecten van vlaktekop niet van belang. Ook de cijfers, die significante verschillen tussen de substraten op elk verzameltijdstip aangeven, zijn hier niet van belang. Voor alle drie substraten geldt hetzelfde patroon.] Uit Kohout et al. (2018).

Gezien de negatieve effecten van vlaktekop op mycorrhizaschimmels, is de vraag relevant in hoeverre maatregelen die een of enkele oude bomen laten staan (overstaanders) deze negatieve effecten kunnen verminderen. De achterliggende gedachte is dat overstaanders een habitat bieden voor soorten ectomycorrhizaschimmels die dan vervolgens bij herinplant de jonge bomen koloniseren en op die manier continuïteit in de samenstelling van mycorrhizaschimmels be-

werkstelligen. Gebleken is dat oude bomen vaak door schimmelnetwerken met veel jonge bomen verbonden zijn en dat deze oude bomen een cruciale positie innemen voor het behoud van zulke netwerken (Beiler et al., 2015). Zulke netwerken blijken cruciaal voor de veerkracht van boscosecosystemen.

Sterkenburg et al. (2019) vergeleken, op basis van moderne moleculair-ecologische technieken, de effecten van vlaktekop en kap met overstaanders op de

soortenrijkdom van ectomycorrhizaschimmels onder grove den. Zij vonden na drie jaar een achteruitgang van 65% bij volledige vlaktekop en van 30-40% indien 30% tot 60% van de bomen behouden bleef. Deze fractie overstaanders is groter dan in Nederlandse bossen met vlaktekop met overstaanders wordt waargenomen. Van belang bleek de oppervlakte van het deel waar overstaanders behouden blijven. Uit een ander onderzoek bleek dat overstaanders met een oppervlak van 0.3 ha onvoldoende waren om de diversiteit aan ectomycorrhizaschimmels te waarborgen (Kranabetter et al., 2013).

Voor wat betreft saprotrofe schimmels (afbrekers van hout en blad- en naaldstrooisel) geven Kohout et al. (2018) aan dat er aanzienlijke veranderingen in de diversiteit optreden na vlaktekop. Door het afsterven van wortels verdwijnt het zogenaamde rhizosfeereffect, het effect van exudaten van levende wortels op hun onmiddellijke omgeving (minder dan 5-10 mm van het worteloppervlak). De schimmels die karakteristiek zijn voor dit milieu verdwijnen grotendeels; zij namen een afname van bijna 75% waar in de biomassa van schimmels in de rhizosfeer. Dit betreft deels ook schimmels die geen zichtbare vruchtlichamen vormen en die derhalve bij veldonderzoek door mycologen grotendeels gemist worden. Er werd een aanzienlijke toename waargenomen van schimmels die betrokken zijn bij de afbraak van dode wortels, hoewel het verschil met de uitgangssituatie niet significant was. Hun studie liet ook zien dat als gevolg van de activiteit van deze schimmels de wortelbiomassa in twee jaar met 50% verminderd was.

Het ontbreken van levende wortels met hun actieve microbiële gemeenschap in de rhizosfeer kan leiden tot veranderingen in het afbraakproces van het resterende organische materiaal door het wegvallen van het zogenaamde priming effect waardoor de afbraak van het resterende materiaal in sommige gevallen wordt vertraagd en / of de samenstelling van de organische stof verandert. Er is geen onderzoek bekend dat deze vraag adresseert.

Belangrijk is ook het effect van vlaktekop op het microklimaat (luchtvochtigheid, minimum- en maximumtemperatuur) op de vlaktekopvlakte. Door vlaktekop is op deze vlaktes de temperatuur enkele graden hoger, de luchtvochtigheid lager en de uitdrogende werking van de wind sterker. De dagelijkse variatie in temperatuur en luchtvochtigheid is aanmerkelijk groter dan in het aangrenzende bos. Het is waarschijnlijk dat ten

gevolge van klimaatverandering de verschillen tussen de kapvlakte en het oorspronkelijke bos verder toenemen. Naast de directe effecten van vlaktekop, moet ook met kleinere veranderingen in het aangrenzende bos rekening gehouden worden. Daardoor kan ook het omringende bos, met name waar het gaat om relatief kleine percelen, droger en warmer worden. In het meer natuurlijke bos ontstaat dan een minder geschikt microklimaat voor houtpaddenstoelen die kenmerkend zijn voor ongestoorde bosontwikkeling. Dit effect treedt vooral op aan de rand van het bos en zal dus vooral belangrijk zijn bij bossen van geringere oppervlakte. Ook het verdwijnen van groot hout in alle stadia van afbraak (stammen, stronken van omgevallen bomen) leidt tot een lagere beschikbaarheid aan geschikt substraat waardoor de kans op lokaal uitsterven van deze zeldzame soorten toeneemt. Voor de effecten van vlaktekop op het microklimaat van de kapvlakte en de betekenis van soorten van dit milieu voor de biodiversiteit wordt naar de bijdrage van Arnolds verwezen.

Effecten van vlaktekop op bodemfauna

Voor zover de bodemfauna (mijten, springstaarten, aaltjes; Fig. 31) schimmels of bacteriën consumeren, mag verwacht worden dat ook zij negatief beïnvloed worden door de achteruitgang van de microbiële biomassa. Onderzoek bevestigt deze generalisatie, waarbij mijten gevoeliger lijken voor biodiversiteitsverlies dan springstaarten. Er zijn geen meta-analyses bekend die resultaten van een groot aantal onderzoeken integreren; hierdoor zijn generalisaties over het algemeen lastiger.

Lindo & Visser (2003) vergeleken verschillende vormen van kap op de aantallen springstaarten en mijten in boreale loof- en naaldbossen. Ze vonden een significante afname van aantallen mijten na vlaktekop in vergelijking met de ongestoorde opstanden, en geen significante verschillen in aantallen springstaarten. De aanwezigheid van overstaanders had een zwak negatief effect, in vergelijking met vlaktekop, op aantallen springstaarten en een zwak positief effect op aantallen mijten. Slawska & Slawski (2009) vergeleken aantallen springstaarten in een ongestoord dennenbos, een kapvlakte met overstaanders, en verschillende kapvlaktes. Soortenrijkdom en aantallen springstaarten waren het laagst bij de meest intensieve vorm van bodemverstoring (ploegen na vlaktekop) en het

hoogst na vlaktekop waarbij overstaanders bleven. In geval van overstaanders waren soortenrijkdom en aantallen springstaarten hoger dan in het oude den-nenbos. Negatieve effecten van vlaktekop op aantallen mijten werden eveneens vastgesteld door Lóšková et al. (2013).

Over de duur van de effecten is weinig bekend; een studie door Bird et al. (2004) geeft aan dat het negatieve effect van vlaktekop op mijten en springstaarten kortdurend is en dat na twee jaar er geen verschillen meer waren met het oorspronkelijke bos. Rozén et al. (2010) onderzochten de activiteit van bodemdieren in jonge opstanden van 14 verschillende boomsoorten 34 jaar na vlaktekop in een dennenbos in Polen. Helaas werden niet-gekapte opstanden niet in het onderzoek betrokken. Ze noteerden grotere activiteiten van de bodemfauna onder naaldbomen dan loofbomen, waarbij de fauna-activiteit onder lariks en spar het hoogste was, terwijl die onder haagbeuk het laagste

was. De activiteit was hoger in de zomer dan in de herfst, hetgeen er op wijst dat temperatuur een belangrijker factor is dan vocht. In combinatie met eerder onderzoek naar de aantallen bodemdieren bleek dat er geen verband bestond tussen de activiteit van springstaarten of potwormen en hun aantallen. De aantallen regenwormen waren (niet-significant) hoger onder loofbomen dan naaldbomen. Deze waarneming zou kunnen wijzen op een verschuiving van humusprofielontwikkeling door bepaalde loofbomen, waarbij regenwormen toenemen en schimmeletende bodemdieren (springstaarten, mijten, potwormen) afnemen. Over de effecten van vlaktekop op regenwormen was nauwelijks literatuur voorhanden, maar in de bossen in Nederland op zure (podzol-)bodem (Fig. 32) zullen regenwormen weinig belangrijk zijn. Alleen aanplant met loofbomen met goed verterend strooisel, die als calciumpomp fungeren zou een positief effect kunnen opleveren, maar het is de vraag of dit erg kansrijk is op de Nederlandse zandbodems, waar de problematiek van vlaktekop zich hoofdzakelijk afspeelt, met (zeer) lage gehalten aan beschikbaar calcium.



Figuur 31. Twee belangrijke groepen bodemdieren wier voedsel voor een belangrijk deel uit bacteriën en schimmels bestaat: mijten (boven) en springstaarten (onder).

Studies wijzen op een licht positief effect van lichte ingrepen waarbij in bossen open plekken worden gecreëerd. Zo vonden Moore et al. (2002) in een vergelijking tussen een ongestoord bos en een bos waarin stroken gekapt waren, hogere aantallen loopkevers, springstaarten en huisjesslakken in de gekapte stroken dan in het bos. Voor dunning (selectieve kap) namen ze een positief effect waar op aantallen huisjesslakken en miljoenpoten en een negatief effect op aantallen spinnen. Tamutis & Sklodowski (2020) vergeleken strooiselbewonende kevers (loopkevers, kortschildkevers) in ongestoord dennenbos en in vlaktekopvlaktes. Zij namen waar dat vlaktekop, in tegenstelling tot hun verwachting, niet leidde tot toenemende aantallen individuen en soorten van strooiselbewonende kevers. Wel namen ze een verschuiving in de soortensamenstelling waar, waarbij soorten die karakteristiek zijn voor vroege successiestadia toenamen en soorten karakteristiek voor late successiestadia afnamen. Die verschuiving, waarbij de karakteristieke bossoorten juist negatief beïnvloed worden, moet worden meegenomen in de beschouwingen over biodiversiteitseffecten. Diezelfde conclusie dat vlaktekop leidt tot een toename van niet-bossoorten kan getrokken worden uit de studie van Johansen et al. (2016).

Terwijl Beaudry et al. (1997) positieve effecten van



Figuur 32. Op arme, zure zandgronden ontwikkelen zich in Nederland podzolen, een bodemtype gekenmerkt door een strooisel- en humuslaag boven op het minerale profiel, een sterk uitgebleekte tot bijna witte bodemlaag waar humuszuren zijn uitgespoeld, met daaronder een zwarte laag waar deze humuszuren weer neerslaan. Daaronder bevindt zich een ijzerrijke bodemlaag. Zie <https://www.ecopedia.be/encyclopedie/podzols>

vlaktekop op de soortenrijkdom van de loopkeverfauna rapporteren, laten andere studies negatieve effecten zien van vlaktekop op aantallen loopkevers. Van loopkevers is gerapporteerd dat ze meer negatief beïnvloed worden door vlaktekop dan wanneer overstaanders blijven staan, hetgeen wijst op een negatief effect van vlaktekop (Beese et al., 2019). Halaj et al. (2008) vergeleken in de westelijke Verenigde Staten een ongestoord bos met vier verschillende behandelingen van houtoogst met verschillende aantallen overstaanders (15% en 40% bedekking door overstaanders) in een verschillend ruimtelijk patroon (losse overstaanders of overstaanders in groepen). We concentreren ons hier alleen op de verschillen tussen het ongestoorde bos en de gekapte delen, niet of de hoeveelheid en ruimtelijke verdeling van de overstaanders. Uit hun onderzoek bleek dat de aantallen spinners lager waren in het ongestoorde bos dan in de gekapte delen, terwijl de aantallen loopkevers in het ongestoorde bos juist hoger waren. In een vergelijking tussen vlaktekop, selectieve kap en ongestoord bos vonden Atlegrim et al. (1997) geen significante effecten van bosbeheer, behalve een positief effect op een loopkeversoort die karakteristiek is voor open plekken. Naast effecten op loopkevers zijn ook studies gedaan naar effecten van vlaktekop op kortschildkevers. De studies van Nagy et al. (2015, 2016) geven aan dat kortschildkevers eerder negatief reageren op vlaktekop dan loopkevers. Ook de gegevens van Pohl et al. (2007) wijzen op een nega-

tief effect van vlaktekop op kortschildkevers.

Waar studies positieve effecten vinden van vlaktekop op diversiteit van bodemfauna moet derhalve bedacht worden: (1) dat de soortverschuivingen (van soorten die karakteristiek zijn voor late bossuccessiestadia naar soorten die karakteristiek zijn voor vroegere bossuccessiestadia met een sterkere mate van verstoring) er vaak toe leiden dat al algemene soorten toenemen en al zeldzame soorten afnemen; (2) dat de fylogenetische diversiteit (en dus het evolutionaire potentieel), na correctie voor verschillen in soortenrijkdom afneemt, ook als het creëren van open plekken door kap de diversiteit doet toenemen (Smith et al., 2017).

Effecten van vlaktekop op de koolstofbalans

Vlaktekop zal leiden tot emissies van het broeikasgas CO₂ en zal negatieve effecten hebben voor de koolstofopslag in Nederland. Daarbij dient bedacht te worden dat een aanzienlijk deel van de koolstof opgeslagen ligt in de organische stof, in de vorm van strooisel, humus en organische stof die geassocieerd is met de minerale fase van de bodem. Bij het beoordelen van de effecten van vlaktekop dienen dus deze bodemeffecten nadrukkelijk in beschouwing genomen te worden.

Op grond van voor Nederland beschikbare cijfers (Nabuurs & Mohren, 1994; Schulp et al., 2008; Schulp et al., 2013) kan worden vastgesteld dat voor één hectare van een bos op arme, zure zandgrond de biomassa van de bomen minder dan 50% van de totale koolstofvoorraad representeert. Daarbij dient bedacht te worden dat het Nederlandse bos relatief jong is en vaak geplant op voormalige zandverstuivingen en heidevelden waar de koolstofvoorraad aan het begin van de bosaanplant zeer laag was. Schulp et al. (2008) geven cijfers over koolstof in de organische en minerale laag, uitgesplitst per boomsoort. Voor loofbos was de koolstofvoorraad in de organische laag gemiddeld 19 ton ha⁻¹ en in de minerale laag 67 ton ha⁻¹; voor naaldbossen waren de getallen respectievelijk 29 en 76 ton ha⁻¹. In oude, onbeheerde beukenbossen was de totale koolstofvoorraad in de bodem ongeveer 25% hoger dan in beheerde bossen (109 tegenover 86 ton ha⁻¹). Uit de ons omringende landen met oudere bossen, vooral van beuk, zijn bodemvoorraden van 85-166 ton koolstof ha⁻¹ gerapporteerd (Schulp et al., 2013). Ook de studie van Leuschner et al. (2013) geeft voor oude beukenbossen een bodemkoolstofvoorraad aan

van 140 ton ha^{-1} en voor oude dennenbossen van 111 ton ha^{-1} . Verlies aan koolstof trad op na ontbossing in de middeleeuwen en gebruik van landbouwdoeleinden. Heraanplant met naaldbomen, die tijdens het onderzoek 50-120 jaar oud waren, herstelde dus slechts een deel van de oorspronkelijke voorraad. Waar voor koolstof dit (permanente) verlies door vervanging van beuk door den leidt tot een verlies van 25%, bleek het verlies aan stikstof nog groter, namelijk 32%. In het minerale deel van de bodem, waar de koolstof en stikstof het meest stabiel zijn, waren de verliezen respectievelijk bijna 40% en 70%.

De studie van Nabuurs & Mohren (1994) geeft aan dat de levende biomassa voor naaldbossen 50-60 ton C ha^{-1} bedraagt, en voor loofbossen 50-120 ton C ha^{-1} , afhankelijk van de boomsoort. Den en berk zijn minder productief (50 ton C ha^{-1}) dan beuk (120 ton C ha^{-1}). Daarvan is 65-80% stamhout. Bij berekeningen van de effecten van vlaktekap is het dus van belang of alleen het stamhout wordt afgevoerd of ook de toppen en het takhout.

De gemiddelde groei van het Nederlandse bos bedraagt ongeveer 4 ton biomassa ha^{-1} jaar⁻¹, equivalent aan ongeveer 2 ton C ha^{-1} jaar⁻¹ (Mol-Dijkstra et al., 2009). Een omvangrijke modelstudie voor Europa door Cameron et al. (2013) vond een gemiddelde netto C vastlegging in bestaande bossen over de periode 2011–2020 van 1,6 t C ha^{-1} jaar⁻¹ voor de grove den, en 1,4 t C ha^{-1} jaar⁻¹ voor de beuk, waarbij de modellen niet eenduidig zijn welk van beide soorten meer C vastlegt. In het model van Cameron et al. wordt meer koolstof in de boom dan in de bodem vastgelegd, een effect dat veroorzaakt wordt doordat in deze bossen een evenwicht tussen strooiselval en strooiselafbraak wordt verondersteld. Deze veronderstelling is echter niet realistisch. In andere modelstudies (Mol-Dijkstra et al. 2009) werd de jaarlijkse C-vastlegging in de bodem geschat op 50-100 kg C ha^{-1} jaar⁻¹ (eik) of 250-350 kg C ha^{-1} jaar⁻¹ (spar). (Een derde model komt op aanmerkelijk hogere cijfers uit, maar ook daar zijn de modelveronderstellingen problematisch.) Hun modelstudies zijn vergeleken met waarnemingen die aangaven dat de jaarlijkse koolstofvastlegging in bosbodems niet snel een evenwicht bereikt tussen strooiselval en strooiselafbraak. Voor loofbomen (eik) werd een toename van bodemkoolstof van bijna 100 kg C ha^{-1} jaar⁻¹ gemeten, voor naaldbomen (spar) 300-400 kg C ha^{-1} jaar⁻¹. In de modellen van Cameron et al. (2013) was kap (eens per 80-100 jaar) meebeschouwd, maar het

verschil tussen C-vastlegging tussen beheerde (met regelmatige kap) en onbeheerde bossen wordt uit hun artikel niet duidelijk.

Hale et al. (2019) stelden in Engeland vast dat de groeisnelheid van een ouder bos, dat niet-beheerd was vanaf het begin van de 20e eeuw, 1,3 t C ha^{-1} jaar⁻¹ bedroeg over de periode 1945 tot 2010. Een jonger bos dat zich ontwikkelde na 1943, groeide over de periode 1977 tot 2002 met 1,2 t C ha^{-1} jaar⁻¹. De totale koolstofvoorraad in bomen van 175 t C ha^{-1} van het oudere bos in 2010 was groter dan dat van het jongere bos van 92 t C ha^{-1} in 2002 (ongeveer 101 t C ha^{-1} gecorrigeerd voor 2010). Deze cijfers geven aan dat het vermogen van bomen om koolstof vast te leggen zeer lang kan doorgaan, en dat er voor koolstofvastlegging bosverjonging niet noodzakelijk is. Daarnaast bevatte de bodem van het oudere bos 110 t C ha^{-1} en van het jongere bos 74 t C ha^{-1} . In dit geval was de koolstofvoorraad in bomen dus hoger dan in de bodem. Bedacht moet daarbij worden dat dit bos op ondiepe kalkrijke bodem groeide, met het moedermateriaal tussen 5 en 55 cm. De hoeveelheid bodemorganische stof is daardoor lager dan bij bossen die dieper wortelen en bij bossen op meer zure bodem waarbij zich een dikke strooisellaag kan ontwikkelen. De hoeveelheid C in dood hout, ongeveer 2% van het totaal, was vergelijkbaar tussen de twee vegetaties.

Doordat het grootste deel van de koolstof zich in de bodem bevindt, is het van belang bij de beoordeling van de effecten van vlaktekap om zowel de koolstofverliezen door houtoogst (stam, toppen, takken) als door veranderingen in de bosbodem te kwantificeren. Op basis daarvan kunnen balansen worden opgesteld die een schatting van de hersteltijd mogelijk maken en die het totale verlies over de boscyclus aangeven. In een modelanalyse van de hersteltijd van de totale bovengrondse koolstof in fijnsparren als gevolg van schade door wind en insectenplagen (schorskevers), rekenen Dobor et al. (2018) voor gematigde bossen in Slowakije een hersteltijd tussen de 17 en 30 jaar. Dit betreft opstanden van fijnspar die een veel hogere biomassa hebben dan het Nederlandse bos. De door wind en schorskevers veroorzaakte schade resulteerde in een teruggang van de boombiomassa met 15%. Het is daarom aannemelijk dat de hersteltijd na volledige vlaktekap langer zal zijn dan enkele decennia. Het is lastig om dit model te extrapoleren naar hersteltijd na vlaktekap, ook doordat in hun model het oorspronkelijke bos nauwelijks meer bijgroei vertoont. Aangezien

het waarschijnlijk is dat het onbeschadigde bos wel zou doorgroeien (Hale et al., 2019), is het plausibel dat hun schatting van de hersteltijd voor de bovengrondse koolstofvoorraad een aanzienlijke onderschatting representeert. Hun model tracht ook te schatten wat eventuele effecten van klimaatverandering (hogere gehalten aan CO₂ kunnen bosgroei bevorderen bij voldoende beschikbaarheid van nutriënten; temperatuurverhoging en met name extreme droogte kunnen de bosgroei remmen) zijn op hersteltijd. Drogere en warmere jaren leiden tot een langere hersteltijd. Gezien de recente temperatuurextremen en drogere jaren zal de hersteltijd voor de Nederlandse situatie in de toekomst ook ongunstig uitpakken.

Effecten van vlaktekop op de koolstofopslag in de bodem

Naast de hoeveelheid organische stof (koolstof) in de bovengrondse delen van het bos (zie vorige sectie), zijn er aanzienlijke hoeveelheden organische stof in de bosbodem; dit betreft zowel het organische als het minerale deel van het bodemprofiel. Schattingen over de bodemkoolstofvoorraad in bossen zijn nogal variabel. Studies (geciteerd in Thiffault et al., 2011 en Mayer et al. 2020) wijzen er op dat 60% (gematigde streken) tot 70-80% (boreale streken) van de koolstofvoorraad in de bodem zit. Hierboven werd, op basis van Schulp et al. (2008, 2013) een getal van 65% berekend voor Nederlands naaldbos op arme zure bodem (per hectare 50 ton koolstof in de boom, 105 ton in de bodem). Bij het beoordelen van effecten van vlaktekop moet dus niet alleen gekeken worden naar de afvoer van hout (dat nuttig gebruikt kan worden voor andere doeleinden, maar ook in biomassacentrales kan verdwijnen), maar ook naar effecten van vlaktekop op de bodemorganische stof. Er zijn de laatste decennia verschillende meta-analyses gepubliceerd die een schatting van dit effect mogelijk maken. Hoewel hun uitkomsten enigszins verschillen (afhankelijk van de gebruikte publicaties en de criteria om studies op te nemen), leiden deze analyses alle tot de conclusie dat vlaktekop leidt tot aanzienlijke verliezen van bodemorganische stof en dat de hersteltijd (de tijd die nodig is na aanplant om weer organische-stofniveaus te bereiken die vóór de kap aanwezig waren) lang is. Bij eventuele besparingen van fossiele brandstof door gebruik van hout in biomassacentrales moet met deze koolstofschuld in de bodem rekening gehouden wor-

den. Malcolm et al. (2020) berekenen een payback time of terugbetaaltijd (de tijd die nodig is om de besparingen van fossiele brandstoffen groter te laten zijn dan de verliezen aan koolstof door vlaktekop) van minstens 100 jaar. Dat betekent dat bij een boscyclus van 100 jaar altijd een koolstofschuld overblijft en boskap als vorm van 'groene energie' dus bijdraagt aan het broeikas-effect. Cijfers van de koolstofschuld na vlaktekop en eventueel gebruik in biomassacentrales als "groene energie" zijn niet bekend voor de Nederlandse situatie, ook doordat weinig hout naar biomassacentrales verdwijnt. Het is aannemelijk dat de terugbetaaltijd vele tientallen jaren zal zijn.

Een andere manier van berekening om deze koolstofverliezen over de boscyclus in context te plaatsen is door ze uit te drukken als extra CO₂ dat als broeikasgas in de atmosfeer terecht komt. Berekeningen geven aan dat er per hectare 46 ton koolstof (van boom en bodem) verloren gaat in vergelijking met een situatie waarin niet gekapt wordt. Die verliezen bestaan uit het onmiddellijke verlies van koolstof in de boom (hout, wortels) van 60 ton C per hectare, waarvan 50% 'teruggewonnen' wordt bij een omlooptijd van 100 jaar; en verliezen van 16 ton C per hectare uit de bodem (zie hieronder). Dat is omgerekend 169 ton CO₂ per hectare. Bij een jaarlijkse kap van 275 hectare (kamerbrief van Minister Schouten) gaat het dus om een extra emissie van 46.400 ton CO₂. Ook hier geldt dat deze schatting waarschijnlijk een onderschatting is, doordat bijgroei (wanneer het beleid zou streven naar een groter aandeel oud bos) leidt tot additionele vastlegging van CO₂ die niet in deze berekening is meegenomen.

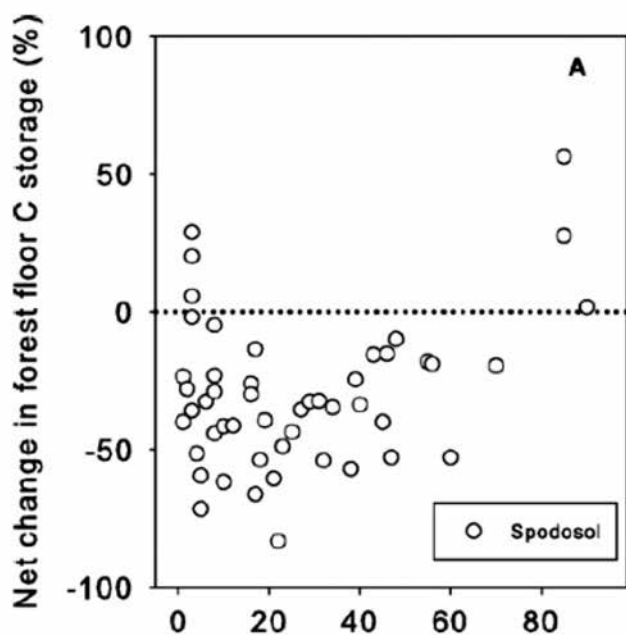
De meest uitgebreide meta-analyse van de effecten van (vlakte-)kap op bodemorganische stof is uitgevoerd door James & Harrison (2016). Zij maakten geen uitsplitsing naar geografische regio. Zij berekenden, op basis van meer dan 900 gepaarde observaties een verlies aan bodemorganische stof van iets meer dan 10% over het gehele bodemprofiel, met een zeer groot verlies van 30% in het organische deel van het profiel en een klein, niet significant, verlies in het minerale deel van het profiel. Andere meta-analyses, gebaseerd op kleinere aantallen waarnemingen en studies, leiden tot eenzelfde conclusie. Op basis van meer dan 100 gepaarde observaties in bossen in de gematigde streken op een grote variatie aan bodemtypen berekenden Nave et al. (2010) het negatieve effect van (kaal-)kap op de koolstofvoorraad in de organische laag op 30%, terwijl ze geen significant effect waarnamen

voor de minerale laag. De meta-analyse van Achat et al. (2015), niet uitgesplitst over de gematigde streken, liet zien dat vlaktekop zal leiden tot een verlies van ongeveer 20-35% van de koolstofvoorraad in het organische materiaal, afhankelijk van de intensiteit van de kap. In de minerale bodem was er geen sprake van koolstofverlies. Eerdere schattingen (Johnson & Curtis, 2001) kwamen op wat lagere waarden uit, een verlies van 10%. De studie van Nave et al. (2010) maakt het mogelijk om tussen bostypen en bodemtypen te differentiëren. Koolstofverliezen in loofbossen lijken groter dan in naaldbossen (36% versus 20%). Grote verliezen traden op in podzolen (Fig. 33): 36% in het organische deel en 9% in het minerale deel van het bodemprofiel, resulterend in een verlies van 20% (gewogen gemiddelde). De conclusie is daarom evident dat vlaktekop in het Nederlandse bos bijdraagt tot een aanzienlijke vergroting van broeikasgasemissies en daarmee het behalen van de in het klimaatbeleid gedefinieerde doelstellingen bemoeilijkt. De lagere hoeveelheden organische stof in de bodem leiden ook tot een daling van de bodemvruchtbaarheid.

In de studie van James & Harrison (2016) was het verlies aan koolstof in de organische laag in naaldbos juist groter dan in loofbos (38% versus 25%), hoewel het verschil niet significant was; dit in tegenstelling tot

de meta-analyse van Nave et al. (2010), waar loofbossen meer C verloren na vlaktekop. Een mogelijke verklaring voor verschillen tussen loof- en naaldbossen kan samenhangen met de duur van de studies. Loofbossen verliezen hun koolstof sneller dan naaldbossen na vlaktekop, maar het effect houdt bij naaldbossen langer aan dan bij loofbossen.

Bij de interpretatie van de grootte van het effect moet in ogenschouw genomen worden dat dit afhankelijk is van het tijdstip van bemonsteren. Na vlaktekop zal de hogere afbraaksnelheid nog geruime tijd aan kunnen houden, terwijl de toevoeging van vers strooisel (van kapvlaktekruiden en – struiken, later van jonge aangeplante bomen) slechts op de langere termijn zal bijdragen tot herstel van de koolstofvoorraad. Achat et al. (2015) hebben getracht dit effect over de tijd te kwantificeren (Fig. 34). De figuren laten zien dat de negatieve nalatenschap van vlaktekop op de koolstofvoorraad in de bosbodem (enkele) decennia kan aanhouden en totale verliezen over een cyclus van aanplant en kappen tussen 20% en 30% kan variëren. De geschatte hersteltijd, de tijd die nodig is om de koolstofvoorraad terug te krijgen op het niveau van voor de kap, voor bossen op podzolen is 75 jaar volgens Nave et al. (2010). De hersteltijd voor de organische laag is daarbij korter dan voor de minerale laag; vooral het herstel van de koolstofvoorraad in diepere bodemlagen, waar potentieel veel extra koolstof in de bodem opgeslagen kan worden, kan lang duren.

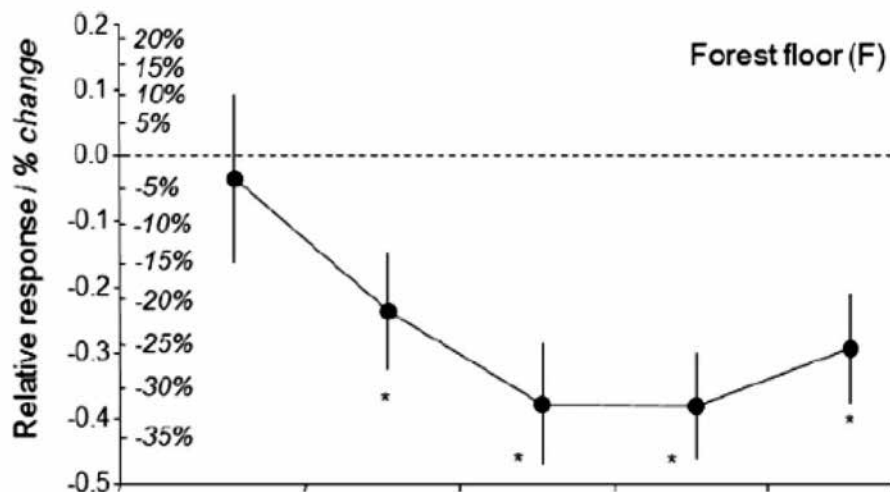


Figuur 33. Koolstofverliezen in het organische deel van het bodemprofiel als functie van de tijd (in jaren; X-as) van een bos op een podzoldiem (spodosol = podzol). Uit Nave et al. (2010).

Ook de cijfers van Nave et al. (2010; zie Fig. 33) wijzen op hersteltijden die in dezelfde grootte-orde liggen als de duur van de boscyclus (honderd jaar).

Modelstudies leiden tot eenzelfde resultaat. Een veel gebruikt koolstofmodel (CENTURY) suggereert dat WTH (whole-tree harvesting; dus oogst van de boom met takken en toppen) in plaats van SOH (stem-only harvesting; afvoeren van stamhout, waarbij takken en toppen achterblijven) kan leiden tot een additionele reductie van 32% van de koolstofvoorraad in de bodem (Peng et al., 2002). Het model is niet gevalideerd, omdat er geen lange-termijnmetingen van verliezen van de koolstofvoorraad zijn, langer dan enkele decennia. Maar kortere waarnemingsreeksen geven aan dat dit model betrouwbaar is.

De vraag lijkt relevant hoe we deze negatieve effecten op de koolstofvoorraad (en dus op de klimaatopgave voor de Nederlandse bosbouw om bij te dragen tot vastlegging van CO₂ en vermindering van de broei-



Figuur 34.
Koolstofverliezen als
gevolg van vlaktekop over
(een deel van) de boscyclus.
Naar Achat et al. (2015).

kasemissies) moeten evalueren op eventuele positieve effecten van vlaktekop op de soortenrijkdom. Uit de beschouwingen in dit rapport wordt duidelijk dat vlaktekop weliswaar kan leiden tot toename van de soortenrijkdom, met name van plantensoorten, en ook van sommige diergroepen (maar niet van ectomycorrhizapaddenstoelen), maar dat het hier een toename betreft van reeds algemene soorten die niet typisch zijn voor bossen. Wanneer we ons beperken tot de rijkdom aan soorten die kenmerkend zijn voor (oudere) bossen (en het belang van oudere bossen wordt ook in de bossenstrategie benadrukt), is duidelijk dat de combinatie van koolstofopslag en diversiteitsbehoud een win-winscenario is. Die conclusie wordt ook getrokken in een uitgebreide analyse door Sabatini et al. (2019) waar het win-win scenario overweegt zodra bossen meer bovengrondse koolstof bevatten dan 80-120 ton koolstof per hectare. Alleen voor hogere planten bleek een dergelijk verband niet duidelijk.

Vlaktekop heeft veel grotere koolstofverliezen tot gevolg dan minder intensieve vormen van houtoogst zoals groepenkap. Dit verschil is verder niet uitgewerkt.

Effecten op de stikstofkringloop

Door vlaktekop vindt een sterke verandering van het microklimaat op de bodem plaats. Lichttoetreding neemt toe en daarmee de bodemtemperatuur. Ook de hoeveelheid neerslag die op de bodem komt neemt toe. Beide leiden tot gunstiger omstandigheden voor de afbraak van organische stof, vooral van de relatief jonge organische stof op het minerale profiel. Bij de afbraak komen tegelijkertijd grote hoeveelheden mi-

nerale stikstof vrij. Op basis van de studie van Nave et al. (2010), waarbij C-verliezen van 36% resp. 9% werden berekend na vlaktekop van een bos op een podzolbodem, kan het stikstofverlies geschat worden. Op basis van de cijfers in Schulp et al. (2008) gaan we uit van een koolstofvoorraad van 28 ton C in de organische laag en 72 ton C in de minerale laag. Bij een kritische koolstof:stikstofverhouding, de verhouding van beide waarbij C vrijkomt, van 25, komt er per hectare 660 kg stikstof vrij, waarvan 400 kg uit de organische laag en 260 kg uit de minerale laag. Een deel kan worden opgenomen door planten op de kapvlakte of door de jonge bomen die aangeplant zijn. Een groter deel verdwijnt uit het ecosysteem, meest door uitspoeling (resultierend in vervuiling van grond- en oppervlaktewater) en deels door omzetting tot stikstofgas, een proces waarbij ook het broeikasgas lachgas (N_2O) wordt geproduceerd, een gas waarvan het klimaat-effect 298 keer sterker is dan dat van CO_2 .

Daarbij komt stikstof allereerst in de ammoniumvorm beschikbaar en tijdens dit proces, ammonificatie genoemd, stijgt de pH, en de hogere pH kan de afbraak tijdelijk verder stimuleren. Over het algemeen wordt slechts een klein deel van het ammonium opgenomen door stikstofminnende planten die karakteristiek zijn voor kapvlaktes, doordat de plantenbehoefte aan stikstof, zelfs van deze stikstofminnende planten, kleiner is dan de hoeveelheden die na vlaktekop vrijkomen. Stikstofopname door hout- en strooiselafbrekende schimmels en bacteriën zal afhangen van de hoeveel hout (stammen, takken) die er op de bodem achterblijft en de hoeveelheid dode wortels in de bodem, en van de snelheid waarmee die wortels worden afgebroken.

Bij grote hoeveelheden beschikbaar ammonium wordt ammonium door bacteriën en schimmels omgezet in het veel mobielere nitraat, een proces dat (tijdelijke) verzuring veroorzaakt. Spoelt dit nitraat uit (samen met basische kationen zoals kalium, calcium en magnesium), dan is de verzuring permanent. Kationenverlies leidt tot een onevenwichtige voedingstoestand van bomen. Ook neemt dan de beschikbaarheid van het voor planten giftige aluminium toe (zie hieronder). Stikstofverlies tijdens vlaktekaping kan ook de productiviteit van de volgende generatie bosaanplant negatief beïnvloeden, maar gezien de hoeveelheid stikstof uit de lucht lijkt dat voor Nederland, in tegenstelling tot andere landen met een veel beperkter vervuilingsklimaat, aanmerkelijk minder kritisch dan de verliezen aan andere essentiële plantenvoedende stoffen (zie volgende paragraaf).

Nitraat is dus een bron van stikstofverlies via uitspoeling, uiteindelijk leidend tot nitraatbelasting van het grond- en oppervlaktewater, een ongewenst neveneffect dat hier niet verder beschouwd is. Tijdens het uitspoelen kan nitraat deels omgezet worden in het onschadelijke stikstofgas, en kan daardoor nitraatuitspoeling minder worden. Maar die omzetting van nitraat naar stikstofgas is echter niet volledig en een klein deel ontsnapt als het broeikasgas lachgas (N_2O). Volgens Vitousek et al. (1979) zijn er dus drie kritische biogeochemische stappen in de stikstofcyclus na vlaktekaping, waarop we kunnen ingrijpen om de nitraatverliezen te voorkomen of beperken: (1) voorkomen dat vrij ammonium zich ophoopt in de bodem; dit kan gebeuren door materiaal met een hoge C:N-verhouding achter te laten op de bodem doordat afbraakorganismen het bij afbraak van stikstofrijk strooisel vrijkomende ammonium importeren in dit stikstofarme materiaal – dit kan door achterlaten van takken en toppen; (2) voorkomen dat ammonium wordt omgezet in nitraat; (3) voorkomen dat nitraat uitspoelt.

Een kwantitatief overzicht van effecten van (kaal-)kap op de stikstofcyclus is gegeven in de meta-analyse door Jerabkova et al. (2011). Zij analyseerden de literatuur over stikstofstromen in gematigde en boreale bossen (zowel loofbossen als naaldbossen) over de effecten van vlaktekaping ten opzichte van kap waarbij een aantal overstaanders bleef staan. Vlaktekaping bleek de pH te verhogen, de afbraak te verlagen (van naaldstrooisel; bladstrooisel werd juist sneller afgebroken) en de nitraatflux te verhogen. De effecten op de nitraatflux waren groter in loofbos dan in naaldbos, mo-

gelijk doordat het strooisel stikstofrijker en/of gemakkelijker afbreekbaar was. (Dit laatste verschil tussen beide bostypen zou voor ons land dus waarschijnlijk beperkter zijn, doordat onze naaldbossen veel stikstofrijker zijn dan de bossen in zulke studies.) In loofbos was de stikstofdynamiek aanmerkelijk hoger dan in naaldbos en na vijf jaar waren de nitraatconcentraties niet meer verschillend van de situatie voor de vlaktekaping. In naaldbos traden effecten met enige vertraging op, met maximale nitraatfluxen na 2-3 jaar en een effect dat tot meer dan tien jaar kon aanhouden. De aanwezigheid van overstaanders had een zwak positief effect (dus lagere concentraties aan nitraat). De auteurs concluderen dat vlaktekaping de nitraatbeschikbaarheid en het nitraatverlies verhoogt en dat het effect sterker is in loofbos dan in naaldbos. Dit laatste is mogelijk niet het gevolg van boomeigenschappen, maar van het feit dat in de geanalyseerde studies loofbossen op meer vruchtbare grond voorkomen dan naaldbossen. De enige studie die loof- en naaldbomen op dezelfde bodem vergeleek (Rothe et al., 2002), concludeerde dat de stikstofverliezen bij naaldbomen groter zijn. De oorzaak van dit verschil werd niet bepaald maar is wellicht gerelateerd aan het feit dat beuk wel en fijnspar niet in staat was nitraat op te nemen. Grotere stikstofverliezen traden op bij naaldbossen die aan grotere stikstofdepositie waren blootgesteld. De grootte van het stikstofverlies bleek tenslotte ook pH-afhankelijk; bij een sterkere stijging van de pH tijdens vlaktekaping trad meer nitrificatie en meer nitraatverlies op. Die conclusie, gebaseerd op waarnemingen dat nitrificerende bacteriën slecht kunnen concurreren bij lage pH, zou wellicht niet voor Nederland gelden doordat daar meer zuurtolerante nitrificerende bacteriën voorkomen.

De uiteindelijke conclusie van Jerabkova et al. (2011) is dat de bosbedekking minimaal 70% moet blijven om te garanderen dat er geen verhoogde stikstofuitspoeling optreedt. Dat betekent dat de straal van de open plek minder dan 10-15 meter (het oppervlak dat voor kleinschalige verjongingskap wordt gehanteerd) zou moeten zijn als we toename van nitraatverlies zouden willen vermijden. Andere studies komen tot vergelijkbare cijfers: bij open plekken minder dan 700 m² is er geen toename van de nitraatmobilisatie en -verlies (Brumme, 1985). Studies van stroomgebieden (Mupele et al., 2016) bevestigen aanzienlijke nitraatverliezen naar waterlopen, in overeenstemming met de analyse op de kapvlaktes.

Bij herplant worden soms extra maatregelen genomen (bekalking, bemesting, gebruik van herbiciden, bodemverstoring (door verwijderen of versnipperen van houtstompen of wortels). Deze maatregelen zullen in het algemeen de nitraatverliezen doen toeneemen doordat er minder ammonium geïmmobiliseerd kan worden in het achtergebleven organisch materiaal, de mogelijkheid van de vegetatie om stikstof op te nemen wordt beperkt, of doordat een hogere pH de nitrificatie stimuleert. Versnipperen van hout en wortels leidt tot betere beluchting van de bodem en de hogere zuurstofbeschikbaarheid in de bodem kan leiden tot verhoogde afbraak (en verhoogd koolstofverlies) en verhoogde stikstofimmobilisatie, waardoor de risico's van nitraatuitspoeling worden verkleind doordat de stikstof pas op een later tijdstip vrijkomt wanneer de plantenbiomassa al groter geworden is.

Effecten van vlaktekop op denitrificatie (en productie van N_2O) zijn slechts spaarzaam gerapporteerd. Steudler et al. (1991) rapporteerden, in een tropisch regenbos, een verlies van N_2O-N van $5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ in het eerste jaar na vlaktekop. Gezien het sterke broeikas-effect van lachgas, komt dit neer op een equivalent verlies van iets meer dan een halve ton koolstof. Gegevens uit het tropisch regenwoud zijn uiteraard niet van toepassing op onze bossen. In een Amerikaans loofbos waren de lachgasemissies ordes van grootte lager: $60 \text{ gram } N_2O-N \text{ ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ na toevoeging van extra water en geen emissie of zelfs negatieve emissie in de controle (McDaniel et al, 2014). De auteurs speculeren dat onder invloed van klimaatverandering (zowel hogere temperaturen als meer neerslag) er geen verhoogde N_2O emissie zal optreden. Holmes & Zak (1999) namen waar dat in een loofbos na vlaktekop de nitraatproductie en nitraatuitspoeling zeer sterk toenam (meer dan een factor 20), terwijl de productie van lachgas niet toenam en varieerde van 1.6 tot $2.9 \text{ kg } N_2O-N \text{ ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$, aanmerkelijk hoger dan gerapporteerd door McDaniel et al. (2014). Voor Europese bossen (den, beuk) werd een N_2O emissie van $0,3$ tot $0,6 \text{ kg } N_2O-N$ gerapporteerd (Cameron et al., 2013), maar ze schatten niet in welke mate de emissies verhoogd zijn na vlaktekop. De auteurs merkten op dat het niet-optreden van een effect van vlaktekop op denitrificatie verrassend was, gegeven de verhoging van de bodemtemperatuur en van de nitrificatie en nitraatuitspoeling. Een mogelijke verklaring is dat in hun zandige bodems (meer dan 90% zand) er nauwelijks zuurstofgebrek optreedt, de bodem tijdelijk te droog is voor denitrificatie of,

tijdens regenval, het nitraat snel naar diepere lagen wordt getransporteerd waar een gebrek aan gemakkelijk beschikbare koolstof de denitrificatiesnelheid beperkt. De implicatie van die theorie is dat op meer lemige bodems denitrificatie mogelijk wel significant toeneemt en voor sommige bossen, ook in Nederland, wel een relevant gegeven kan zijn. Nohrstedt et al. (1999) vonden geen effect van vlaktekop van een den-nenopstand op lachgasemissies. Ook zij wijzen op de goed gedraineerde bodem (meer dan 70% zand) en lagere neerslaghoeveelheden gedurende het onderzoek als mogelijke verklaringen. Daarnaast maten ze ook weinig effect van vlaktekop op de nitraatconcentraties, mogelijk door de lage temperaturen op hun locatie, en effecten van kap waren pas na drie jaar zichtbaar. Het is dus mogelijk dat met een langere onderzoeksperiode effecten van vlaktekop op lachgasemissies wel meetbaar zijn.

Effecten op kringlopen van andere plantenvoedende stoffen (fosfaat, kationen)

Door vlaktekop verdwijnen (grote) hoeveelheden plantenvoedende stoffen uit het bos en daalt dus de vruchtbaarheid van de bosbodem; en samen met eventuele verliezen van nutriënten in de strooisellaag en minerale bodem hebben deze onderzoeken aanleiding gegeven tot vragen over de duurzaamheid van de bosbouw vanwege de mogelijk veel grotere afvoer van nutriënten dan van aanvoer (via verwerking of met de natuurlijke depositie). In dit overzicht gaat het alleen om de effecten van vlaktekop op nutriënten in de organische en minerale lagen, niet om de duurzaamheid van de bosteelt.

In vergelijking met studies naar de effecten van vlaktekop op de stikstofcyclus van bossen, zijn gegevens over de effecten van vlaktekop op fosfaat zeer schaars. Hume et al. (2017) gaven in hun meta-analyse aan dat vlaktekop kan leiden tot verliezen van beschikbaar fosfaat (gemiddeld 20%; groter dan de verliezen aan beschikbare stikstof) en dat de hersteltijd groter is dan de hersteltijd voor stikstof (20 jaar voor fosfaat, 10 jaar voor stikstof).

Een literatuuroverzicht van de verschillen tussen beide praktijken (afvoer van alleen stamhout of afvoer van stam, met takken en toppen) werd gegeven door Thiffault et al. (2011). Uit hun onderzoek blijkt dat het achterlaten van takken en boomtoppen een gunstig effect heeft. Het verwijderen van de hele boom had

negatieve effecten op de voorraden van stikstof, fosfaat, kalium, calcium en in mindere mate magnesium. De auteurs suggereren dat deze afname de groei na herbebossing kan beperken ten opzichte van de behandeling waarin alleen de stammen worden afgevoerd. Ze geven ook aan dat de negatieve effecten wel tot vijftien jaar na de ingreep kan duren. In hun artikel geven ze het percentage studies aan dat een negatief effect rapporteert. Volledige afvoer ten opzichte van alleen afvoer van de stam leidde tot negatieve effecten in 58% van de studies voor stikstof, 84% voor fosfaat, en 70% voor basische kationen (kalium, calcium, magnesium). Aangezien ook afvoer van alleen stammen een negatief effect heeft op de balansen van voedingsstoffen (zie hierboven), is het aannemelijk dat de effecten van vlaktekop groter zijn dan deze percentages suggereren. Een studie van Johnson et al. (2016) laat zien dat de negatieve effecten van vlaktekop met volledige afvoer ten opzichte van vlaktekop waarin alleen de stam werd afgevoerd, 30 jaar na de behandeling nog steeds aantoonbaar waren.

De meest uitgebreide studie naar de dynamiek van kalium na vlaktekop is uitgevoerd door Likens et al. (1994). Uit hun studie bleken er aanzienlijke verliezen van kalium op te treden. Oorzaken zijn de hoge dynamiek van kalium bij strooiselafbraak gevolgd door uitspoeling als kation als de anionen nitraat en sulfaat uitspoelen. Het snelle vrijkomen van kalium bij de afbraak van strooisel en de afname van de hoeveelheid organische stof, waaraan kalium geadsorbeerd wordt, verklaren de hoge kaliumdynamiek. Uit hun studie bleek de hersteltijd voor kalium lang te zijn, aangezien 25 jaar na de vlaktekop nog verhoogde concentraties van kalium in het water dat uit het gebied stroomt werden waargenomen. De auteurs concluderen dat verlies van kalium mogelijk het meer kritische element is na vlaktekop. Andere studies daarentegen laten kleinere verschillen zien tussen kalium, calcium en magnesium.

Aanzienlijke verliezen van basische kationen bleven zichtbaar tot meer dan dertig jaar na de vlaktekop in het betreffende bos (Hubbard Brook, Verenigde Staten). Cleavitt et al. (2018) namen waar dat natuurlijk bosherstel van sommige loofboomsoorten (in dit geval van suikeresdoorn) beperkt werd door tekorten aan basische kationen, met name calcium. Dit zou mogelijk een probleem kunnen zijn in Nederland waar ook gepoogd wordt na vlaktekop andere boomsoorten te planten die een gunstiger invloed hebben op

de ontwikkeling van het humusprofiel in de richting van een meer mull-achtig profiel zoals dat zich onder linde kan ontwikkelen, aangezien door vlaktekop dan de mogelijkheid om calcium sneller te circuleren door het ecosysteem geremd wordt.

De mate waarin calciumverliezen (en ook verliezen van nitraat en mobilisatie van aluminium) optreden is afhankelijk van de intensiteit van de verstoring. Uit onderzoek van Simeon et al. (2011) bleek dat kapintensiteit lager dan 40-68% leidt tot snel herstel van de Ausgangssituatie ten opzichte van volledige vlaktekop. In hetzelfde bos werden ook studies gedaan naar aluminiummobilisatie na vlaktekop. Zes jaar na vlaktekop was de pH van het organische en minerale profiel verlaagd, evenals de basenverzadiging en de uitwisselbare hoeveelheden van de basische kationen kalium, calcium en magnesium, terwijl het uitwisselbare aluminium was toegenomen. Metingen aan het bodemvocht bevestigden dat vlaktekop leidde tot toenemende mobiliteit van zowel basische kationen als van aluminium (McHale et al., 2007). Het probleem van toenemende mobiliteit van uitwisselbaar aluminium zal vooral een probleem zijn op gronden die van nature basenarm zijn en die sterk te leiden hebben onder verzurende depositie. Het is niet bekend in welke mate aluminiumtoxiciteit een probleem is na herbebossing op kapvlaktes zonder gebruik van kalkmeststoffen.

II-5 Conclusies

Biodiversiteit in bossen

- Biodiversiteit is de verscheidenheid en veranderlijkheid van het leven op aarde in al zijn vormen en interacties en wordt hier gebruikt als maatstaf voor de volledigheid van het karakteristieke soortenspectrum binnen een ecosysteem. Biodiversiteit kan toenemen door het ouder worden van bossen. Systeemvreemde biodiversiteit kan toenemen door verstoringen, waaronder bosbouwkundige ingrepen, zoals vlaktekap. Dat betekent niet automatisch een toename van natuurwaarde.
- Vlaktekap verhindert het doen ontstaan van oudere bossen, loofbossen, oude bomen en groot dood hout. Het verhindert het ontstaan van de specifieke biodiversiteit die daar bij hoort en het leidt bovendien tot homogene soortenarme bossen terwijl voor een grotere klimaatrobuustheid gevarieerder en biodiverser bos gewenst is.
- Duizenden organismen zijn karakteristiek voor bossen, vooral oude bossen. Er zijn geen kenmerkende organismen voor kapvlaktes. Er is geen enkele reden om ten behoeve van de biodiversiteit vlaktekap toe te passen.
- Het effect van vlaktekap is onderzocht voor plantengemeenschappen en vaatplanten, bomen, paddenstoelen, broedvogels, rode bosmieren, dagvlinders, houtinsecten en vleermuizen. In alle gevallen blijkt dit effect negatief.
- Per saldo betekent vlaktekap voor een bosecosysteem de grootst mogelijke verstoring: namelijk algehele afbraak van bestaand bos en blokkering van de verdere ontwikkeling van het bosecosysteem naar oudere stadia met een veel rijkere biodiversiteit.
- Vlaktekap kan gedurende enkele jaren leiden tot het optreden van opportunistische soorten uit open landschappen. Die overwegend alledaagse soorten zijn niet specifiek voor, en niet afhankelijk van, vlaktekap.

Bodem en klimaateffecten

- Door vlaktekap is er een achteruitgang van micro-organismen en van bodemdieren die van deze micro-organismen leven.
- Door vlaktekap treden grote verliezen op aan koolstof. Dit is strijdig met de ambitie van de Bossenstrategie waarin staat dat bosbeheer essentieel is voor klimaatadaptatie en koolstofvastlegging (p. 9).
- Door vlaktekap kunnen aanzienlijke stikstofverliezen optreden, die kunnen leiden tot vervuiling van het grond- en oppervlaktewater elders.
- Door vlaktekap treden ook grote verliezen op aan andere voor planten en bomen essentiële voedingsstoffen (fosfor, calcium, magnesium, kalium). Daardoor wordt het bos minder veerkrachtig en weerbaar (vgl. p. 3 en p. 7 van de Bossenstrategie) en gaat de kwaliteit van de bosbodem achteruit (p. 8 van de Bossenstrategie).
- Voor de essentiële plantenvoedende stoffen zijn de verliezen vanuit de bodemvoorraad belangrijker dan de verliezen door de oogst van het hout.
- Hersteltijd van de bodemvoorraad van koolstof en nutriënten bedraagt een periode van vele decennia.
- Gebruik van hout als vorm van 'groene energie' is vrijwel zeker negatief vanuit het perspectief van koolstofneutraliteit en de klimaatopgave (vastlegging CO₂ en vermindering broeikasgasemissies).
- Er bestaat synergie tussen de bijdrage die het bos levert aan de klimaatopgave (koolstofvastlegging) en het behoud van de voor bossen karakteristieke biodiversiteit (Bossenstrategie, p. 10); door vlaktekap worden beide negatief beïnvloed.
- Vlaktekap in het Nederlandse bos draagt bij tot een aanzienlijke vergroting van broeikasgasemissies en bemoeilijkt daarmee het behalen van de in het klimaatbeleid gedefinieerde doelstellingen.

Literatuur

- Achat, D.L., M. Fortin, G. Landmann, B. Ringeval & L. Augusto 2015. Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Scientific Reports* 5: art. 15991.
- Arnolds, E. & A. van den Berg. 2013. *Beknopte Standaardlijst van Nederlandse Paddenstoelen*. 287 pp. Nederlandse Mycologische Vereniging.
- Arnolds, E., R. Chrispijn & R. Enzlin (red.). 2015. *Ecologische Atlas van Paddenstoelen in Drenthe*. Paddenstoelen Werkgroep Drenthe, Beilen.
- Arnolds, E. & M. Veerkamp. 2008. *Basisrapport Rode Lijst Paddenstoelen*. Nederlandse Mycologische Vereniging, Utrecht.
- Atleglim, O., K. Sjöberg, K. & J.P. Ball 1997. Forestry effects on a boreal ground beetle community in spring: Selective logging and clear-cutting compared. *Entomologica Fennica* 8: 19-26.
- Barkman, J.J. & Ph. Stoutjesdijk. 1987. *Microklimaat, vegetatie en fauna*. Pudoc, Wageningen.
- Beaudry, S., L.C. Duchesne & B. Côté 1997. Short-term effects of three forestry practices on carabid assemblages in a jack pine forest. *Canadian Journal of Forest Research* 24: 2065-2071.
- Beese, W.J., J. Deal, B.G. Dunsworth, S.J. Mitchell & T.J. Philpott 2019. Two decades of variable retention in British Columbia: a review of its implementation and effectiveness for biodiversity conservation. *Ecological Processes* 8: article 33.
- Beiler, K.J., S.W. Simard & D.M. Durall 2015. Topology of tree – mycorrhizal fungus interaction networks in xeric and mesic Douglas-fir forests. *Journal of Ecology* 103: 616-628.
- Bird, S.B., R.N. Coulson & R.F. Fisher 2004. Changes in soil and litter arthropod abundance following tree harvesting and site preparation in a loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantations. *Forest Ecology and Management* 202: 195-208.
- Bossema, J., 1979. *Jays and Oaks: an eco-ethological study of a symbiosis*. Rijksuniversiteit van Groningen.
- Brumme, R. 1995. Mechanisms of carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps. III. Environmental regulation of soil respiration and nitrous oxide emissions along a microclimatic gradient. *Plant & Soil* 168: 593-600.
- Bijlsma, R.G. 2012. *Mijn roofvogels*. AtlasContact uitgevers, Amsterdam/Antwerpen. 415 pp.
- Bijlsma, R.G. 2020. Invloed van grootschalige boskap op broedende roofvogels. *De Takkeling* 28: 200-270.
- Bijlsma, R.J., V. Kint, J. den Ouden, L. Baeten & K. Verheyen. 2010. Successie en bosdynamiek. In: J. den Ouden, B. Muys, F. Mohren & K. Verheyen (red.). *Bosecologie en Bosbeheer*: 195-218. Acco, Leuven/Den Haag.
- Cameron, D.R., M. Van Oijen, C. Werner, K. Butterbach-Bahl, R. Grote, E. Haas, G.B.M. Heuvelink, R. Kiese, J. Kros, M. Kuhnert, A. Leip, G.J. Reinds, H.I. Reuter, M.J. Schelhaas, W. de Vries & J. Yeluripati 2013. Environmental change impacts on the C- and N-cycle of European forests: a model comparison study. *Biogeosciences* 10: 1751-1773.
- Cleavitt, N.L., J.J. Battles, C.E. Jonson & T.J. Fahey 2018. Long-term decline of sugar maple following forest harvest, Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Canadian Journal of Forest Research* 48: 23-31.
- Dobor, L., T. Hlasny, W. Rammer, I. Barka, J. Trombik, P. Pavlenda, V. Šebeň, P. Štěpánek & R. Seidl. 2018. Post-disturbance recovery of forest carbon in a temperate forest landscape under climate change. *Agricultural and Forest Meteorology* 263: 308-322.
- Durall, D.M., S. Gamiet, S. Simard, L. Kudrna & S.M. Sakakibara 2006. Effects of clearcut logging and tree species composition on the diversity and community composition of epigeous fruit bodies formed by ectomycorrhizal fungi. *Canadian Journal of Botany* 84: 966-980.
- Dijk, A.J. van, B. Dijkstra & H.-J. Ottens. 2017. *Vogels in Drenthe in 2013-2015*. Drentse Vogels 31: 1-144.
- Gorissen, D., T. Merckx, B. Verkoutere & D. Maes. 2004. *Veranderd bosgebruik en dagvlinders*. Landschap 21: 85-95.
- Goudzwaard, L. 2013. *Loofbomen in Nederland en Vlaanderen*. KNNV uitgeverij, Utrecht.
- Grevé, M.E., J. Hagen, W.W. Weisser, P. Schall, M.M. Gossner & H. Feldhaar. 2018. Effect of Forest management on temperate ant communities. *Ecosphere* 9 (6).
- Halaj, J., C. B. Halpern & Y. Hoonbok 2008. Responses of litter-dwelling spiders and carabid beetles to varying levels and patterns of green-tree retention. *Forest Ecology and Management* 255: 887-900.
- Hale, K., M. Spencer, G.F. Peterken, E.P. Mountford & R.H.W. Bradshaw 2019. Rapid carbon accumulation within an unmanaged, mixed, temperate woodland. *Scandinavian Journal of Forest Research* 34: 208-217.
- Haveman, R. I. de Ronde & E.J. Weeda. 2014. *Ecologie, verspreiding en syntaxonomie van Nederlandse struwelen*. II. Bra-menrijke kapvlakgebegroeiingen. *Stratiotes* 46: 5-40.
- Helmer, W. 1989. *Vleermuizen en bosstructuur*. *Nederlands Bosbouw Tijdschrift* 61: 366-372.

- Hermý, M. & R.-J. Bijlsma. 2010. Bosbeheer en biodiversiteit. In: J. den Ouden, B. Muys, F. Mohren & K. Verheyen (red.). *Bosecologie en Bosbeheer*: 493-501. Acco, Leuven/Den Haag.
- Holden, S.R. & K.K. Treseder 2013. A meta-analysis of soil microbial biomass responses to forest disturbances. *Frontiers in Microbiology* 4: article 00163.
- Holmes, W.E. & D.R. Zak 1999. Soil microbial control of nitrogen loss following clear-cut harvest in northern hardwood ecosystems. *Ecological Applications* 9: 202-215.
- Hommel, P.W.F.M., M. Griek, R. Haveman & R.W. de Waal. 2007. Verjonging van Jeneverbes (*Juniperus communis* L.) in het Nederlandse heide- en stuifzandlandschap. Rapport Directie Kennis en Innovatie Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 44 pp.
- Hume, H.M., H.Y.H. Chen & A.R. Taylor 2018. Intensive forest harvesting increases susceptibility of northern forest soils to carbon, nitrogen and phosphorus loss. *Journal of applied Ecology* 55: 246-255.
- Jahn, H. 1979. Pilze die an Holz wachsen. Baranek & Frost, Herford.
- James, J. & R. Harrison 2016. The effect of harvest on forest soil carbon: a meta-analysis. *Forests* 7: article 308.
- Janssen, J.A.M., E.J. Weeda, P. Schippers, R.-J. Bijlsma, J.H.J. Schaminée, G.H.P. Arts, C.M. Deerenberg, O.G. Bos & R.G. Jak. 2014. Habitattypen in Natura 2000-gebieden. Wot-technical report 8, 196 pp., Wageningen UR.
- Jerabkova, L., C.E. Prescott, B.D. Titus, G.D. Hope & M.B. Walters 2011. A meta-analysis of the effects of clearcut and variable retention harvesting on soil nitrogen fluxes in boreal and temperate forests. *Canadian Journal of Forest Research* 41: 1852-1870.
- Johansson, T., J. Hjältén, J. Olsson, M. Dynesius & J.-M. Roberge 2016. Long-term effects of clear-cutting on epigeic beetle assemblages in boreal forests. *Forest Ecology and Management* 395: 65-73.
- Johnson, D.W. & P.S. Curtis 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management* 140: 227-238.
- Johnson, D.W., C.C. Trettin & D.E. Todd Jr 2016. Changes in forest floor and soil nutrients in a mixed oak forest 33 years after stem only and whole-tree harvest. *Forest Ecology and Management* 361: 56-68.
- Jones, M.D., D.D. Durall & J.W.G. Carney 2003. Ectomycorrhizal fungal communities in young forest stands regenerating after clearcut logging. *New Phytologist* 157: 399-422.
- Kleunen, A. van, R. Foppen & C. van Turnhout. 2017. Basisrapport voor de Rode Lijst Vogels 2016 volgens Nederlandse en IUCN-criteria. SOVON-rapport 2017/34.
- Kohout, P., M. Charvátová, M. Štursová, T. Mašlinová, M. Tomšovský & P. Baldrian 2018. Clearcutting alters decomposition processes and initiates complex restructuring of fungal communities in soil and tree roots. *The ISME Journal* 12: 692-703.
- Komdeur, J., en J.P.M. Vestjens, 1983. De betekenis van dood hout voor avifauna. *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 55: 86-90.
- Kranabetter, J.M., L. de Montigny & G. Ross 2014. Effectiveness of green-tree retention in the conservation of ectomycorrhizal fungi. *Fungal Ecology* 6: 430-438.
- Leuschner, C., M. Wulf, P. Bäumler & D. Hertel 2013. Soil C and nutrient stores under Scots pine afforestations compared to ancient beech forests in the German Pleistocene: the role of tree species and forest history. *Forest Ecology and Management* 310: 405-415.
- Likens, G.E., C.T. Driscoll, D.C. Buso, T.G. Siccama, C.E. Johnson, G.M. Lovett, D.F. Ryan, T. Fahey & W.A. Reiners 1994. The biogeochemistry of potassium at Hubbard Brook. *Biogeochemistry* 25: 61-125.
- Limpens, H., W. Bongers & J. Kopinga. 1991. Het belang van oude bomen voor vleermuizen. *De Levende Natuur* 92: 139-144.
- Lindo, Z. & S. Visser 2003. Microbial biomass, nitrogen and phosphorus mineralization, and mesofauna in boreal conifer and deciduous forest floors following partial and clear-cut harvesting. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 1610-1620.
- Londo, G. 1991. Natuurtechnisch Bosbeheer. *Natuurbeheer in Nederland* 4. Pudoc, Wageningen. 189 pp.
- Lóšková, J. P. Luptáček, D. Miklišová & L. Kováč 2013. The effect of clear-cutting and wildfire on soil Oribatida (Acari) in wind-thrown stands of the High Tatra Mountains (Slovakia). *European Journal of Soil Biology* 55: 13-138.
- Mabelis, A. 1991. Relatie tussen het bos en zijn minifauna. *Nederlands Bosbouw Tijdschrift* 63: 326-334.
- Mabelis, A. 2002. Bruikbaarheid van mieren voor monitoring van natuurgebieden. *Alterra Rapport* 571, 92 pp. Alterra Research Instituut Wageningen.
- Malcolm, J.R., B. Holtsmark & P.W. Piascik 2020. Forest harvesting and the carbon debt in boreal east-central Canada. *Climatic Change* 161: 433-449.
- Mayer, M., C.E. Prescott, W.E.A. Abaker, L. Augusto, L. Cécillon, G.W.D. Ferreira, J. James, R. Jandl, K. Katzensteiner, J.P. Laclau, J. Laganière, Y. Nouvellon, D. Paré, J.A. Stanturf, E.I. Vanguelova & J. Vesterdal 2020. Tamm Review: influence of forest management activities on soil organic carbon stocks – a knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management* 466: article 118127.
- McDaniel, M.D., J.P. Kaye & M.W. Kaye 2014. Do “hot moments”

- become hotter under climate change? Soil nitrogen dynamics from a climate manipulation experiment in a post-harvest forest. *Biogeochemistry* 121: 339-354.
- McHale, M., D.A. Burns, G.B. Lawrence & P.S. Murdoch 2007. Factors controlling soil water and stream water aluminum concentrations after a clearcut in a forested watershed with calcium-poor soils. *Biogeochemistry* 84: 311-331.
- Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselveiligheid. 2020. Ambities van Rijk en provincies voor de Bossenstrategie. 14 pp.
- Mol-Dijkstra, J.P., G.J. Reinds, H. Kros, B. Berg & W. de Vries 2009. Modelling soil carbon sequestration of intensively monitored forest plots in Europe by three different approaches. *Forest Ecology and Management* 258: 1780-1793.
- Moore, J.-D., R. Ouimet, C. Camiré & D. Houle 2002. Effects of two silvicultural practices on soil fauna abundance in a northern hardwood forest, Québec, Canada. *Can. J. Soil Sci.* 82: 105-113.
- Moraal, L.G., A.F.M. van Hees, G.F.P. Martakis, I.T.M. Jorritsma & G.A.J.M. Jagers op Akkerhuis. 2003. Een karakterisering van bosbiotopen op basis van eigenschappen van geleedpotigen. Resultaten van een enquête. Alterra-rapport 783, 65 pp. Alterra Research Institute, Wageningen.
- Mupepele, A.-C. & C.F. Dormann 2016. Influence of forest harvest on nitrate concentration in temperate streams – a meta-analysis. *Forests* 8: article 5.
- Nabuurs, G.J. & G.M.J. Mohren 1994. Koolstofvoorraden en -vastlegging in het Nederlandse bos. *Nederlands Bosbouw Tijdschrift* 1994: 144-157.
- Nagy, D.D., T. Magura, S. Mizser, Z. Denbár & B. Tóthmérész 2016. Recovery of surface-dwelling assemblages (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae) during clear-cut originated reforestation with native tree species. *Periodicum Biologorum* 118: 195-203.
- Nagy, D.D., T. Magura, Z. Denbár, R. Horváth & B. Tóthmérész 2015. Shift of rove beetles assemblages in reforestation: does nativity matter? *Journal of Insect Conservation* 19: 1075-1087.
- Nave, L.E., E.D. Vance, C.W. Swanston & P.S. Curtis 2010. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. *Forest Ecology and Management* 259: 857-866.
- Nederlandse Voedsel en Warenautoriteit. 2020. www.nvwa.nl/onderwerpen/invasieve-exoten/invasieve-planten/invasieve-landplanten.
- Nohrstedt, H.-Ö., E. Ring, L. Klemetsson & Å. Nilsson 1994. Nitrogen losses and soil water acidity after clear-felling of fertilized experimental plots in a *Pinus sylvestris* stand. *Forest Ecology & Management* 66: 69-86.
- Ódor, P., J. Heilmann-Clausen, M. Christensen, E. Aude, K.W. van Dort, A. Piltaver, I. Siller, M.T. Veerkamp, R. Walley, T. Standovár, A.F.M. van Hees, J. Kosec, N. Matočec, H. Kraigher & T. Grebenc, 2006. Diversity of dead wood inhabiting fungi and bryophytes in semi-natural beech forests in Europe. *Biological Conservation* 131: 58-71.
- Ouden, J. den, F. Mohren, R. de Wal & A. Schrijver. 2010. Groeiplaats en bodem. In: J. den Ouden, B. Muys, F. Mohren & K. Verheyen (red.). *Bosecologie en Bosbeheer*: 133-150. Acco, Leuven/Den Haag.
- Ozinga, W.A., E. Arnolds, P.J. Keizer & Th.W. Kuyper. 2013. Paddenstoelen in het natuurbeheer. OBN pre-advies paddenstoelen, deel 1 en 2. Directie Agrokennis, Ministerie van Economische Zaken, Den Haag.
- Peng, C., H. Jiang, M.J. Apps & Y. Zhang 2002. Effects of harvesting regimes on carbon and nitrogen dynamics of boreal forests in central Canada; a process model simulation. *Ecological Modelling* 155: 177-189.
- Pohl, G.R., D.W. Lango & J.R. Spence 2007. Rove beetles and ground beetles (Coleoptera: Staphylinidae, Carabidae) as indicators of harvest and regeneration practices in western Canadian foothills forests. *Biological Conservation* 137: 294-307.
- Reemer, M., A.J. van Loon & T.M.J. Peeters (red.). 2004. De wespen en mieren van Nederland. *Nederlandse Fauna*, deel 6. Naturalis Leiden, KNNV Uitgeverij, Utrecht. 507 pp.
- Rothe, A., K. Kreutzer & H. Küchenhoff 2002. Influence of tree species composition on soil and soil solution properties in two mixed spruce-beech stands with contrasting history in Southern Germany. *Plant & Soil* 240: 47-56.
- Rozén, A., Ł. Sobczyk, K. Liszka & J. Weiner. 2010. Soil faunal activity as measured by the bait-lamina test in monocultures of 14 tree species in the Siemianice common-garden experiment, Poland. *Applied Soil Ecology* 45: 160-167.
- Sabatini, F.M., R.D. de Andrade, Y. Paillet, P. Ódor, C. Bouget, T. Campagnaro, F. Gosselin, P. Janssen, W. Mattioli, J. Nascimbene, T. Sitzia, T. Kuemmerle, S. Burrascano. 2019. Trade-offs between carbon stocks and biodiversity in European temperate forests. *Global Change Biology* 25: 536-548.
- Schall, P., M.M. Gossner, S. Heinrichs, M. Fischer, S. Boch, D. Prati, K. Jung, V. Baumgartner, S. Blaser, S. Böhm, F. Buscot, R. Daniel, K. Goldmann, K. Kaiser, T. Kahl, M. Lange, J. Müller, J. Overmann, S.C. Renner, E.-D. Schulze, J. Sikorski, M. Tschapka, M. Türke, W.W. Weisser, B. Wemheuer, T. Wubet, C. Ammer. 2018. The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. *J. Appl. Ecol.* 55: 267-278.
- Schaminée, R. Haveman, P.W.F.M. Hommel, J.A.M. Janssen, I. de

- Ronde, P.C. Schipper, E. Weeda, K.W. van Dort & D. Bal. 2017. Revisie Vegetatie van Nederland. Stratiotes 50/51: 1-232.
- Schelhaas, M.-J. & S. Clercx. 2015. Het Nederlandse bos in cijfers. Vakblad natuur bos landschap 2015: 23-27.
- Schelhaas, M.-J. & B. de Vos. 2010. Invloed van storm op het bos. In: J. den Ouden, B. Muys, F. Mohren & K. Verheyen (red.). Bos-ecologie en Bosbeheer: 451-458. Acco, Leuven/Den Haag.
- Schoonderwoerd, H. & F. Dolstra. 2009. Over de schaal van bosbeheer en het niveau van planning. Rapport Directie Kennis en Innovatie Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.
- Schulp, C.J.E., P.H. Verburg, P.J. Kuikman, G. Nabuurs, J.G.J. Olivier, W. de Vries & T. Veldkamp 2013. Improving national-scale carbon stock inventories using knowledge on land use history. *Environmental Management* 51:709–723.
- Schulp, C.J.E., G. Nabuurs, P.H. Verburg & R.W. de Waal 2008. Effect of tree species on carbon stocks in forest floor and mineral soil and implications for soil carbon inventories. *Forest Ecology and Management* 256: 482-490.
- Siemion, J., D.A. Burns, P.S. Murdoch & R.H. Germain 2011. The relation of harvesting intensity to changes in soil, soil water and stream chemistry in a northern hardwood forest, Catskill Mountains, USA. *Forest Ecology and Management* 261: 1510-1519.
- Sierdsema, A.H.P. Stumpel & B. Verboom. 2002. Fauna en terreinkenmerken van bos: Een studie naar de relatie tussen terreinkenmerken en de geschiktheid van bos als habitat voor een aantal diersoorten. Alterra-rapport 865, 68 pp. Alterra Research Instituut Wageningen.
- Sierdsema, H. 1999. Broedvogels en beheer. Rapport SOVON & Staatsbosbeheer, 2e druk. 99 pp.
- Slawska, M. & M. Slawski 2009. Response of springtail communities (Hexapoda: Collembola) to attempts of clearcut silviculture improvement in Forest Promotional Complex "Łasy Mazurskie". *Sylvan* 153: 534-547.
- Smith, M.A., A. Boyd, A. Chan, S. Clout, P. des Brisay, S. Dolson, T. Eagalle, S. Espinola, A. Fairweather, S. Frank, C. Fruetel, C. Garrido Cortes, J. Hall, C. Ho, E. Matczak, S. McCubbin, M. McPhee, K.A. Pare, K. Paris, E. Richard, M. Roblin, C. Russell, R. Snyder, C. Trombley, T. Schmitte, C. Vandermeer, C. Warne, N. Welch & C. Xavier-Blower 2017. Investigating the effect of forestry on leaf-litter arthropods (Algonquin Park, Ontario, Canada). *PLoS ONE* 12 (6): e0178568.
- Sovon Vogelonderzoek Nederland. 2018. Vogelatlas van Nederland. Broedvogels, wintervogels en 40 jaar verandering. Kosmos uitgevers, Utrecht/Antwerpen. 640 pp.
- Sparrius, L.B., Odé, B. & Beringen, R. 2014. Basisrapport voor de Rode Lijst Vaatplanten 2012. FLORON-rapport 57. FLORON, Nijmegen.
- Spurr, S.H. & B.V. Barnes. 1980. *Forest Ecology*, 3d ed. John Wiley & Sons, New York. 687 pp.
- Sterkenburg, E., K.E. Clemmensen, B.D. Lindahl & A. Dahlberg 2019. The significance of retention trees for survival of ectomycorrhizal fungi in clear-cut Scots pine forests. *Journal of applied Ecology* 56: 1367-1378.
- Steudler, P.A., J.M. Melillo, R.D. Bowden, M.S. Castro & A.E. Lugo 1991. The effects of natural and human disturbances on soil nitrogen dynamics and trace gas fluxes in a Puerto Rican wet forest. *Biotropica* 23: 356-363.
- Stortelder, A., J. Schaminée & P. Hommel. 1999. *De vegetatie van Nederland* 5. Opulus Press, Uppsala, Leiden.
- Swaay, C.A.M. van. 2019. Basisrapport Rode Lijst Dagvlinders 2019 volgens Nederlandse en IUCN-criteria. Rapport VS2019.001. De Vlinderstichting, Wageningen.
- Tamutis, V. & J. Sklodowski 2020. Litter-dwelling beetles (Insecta: Coleoptea) can survive in clear-cutting during subsequent soil ploughing. *Agricultural and Forest Entomology* 22: 50-60.
- Thiffault, E., K.D. Hannam, D. Paré, B.D. Titus, P.W. Hazlett, D.G. Maynard & S. Brais 2011. Effects of forest biomass harvesting on soil productivity in boreal and temperate forests – a review. *Environmental review* 19: 278-309.
- Thomassen, E., S. Wijdeven, M. Boosten, W. Delforterie, B. Nysen, 2020. Revitalisering Nederlandse bossen. Unie van Bosgroepen, Probos, Staatsbosbeheer.
- Veerkamp, M.T. 2001. Paddestoelen in acht bosreservaten. Alterra-rapport 419. 101 pp.
- Veerkamp, M.T. 2003. Paddestoelen in bosreservaten: Eikenhaagbeukenbossen. Alterra-rapport 684. 64 pp.
- Vitousek, P.M., J.R. Gosz, C.C. Grier, J.M. Melillo, W.A. Reinders & R.L. Todd 1979. Nitrate losses from disturbed ecosystems. *Science* 204: 469-474.
- Waard, S. de. 1937. De Vlaamse gaai en de eikels. *De Levende Natuur* 41: 283-284.
- Warren, M.S. & R.S. Key. 1991. Woodlands: Past, present and potential for insects. In: N.M. Collins & J.A. Thomas (Eds). *The conservation of insects and their habitats*. 15th Symposium of the Royal Entomological Society of London: 155-211.
- Werf, S. van der. 1991. *Bosgemeenschappen*. Natuurbeheer in Nederland 5. Pudoc, Wageningen. 375 pp.

Bijlage 1

Financiële resultaten van bosexploitatie

**Jaap H. Kuper, bosbeheerkundige en
Krijn J. Poppe, bedrijfseconoom**

Ooit werden de Nederlandse bossen geheel en al gevormd door de natuurlijke processen. Bos hield zichzelf in stand, met de eigen biodiversiteit, vruchtbare bodem, vastgelegde CO₂, en esthetiek. Die bossen leverden alle diensten die een maatschappij zich kan wensen. Ze waren multifunctioneel.

Dat bleef zo totdat ze in de middeleeuwen aan overexploitatie te gronde gingen.

Sinds het midden van de 19^e eeuw werden er door kapitaalkrachtige investeerders weer bossen aangelegd, noodgedwongen door te planten of te zaaien, in cultuurvorm. Bij de aanleg waren houtproductie, en het verdienen van geld daaruit, en jacht de hoofddoelen. Het waren uit naaldbomen bestaande productiebossen.

Naarmate die productiebossen ouder worden, neemt de invloed van natuurlijke processen erin toe. Er vestigen zich loofbomen, planten en dieren, en de bosbodem ontwikkelt zich. Geleidelijk worden die bossen multifunctioneler.

Decennialang werd echter het productiekarakter van de geplante en gezaaide bossen in Nederland in stand gehouden doordat ze na een periode van tachtig tot honderd jaar werden gekapt en weer opnieuw werden aangelegd.

De toegenomen maatschappelijke waardering voor natuur en landschap, en de ernstige schade die in de zeventiger jaren door stormen aan de productiebossen werd toegebracht, hebben een einde gemaakt aan de vanzelfsprekendheid waarmee bossen na honderd jaar weer worden gekapt.

Parallel aan die ontwikkeling veroorzaakten de toegenomen kosten van boswerkzaamheden dat bosbedrijven negatieve bedrijfsresultaten lieten zien. Dat leidde er in de tachtiger jaren van de 20^e eeuw toe dat steeds meer bosbeheerders stopten met vlaktegewijze

houtoogst en overstapten op uitkap als oogstmethode. Ook het overheidsbeleid maakte de ontwikkeling naar kleinschalige multifunctionaliteit door, en ondersteunde die met subsidies.

Financiële resultaten van particuliere bosbedrijven

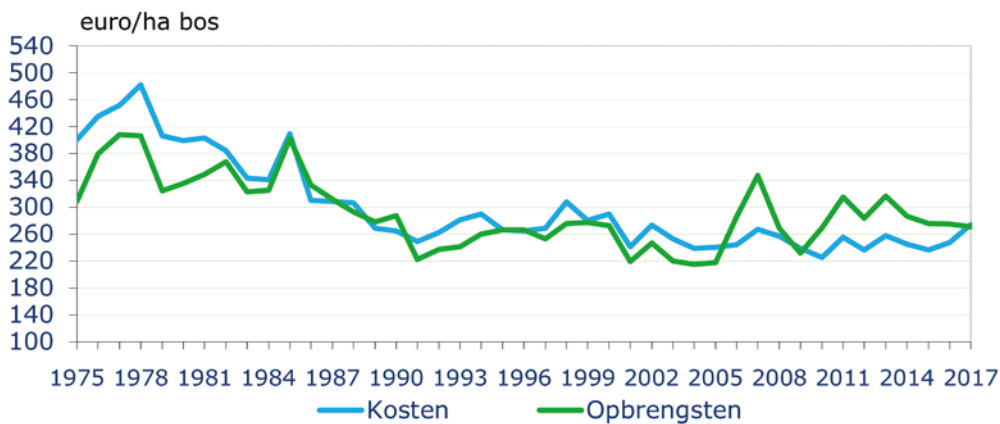
De financiële resultaten van particuliere bosbedrijven groter dan 50 hectare worden jaarlijks door Wageningen Economic Research (onderdeel van de WUR) geanalyseerd en gepubliceerd (Silvis & Voskuilen, 2019). Er wordt daarbij geen uitsplitsing gemaakt tussen bedrijven die vlaktekap of uitkap als oogstmethode toepassen.

Het verloop van de totale kosten en opbrengsten over de jaren 1975 tot 2017 toont aan dat de financiële resultaten, met inbegrip van subsidies en andere niet-hout-gebonden opbrengsten, al decennia rond de nul schommelen (Fig. 1).

Onder de opbrengsten zijn, naast de inkomsten uit hout, subsidies en andere niet-hout-gebonden inkomsten opgenomen. De omvang van die inkomstenstromen is weergegeven in Fig. 2.

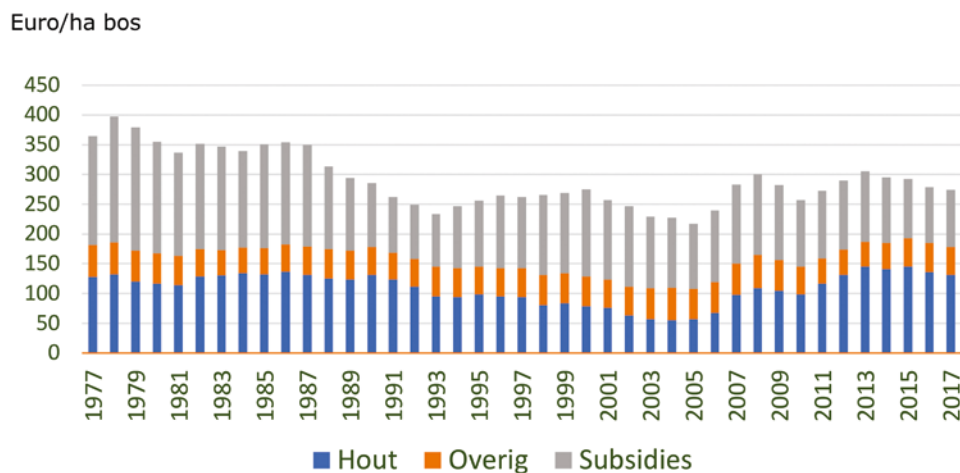
Over de jaren 1975 tot 2012 besloegen de inkomsten uit hout gemiddeld 36%. Inkomsten uit subsidies bedroegen gemiddeld over die jaren 47%. Overige opbrengsten besloegen gemiddeld 17%.

In de analyse van Silvis & Voskuilen worden de kosten niet toegerekend aan de bedrijfsactiviteiten (hout, natuur, openstelling, etc.) c.q. de verschillende functies die bos vervullen. Er wordt niet aangegeven hoe inkomsten uit hout netto bijdragen aan het bedrijfsresultaat. De opbrengsten uit hout alleen, dekken slechts een beperkt deel van de bedrijfskosten.



Figuur 1. Totale kosten en opbrengsten van bosbedrijven groter dan 50 ha. Reële kosten en opbrengsten*, 1975-2017. Uit: Silvis & Voskuilen, 2019.

* bosbedrijven > 50 ha; euro's van 2017.



Figuur 2. Reële opbrengsten in € per ha bos*, 1975-2017. Uit: Silvis & Voskuilen, 2019.

* bosbedrijven > 50 ha; euro's van 2017; voortschrijdend driejaarlijks gemiddelde.

Berekening van de Standaardkostprijs

In opdracht van BIJ12 (IPO) wordt door de WUR de zogenoemde “Standaardkostprijs” van alle natuurtypes in Nederland berekend. De standaardkostprijzen worden berekend om de hoogte van de SNL-subsidies voor elk natuurtype vast te kunnen stellen.

De standaardkostprijs voor natuurtype “Bos met houtproductie” is het saldo van de geschatte noodzakelijk geachte *directe* kosten enerzijds, en de geschatte verwachte opbrengsten uit hout en bosbijproducten anderzijds. De geschatte directe kosten gaan uit van exploitatie volgens het vlaktekapmodel. Door de directe kosten die voor houtproductie worden gemaakt in mindering te brengen op de houtopbrengsten, resteert een tekort.

Volgens deze berekening leidt de bosexploitatie door vlaktekap, alleen al op basis van de directe kosten, tot een negatieve bijdrage aan het bedrijfsresultaat.

Op basis van de meest recente berekeningen (BIJ12, 2019) en exploitatie volgens het vlaktekapmodel, komt de **Standaardkostprijs** (feitelijk het exploitatie-tekort) voor:

- Natuurtype “Droog bos met houtproductie” uit op **€ 34** per hectare en jaar, en voor
- Natuurtype “Vochtig bos met houtproductie” op **€ 60** per hectare en jaar.

Volgens de berekening van de Standaardkostprijs leidt de bosexploitatie door vlaktekap, alleen al op basis van de *directe* kosten, tot een negatieve bijdrage aan het bedrijfsresultaat. Als ook *indirecte* kosten worden meegerekend, wordt dat negatieve resultaat groter.

Vergelijking van bosexploitatievormen uit de beheerpraktijk

Op basis van metingen in het bos en *best professional judgement* is door Kuper & Swart (2018) een vergelijking gemaakt van de exploitatieresultaten van inheems bos op de droge zandgronden bij vlaktekapbeheer en bij uitkapbeheer, zie Tabel 1. De kosten omvatten zowel de directe als de indirecte kosten.

Tabel 1. Vergelijking gemiddelde exploitatieresultaten per ha en jaar tussen vlaktekap- en uitkapbeheer van inheems “Droog bos met houtproductie” op zandgrond.

Post	Vlaktekap	Uitkap
Bodembewerking, verzorging 1)	€ 35	€ 0
Rente over investeringen/ <i>opportunity costs</i> 2)	€ 45	€ 0
Blessen/meten/verkoop	€ 20	€ 15
Wegenonderhoud/toegankelijkheid 3)	€ 25	€ 20
Kantoor/communicatie/wagenpark 4)	€ 30	€ 10
Diversen	€ 5	€ 5
Beheer/Overhead 4)	€ 100	€ 35
Totale kosten	€ 260	€ 85
Opbrengst vlaktekap (5 m ³ x € 40 op stam)	€ 200	
Opbrengst uitkap (4 m ³ x € 30 op stam, deel van het hout blijft achter in bos, andere hout-kwaliteit)		€ 120
Saldo	€ 60	+ € 35

1) Klepelen, 1^e en 2^e verpleging / dunning, T-bomen aanwijzen en snoeien.

2) Rente 3% over investeringen van de eerste 5 jaren met een looptijd van 100 jaar.

3) Houttransportschade, toegangsregeling, VTA, afval.

4) Driemaal groter aantal management handelingen en aanverwante zaken bij vlaktekap.

Op basis van metingen en *best professional judgement* komt het exploitatieresultaat van inheems “Droog bos met houtproductie” bij

- **vlaktekapexploitatie** uit op een negatief saldo van **€ 60** per ha en jaar, en bij
- **uitkapexploitatie** op een positief saldo van **€ 35** per ha en jaar.

De belangrijkste oorzaken van de verschillen zijn:

- het wegvallen van alle investeringskosten voor heeraanleg en rente bij vlaktekap;
- het wegvallen van verzorgingskosten van jong bos bij uitkap;
- minder kosten voor beheer en overhead door het lage aantal beheermaatregelen bij uitkap.

Uitkapexploitatie leidt er bovendien ook toe dat:

- de natuurlijke biodiversiteit zich blijvend kan ontwikkelen;
- de bodemvruchtbaarheid intact blijft;
- de CO₂ in bodem en bomen gebonden blijft;
- de klimaatrobuustheid toeneemt.

In bovenstaande berekening zijn rentekosten (hetzij

betaald, hetzij als *opportunity cost*) in rekening gebracht bij vlaktekap. Dit komt voort uit het feit dat er ook in bedrijfseconomische zin verschil is tussen vlaktekap en uitkap. Conform de internationale accountancy regels van het IFRS (Poppe, 2004) moeten bossen net als andere agrarische activiteiten gezien worden als een biologisch actief (naast vaste en vlottende activa) en als zodanig gerubriceerd op de balans. Binnen die categorie zijn er activa die zelf product worden (“consumables”, veelal aangeduid als vlottende biologische activa) en activa die steeds weer producten voortbrengen (“bearers”, productvoortbrengers, veelal aangeduid als vaste biologische activa). Vlaktekap hoort, ook al is de doorlooptijd lang, bij de eerste categorie, uitkap bij de tweede. Bij vlaktekap is duidelijk sprake van een investering die na een (groot) aantal jaren via aangroei tot een opbrengst komt. Daar horen kapitaalskosten bij. Uitkap lijkt meer op een extractieve activiteit, net als bij visserij. Rentekosten over de bosgrond en opstand zelf, zijn in beide resultatenrekeningen gemakshalve buiten beschouwing gelaten. Voor kostprijsberekeningen voor bosbouw wordt overigens aanbevolen deze wel mee te nemen (Niskanen en Sekot, 2001).

Bosontwikkeling bij vlaktekap



Bosontwikkeling bij uitkapbeheer



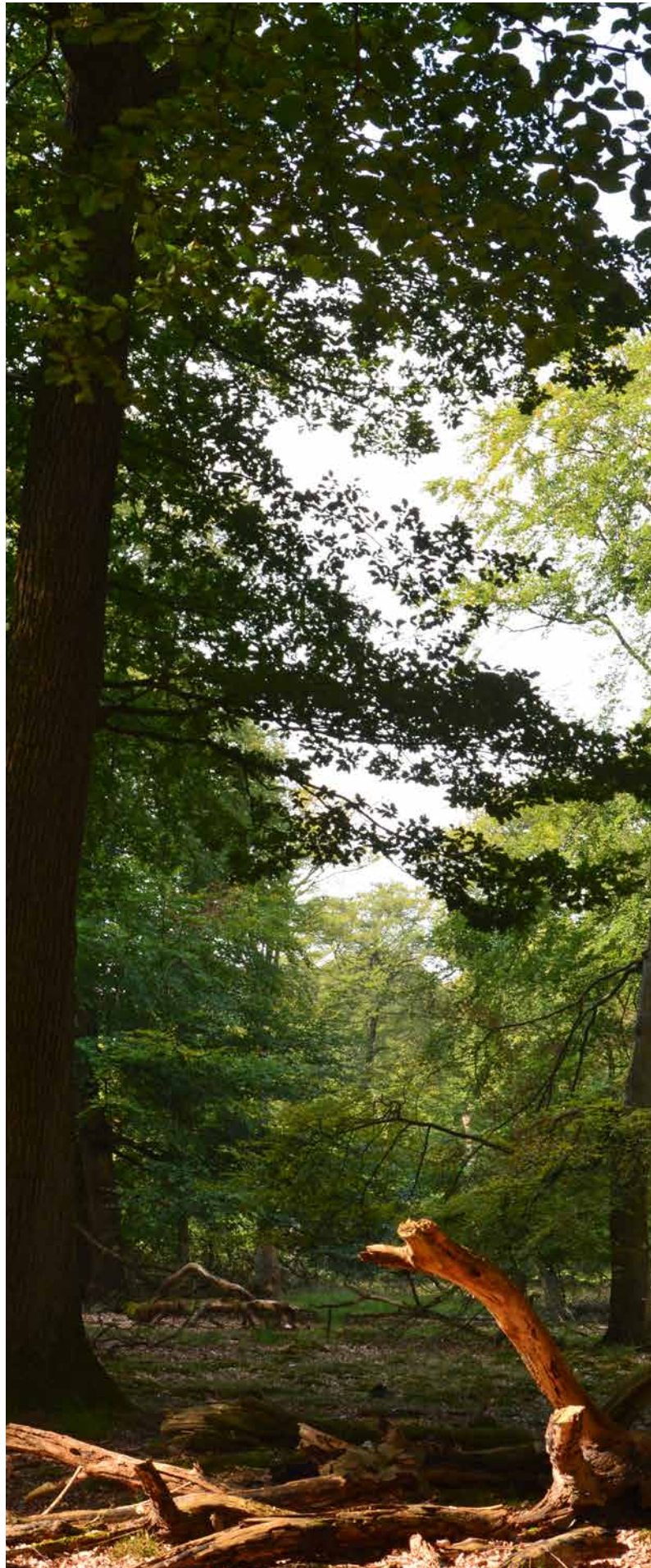
Ook wanneer rentekosten niet in rekening worden gebracht, is het saldo van uitkap in deze berekening gunstiger dan dat van vlaktekap.

Vlaktekap- en uitkapexploitatie in beeld

Toepassing van vlaktekap- en uitkapbeheer leiden niet alleen tot verschillen in financieel resultaat, biodiversiteit, bodemvruchtbaarheid en klimaatrobustheid, maar ook tot geheel verschillende bosbeelden.

Bij vlaktekapbeheer ontstaat een cyclus van volwassen naaldbos dat geheel gekapt wordt, waarna een jonge generatie naaldbos zich vestigt en weer opgroeit tot volwassen bos. Na vlaktekap herhaalt zich dit proces. Het bos blijft naaldbos. De cyclus vindt plaats op het niveau van de gehele oppervlakte van het bosperceel. Zie de illustratie “Bosontwikkeling bij vlaktekap”.

Bij uitkapbeheer worden de oudere naaldbomen geleidelijk geoogst. Daardoor ontstaat er ruimte voor spontane vestiging door loofbomen onder de oude naaldbomen. Geleidelijk ontwikkelt het naaldbos zich daardoor tot loofbos. In het loofbos wordt de oogst door uitkap voortgezet. Het blijft daarmee loofbos. Voor zover er hierbij nog sprake is van een cyclus, vindt die plaats op het niveau van de ruimte die door individuele bomen wordt ingenomen. Zie de illustratie “Bosontwikkeling bij uitkapbeheer”.





Referenties

- BLJ12, 2019. Standaardkostprijs directe werkzaamheden natuur- en landschapsbeheer. Droog bos met houtproductie en vochtig bos met houtproductie.
- Kuper, J.H., en B. Swart, 2018. Plenteren op z'n Nederlands. Vakblad Natuur Bos Landschap, maart 2018. Wageningen.
- Niskanen, A. en W. Sekot, 2001. Guidelines for establishing farm forestry accountancy networks: Mosea, European Forest Institute, Brill, Leiden.
- Poppe, K.J., 2004. Agrarische bedrijven in: M.N. Hoogendoorn, J. Klaassen en F. Krens: Externe Verslaggeving in theorie en praktijk – deel 2, Reed Business Information, Den Haag.
- Silvis, H.J., M.J. Voskuilen, 2019. Bedrijfsuitkomsten in de Nederlandse particuliere bosbouw over 2017. Rapport 2019-048. Wageningen Economic Research, Wageningen.

Bijlage 2

Verklarende begrippenlijst

Biodiversiteit – Biodiversiteit (biologische diversiteit) is de verscheidenheid en veranderlijkheid van het leven op aarde in al zijn vormen en interacties. Dit houdt ook de diversiteit binnen soorten, tussen soorten en van ecosystemen in. De belangrijkste internationale kwaliteitsmaat voor biodiversiteit, die ook in ons land gebruikelijk is, is de *volledigheid van het karakteristieke soortenspectrum* binnen een gegeven ecosysteem. De kwaliteit van biodiversiteit is dus niet een simpele functie van het aantal soorten.

Bodemvruchtbaarheid – Beschikbaarheid en evenwicht in de bodem van **nutriënten** voor de plantengroei.

Bosklimaat – Het **microklimaat** in een bos onder gesloten kronendak.

“Continuous cover” bosbedrijfsvorm – Lineaire bedrijfsvorm op basis van regelmatig terugkerende, kleinschalige, selectieve oogst uit volwassen houtopstanden met een permanent karakter.

Dunnen – Vellen dat geschiedt als verzorgingsmaatregel ter bevordering van de groei van de overblijvende **houtopstand** (Wet Nb art. 4.1. sub 9).

Ecosysteem – Systeem van levende organismen die een wisselwerking hebben met elkaar en met hun omgeving. De grenzen van het ecosysteem zijn afhankelijk van de toepassing van het begrip. De ruimtelijke omvang van een ecosysteem kan variëren van zeer klein tot uiteindelijk de gehele aarde.

Eindkap – Velling van een **houtopstand** aan het einde van de **omloop** (syn. **Eindvelling**).

Eindvelling – Zie Eindkap.

Fungi – Fungi (**schimmels**) hebben geen bladgroen zoals planten en zijn dus voor hun bestaan afhankelijk van organisch materiaal dat door andere levende wezens wordt geproduceerd, hoofdzakelijk van plantaardige oorsprong.

Groepenkapping – Velling van een groep bomen van zo'n beperkte omvang dat het bosklimaat in de ontstane opening niet ernstig wordt beïnvloed. Dat betekent dat directe instraling van de zon maximaal 50% van de grond bereikt. In Nederland is dat bij een opening in het bos van maximaal 0,1 hectare.

Habitat – De natuurlijke leefomgeving van een soort of groep van soorten.

Houtopstand – Zelfstandige eenheid van bomen, boomvormen, struiken, hakhout of griend die een oppervlakte grond beslaat van tien are (0,1 hectare) of meer (Wet Nb art.1.1 lid 1).

Kaalkap – Informele term voor **Vlaktekap**.

Kapvlakte – Wat overblijft van een stuk bos nadat daarop vlaktekap heeft plaatsgevonden.

Kationen – positief geladen ionen, i.h.b. kalium (K), natrium (Na), calcium (Ca), magnesium (Mg).

Koolstofschuld – Hoeveelheid - verondersteld tijdelijk - verlies van in een systeem vastgelegde koolstof, afgezet tegen de tijd die nodig wordt geacht voor hernieuwde vastlegging.

Kronendak – Bovenste, min of meer aaneengesloten, laag van bos, gevormd door de gezamenlijke kronen van de ter plaatse groeiende bomen.

Meldingsplicht – De wettelijke plicht om een voorgenomen velling te melden bij Gedeputeerde Staten (Wet Nb art. 4.2.1 en 2).

Meta-analyse – Een analyse waarbij de, meestal samengevatte, resultaten van verschillende studies gecombineerd worden tot een 'overall' resultaat.

Microklimaat – Gemiddelde toestand van het klimaat binnen een vegetatiedek zoals in en onder het **kronendak** van een bos, of op een aan zon en wind blootgestelde kapvlakte. Zie **Bosklimaat**.

Mineralisatie – Het proces waarbij organische verbindingen (plantenresten, afgevallen bladeren, dood hout,...) in of op de bodem door micro-organismen

worden omgezet in anorganische (minerale) verbindingen (vb. nitraat, koolstofdioxide).

Mycoflora – De voor een gebied of voor een ecosysteem karakteristieke **fungi**.

Mycorrhizafungi – Schimmels die leven in symbiose met wortels van levende bomen, waar ze essentieel zijn voor de toevoer van nutriënten. Voedingsstoffen en water worden via de schimmel naar de plant getransporteerd, in ruil voor koolstof die de plant aan de schimmel verschaft.

Nutriënten – Plantenvoedingsstoffen, onder andere koolstof, kalium, natrium, calcium, magnesium, stikstof, fosfor, zwavel en ijzer.

Nutriëntenbalans – De verhouding tussen import en export van **nutriënten** in en uit een ecosysteem.

Omloop – Tijdsverloop tussen de aanplant van bomen of de aanleg van een houtopstand en de eindkap van de geplante bomen, respectievelijk de vlaktekap van de houtopstand.

Overstaanders – Het kleine aantal bomen, dat soms gespaard wordt bij vlaktekap, als zaadbron voor **verjonging**.

Pionierfase – Eerste begin van een ontwikkeling (**successie**) vanuit een geheel open uitgangspositie, bijvoorbeeld de kieming en vestiging van jonge bomen op een kapvlakte.

Primaire successie – Zie Successie.

Rhizosfeer – Het door planten bewortelde deel van de bodem (syn. **Wortelzone**)

Saprotroof – Levend van dood organisch materiaal. Saprotrofe fungi spelen een rol bij de afbraak van strooisel, hout en ander organisch materiaal en zijn essentieel voor stofkringlopen in bossen.

Schimmels – Zie Fungi.

Secundaire successie – Zie Successie.

Selectieve kap – Zie Uitkap.

Successie – De spontane verandering van structuur en soortensamenstelling van een vegetatie in de tijd. Successie verloopt vaak via stadia met een karakteristieke structuur en opeenvolging van soorten. Er wordt onderscheid gemaakt tussen primaire en secundaire successie. **Primaire successie** vindt plaats op vers moedermateriaal waarop nog niet eerder een vegetatie voorkwam, bijv. stuifzand of polderbodems. Van **secundaire successie** is sprake op bodems waarop al eerder een vegetatie voorkwam, bijvoorbeeld op een **kapvlakte**.

Systeemvreemde soorten – Soorten, aanwezig in een ecosysteem, die daarin niet thuishoren, meestal als

gevolg van een storing, bijvoorbeeld luchtverontreiniging.

Uitkap – Bosbeheervorm die gekenmerkt wordt door boomsgewijze kap verspreid over de opstand waarbij openingen in het kronendak doorgaans beperkt blijven tot maximaal 0,05 hectare. Daardoor blijft het bosklimaat intact. (syn. **Selectieve kap**).

Vaatplanten – De zo genoemde hogere planten: zaadplanten en sporenplanten.

Velling – Zie Vlaktekap.

Verjonging – Vestiging van jonge bomen uit zaad of door aanplant van jonge boompjes. De term verjonging wordt ook gebruikt voor vernieuwing van een gehele houtopstand, met name bij vlaktekap.

Vestiging – Het succesvol aanslaan van de kiemplanten van een natuurlijke of kunstmatige bezaaiing.

Vlaktegewijze bosbedrijfsvorm – Cyclische bedrijfsvorm op basis van aanplant, groei, oogst en heraanplant van een **houtopstand**, waarbij een bos meestal is verdeeld in leeftijdsklassen van één tot maximaal honderd jaar. Zie ook "**Continuous cover**" **bosbedrijfsvorm**.

Vlaktekap – Methode van houtoogst waarbij een stuk bos in één keer wordt gevelde; vlaktekap van een **houtopstand** groter dan tien are (0,1 hectare) is een **velling** in de zin van de Wet Natuurbescherming, te weten, het rooien of verrichten van andere handelingen die de dood of ernstige beschadiging van een **houtopstand** tot gevolg kunnen hebben (Wet Nb art. 1.1) Hiervoor geldt een wettelijke meldingsplicht (Wet Nb art.4.2). Ecologisch criterium: meer dan 50% van het oppervlak is onderhevig aan directe zoninstraling als gevolg waarvan het **bosklimaat** ernstig wordt verstoord. **Groepenkop** betreft kleinere oppervlakken, 0,05 – 0,1 hectare, waarbij directe zoninstraling minder dan 50% van het oppervlak beïnvloedt en het bosklimaat minder wordt verstoord. Zie ook **Kaalkap**.

Voedselweb – Het geheel van functionele biotische actoren in de cyclus van opbouw en afbraak van levende organismen in een ecosysteem.

Wortelzone – Zie Rhizosfeer.

Colofon

Uitgever:

Stichting NatuurAlert Nederland, Haarlem

Opdrachtgever:

Stichting NatuurAlert Nederland, Haarlem

Titel:

Ecologische effecten van vlaktekop op de kwaliteit van bosecosystemen

Datum:

1 december 2020

Auteurs:

E. Arnolds, T.W. Kuyper, P. Bindraban

Redactie:

R. Rabbinge, P.A. Leffelaar

Vormgeving:

Aukje Gorter grafisch ontwerper

Foto verantwoording:

E. Arnolds: figuren 2, 3, 4, 5, 8, 11, 12, 13, 18, 20, 23 en 27

J.H. Kuper: omslagfoto's, pagina 2, 6, 7, 8, 11, 15, 16, 61, 62 en 67; figuren 1, 6, 9, 10, 14, 15, 16, 17, 19, en 25

T.W. Kuyper: figuren 28, 29, 31, 32

B. Mabelis: figuur 7

G. de Vries: figuren 21, 22, 24 en 26

