



De ecologische aspecten van vlaktekop in het Nederlandse bos

Rapport voor het ministerie van LNV in het kader van de Bossenstrategie

J. den Ouden & G.M.J. Mohren

Wageningen University & Research

Wageningen, november 2020



Verantwoording

Dit rapport is geschreven in opdracht van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. Het rapport is geschreven door dr. ir. J. den Ouden en prof. dr. ir. G.M.J. Mohren, daarbij ondersteund door prof. dr. ir. W. van der Putten (NIOO-KNAW, Wageningen), Ir. E. Thomassen (Bosgroep Zuid Nederland) en dr. ir. K Vandekerkhove (INBO – Instituut van Natuur en Bosonderzoek, Vlaanderen). Het concept rapport is beoordeeld door prof. dr. ir. W. de Vries (Wageningen University & Research) en prof. dr. ir. K. Verheyen (Universiteit Gent).


Begeleiding vanuit het ministerie van LNV is verzorgd door ir. P. van der Knaap.

Gegevens van kapmeldingen 2017-2019 zijn beschikbaar gesteld door de provincies Drenthe, Overijssel, Utrecht, Flevoland, Noord-Brabant en Limburg.

Dit rapport kan worden geciteerd als:

Den Ouden, J & G.M.J. Mohren, 2020. De ecologische aspecten van vlaktekop in het Nederlandse bos. Rapport voor het ministerie van LNV in het kader van de Bossenstrategie. Rapport Wageningen University, Wageningen.

Een pdf-versie van dit rapport is beschikbaar via <https://doi.org/10.18174/534859> .

 2020 Wageningen University, Departement Omgevingswetenschappen, Wageningen University & Research. Postbus 47, 6700 AA Wageningen. CC BY-NC 4.0

Verdere verspreiding of overname van de inhoud van dit rapport is toegestaan met duidelijke verwijzing naar de bron.

Verdere verspreiding of overname van de inhoud van dit rapport is niet toegestaan voor commerciële doeleinden.

Samenvatting

Dit rapport beschrijft de ecologische gevolgen van vlaktekap, en is geschreven op verzoek van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit naar aanleiding van motie 35-309 nr. 15 van de Tweede Kamer, dd. 16 juni 2020. Het rapport richt zich op vlaktekap als onderdeel van het reguliere bosbeheer, en niet op het permanent verwijderen van bos bij omvorming naar andere natuurtypen.

Vlaktekap, de kap van bomen op een aaneengesloten oppervlak, vindt plaats om hout te oogsten, om het bos te verjongen, en om het bos om te vormen naar een meer gewenste samenstelling of structuur. Bij vlaktekap worden bomen gekapt op een aansluitend oppervlak groter dan 0,05 hectare (overeenkomend met ongeveer 1 x de hoogte van het omringende bos), en kan in grote variëren van groepen bomen tot meerdere hectares. Oogst van een of enkele bomen op een kleiner oppervlak wordt als uitkap beschouwd. Bij een groepenkap heeft de kapvlakte een oppervlak van ongeveer 1-2 x de hoogte van de omringende bomen (0,05- maximaal 0,5 hectare). Zodra meer dan de helft van de kapvlakte onder invloed staat van direct zonlicht verandert het microklimaat substantieel en is er sprake van grootschalige vlaktekap of kaalkap. Deze situatie treedt op bij een regelmatig gevormde opening in het kronendak vanaf 2-3 x de hoogte van de omringende opstand. Dit komt overeen met een ondergrens van de grootte van de kapvlakte van 0,5 ha. Voor de ecologische effecten van vlaktekap is de schaal van de kap, dat wil zeggen de omvang van de kapvlakte in relatie tot de hoogte van de omringende opstand, meer van belang dan de absolute grootte (in hectares) van de kapvlakte. Zie Tabel 1 voor een overzicht van de verschillende kapsystemen.

Over de periode 2017-2019 zijn de geregistreerde kapmeldingen van zes provincies geanalyseerd. Daaruit bleek dat de meerderheid van het aantal ingrepen in het Nederlandse bos kleinschalig is (<0,5 ha). Een nauwkeurige analyse van de verdeling van het gekapte oppervlak was niet mogelijk doordat veel van de meldingen met een groot oppervlak samengesteld zijn uit meerdere kleinere oppervlaktes, en omdat in veel gevallen de omvorming naar andere natuurtypes niet gemeld is (conform de Wet natuurbescherming). Uit de beschikbare gegevens wordt de omvang van de totale oppervlakte jaarlijkse kaalkap (> 0,5 ha) in Nederland geschat in de orde van grootte van 300-500 ha, ongeveer 0,1-0,2% van het hele Nederlandse bosareaal. Dit is aanmerkelijk minder dan de oppervlakte ontbossing voor omvorming naar andere natuurtypen (ongeveer 1000 hectare per jaar).

Bij grootschalige vlaktekap (kaalkap >0,5 ha) gaat de regulerende werking van het kronendak op het merendeel van de kapvlakte verloren en ontstaat deels een pionierssituatie, met sterke temperatuurfluctuaties en lagere luchtvochtigheid. Na vlaktekap vindt op en in de bodem een versnelde afbraak van organisch materiaal plaats. Afhankelijk van de grootte van de kapvlakte kan dit oplopen tot een koolstofverlies in de orde van grootte van 20-25 ton C per hectare (overeenkomend met een CO₂ emissie van 75-90 ton CO₂ per hectare). Bij kleinschaliger ingrepen (<0,5 ha) vindt ook verlies van koolstof plaats, maar minder dan bij kaalkap. Dit kon niet nader worden gekwantificeerd. De verhoogde afbraak van organische stof leidt tot extra mineralisatie en mogelijk uitspoeling van nutriënten. Deze effecten kunnen worden verkleind bij een snelle hergroei van een nieuwe generatie bos. De regulerende werking van het kronendak op het bosklimaat kan deels behouden blijven door de kap in stroken uit te voeren zodat er een groter randeffect is (zoomkap), of door op de kapvlakte een relatief dicht scherm van bomen te handhaven (schermkap).

Bodembewerking na kap leidt tot een extra afbraak van organische stof, maar lijkt op de lange termijn niet duidelijk aantoonbaar een extra verlaging van de organische stof en nutriëntenvoorraad in de bodem te veroorzaken. De onzekerheden hierbij zijn groot, en nader onderzoek is nodig om de gevolgen van beheeringrepen in het bos op de bodemkwaliteit te kunnen kwantificeren.

In oude bossen leidt kaalkap tot het lokale verlies van populaties typische bossoorten. Deze soorten zijn vaak gebonden aan een stabiel bosklimaat, oude bomen of dood hout en kunnen zich vanwege hun beperkte verspreidingsvermogen moeilijk herstellen na een grootschalige verstoring. Kaalkap in een oud-bos-context vormt een bedreiging voor deze soorten. Kleinschalige ingrepen met behoud van oude dikke bomen, dood hout en schermbomen kunnen bijdragen aan het behoud van deze typische bossoorten.

In jonge boscosecosystemen, zoals de vele heide- en stuifzandbebossingen, en in bossen met een lange gebruiksgeschiedenis, kan kaalkap, samen met andere vormen van kap, bijdragen aan het behoud van de soortenrijkdom. Bij de uitvoering van een vlaktekop kan de soortenrijkdom grotendeels worden behouden, zeker voor wat betreft de bosgebonden soorten, door het aanhouden van schermbomen en liggend of staand dood hout. Bodembewerking na kap leidt tot sterke aantasting van het bodemvoedselweb, alhoewel de effecten op langere termijn onzeker zijn.

Grootschalige vlaktekop (kaalkap) in het bosbeheer in Nederland is een overblijfsel van de grootschalige bosaanleg aan het begin van de vorige eeuw, en nadruk op rationalisatie en houtproductie in het midden van de vorige eeuw. Geleidelijk is het Nederlandse bosbeheer kleinschaliger geworden, met nadruk op meervoudige functievervulling, menging van soorten, behoud van een gevarieerde bosstructuur, en gebruik van natuurlijke verjonging. Kleinschalige vlaktekop past daar goed in.

Complicerende factoren zijn de hoge stikstofdepositie, bodemverzuring, klimaatverandering, en hoge wilddruk. Vlaktegewijze kap is efficiënt (inzet van middelen en materieel), en maakt het mogelijk om de verjonging tegen wildvraat te beschermen middels een raster. Echter, naarmate het kapoppervlak groter is, is de verstoring groter, wordt het bosbeeld sterker verstoord, vindt er extra afbraak van organische stof en uitspoeling van voedingsstoffen plaats, en wordt de bosontwikkeling teruggezet in de tijd.

Tabel 1: Overzicht van de verschillende kapmethodes en hun belangrijkste kenmerken

		Boomsgewijze kap		Vlaktewijze kap	
		Ongelijkjarig		Gelijkjarig	
Leefstijdsstructuur:					
Beheersysteem:	Uitkap (Plenterslag/Dauerwald/Single-Tree)	Kleine vlaktekap: (Groepenkap)	Grote vlaktekap: schermkap (Schermslagsysteem)	Grote vlaktekap: kaalkap (Kaalslagsysteem)	
Schaal: (gemiddelde boomhoogte van 25 m)	< 0,5-1 x boomhoogte < 0,05 ha	1-2 x boomhoogte 0,05 – 0,5 ha	50% kroon dichtheid, onafhankelijk van boomhoogte > 0,05 ha	> 2-3 x boomhoogte > 0,5 ha	
Boomsorten:	Schaduwboomsorten	Licht- en schaduwboomsorten (afhankelijk van gat grootte en lichtklimaat)	Licht- en schaduwboomsorten (afhankelijk van scherm dichtheid)	Lichtboomsorten (berk, grove den, lariks)	
Kapregime:	Individuele bomen worden geoogst over hele bosoppervlak; verjonging permanent en voortdurend, oogst in cycli van 5-10 jaar	Oogst van groepen of stroken, met geleidelijk uitbreiding van geoogste oppervlak; cycli van 5-10 jaar, steeds op 10-20% van het bosoppervlak	Oogst van volwassen bomen in fasen over groter oppervlak; verjonging onder scherm, gespreid over een verjongingsperiode van 20-30 jaar	Alle bomen gelijktijdig geoogst, verjonging op hele oppervlak, eenmaal per omloop (60-100 jr.)	
Bosklimaat:	Homogeen over hele oppervlak, bepaald door bosstructuur en intensiteit van kap over hele oppervlak	Variërend, afhankelijk van grootte en vorm van groep in relatie tot boomhoogte, in combinatie met structuur van het omringende bos	Homogeen over hele oppervlak, afhankelijk van scherm dichtheid en vorm van schermkapvlakte in relatie tot boomhoogte omringende bos	Gradiënt van bosrand (enige beschutting) naar centrum kapvlakte (geen bosklimaat meer), afhankelijk van grootte en vorm van kapvlakte	
Bosbodem:	Zeer geringe effecten op organische stof, permanente beschutting	Afname organische stof tot 0-15%, mogelijk enige uitspoeling van nutriënten, beschutting door randeffecten	Afname organische stof tot 0-15%, mogelijk enige uitspoeling van nutriënten, beschutting door scherm	Afname organische stof tot 10-15%, mogelijk uitspoeling van nutriënten, geen beschutting behalve aan de rand	
Biodiversiteit:	Gunstig voor behoud van typische bossoorten	Relatief gering effect op typische bossoorten, gunstig voor soorten van halfschaduw; afhankelijk van schaal	Beperkt effect op typische bossoorten, soort-afhankelijk; gunstig voor soorten van halfschaduw; effect afhankelijk van scherm dichtheid	Zeer ongunstig voor typische bossoorten met kleine kans op herstel; behoud van schermbomen en dood hout op kapvlakte gunstig; tijdelijk toevluchttoord voor soorten van open ruimte	

Inhoudsopgave

1. Inleiding	1
2. Begripsbepaling	3
2.1 Definitie van vlaktekop	3
2.2 Grootte, schaal, vorm en oriëntatie van de kapvlakte	4
2.3 Verschillende methoden van vlaktekop	6
3. De omvang van vlaktekop in Nederland (2017-2019)	13
4. Effecten van vlaktekop op het bosklimaat	16
4.1. Het bosklimaat	16
4.2. Lichtklimaat en temperatuur	16
4.3 Neerslag, verdamping en luchtvochtigheid, en wind	17
4.4 Effecten van schaal en vorm van vlaktekop op microklimaat	18
5. Effecten op de koolstof en nutriëntenvoorraad	20
5.1 Koolstofopname en -afbraak	20
5.2 Koolstofvoorraden in bodem en bos	21
5.3 Gevolgen van vlaktekop op de koolstofvoorraad in de vegetatie	23
5.4 Gevolgen van vlaktekop op de koolstofvoorraad in de bodem	24
5.5 Gevolgen van bodembewerking	28
5.6 Effecten op de nutriëntenhuishouding	30
6 Effecten van vlaktekop op de biodiversiteit	32
6.1 Belang van bos voor de biodiversiteit	32
6.2 Vlaktekop als vorm van verstoring	33
6.3 Directe effecten van vlaktekop op biodiversiteit	34
6.4 Herstel na vlaktekop	35
6.5 Effecten van schaal van de vlaktekop op voorkomen van soorten	36
6.6 Indirecte effecten van uitvoering vlaktekop	37
6.7 Biodiversiteit en vlaktekop op landschapsschaal	38
7 Vlaktekop in het bosbeheer	39
7.1 Een korte bosgeschiedenis	39
7.2 Rol van vlaktekop in het beheer	40
7.3 Rol van houtoogst in het bosbeheer	41
8 Conclusies	43
8.1 Terminologie	43
8.2 Omvang van vlaktekop in Nederland	43
8.3 Effecten van vlaktekop op het bosklimaat	44
8.4 Effecten van vlaktekop op de koolstof en nutriëntenvoorraad	44
8.5 Effecten op de biodiversiteit	45
8.6 Vlaktekop in het bosbeheer	45
Literatuur	46
Bijlage I: Schelhaas et al. 2019. Samenvatting NBI / LULUCF	54
Bijlage II: Mohren & den Ouden 2020. Advies scherm­slag	58

1. Inleiding

In de behandeling van de Initiatiefnota over het Nationaal Bomenplan van de Kamerleden Bromet en Futselaar is geconstateerd dat er verschillende gezichtspunten zijn in de discussie rond het kappen van bomen, en dan met name de ingrepen in het bos door middel van vlaktekop als onderdeel van het reguliere bosbeheer. Om meer inzicht te krijgen in de voor- en nadelen van vlaktekop is een motie ingediend (Tweede Kamer 16 juni 2020, motie 35-309 nr. 15) waarin de regering wordt gevraagd wetenschappelijk onderzoek te laten doen naar de ecologische effecten van vlaktekop op de kwaliteit van bosesystemen en hier een passage aan te wijden in de Bossenstrategie. Dit rapport is het resultaat van dat onderzoek.

De opdracht die ten grondslag ligt aan dit rapport was de vraag naar een overzicht van de ecologische consequenties van vlaktekop van verschillende omvang en schaal, zowel wat betreft ecologische processen (microklimaat, water-, koolstof- en nutriëntenhuishouding), bosverjonging, en biodiversiteit en het voorkomen van soorten. Hiertoe is een korte literatuurstudie uitgevoerd, en zijn gegevens over kapmeldingen opgevraagd bij een aantal provincies.

Dit rapport betreft uitsluitend de vlaktekop als onderdeel van het reguliere bosbeheer. De ecologische consequenties van de kap van bomen buiten bosverband, of ontbossing ten behoeve van bijvoorbeeld natuurherstel (zie Kader) wordt verder buiten beschouwing gelaten.

Voor het beoordelen van de consequenties van vlaktekop is vooral gezocht naar studies die zich richten op de effecten van de schaal van kap. Daarnaast worden effecten van ingrepen in de wetenschappelijke literatuur veelal afgewogen aan een controle-behandeling waarin geen ingreep plaats heeft gevonden, of wordt vlaktekop vergeleken met andere vormen van beheer. Daar waar relevant zijn ook resultaten uit dergelijke studies meegenomen in dit rapport.

Reikwijdte van dit rapport

Dit rapport richt zich uitsluitend op de gevolgen van vlaktekop als onderdeel van het reguliere bosbeheer. Dat betekent dat bomen vlaktegewijs worden gekapt met als doel hout te oogsten of een bestaande opstand om te vormen door een nieuwe generatie bomen te laten opgroeien. In de publieke discussie rondom vlaktekop wordt de kap van bomen als onderdeel van het reguliere beheer zeer regelmatig op één lijn gesteld met de kap van bos om plaats te maken voor andere natuurtypen of voor infrastructuur. Met de aanduiding "kaalkap" of "kaalslag" worden dan alle ingrepen benoemd waarbij bomen vlaktegewijs worden geveld. Dit leidt tot misverstanden over de mate waarin vlaktekop plaatsvindt als onderdeel van het reguliere bosbeheer en wat de uiteindelijke consequenties zijn van de verschillende ingrepen ¹.

De kap van bos om ruimte te maken voor andere vormen van vegetatie of landgebruik moet beschouwd worden als ontbossing en is geen onderdeel van dit rapport.

¹ In overdrachtelijke zin wordt het begrip "kaalslag" ook wel gebruikt voor algehele onttakeling (bijvoorbeeld: "kaalslag in de zorg"), hetgeen voor een sterk negatieve connotatie van het begrip heeft geleid.

Leeswijzer

In hoofdstuk 2 worden de begrippen gedefinieerd rond vlaktekop, en wordt de grens aangegeven voor wat als grootschalige en een kleinschalige ingreep kan worden aangeduid. In hoofdstuk 3 wordt een analyse gemaakt van de mate waarin vlaktekop in Nederland wordt toegepast in het reguliere bosbeheer.

In hoofdstuk 4 worden de effecten besproken van kap op het microklimaat in bossen. De consequenties van de veranderingen in microklimaat worden vervolgens uitgewerkt in hoofdstuk 5 over de bodem, waarin aandacht voor gevolgen van vlaktekop op de koolstof- en nutriëntenhuishouding, en in hoofdstuk 6 over de gevolgen op de biodiversiteit. Tenslotte wordt in hoofdstuk 7 nader ingegaan op de rol van vlaktekop in het bosbeheer.

De conclusies die uit de verschillende onderdelen van dit rapport kunnen worden getrokken zijn samengebracht in hoofdstuk 8.

In de bijlagen zijn twee aparte documenten toegevoegd aan dit rapport. Deze betreffen een korte analyse over de omvang van ontbossing en van kaalkap in Nederland van Schelhaas et al., en een eerder uitgebracht advies over schermkap van Mohren & Den Ouden.

2. Begripsbepaling

2.1 Definitie van vlaktekap

In het bosbeheer kan onderscheid gemaakt worden tussen uitkap en vlaktekap. Bij uitkap worden individuele bomen gekapt, verspreid door het bos, waardoor er op de plek van de gekapte boom een gat ontstaat in het bladerdek ter grootte van de kroonumfang van de gevelde boom. Uitkap is van toepassing bij selectieve dunningen, maar kan ook als eindkap-systeem worden toegepast. Ook kleine groepjes, bestaande uit enkele bomen, kunnen bij uitkap worden geveld. Afhankelijk van de resterende dichtheid van het kronendak en de aanwezige boomsoorten kan een nieuwe generatie bomen opgroeien in de ontstane gaten.

Bij vlaktekap of vlaktegewijze kap wordt een grotere groep bomen gekapt, waardoor een tijdelijke open plek van enige omvang ontstaat. Een dergelijk gekapt deel van het bos wordt aangeduid als kapvlakte. Vlaktekap kan variëren van kleinschalige groepenkap tot uitgestrekte, grootschalige kaalkap van vele hectares. Het doel van vlaktekap is het gelijktijdig oogsten of vellen van bomen en ruimte maken voor een nieuwe generatie bomen. Een beheerder kan verschillende redenen hebben om hiervoor te kiezen. Als lichtbehoevende boomsoorten, die niet kunnen opgroeien in de schaduw van andere bomen, gewenst zijn in de verjonging zijn grotere openingen in het kronendak nodig. Ook kan er voor gekozen worden om een opstand van een ongewenste boomsoort of een anderszins slecht functionerende opstand in één keer te verwijderen. Bij de keuze voor een vlaktekap gelden ook overwegingen van efficiëntie: naarmate een vlaktekap groter is, wordt het makkelijker om het werk uit te voeren, wordt er meer hout geogst op een kleinere oppervlakte, kunnen machines efficiënter ingezet worden, en ontstaan er kostenvoordelen in de eventuele vervolgmaterieel (zoals bodembewerking en rasteren).

Het is arbitrair waar de overgang in vrijgemaakt oppervlak wordt gelegd tussen uitkap en vlaktekap. Wanneer een bos via uitkap wordt beheerd kunnen ook groepjes van meerdere bomen tegelijk worden gekapt, waarmee een grotere ruimte in het kronendak wordt opengemaakt dan bij de kap van een enkele boom. Er is dan nauwelijks sprake van een "vlaktekap", en men zal in dat geval eerder spreken van een "gat" in het kronendak (Figuur 1).

In de literatuur wordt de overgang van een 'gat' naar een kleinschalige kapvlakte vaak gelegd bij de kap van een groep bomen met een doorsnede van 1 x de omringende boomhoogte. Bartsch et al. (2020) stellen dat de directe invloedssfeer (microklimaat, wortelconcurrentie) van de bosrand op de verjonging van bomen langs een kapvlakte tot ongeveer de helft van de boomhoogte reikt. Vanaf tegenoverstaande randen gerekend zou dit dan overeenkomen met een gat in het kronendak van 1 x de boomhoogte². In Nederland heeft een volwassen bos op een groeiplaats van gemiddelde kwaliteit een gemiddelde hoogte van rond de 25 m (Jansen en Oosterbaan 2018). In dit rapport wordt er daarom voor gekozen om een grootte van 0,05 hectare (cirkeloppervlakte met doorsnede van 25 m) aan te houden als ondergrens voor de oppervlakte van een kapvlakte (zie Tabel 2). Dit is een enigszins arbitraire keuze, zo legt Leibundgut (1981) de bovengrens van een gat ('Trupp') iets lager, op 0,03 ha.

² Voor Nederland maakten Wijdeven et al. (2004) onderscheid tussen kleine (<1.5 x boomhoogte), middelgrote (2-3 x boomhoogte) en grote (4-6 x boomhoogte) "gaten". Dit rapport volgt deze terminologie niet, en benoemt deze categorieën tot respectievelijk gaten, kleinschalige kapvlaktes en grootschalige kapvlaktes.

Tabel 2: Het oppervlakte van een vierkante opening in het bos (in hectares) bij verschillende hoogtes van het omringende overblijvende bos en verschillende schalen van ingrijpen.

Schaal van het gekapte oppervlak	Hoogte van de omringende opstand				
	15 m	20 m	25 m	30 m	35 m
1 x boomhoogte	0,02	0,04	0,06	0,09	0,12
2 x boomhoogte	0,09	0,16	0,25	0,36	0,49
3 x boomhoogte	0,20	0,36	0,56	0,81	1,10
4 x boomhoogte	0,36	0,64	1,00	1,44	1,96

2.2 Grootte, schaal, vorm en oriëntatie van de kapvlakte

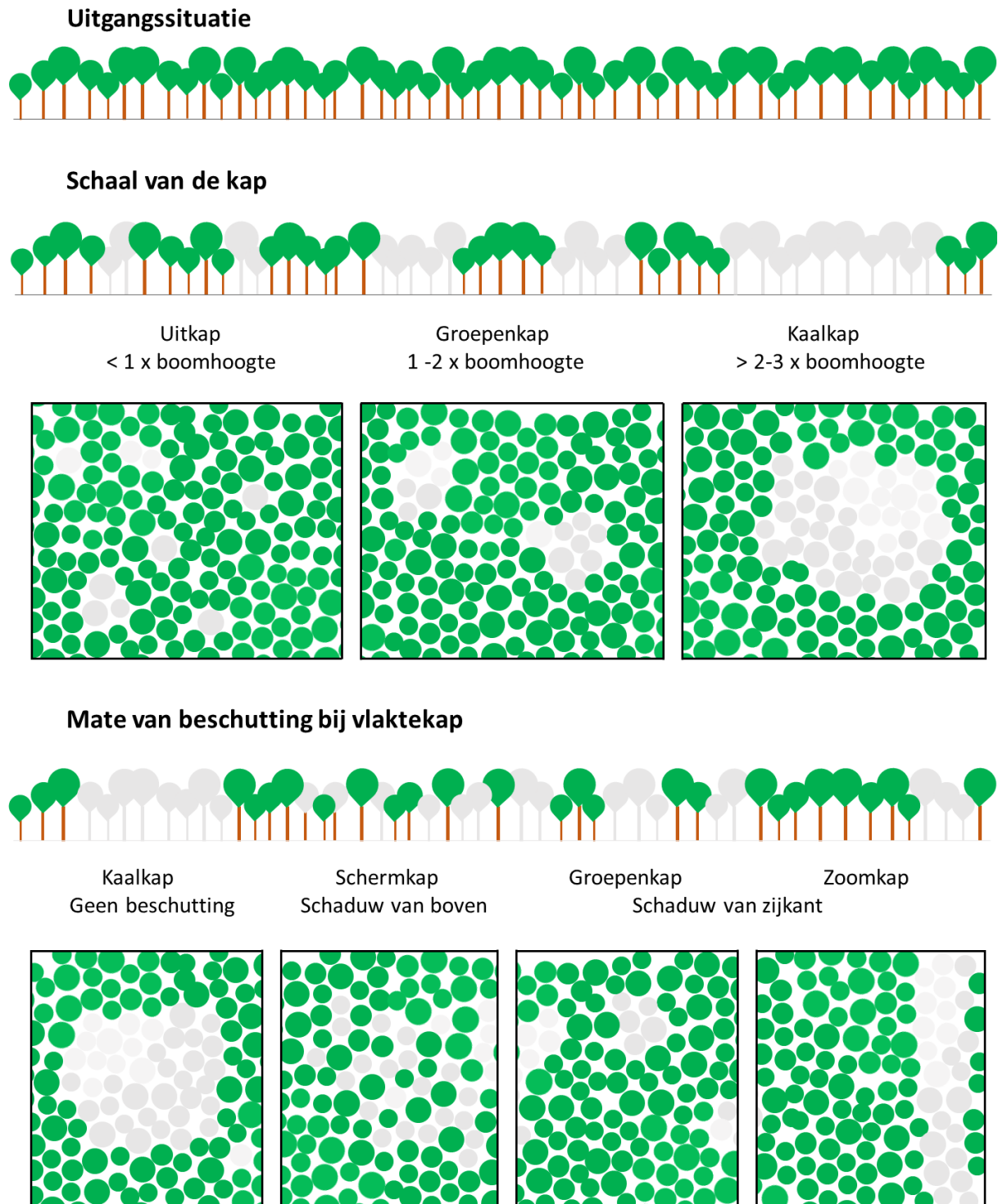
De effecten van vlaktekop zijn afhankelijk van de grootte, schaal, vorm en oriëntatie van de kapvlakte (Figuur 2). De gevolgen van deze kenmerken voor de ecologische effecten zullen in de volgende hoofdstukken verder worden uitgewerkt. Het is echter op dit punt van belang aandacht te besteden aan deze kenmerken omdat in de nadere begrenzing tussen de verschillende vormen van vlaktekop dit samenspel van kenmerken altijd op de achtergrond moet worden meegewogen.

De grootte van de kapvlakte is de oppervlakte (gerekend in m², are of hectare) waarop de bomen zijn gekapt. Voor het bepalen van het oppervlak kan worden uitgegaan van de omtrek die wordt gevormd door de stamvoeten van de omringende overblijvende bomen (Runkle 1981), of van de rand van de kronen van de omringende bomen (Brokaw 1982) ³.

De effecten van de grootte van de kapvlakte worden bepaald door de relatieve grootte ten opzichte van de hoogte van de omringende overblijvende bomen. Hoe hoger de omringende bomen, hoe groter het oppervlak van de kapvlakte dat in de schaduw ligt van de rand (Tabel 2). Met de schaal van de kapvlakte wordt de grootte daarvan uitgedrukt als een bepaald aantal keer de omringende boomhoogte. Bij een oppervlak van een vierkant gat van 40x40 m, en een omringende boomhoogte van 20 m is de schaal van die kapvlakte dus 2 x de boomhoogte ⁴.

³ Deze twee benaderingen zorgen voor aanzienlijke verschillen in de schatting van het oppervlakte van een gat in het kronendak, zeker wanneer dit kleine gaten betreft (Ferreire de Lima 2005). Bij toenemende grootte van het gat zal dit verschil relatief kleiner worden. Bij het bepalen van de grootte van kapvlaktes op basis van luchtfoto's zal in elk geval een geringere grootte worden vastgesteld dan wanneer in het veld de stamvoeten van omringende bomen als grens wordt aangehouden. Een rekenvoorbeeld voor het verschil in gemeten oppervlak van een kapvlakte, uitgaande van de rand van het kronendak of de stamvoeten van de omringende bomen. Aangenomen wordt dat de bomen gelijk verdeeld staan langs de rand van een vierkant gat in het kronendak en alle een afstand hebben tussen stamvoet en het uiteinde van de kroon van 5 m. Uitgaande van de methode waarbij het gat op basis van de stamvoeten wordt bepaald zal een gat van 0,04 ha (20x20 m) volgens de methode waarbij langs de kroonrand wordt gemeten een grootte worden gemeten van $(20-2 \times 5) \times (20-2 \times 5) = 0,01$ ha. Dit is een verschil van 400%. Bij een oppervlak van 1 ha (100x100 m) is dit verschil teruggebracht tot $100/81 = 123\%$. Een oppervlak van 0,2 ha geeft een verschil van $2000/1205 = 166\%$.

⁴ In de literatuur worden in studies naar de effecten van vlaktekop verschillende vormen gehanteerd (vierkant, cirkel). Dit heeft gevolgen voor het omrekenen van een schaal van kap (relatief tov boomhoogte) naar een oppervlakte (in ha). Uitgaande van de boomhoogte is een vierkante opening 27% groter in oppervlak dan een ronde opening met dezelfde doorsnee.



Figuur 1: Weergave van de verschillende kapmethoden. Zie tekst voor nadere uitleg.

De ecologische effecten van een kapvlakte worden naast grootte en schaal ook bepaald door de vorm. Onder de vorm van de kapvlakte verstaan we de verhouding in lengte en breedte van de kapvlakte. Naarmate de vorm van de kapvlakte sterker afwijkt van een cirkel of vierkant zal de relatieve lengte van het randeffect toenemen, maar tegelijk zal de gemiddelde afstand van de rand tot het midden van de kapvlakte afnemen. Daarmee neemt de relatieve invloed van die rand op het microklimaat in de kapvlakte toe. Bij een grootte van 0,5 ha wordt het microklimaat in het midden van een kapvlakte sterker beïnvloed bij een vierkante vorm ($\pm 70 \times 70$ m) dan wanneer dat oppervlak wordt gevormd door een strook van 20×250 m.

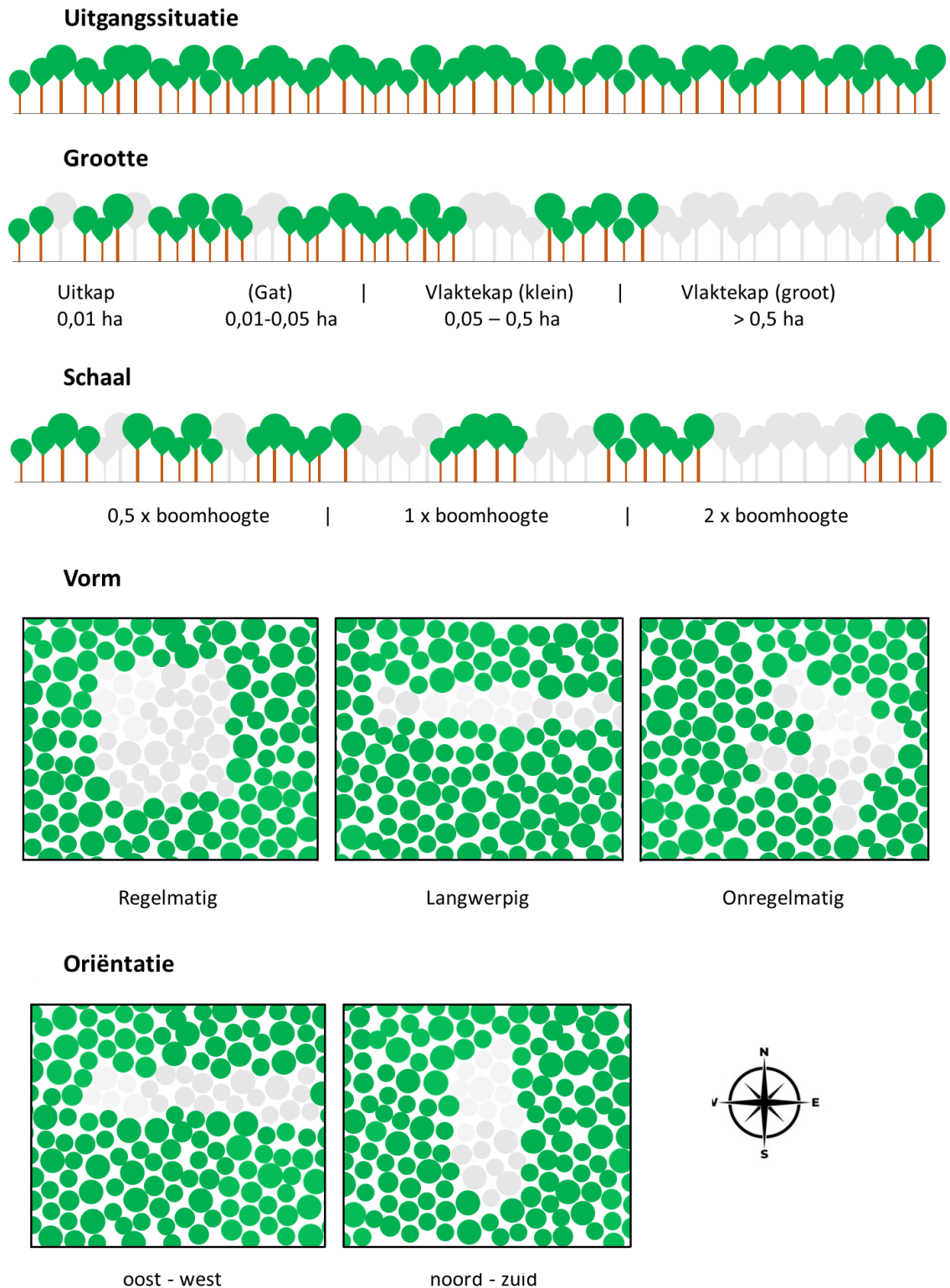
De oriëntatie van de kapvlakte heeft betrekking op de richting van de kapvlakte ten opzichte van de zon. Bij een vierkant of cirkelvormige kapvlakte is dit niet relevant, maar wanneer een kapvlakte een langgerekte vorm heeft is het effect op het microklimaat sterk verschillend tussen een oost-west oriëntatie (veel schaduwwerking van de randbomen) of een noord-zuid oriëntatie (veel instraling op het midden van de dag). In dit kader speelt ook de expositie op een helling een rol (zuidhelling, noordhelling) maar dit betreft slechts een zeer beperkt aandeel van het Nederlandse bosareaal (met name Zuid Limburg). Voor de bodemvegetatie kan dit echter ook op kleine schaal een groot effect hebben op het voorkomen van soorten, zoals op steile duinen in stuifzandgebieden (zie bijvoorbeeld Bijlsma et al. 2011).

2.3 Verschillende methoden van vlaktekap

Bij vlaktekap worden verschillende methoden onderscheiden, ingedeeld naar de grootte, schaal en vorm van de ingreep, en de wijze waarop de nieuwe generatie bomen worden beïnvloed door een scherm of rand van de overblijvende bomen. De naamgeving van deze verschillende methoden vinden hun oorsprong in de bosbouwkundige praktijk, waarbij het beheer van het bos wordt ingedeeld in verjongingssystemen. Een verjongingssysteem is de wijze waarop opstanden of delen van opstanden) geveld worden om optimale condities te scheppen voor een nieuwe bosgeneratie (Den Ouden et al. 2010). In dit rapport wordt in de naamgeving deze indeling in verjongingssystemen aangehouden.

Er zijn van oudsher vele tientallen verschillende verjongingssystemen ontwikkeld (zie bijvoorbeeld Troup 1928), elk toegesneden op lokale groeiomstandigheden, boomsoorten en nagestreefde doelen in boomsoortensamenstelling van de verjonging en de gewenste structuur van het bos. In essentie kunnen zij worden gegroepeerd tot een klein aantal basisverjongingssystemen. Voor de verjonging middels vlaktekap wordt hier de indeling van Bartsch et al. (2020) gevolgd (Tabel 3). De uitkap (plenterkap, individual tree selection systems) vormt een aparte categorie binnen de verjongingssystemen.

Welk verjongingssysteem wordt toegepast is sterk afhankelijk van onder andere de lokale omstandigheden, economische overwegingen, tradities, eigenschappen van het ecosysteem en de gewenste ontwikkelingen in de structuur en samenstelling van het bos. Zo is uitkap typisch een verjongingssysteem dat wordt toegepast in berggebieden waar de continue aanwezigheid van bos noodzakelijk is om lager gelegen gebieden te beschermen tegen lawines en bodemerrosie te voorkomen. Door bij de vlaktekap te variëren in schaal van de ingreep kan gestuurd worden in de verjonging van sterk lichtbehoevende soorten (grootschaliger ingreep nodig) of meer schaduwverdragende soorten (kleinschaliger ingreep mogelijk). Dit zal in de volgende paragrafen nader worden toegelicht bij de bespreking van de afzonderlijke vormen van vlaktekap. Voor een uitgebreide bespreking van deze verjongingssystemen kan worden verwezen naar de bosbouwkundige literatuur, bijvoorbeeld Troup (1928), Leibundgut (1981), Matthews (1989), Den Ouden et al. (2010), Jansen et al. (2018) en Bartsch et al. (2020).



Figuur 2: Illustratie van de verschillende kenmerken van openingen in het kronendak van het bos. Zie tekst voor nadere uitleg. NB: de schaal wordt hier geïllustreerd in eenheden van 0,5, 1 en 2 x de boomhoogte en heeft geen directe relatie met de grootte van de kap (zoals in Figuur 1).

Tabel 3: Overzicht van de belangrijkste verjongingssystemen waarin vlaktekap wordt toegepast, ingedeeld naar de grootte en schaal van de ingreep, en de mate van beschutting van de verjonging door een resterend scherm of bosrand. Naar Bartsch et al. (2020). Zie ook Figuur 1.

Indeling naar grootte / schaal			
Kleinschalig	Klein-of grootschalig		Grootschalig
Groepenkap	Zoomkap	Schermkap	Kaalkap

Indeling naar mate van beschutting		
Beschutting van zijkant	Beschutting van boven	Geen beschutting
Groepenkap Zoomkap	Schermkap	Kaalkap

2.3.1 Het doel van de vlaktekap

Een centraal uitgangspunt bij het uitvoeren van een vlaktekap is dat tegelijkertijd met het vlaktegewijs kappen en oogsten van bomen condities worden geschapen voor de verjonging zodat het oppervlak waarvan de oudere bomen zijn verwijderd of geveld weer bezet kan worden door een nieuwe generatie bomen. Vlaktekap beoogt dus de hergroei van een nieuwe bosvegetatie.

In de meeste gevallen worden bij vlaktekap de gevelde bomen geoogst en de stammen afgevoerd voor verdere verwerking. Houtproductie is echter niet het enige motief om over te gaan op vlaktekap. Ook in bossen waarin natuurdoelen voorop staan vindt geregeld vlaktekap plaats, bijvoorbeeld voor het verwijderen van ongewenste boomsoorten of het bewust creëren van grotere tijdelijke open ruimtes in het bos. Ook bij calamiteiten, zoals de bastkeveraantastingen in fijnspar en lariks of het essentaksterven bij es, kan een vlaktekap uitgevoerd worden om de oude opstand te verwijderen en gunstige condities te scheppen voor de verjonging van een nieuwe generatie bos.

Wanneer bomen vlaktegewijs worden gekapt met als doel het bos te vervangen door een ander landgebruik (infrastructuur, ander natuurtype), dan spreken we van 'ontbossing'. Zoals eerder aangegeven valt dit buiten de scope van deze studie.

2.3.2 Groepenkap

Een groepenkap is een kleinschalige vlaktekap (Figuur 1 en 3). De kapvlaktes zijn niet groter dan 1-2 x de hoogte van de omringende bomen (maximaal ongeveer 0,5 ha, afhankelijk van de omringende boomhoogte, zie 2.2). De grootte is afhankelijk van het nagestreefde doel, bijvoorbeeld met betrekking tot de soortensamenstelling van de verjonging. Bij schaduwverdragende soorten kan met relatief kleine kapvlaktes worden volstaan, terwijl voor lichtbehoevende soorten meer ruimte gemaakt moet worden. Bij de keuze van de locatie kan worden aangesloten op reeds in de ondergroei ontstane groepen van jonge bomen, die door het verbeterde lichtklimaat sneller kunnen doorgroeien. Bij het toepassen van groepenkap is de schaal (1-2 x de boomhoogte) meer van belang dan het oppervlakte. Bij een omringende boomhoogte van 20 m zou een groepenkap niet meer dan 0,2 ha groot moeten zijn, en zou een kapvlakte van 0,5 ha feitelijk een grootschalige vlaktekap zijn (zie Tabel 2).

Het grote voordeel van een groepenkap is het relatief kleine effect op het heersende bosklimaat. Bovendien sluit het in schaalgrootte, samen met uitkap, meer aan op het natuurlijke verstoringsregime in bossen (Koop 1981, McCarthy 2001).

Bij het toepassen van een groepenkap kan men er voor kiezen om de opeenvolgende kappen in tijd en ruimte op elkaar te laten aansluiten: er wordt begonnen met het maken van een opening in het kronendak die in opeenvolgende stappen verder wordt vergroot. Zo ontstaat een gevarieerde verjonging met een ongelijkjarige leeftijdsstructuur. Na een aantal ingrepen zullen uiteindelijk de steeds uitdijende verjongingsgroepen in elkaar overgaan, waarmee de verjongingscyclus in de opstand is voltooid. Een groepenkap kan daarnaast ook worden toegepast door eenmalig groepen in het bos te kappen, of door opeenvolgende groepen elders in de opstand te maken. Dit wordt bijvoorbeeld toegepast in de mozaïekmethode van Koop (1986) ter verbetering van de bosstructuur in homogene bossen.

2.3.3 Kaalkap

Kaalkap is een grootschalige vlaktekop, groter dan groepenkap. Het is de ingreep die hoort bij het bosbouwkundige beheersysteem "kaalslag", waarin een opstand in zijn geheel in één keer wordt geveld en op de ontstane kapvlakte een nieuwe generatie bos kan gaan groeien (Figuur 1 en 3). In het spraakgebruik worden deze termen echter ook voor niet-bosbouwkundige ingrepen toegepast, zoals ontbossing (zie kader in hoofdstuk 1). Bij kaalkap zoals hier behandeld is hergroei van bos altijd een doel. Die nieuwe generatie kan ontstaan door natuurlijke bezaaiing, hergroei uit de resterende stronken van de gekapte bomen of door aanplant. Bij kaalkap kan om verschillende redenen een aantal bomen uit de geveld opstand worden behouden die als schermbomen op de kapvlakte achterblijven. De dichtheid van deze schermbomen is echter te laag om het microklimaat op de kapvlakte duidelijk te beïnvloeden.

Beredeneerd vanuit het principe van het bosbouwkundige kaalslagsysteem is de grootte van de kapvlakte die ontstaat bij een kaalkap afhankelijk van de grootte van de bestaande, te verjongen opstand. Dat betekent onder de Nederlandse omstandigheden dat de oppervlakte van de kapvlaktes in de meeste gevallen in een orde van grootte ligt van één tot enkele hectares; de oppervlaktes waarop de afzonderlijke opstanden zijn aangeplant in het verleden. In het buitenland, waar op een veel grotere schaal bos beheerd wordt, kunnen de kapvlaktes bij een kaalkap aanzienlijk groter zijn. Dengler (1972) noemt oppervlaktes van 1-20 ha in Duitse dennenbossen, en in Noord-Amerika zijn kaalkapvlaktes van honderden hectare geen uitzondering (Keenan & Kimmins 1993).

Er is geen hard criterium op basis waarvan een ondergrens in oppervlakte kan worden vastgesteld voor de grootte van een kaalkapvlakte, bijvoorbeeld ter onderscheiding van de groepenkap (zie 2.3.2). Als mogelijk criterium kan gelden dat van kaalkap sprake is wanneer de kapvlakte zo groot is dat er in het grootste deel daarvan geen enkele directe beïnvloeding meer is van het omringende bos (Kimmins 1992). Voor Noord-Amerika nemen Keenan & Kimmins (1993) als uitgangspunt dat sprake is van een kaalkap vanaf een schaal van de kapvlakte van 4 x de omringende boomhoogte. In een reeks van boomhoogtes van de omringende opstand van 20-30 m betekent dit dat de ondergrens voor de grootte van een kaalkap ligt in de orde van grootte van 0,6-1,4 hectare. Leibundgut (1981) beschouwt een oppervlakte van 0,5 ha als de grens tussen een kleinschalige kapvlakte (een "groep" of "horst") en een grootschalige kapvlakte (welke we hier aanduiden als kaalkapvlakte). Ook Evans (1984) beschouwt voor Groot-Brittannië een omvang van 0,5 hectare als de grens tussen groepenkap en kaalkap. Dit komt overeen met een vierkante opening op een schaal van ongeveer 3 x de boomhoogte in een bos op een gemiddelde groeiplaats in Nederland, met een gemiddelde boomhoogte van 25 m (zie Tabel 2).

Bij het evalueren van de gevolgen van kaalkap op het boscysteem is de oppervlakte (uitgedrukt in hectares) van de kaalkapvlakte niet direct maatgevend. Door te kappen in stroken (zoomkap) of in onregelmatige vormen (zie Figuur 2) kan de kapvlakte grotendeels beschermd blijven door de omringende opstand. Anderzijds vergroot dit de totale lengte per oppervlakte van de ontstane bosrand waardoor de randeffecten op het resterende bos weer groter worden ten opzichte van een regelmatig gevormde kapvlakte.

2.3.4 Schermkap

Bij een schermkap wordt niet in één keer de oude opstand verwijderd, maar blijft een scherm van oude bomen gehandhaafd waaronder zich een nieuwe, vaak min of meer gelijkjarige bosgeneratie kan ontwikkelen (Figuur 1 en 3). Dit heeft als voordeel dat er voldoende licht beschikbaar is voor de verjonging terwijl het bosklimaat onder het kronendak deels behouden blijft. Tevens dient het scherm als zaadbron voor de verjonging. Zodra deze verjonging zich definitief gevestigd heeft, kan het oude scherm geheel of gedeeltelijk worden verwijderd.

Een schermkap leent zich voor verjonging van alle boomsoorten, zowel lichtbehoevende soorten (zoals eik, grove den en lariks) als meer schaduwverdragende boomsoorten (zoals beuk en douglas), afhankelijk van de dichtheid van het scherm. In de regel wordt hierbij gebruik gemaakt van natuurlijke verjonging, maar ook aanplant is mogelijk. Nadat er onder het scherm een nieuwe generatie bomen is verjongd zal deze snel voor een sterke beschaduwing zorgen van de bodem, en daarmee het bosklimaat op de bodem weer versterken. Zodra de verjonging voldoende dichtheid heeft bereikt kan het scherm worden verwijderd. Aanvankelijk leidt een schermkap tijdelijk tot een tweelagig bos (verjonging onder scherm), en uiteindelijk (na verwijdering van het scherm) tot een min of meer gelijkjarig bos.

Schermkap kan zowel op kleine als op grotere schaal toegepast worden. Omdat schermkap over het algemeen leidt tot een min of meer gelijkjarige verjonging zal bij grootschalige toepassing uiteindelijk ook een grootschalige homogene bosstructuur ontstaan. Een aantal bomen uit het scherm kan ook worden gehandhaafd voor het behoud van structuurvariatie, habitats voor soorten of het laten doorgroeien van bomen met hoge houtkwaliteit (zie Bijlage 2 voor een meer gedetailleerde omschrijving van schermkap).



Figuur 3: Voorbeelden van de verschillende kapmethoden. In de praktijk lopen de kleinschalige ingrepen sterk in elkaar over. Deze voorbeelden bevinden zich alle binnen een straal van 500 m in de Oostereng (Z0-Veluwe)

2.3.5 Combinaties en varianten

De vlaktegewijze verjongingssystemen op basis van kaalkap, groepenkap en schermkap, aangevuld met uitkap, vormen in de praktijk de basis ingrediënten voor een grote hoeveelheid variaties en combinaties. Afhankelijk van de doelen van de ingreep, de lokale omstandigheden, eigenschappen van gewenste (boom)soorten etc. zijn in de loop der tijd veel verschillende strategieën toegepast. Ook spelen lokale tradities hier een rol.

Bij vlaktegewijze verjongingen kan bijvoorbeeld gevarieerd worden in de vorm van de kapvlakte. Door in smalle stroken te kappen zorgt de overblijvende bosrand voor beschutting van de kapvlakte zoals bij een zoomkap (Figuren 1 en 4). Een kapvlakte hoeft ook niet helemaal ontdaan te worden van alle bomen. Door bomen te laten staan (de scherm-bomen) kan meer variatie behouden blijven in het bos (Figuur 4). De scherm-bomen kunnen ook fungeren als zaadbron voor de nieuwe generatie bomen, en bovendien als habitat-elementen in het bos blijven ten gunste van de biodiversiteit (zie 6).

In de praktijk kan gevarieerd worden met de dichtheid van het scherm (meer of minder open, meer of minder homogeen), of bijvoorbeeld een schermkap gecombineerd worden met een groepenkap zodat een meer gevarieerde bosstructuur kan ontstaan omdat de verjonging in tijd en ruimte varieert. Door te variëren met verjongingssystemen kan zo toegewerkt worden naar meer complexe bosstructuren.



Figuur 4: Luchtfoto's van eenzelfde bos in 2005 (links) en 2019 (rechts) waarop verschillende verjongingsmethoden te zien zijn (schaalbalk = 100 m). In 2005 zijn nog duidelijk de oost-west georiënteerde stroken te zien in het voormalige grove dennenbos die zijn ingeplant met douglas. In 2019 zijn de stroken nauwelijks meer herkenbaar. De lichtgroene lariks opstand op rechterdeel van de foto uit 2005 is in 2012 grotendeels geveld, waarbij op de kapvlakte enkele verspreide schermboomen zijn gespaard. De groene achtergrondkleur op de kapvlakte wordt veroorzaakt door de nieuwe verjonging. Beelden van GoogleEarth.

2.3.6 Uitvoering van vlaktekop

De ecologische effecten van een vlaktekop zijn niet alleen afhankelijk van de kap van bomen, waardoor een opening in het kronendak ontstaat, maar ook van de overige maatregelen rondom een dergelijke ingreep. Hier wordt een aantal van dergelijke maatregelen benoemd die ook bij de bespreking van de ecologische effecten nader zullen worden beschouwd.

Oogstwijze van hout: na de kap worden bomen meestal van de kapvlakte verwijderd. Normaal gesproken wordt alleen het stamhout afgevoerd. Er kan ook voor worden gekozen om de gehele boom af te voeren, inclusief takken en eventueel bladeren of naalden. Omdat takken en bladeren veel voedingsstoffen bevatten heeft dit relatief grote effecten op de beschikbaarheid van voedingsstoffen in de bodem (zie De Vries et al. 2021).

Bodem bewerking: na de kap van bos blijft veel tak- en tophout achter op de kapvlakte. Ook kan er een dichte bodemvegetatie aanwezig zijn (bijvoorbeeld gras of bramen). Om de verjonging van (bepaalde) boomsoorten te stimuleren, of om het planten van nieuwe bomen te vergemakkelijken, kan de bodem bewerkt worden. Bij klepelen wordt het organische materiaal kapot geslagen met behulp van een snel ronddraaiende trommel waaraan ijzeren klepels zijn bevestigd. Bij oppervlakkig klepelen wordt alleen het tak- en tophout fijn geslagen, terwijl bij dieper klepelen ook de bodemvegetatie, de humuslaag en zelfs het bovenste deel van de minerale bodem wordt vermalen. Verder kan ook op kleinere schaal de bodem worden bewerkt, bijvoorbeeld door het ploegen van plantvoren, of plaatselijk de vegetatie te plaggen met bijvoorbeeld een Kulla (zie Jansen et al. 2018).

Gebruik zware machines: bij de kap van de bomen en bij het uitslepen van de stammen worden vaak zware machines gebruikt. De druk van de banden op de bodem leidt tot insporing en bodemverdichting. Het gebruik van zware machines kan zo langdurige schade toebrengen aan de bodem (zie Kremers & Boosten 2018).

3. De omvang van vlaktekop in Nederland (2017-2019)

Om een indruk te krijgen van de schaal waarop in Nederland bos wordt gekapt zijn door de provincies Drenthe, Overijssel, Utrecht, Flevoland, Noord-Brabant en Limburg de gedigitaliseerde kapmeldingen verstrekt van de jaren 2017, 2018 en 2019. Vanwege het zeer grote aantal meldingen in Gelderland in deze periode bleek het onmogelijk deze op korte termijn voor de periode 2017-2019 te digitaliseren. Het totale bosareaal van de beschouwde provincies is 220.916 hectare, en vertegenwoordigt 63% van het totale bosareaal in Nederland (Tabel 4)

De wijze van registratie van de kapmeldingen varieert sterk tussen de provincies. Alle beschikbare kapmeldingen met een bekend oppervlak zijn samengevoegd in een databestand. In veel gevallen worden bij kapmeldingen de oppervlaktes van verschillende ingrepen samengenomen. Waar mogelijk zijn samengestelde meldingen als aparte meldingen behandeld. In een (verder onbekend) deel van de gevallen kon dit niet worden gereconstrueerd. Om deze reden ontstaat een overschatting van het aantal meldingen met een groot oppervlak.

Tabel 4: Overzicht per jaar en provincie van het aantal geregistreerde kapmeldingen (met bekend oppervlakte) en de totale oppervlakte van die kapmeldingen. Het gemiddelde is berekend over de drie jaar, en met betrekking tot het oppervlak is het jaarlijks gemiddelde uitdrukt als percentage ten opzichte van het totale bosareaal per provincie (Schelhaas et al. 2014).

Provincie	Bosareaal (ha)	Aantal kapmeldingen				Totaal oppervlakte kapmeldingen (ha)				
		2017	2018	2019	gem. per jr.	2017	2018	2019	gem. (ha/jr.)	% tov bosareaal
Drenthe	36325	208	143	247	199	175	120	170	155	0,4
Flevoland	16291	373	394	153	307	356	351	187	298	1,8
Limburg	33792	145	90	104	113	109	66	61	79	0,2
Noord-Brabant	75730	219	180	247	215	233	443	686	454	0,6
Overijssel	37866	301	321	426	349	162	209	297	222	0,6
Utrecht	20912	157	148	156	154	91	70	112	91	0,4
Totaal (6 prov.)	220916	1403	1276	1333	1337	1126	1259	1514	1300	0,6
Nederland (12 prov.)	353329									

Als reden voor kap is bij de meeste kapmeldingen sprake van reguliere beheermaatregelen, zoals verjonging, afzetten van hakhout en het oogsten van hout. Wanneer niets bekend was over de reden voor kap is aangenomen dat dit regulier beheer betreft (maar zie verderop voor uitzonderingen). Deze zijn bijeen gebracht in de categorie "Regulier beheer & onbekend". Bossen worden daarnaast gekapt na het optreden van ziekten en plagen, storm, droogte en brand. Dergelijke meldingen worden weergegeven als "Calamiteiten". Kapmeldingen waarbij vermeld is dat het uitzonderingen op de compensatieplicht, uitvoering van bestemmingsplannen en omvormingen naar andere natuurtypen of infrastructuur betreft, zijn samengevat in de categorie "Ontbossing". Veel van de omvormingen naar andere natuurtypen in het kader van Natura 2000 zijn echter niet als kapmelding geregistreerd, zodat ook qua ontbossing het beeld incompleet is.

In totaal zijn 4012 individuele kapmeldingen verwerkt, met een totaal oppervlak van 3899 ha (Tabel 4). Het aantal kapmeldingen over de periode 2017-2019 veranderde nauwelijks, maar het totale oppervlak nam geleidelijk toe. Gemiddeld over de drie jaar vertegenwoordigden de gemelde

oppervlaktes 0,6% van het totale bosareaal in de betreffende provincies. Opvallende uitschieter was de provincie Flevoland (1,8%), waar zeer veel bos te gronde is gegaan door essentaksterfte. De kapmeldingen in Flevoland betreffen daardoor hoofdzakelijk calamiteitenkap (zie verder).

Gemiddeld over de zes provincies was in 51% van de kapmeldingen sprake van kleinschalige ingrepen van minder dan 0,5 ha (Tabel 5). Het aantal meldingen voor kappen groter dan 2 ha bedroeg 9% van het totaal. In oppervlak is het beeld echter compleet anders. Kleinschalige ingrepen omvatten slechts 11% van het gekapte bosoppervlak, terwijl 49% van het totale geregistreerde oppervlak kapmeldingen betreft groter dan 2 ha. De overige 40% betreft meldingen ter grootte van 0,5–2 hectare.

De meeste meldingen betreffen ingrepen in het kader van regulier beheer en ingrepen zonder nadere opgave van reden. Opvallend is het grote aandeel (24% van het oppervlak) calamiteitenkap in het totaal. De belangrijkste oorzaken hiervoor zijn bastkeverplagen in naaldbomen, vooral fijnsparren, die zijn opgetreden na verzwakking van de bomen door de droogte van de afgelopen jaren, en de massaal optredende essentaksterfte in essenbossen. In Flevoland bestond 63% van het gekapte oppervlak uit bos dat door deze schimmelziekte te gronde is gegaan.

Binnen het reguliere beheer zullen de gaten die ontstaan bij dunningen (<0,05 ha) en kleine groepenkappen (0,05-0,25 ha) in de meeste gevallen niet gemeld worden. In werkelijkheid is het totale areaal aan zeer kleinschalige ingrepen (<0,25 ha) dus vele malen groter dan hier vermeld.

Tabel 5: Totaal aantal en oppervlakte van de geregistreerde kapmeldingen in zes provincies over de periode 2017-2019, verdeeld over de verschillende grootteklassen van de kap en reden voor kap.

Reden voor kap	Regulier beheer & onbekend		Calamiteiten		Ontbossing		Totaal			
	Aantal	Oppervl. (ha)	Aantal	Oppervl. (ha)	Aantal	Oppervl. (ha)	Aantal	% tov totaal	Oppervl. (ha)	% tov totaal
< 0,05 ha	159	3	6	0	30	1	195	5	4	0
0,05-0,25 ha	530	79	167	33	70	10	767	19	121	3
0,25-0,5 ha	651	229	370	133	67	24	1088	27	386	10
0,5-1 ha	590	399	345	235	80	57	1015	25	690	18
1-2 ha	324	432	207	270	66	88	597	15	790	20
> 2 ha	178	1278	89	278	83	352	350	9	1908	49
Alle meldingen	2432	2419	1184	949	396	531	4012		3899	
% totaal	61	62	30	24	10	14				

Van de kapmeldingen groter dan 2 hectare staat 18% van het oppervlak geregistreerd als ontbossing en 15% als calamiteitenkap. Van het restant is de reden voor kap meestal niet bekend. Zeer waarschijnlijk bestaat in deze categorie een aanzienlijk deel uit ontbossing, zoals meldingen van 163 en 120 hectare in Noord Brabant in het Natura 2000 gebied Loonse en Drunense Duinen. Deze twee samengestelde meldingen vertegenwoordigen 22% van het totaal oppervlak binnen de categorie regulier beheer & onbekend van meldingen > 2 hectare, en het grootste deel daarvan betreft stuifzandherstel. Ook veel andere meldingen met oppervlaktes van meer dan 2 hectare zullen samengestelde meldingen zijn. Zeer waarschijnlijk betreft een minderheid van de zeer grootschalige kapmeldingen ingrepen in regulier beheerd bos.

Uit de LULUCF-rapportage kwam naar voren dat in Nederland over de periode 2013-2017 gemiddeld 3036 ha per jaar werd ontbost, waarvan naar schatting 38% (1154 ha) in het kader van omvormingen naar andere natuurtypen (zie Schelhaas et al. 2019, Bijlage 1). Binnen de geregistreerde kapmeldingen werd in de periode 2017-2019 totaal 531 ha als omvorming aangemerkt. De reden van ontbossing is hier niet altijd genoemd, maar 71% hiervan betreft zeker omvorming naar een ander natuurtype. Dit is gemiddeld $0,71 \times 531 / 3 = 125$ hectare per jaar, aanzienlijk minder dan verwacht op basis van het door Schelhaas genoemde gemiddelde. Reden voor deze afwijking is het feit dat omvormingen naar een ander natuurtype binnen Natura 2000 gebied niet meer hoeven te worden gemeld en dus beperkt in dit overzicht zijn opgenomen. Het oppervlak aan ontbossing wordt in deze analyse dus sterk onderschat.

In deze analyse wordt alleen gekeken naar de hoeveelheid gekapt bos. In veel gevallen wordt ontbossing gecompenseerd door nieuwe bosaanplant elders. Het netto bosareaal neemt daarom veel minder af dan deze bruto ontbossingscijfers suggereren (zie ook Schelhaas et al. 2019 in Bijlage 1).

Schelhaas et al. (2019, Bijlage 1) schatten het jaarlijkse oppervlak aan kaalkap (>0,5 ha) op 275 ha per jaar. Het bosareaal van de provincies in de steekproef van kapmeldingen representeert 63% van het Nederlandse bosareaal. Het totale oppervlak aan kapmeldingen tussen 0,5 en 2 ha (exclusief ontbossing) was gemiddeld 445 ha per jaar, waarvan 168 ha per jaar aan calamiteitenkap (Tabel 5). Op basis van de huidige analyse zou het oppervlak aan kaalkap over heel Nederland dus komen op $(445-168)/0,63 = 440$ hectare per jaar in regulier beheerd bos, exclusief calamiteitenkap. Ook hier geldt weer dat een (onbekend) deel van kapmeldingen samengestelde meldingen betreft van meerdere kleinere ingrepen. Ook in de categorie van meldingen > 2 hectare kunnen kaalkapvlaktes aanwezig zijn binnen regulier beheer, maar gezien de 2-hectare grens die wordt gehanteerd voor duurzaam bosbeheer is dit naar verwachting een beperkt oppervlak. Al met al lijkt het jaarlijkse totale oppervlak aan kaalkap in Nederland in het reguliere bosbeheer in de orde van grootte te liggen van zo'n 300-500 hectare bos, iets meer dan de schatting van Schelhaas (2019, Bijlage 1).

Op basis van deze analyse kan worden gesteld dat in Nederland de meerderheid van het aantal ingrepen kleinschalig (<0,5 ha) is. Het jaarlijks gekapte bosoppervlakte via kaalkap ligt in de orde van grootte van 0,10-0,15% van het totale bosareaal.

Wanneer we aannemen dat op 1/3 deel (125.000 ha) van het totale bosareaal geen kap plaatsvindt, en de gemiddelde omloopduur in het resterende 2/3 deel (250.000 ha) gemiddeld 100 jaar is (dat wil zeggen kap en verjonging op gemiddeld 2.500 ha per jaar), dan zou dit betekenen dat zo'n 12-20% (i.c. 300-500 ha) van de jaarlijkse verjongingskap plaatsvindt via vlaktekappen groter dan 0,5 ha (kaalkap).

4. Effecten van vlaktekop op het bosklimaat

4.1. Het bosklimaat

Onder een kronendak van een bos is de temperatuur, luchtvochtigheid en windsnelheid anders dan daarbuiten. Er heerst een bosklimaat, waarin de boomkronen de dagelijkse cyclus van temperatuur en straling dempen. Naarmate de dichtheid van het kronendak toeneemt, wordt het bosklimaat sterker. Wanneer er een opening in het kronendak ontstaat verandert het microklimaat in deze opening en in de randzone van het resterende bos, vooral door de toenemende instraling. De variatie in microklimaat heeft een groot effect op het voorkomen van planten en diersoorten, en vooral de typische bossoorten zijn vaak afhankelijk van een stabiel en sterk bosklimaat. Ook speelt het bosklimaat een dempende rol bij de aanpassing van de bosvegetatie aan temperatuurstijging als gevolg van klimaatverandering (Zellweger et al. 2020).

In het bosbeheer is het manipuleren van het lichtklimaat de belangrijkste beheermaatregel, om te sturen in de concurrentieverhoudingen tussen individuen in het kronendak, en om te sturen in de samenstelling en de ontwikkeling van de verjonging door het lichtklimaat te variëren. De mate van verandering van het bosklimaat wordt bepaald door de schaal van de ingreep. Uitkap creëert kleine openingen in het kronendak die vervolgens weer door de resterende bomen opgevuld worden. Hierdoor wordt het bosklimaat beduidend minder beïnvloed dan bij een vlaktekop waarbij, afhankelijk van de schaal, een deel van de bodem langdurig onder directe invloed van het zonlicht staat (Canham et al. 1990).

4.2. Lichtklimaat en temperatuur

De zonnestraling bepaalt het lichtklimaat, en de dichtheid van het bladerdek is een belangrijke maat voor de lichtonderschepping. Hoe meer licht onderschept wordt door de bladeren, hoe minder energie de bosbodem bereikt, en hoe koeler het is onder het kronendak. De dichtheid van het kronendak wordt bepaald door de kronensluiting en de hoeveelheid bladlagen in de kroon. De bladlagen worden uitgedrukt als bladoppervlakte-index (LAI, in m^2 blad per m^2 bodemoppervlak). Door de lichtonderschepping in het kronendak wordt de stralingsenergie geabsorbeerd door de bladeren, en gebruikt voor verdamping en voor de opwarming van de lucht in het kronendak. Naarmate er meer invallende zonnestraling wordt geabsorbeerd door het kronendak, valt er minder straling op de bosbodem, en warmt deze ook minder op. Omgekeerd treedt er 's nachts ook minder afkoeling op, omdat de uitgaande warmtestraling van de bosbodem wordt weerkaatst door het kronendak. Het eindresultaat is dat het overdag koeler is in een bos, en dat het 's nachts minder snel afkoelt. Hetzelfde patroon vertoont zich op jaarbasis, waarbij het bosklimaat in de zomer koeler is, en in de winter warmer.

In het geval van vlaktekop valt er meer directe zonnestraling op de bodem, afhankelijk van de stand van de zon, en afhankelijk van de grootte en de vorm van de kapvlakte (zie Tabel 6). Hierdoor is het midden op een kapvlakte overdag warmer dan in het aangrenzende bos. Door de schaduw van het omringende bos ontstaat een temperatuurgradiënt van de bosrand naar het midden van de kapvlakte.

In omgekeerde richting beïnvloedt de aanwezige rand van de kapvlakte het microklimaat in het omringende bos (Spittlehouse et al. 2005; Schmidt et al. 2017), waarbij de invloed van de kapvlakte tot ongeveer 1-2 x (straling) en 2-3 x (temperatuur) de boomhoogte in het omringende bos doordringt. Een kapvlakte van één hectare groot zal dus ook minstens meerdere hectares van het

aangrenzende bos beïnvloeden (Vandekerckhove 2020). Vanwege de hogere blootstelling aan directe zonnestraling is het temperatuureffect het grootste aan de noordrand van een kapvlakte. Hoe groter de schaduwwerking van het aangrenzende bos of van resterende schermboomen op de kapvlakte, hoe meer aspecten van het bosklimaat behouden blijven.

Tabel 6: Verschuiving van het berekende lichtklimaat in cirkelvormige gaten van verschillende schalen. De grootte is berekend op basis van cirkelvormige gaten in bos van 30 m hoog. Naar Coates & Burton (1997). Merk op dat het effect proportioneel is met de boomhoogte, dus de waardes in de tabel zijn niet beperkt tot bossen van 30 m hoogte.

Schaal	Grootte (ha)	Percentageklassen directe straling op kapvlakte			
		0-25%	25-50%	50-75%	75-100%
0,5 x boomhoogte	0,02	77	23	--	--
1 x boomhoogte	0,07	23	52	25	--
2 x boomhoogte	0,28	7	16	56	21
3 x boomhoogte	0,64	3	11	30	56
4 x boomhoogte	1,13	2	8	21	69

De opwarming van de bodem op een kapvlakte vindt vooral plaats door de instraling van de zon, waarbij de totale (kortgolvlige) instraling voor ongeveer de helft uit directe zonnestraling bestaat, en voor ongeveer de helft uit diffuse straling (zonnestraling vanuit de hemelbol, gereflecteerd door bewolking). De afkoeling 's nachts is het gevolg van door de bodem uitgestraalde langgolvlige warmtestraling; dit kan vooral bij heldere hemel tot flinke afkoeling leiden. Bij een kleinere kapvlakte wordt overdag vooral de directe instraling getemperd door het omringende bos, maar de uitstraling 's nachts veel minder (niet afhankelijk van de positie van de zon), waardoor kleinere kapvlaktes in voor- en najaar vorstgaten kunnen vormen. Dit gebeurt vooral in kapvlaktes van rond de 2 x boomhoogte; bij grootschaliger kapvlaktes zal de wind sneller tot menging van de lucht leiden waardoor de lucht op de kapvlakte minder ver afkoelt (Stoutjesdijk & Barkman 2015).

Als gevolg van een opening in kronendak kunnen de plotseling aan directe zonnestraling blootgestelde randboomen te maken krijgen met hogere temperaturen (bijvoorbeeld leidend tot schorsbrand bij beuk), grotere verdamping, en een hoger risico voor windworp. Deze verschijnselen treden vooral op in de noord- en oostrand van grotere kapvlakten.

4.3 Neerslag, verdamping en luchtvochtigheid, en wind

De totale neerslaghoeveelheid op de bosbodem wordt bepaald door de neerslag boven het kronendak, en de interceptie van de neerslag door de kroonlaag. Een deel van de interceptie verdampt rechtstreeks vanaf bladeren en takken, en bereikt niet de bosbodem. Dit betekent dat bij vlaktekop de hoeveelheid neerslag in de opening van het kronendak toeneemt tot de hoeveelheid boven het kronendak. In kleine openingen (< 1 x boomhoogte) vormt het omringende bos een scherm tegen invallende regen, waardoor de neerslag minder is dan in het vrije veld, terwijl in openingen van 1,5-3 x de boomhoogte door extra luchtwervelingen in de opening van het kronendak de neerslag juist iets groter kan zijn dan in het vrije veld (Stoutjesdijk & Barkman 2014).

In donkere naaldbossen van douglas of fijnspar kan de interceptie aanzienlijk zijn, in de orde van grootte van 200mm per jaar (Link et al. 2004; Stoutjesdijk & Barkman 2014). Na het creëren van een kapvlakte kan er door het wegvallen van de interceptie, in combinatie met een verminderde wortelopname van bodemvocht, een vernatting van de bodem optreden, ondanks hogere instraling en temperatuur. Doordat op de kapvlakte de temperatuur hoger is, en ook de windsnelheden groter, neemt op een kapvlakte de relatieve luchtvochtigheid af.

Luchtbeweging onder het kronendak (wind) wordt sterk gedempt door de boomkronen, en de windsnelheid onder de bomen is beduidend minder dan erboven. Bij een kleine kapvlakte wordt de windsnelheid nog steeds in belangrijke mate bepaald door het omringende bos, maar dit effect neemt af op een grotere kapvlakte. Hierdoor neemt de ventilatie op een grotere kapvlakte toe, en daarmee ook de verdamping.

Het netto eindresultaat van kap hangt dus sterk af van de grootte van de kapvlakte en de kenmerken van het verwijderde kronendak: bij een kaalkap (meer dan 2-3 x de boomhoogte in doorsnee) nemen de extremen in temperatuur toe, bereikt meer neerslag de bodem, en neemt ook de verdamping toe (afhankelijk van de begroeiing). Deze effecten verdwijnen weer grotendeels na hervestiging van een nieuwe vegetatie (Keenan & Kimmins 1993). De gevolgen voor de vochtbeschikbaarheid zijn sterk afhankelijk van lokale omstandigheden en kunnen niet veralgemeeniseerd worden.

4.4 Effecten van schaal en vorm van vlaktekop op microklimaat

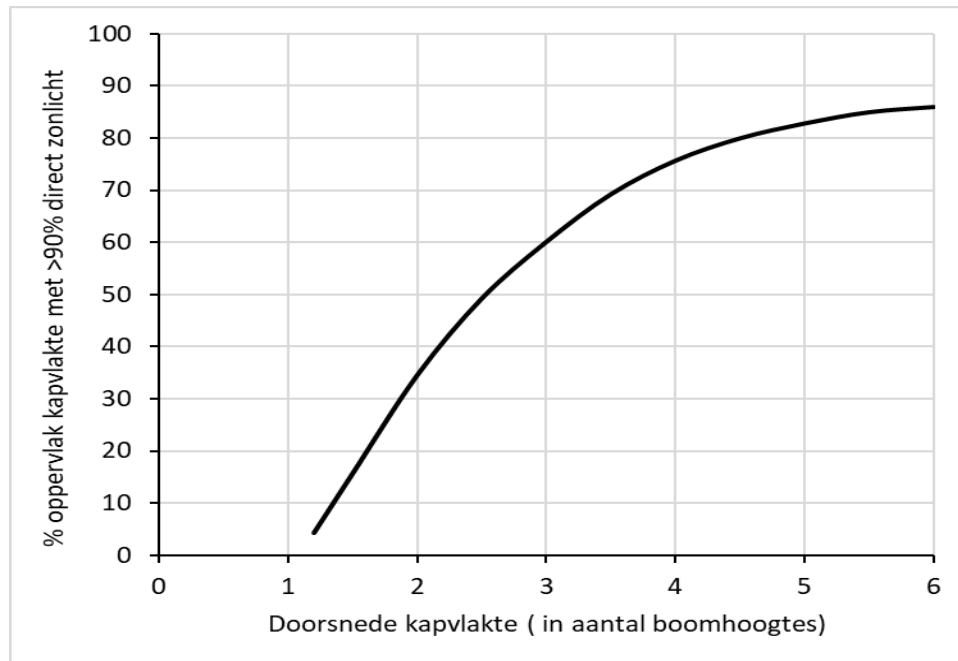
Veranderingen van microklimaat treden op zodra er significant meer straling op de bosbodem valt, en dit effect neemt toe bij groter wordende openingen in het kronendak. De effecten van de bosrand in de richting van de kapvlakte strekken zich uit over een lengte van ongeveer 1 x de boomhoogte, terwijl de effecten van een kapvlakte op het microklimaat in het resterende bos tot een lengte van 2-3 x de boomhoogte merkbaar zijn (Schmidt et al. 2017).

Elke vermindering van de dichtheid van het kronendak zal leiden tot een verandering van het microklimaat. Het verschil in gemiddelde maximale luchttemperatuur in ijle bossen en recent gedunde opstanden ten opzichte van gesloten, niet gedunde opstanden kan oplopen van 1 tot 4 °C (Anderson et al. 2007; Von Arx et al. 2013). Von Arx et al. (2013) lieten zien dat de dempende werking van het kronendak, en dus het bosklimaat, significant vermindert wanneer de LAI onder de 3 m²/m² valt. De relatie tussen LAI en de bufferende werking op het bosklimaat is niet-lineair: bij afname van de LAI neemt de lichtonderschepping en de bufferende werking minder dan proportioneel af (Zellweger et al. 2019). Dit houdt in dat in opstanden van boomsoorten met dichte kronen (beuk, douglas) na schermkap nog steeds sprake is van een mate van bosklimaat (zie Bijlage 2).

Ook bij het maken van kleine openingen in het kronendak van minder dan 1x de boomhoogte ('gaten', zie 2.1) is er een zeer beperkte effect op het bosklimaat in het ontstane gat door de beschermende werking van de omringende bomen. Door in langwerpige stroken te kappen kan ook op kapvlaktes gebruik gemaakt worden van de bescherming van de resterende bomen, zolang de stroken niet meer dan 1 x de boomhoogte zijn, en de strook min of meer oost-west georiënteerd is.

Bij vlaktekop van grotere afmeting, bijvoorbeeld enkele malen de boomhoogte, is er steeds minder verschil tussen de instraling op de kapvlakte en het vrije veld, en gaat de bufferende werking van het kronendak op zowel instraling als temperatuur verloren. De zuidrand van een dergelijke kapvlakte ondervindt dan nog wel de bescherming van de omringende bomen, maar naarmate de

kapvlakte groter wordt zal een steeds groter deel daarvan worden beïnvloed door directe instraling van de zon (Figuur 5). Bij een diameter van 3 x de boomhoogte ontvangt ongeveer 60% van het oppervlak van de kapvlakte meer dan 90% zonnestraling ten opzichte van de waarde boven het kronendak.



Figuur 5: Effect van de schaal van een ronde kapvlakte op de fractie van de kapvlakte die meer dan 90% van het zonlicht ontvangt ten opzichte van de waarde boven het kronendak (Spittlehouse et al. 2005, op basis van berekeningen voor bos in British Columbia (50°NB) met het CLIMO model (Chen et al. 1993)).

5. Effecten op de koolstof en nutriëntenvoorraad

5.1 Koolstofopname en -afbraak

In bossen ligt veel koolstof opgeslagen in de levende en dode biomassa. Planten nemen CO₂ op uit de lucht wat hen, samen met de voedingsstoffen uit de bodem, in staat stelt te groeien. Bomen vormen stammen, takken en wortels waarin de opgenomen koolstof vast ligt zolang de boom blijft leven. Na sterfte van de boom wordt het hout weer afgebroken; de meeste koolstof komt dan weer vrij in de vorm van CO₂ en een klein deel wordt opgeslagen in de bodem. Zolang de voorraad aan levende biomassa van het bos toeneemt wordt dus CO₂ onttrokken aan de lucht. Dit draagt bij aan het reduceren van de toename van CO₂ in de lucht als gevolg van het verbranden van fossiele brandstoffen; zolang de decompositie van organisch materiaal achterblijft bij de CO₂ opname, wordt er netto koolstof vastgelegd in het hele ecosysteem (inclusief bodem).

Jaarlijks stoten bomen een deel van hun biomassa af dat in de vorm van bladeren, twijgen en takken als vers strooisel op de grond valt. Ook volledige bomen kunnen afsterven en uiteindelijk als liggend dood hout op de bosbodem terecht komen. Al deze dode biomassa vormt de voedingsbodem voor een enorme diversiteit aan strooisel- en houtverterende organismen (o.a. bacteriën, schimmels -waaronder paddenstoelen-, protisten, nematoden, potwormen, springstaarten, mijten, doodhoutkevers). De snelheid van afbraak van het organische materiaal varieert naar boomsoort, type strooisel (blad, twijg, tak), bodemeigenschappen, microklimaat en aanwezige gemeenschap van strooiselverteerders die onderdeel zijn van het bodemvoedselweb. Bladeren en dunne twijgen breken relatief snel af, en takken en stammen breken langzaam af, en op rijke bodems gaat de afbraak sneller dan op arme bodems (Zuo et al. 2018). Groei en afsterven van boomwortels in de doorwortelde minerale grond zorgt voor toevoer van organisch materiaal dieper in het bodemprofiel. In het bodemvoedselweb wordt de meeste organische stof uiteindelijk afgebroken tot CO₂ dat in de lucht verdwijnt. Een deel van het organisch materiaal komt in de minerale bodem terecht in de vorm van labiele koolstof, die nog verder afgebroken kan worden, of in de vorm van stabiele koolstof -in bodemaggregaten en gebonden aan bodemmineralen- die bij uitblijven van verstoring, langdurig opgeslagen blijft in de bodem (Sollins et al. 1996). Ook komen de in de organische stof aanwezige voedingsstoffen vrij en kunnen weer door de planten worden opgenomen. Hiermee wordt een kringloop in stand gehouden waarin voedingsstoffen efficiënt worden gebruikt en hergebruikt. Hoe trager de kringloop verloopt, hoe meer koolstof (tijdelijk) in en op de bodem wordt opgeslagen.

De jaarlijkse strooiselhoeveelheid (bladeren/naalden en twijgen) die aan de strooisellaag wordt toegevoegd is in de orde van grootte van 2-3 tC/ha/jaar⁵ (zie bv Cannell 1982; Duvigneaud et al. 1971; Mund 2004); de gemiddelde levensduur van strooisel verschilt naar gelang boomsoort en bodemcondities (Zuo et al. 2018). Onder kalkrijke, vochtige en warme omstandigheden breekt het strooisel van bladeren en naalden in minder dan een jaar af, maar bij droge en zure omstandigheden breekt het strooisel maar langzaam af, waardoor er een dikke strooisellaag kan ontstaan (zie bijv. Vesterdal et al. 1995). Bij organisch materiaal van grotere afmetingen (takken, dood hout van grotere afmetingen) duurt afbraak veel langer.

⁵ tC/ha staat voor ton C per hectare en wordt als zodanig in de rest van dit rapport gebruikt

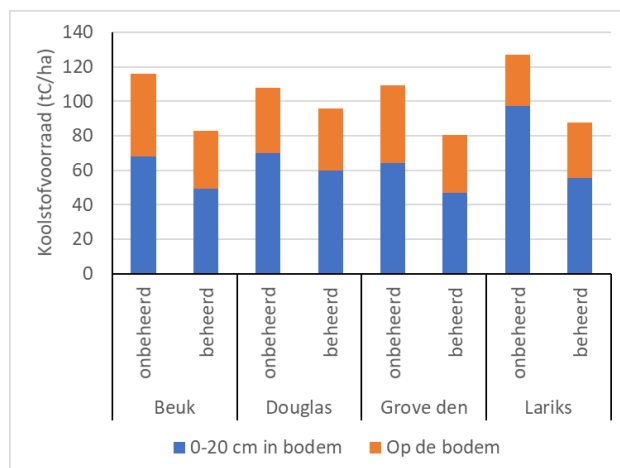
5.2 Koolstofvoorraden in bodem en bos

Naast accumulatie van organische stof in de strooisellaag, wordt er ook koolstof vastgelegd in de minerale bodem, door het afsterven van wortels, inmenging door bodemfauna en door de inspoe-ling van organische deeltjes en zuren uit de strooisellaag. Tijdens de primaire successie op zand-grond is dit een belangrijk onderdeel van de bodemontwikkeling, die samengaat met de ontwikke-ling van de vegetatie (Emmer 1995; Nadporozhskaya et al. 2006); er zijn aanwijzingen dat deze accumulatie van organische stof nog steeds op grote schaal optreedt, in ieder geval in de jongere bossen. Voor Duitsland constateren Grüneberg et al. (2019), op basis van herhaalde inventarisaties van bosbodems dat er accumulatie van organische stof in de bodem plaatsvindt met een snelheid van gemiddeld 0,75 tC/ha/jaar over de periode 1996-2008, over het gehele bosareaal. Voor Frank-rijk constateren Jonard et al. (2017) een toename van 0,35 tC/ha/jaar in bosbodems, over de periode 1993-2012. Deze organische stof speelt met name op de zandgronden een belangrijke rol bij de vochthuishouding van de bodem, bij de buffering en beschikbaarheid van nutriënten, en in de opslag van koolstof; accumulatie van organische stof in de bodem is een belangrijk aspect van bodemvorming onder vegetatie waardoor er ook al vroeg aandacht was voor negatieve aspecten van bodembewerking (Van Goor 1952).

Door variatie in de afbraak van organische stof ontstaan verschillende humusvormen, die ook weer variëren naar boomsoort, bodemtype en aanwezige gemeenschappen van strooiselverteerders (van Delft et al. 2006). Op klei- of leembodems wordt organisch materiaal door regenwormen snel in de bodem verwerkt en ontstaan humusvormen waarbij vrijwel geen ophoping van strooisel op de bodem plaatsvindt, en de organische stof in de minerale bodem is opgeslagen. Op rijkere, leem-houdende zandgronden zijn vaak geen diepgravende regenwormen aanwezig waardoor minder intensieve menging optreedt. Het strooisel hoopt zich op bovenop de minerale bodem, en wordt vooral afgebroken door kleine bodemdiertjes zoals mijten, springstaarten, potwormen etc. De organische stof wordt gedeeltelijk vermengd in de bovenlaag van de minerale bodem, waarbij bijvoorbeeld mestkevers van belang zijn voor de menging met de diepere bodemlagen. Op de arme zandgronden wordt de organische stof vooral afgebroken door schimmels, en hoopt het zich op in dikke pakketten bovenop de minerale grond. Neerwaartse verplaatsing van organische bestand-delen naar de minerale bodem gebeurt hoofdzakelijk via indringend regenwater.

De humusvormen verschillen sterk in de verdeling van de organische stof op of in de minerale bodem. In rijke bodems bevindt de organische stof zich vooral in de minerale bodem, en wordt daar in relatief stabiele vorm vastgelegd, vaak gehecht aan bodemdeeltjes of ingesloten in bodem-aggregaten (Sollins et al. 1996). Op armere bodems hoopt de organische stof zich op de bosbodem op en wordt verder minder in de ondergrond verwerkt. Deze vorm van koolstofopslag is minder stabiel en gevoelig voor verstoring, bijvoorbeeld door machines die bij kap of bodembewerking worden ingezet of bij blootstelling aan de zon na kap.

Oude kleigronden en droge zandgronden hebben de laagste gemiddelde voorraden (50 tC/ha of minder), terwijl in moerige gronden en veengronden de bodemkoolstofvoorraad in Nederland ge-middeld respectievelijk 200 en 250 tC/ha bedraagt (Lesschen et al. 2012). Op leemrijke zand-bodems vonden Den Ouden et al. (2020b) een totale gemiddelde koolstofvoorraad van ongeveer 100 tC/ha in het bovenste, meest organische-stofrijke deel van de bodem (0-20 cm diep). Hiervan lag ongeveer 37% van de totale koolstofvoorraad opgeslagen in de humuslaag op de bodem (Figuur 6). Vergeleken met onbeheerde bossen (bosreservaten) lag in beheerde bossen, ontstaan na een eerdere kaalkap, minder koolstof opgeslagen in en op de bodem, met de grootste verschil-len in het minerale deel van de bodem.



Figuur 6: Verdeling van de koolstofvoorraad over de humuslaag die is geaccumuleerd op de bodem, en de organische stof in de eerste 20 cm van de minerale bodem in opstanden van vier boomsoorten in onbeheerde bosreservaten en in beheerde bossen op leemrijke zandbodems. Alle beheerde bossen zijn na kaalkap ontstaan en zijn het gemiddelde van steeds twee aparte opstanden. Data uit Den Ouden et al. (2020b).

Voor het gehele bosecosysteem geldt dat gemiddeld het grootste deel van de koolstofvoorraad in de bodem ligt opgeslagen, maar de totalen variëren sterk met het type bos (Tabel 7). Van de totale koolstofvoorraad ligt gemiddeld (gewogen naar areaal) ongeveer 35% opgeslagen in de levende biomassa. Gemiddeld (gewogen naar areaal) is iets meer dan een derde (37%) van de totale hoeveelheid bodemkoolstof aanwezig in de strooisellaag en in het dode hout op de bosbodem.

Tabel 7: Koolstofvoorraden in ton C per hectare (tC/ha) in verschillende bosecosystemen, onderverdeeld naar de verschillende bovengronds en ondergrondse componenten. Naar Lesschen et al. 2012.

Type ecosysteem	Boombiomassa		Organisch materiaal op bosbodem		Organisch in bodem 0 – 30 cm	% bodem-C op bodem
	Bovengronds	Ondergronds	Strooisel	Dood hout		
Bossen met productiefunctie	62	16	34	11	83	35
Vochtige bossen	65	13	12	21	128	20
Droge loofbossen	81	10	45	18	47	57
Droge naaldbossen	44	11	35	12	75	39

Voor het gehele Nederlandse bos geven Lof et al. (2017) aan dat de koolstofvoorraad in de eerste 30 cm van de minerale bodem gemiddeld 84 tC/ha bedraagt (gewogen gemiddelde van loof- naald- en gemengd bos). Dit is evenveel koolstof als in de levende biomassa aanwezig is. Lesschen et al. (2012) rapporteren een totale gemiddelde koolstofvoorraad in de bodem onder bossen van 96 tC/ha (dit is inclusief bos op veengrond). Op basis van een Europese dataset (UN/ECE ICP Forests 16 × 16 km Level I netwerk) geven De Vos et al. (2015) gemiddelde waarden voor Europa van 22,1 tC/ha in de strooisellaag, en 108 tC/ha in de minerale bodem. De Vries & Leeters (2001) geven voor Nederland een mediane waarde van 37 tC/ha voor de strooisellaag, op basis van 150 meetpunten.

Zowel uit bovenstaande tabel als uit de beschikbare literatuuroverzichten blijkt een grote variatie in bodemkoolstof, samenhangend met bodem- en bostype, en historisch gebruik en beheer. Het algemene beeld in grote lijnen is dat de hoeveelheid koolstof in de levende biomassa zo'n 80 tC/ha bedraagt, waarvan 25% ondergronds in de vorm van wortels. De hoeveelheid koolstof in en op de bodem bedraagt iets meer, zo'n 120 tC/ha, waarvan een derde in de strooisellaag. In de hierna volgende rekenvoorbeelden wordt gebruik gemaakt van deze vuistregels om de orde van grootte van het effect van oogst en bodembewerking aan te geven.

5.3 Gevolgen van vlaktekop op de koolstofvoorraad in de vegetatie

Bij kap van bomen wordt de koolstofvoorraad in de levende voorraad verlaagd. Wanneer de gekapte bomen in het bos blijven liggen zullen de daarin aanwezige koolstof en voedingsstoffen weer langzaam vrijkomen door afbraak van het hout, met uitzondering van de koolstof die in de bodem vastgelegd wordt als stabiele organische stof. De afbraaksnelheid van dood hout is afhankelijk van de boomsoort en het afbraakmilieu, en bepaalt de lengte van de verblijftijd van de koolstof in het bosesysteem (Zuo et al. 2018). Wanneer de stammen geoogst worden verdwijnt een deel van de koolstof direct uit het bos, evenals de in het hout opgeslagen voedingsstoffen. Afhankelijk van de toepassing kan de koolstof in het geoogste hout nog langere tijd opgeslagen blijven in houtproducten zoals balken, plaatmateriaal, etc. De verblijftijd van koolstof in dergelijke producten is vergelijkbaar met die van dood hout in het bos (Den Ouden et al. 2020b). Bij toepassing als brandstof zal de koolstof veel sneller vrijkomen. Bij oogst worden stammen verwijderd en blijft tak en top-hout achter. De component tak- en top-hout is bij loofbomen ongeveer 30% van de bovengrondse biomassa (Duvigneaud et al. 1971). Bij naaldbomen is dit een lager percentage, bijvoorbeeld voor douglas 20% (A.E. Vos, Wageningen Universiteit, ongepubliceerde data). Dit tak- en top-hout breekt de eerste jaren na kap versneld af, en zorgt deels voor een toename van de organische stof in de bodemlaag, en compenseert daarbij een deel van de versnelde afbraak van de strooisellaag.

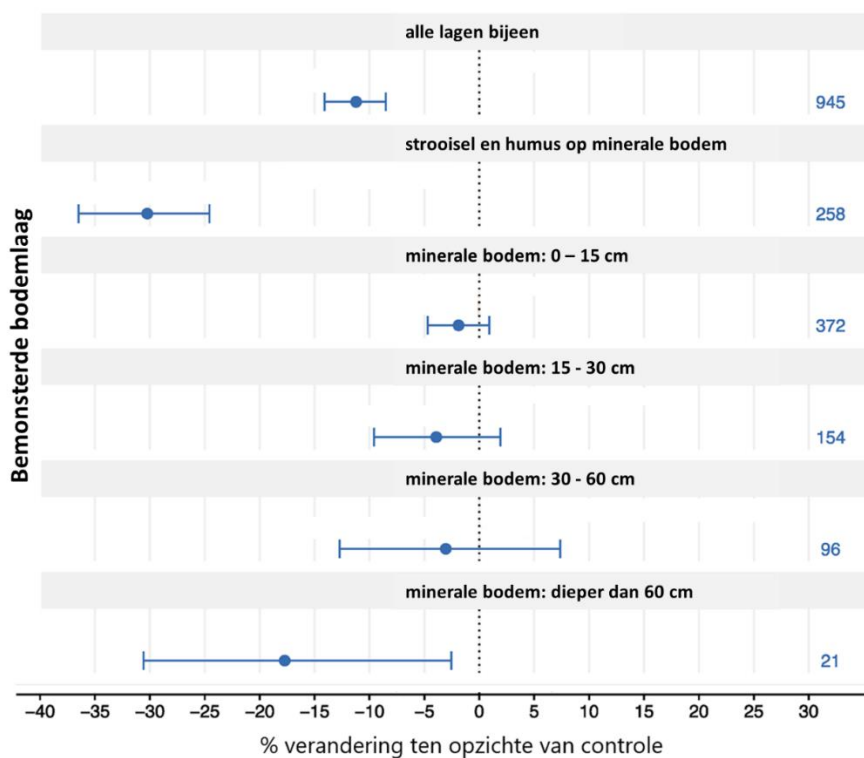
Vlaktekop leidt op korte termijn tot verlaging van de koolstofopslag in het hele systeem, vooral door de afvoer van het geoogste hout. Het uiteindelijke effect van vlaktekop op de lange termijn is afhankelijk van de hergroei van het bos na de ingreep. Wanneer zich daar snel een nieuwe generatie vestigt zal de koolstofvoorraad weer toenemen. In feite moet het effect dus worden afgewogen aan de gemiddelde voorraad van het gehele bos, rekening houdend met alle ontwikkelingsfasen van het bos. Door de gemiddelde tijd die een boom kan groeien te vergroten kan ook de gemiddelde koolstofvoorraad in de levende biomassa vergroot worden, ongeacht de manier waarop verjongd wordt. Hoe dit zich verhoudt tot onbeheerd bos is niet zeker omdat gegevensreeksen voor onbeheerd vaak niet de verhoudingen in ontwikkelingsstadia vertegenwoordigen die horen bij het betreffende bosesysteem (bijvoorbeeld Den Ouden et al. 2020b) en omdat de totale houtvoorraad van beheerd bos sterk afhankelijk is van de boomsoorten(en) het gekozen beheersysteem. Het lijkt echter redelijk te verwachten dat de gemiddelde totale koolstofvoorraad in het hele systeem in het geval van onbeheerde bossen hoger is dan in beheerde bossen. Dit wil echter niet

zeggen dat houtoogst leidt tot een verminderde bijdrage van bossen aan het verlagen (of beter: minder verhogen) van de CO₂ concentratie in de atmosfeer. Door toepassing van hout als grondstof voor duurzame materialen wordt CO₂ uitstoot voorkomen voor de productie van alternatieve producten uit staal, beton of kunststoffen. Dit substitutie-effect kan op de langere termijn zorgen voor een positieve bijdrage van de oogst van hout aan het beperken van de CO₂ concentratie in de atmosfeer (Den Ouden et al. 2020b).

5.4 Gevolgen van vlaktekop op de koolstofvoorraad in de bodem

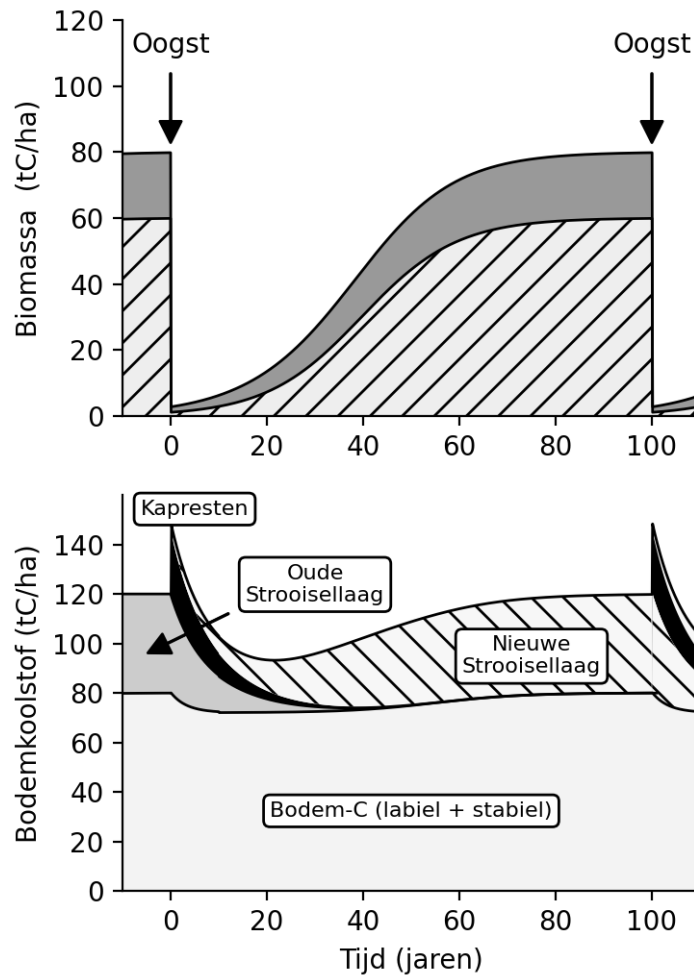
Recente overzichten van de gevolgen van oogst van biomassa op de hoeveelheid koolstof in het bodemcompartiment geven consistente resultaten: bij kaalkap neemt de hoeveelheid koolstof in het bodemcompartiment, inclusief strooisel, af met 10-15%, met de grootste afname (30-40%) in de strooisellaag (zie Figuur 7 uit Jason & Harrison 2016; zie ook Mayer et al. 2020; Nave et al. 2010; Johnson & Curtis 2001). De afname van koolstof in de strooisellaag wordt behalve door de veranderingen in microklimaat mede bepaald door de mate van verstoring van de bodem door oogstwerkzaamheden. Het verband met de omvang van de kapvlakte is niet duidelijk, ondermeer omdat in de literatuur vrijwel nooit onderscheid gemaakt wordt tussen de meer geëxponeerde delen van de kapvlakte en de randen daarvan die beschermt worden door het aangrenzende bos. In een recente literatuurstudie komen Mayer et al. (2020) tot de constatering dat kleinere ingrepen het verlies van bodemkoolstof mogelijk beperken, maar dat het algemene beeld niet duidelijk is. In een analyse van door fijnspaar gedomineerd uitkapbos in Oostenrijk komen Pötzelsberger & Hasenauer (2015) tot de conclusie dat de hoeveelheid koolstof in de bovengrond met 11% was toegenomen bij uitkap in vergelijking met conventionele kaalkap, maar dat de totale hoeveelheid koolstof in het bodemcompartiment niet significant verschilde. In het algemeen is er wel duidelijk verschil tussen de koolstofvoorraad in de bodem van onbeheerd vs. beheerd bos (Lacroix et al. 2016, zie ook Figuur 6).

Bij de interpretatie van de Figuur 7 voor Nederlandse omstandigheden moet worden opgemerkt dat deze meta analyse een groot aantal studies omvat uit gebieden waar de groei waarschijnlijk mede door stikstoftekorten bepaald wordt. Bij verbetering van de stikstofhuishouding, bijvoorbeeld door het voorkomen van stikstofbindende soorten, lijkt er sprake van enige verhoging van het koolstofgehalte in de bodem als gevolg van de toename van de groei (Nave et al. 2009; Jandl et al. 2010). In Nederland, met naar verhouding extreem hoge stikstofbeschikbaarheid, is het maar de vraag welk effect de overhand heeft, groeistimulatie door stikstofbeschikbaarheid of versnelde afbraak door hogere stikstofconcentraties in de biomassa. Bij de Figuur 7 wordt verder door de auteurs nog opgemerkt dat de effecten op de koolstofvoorraad in de diepere bodemlagen maar in een gering aantal studies is gemeten, waardoor geconstateerde afname een grote onzekerheid laat zien.



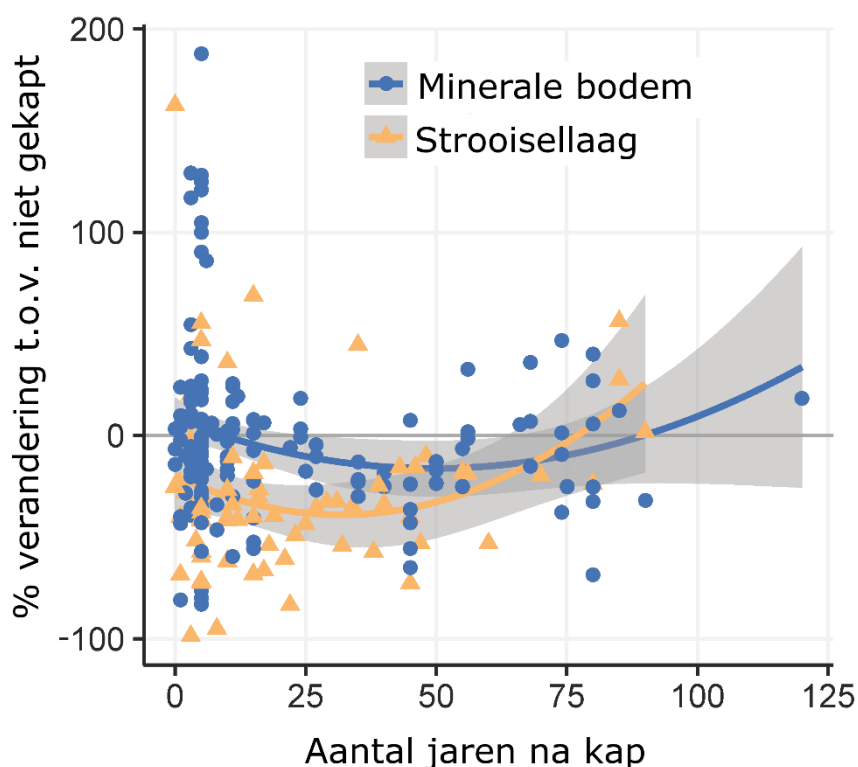
Figuur 7: Verandering van koolstofgehalte in de bodem bij kaalkap, totaal en per bodemlaag op basis van een meta-analyse van beschikbare literatuur (naar James & Harrison 2016; zie ook Nave et al. 2010; Johnson & Curtis 2001). Het aantal datapunten is weergegeven in de rechter kolom. Lijnen geven 95% betrouwbaarheidsintervallen aan. Bij overlap daarvan met de stippellijn was er geen significante verandering in bodemkoolstof als gevolg van oogst.

De afname van bodemkoolstof in de strooisellaag en in de minerale grond is het gevolg van minder toevoer van koolstof door het wegvallen van strooisel na kap, in combinatie met verhoogde afbraak van verse biomassa (kapresten zoals bladeren of naalden en tak- en tophout). Door het resterende tak- en tophout, in combinatie met bladeren/naalden en twijgen, neemt direct na kap de totale hoeveelheid dood materiaal op de bosbodem sterk toe (Figuur 8), mogelijk met toename van de hoeveelheid koolstof in de minerale grond tot gevolg. Deze verse biomassa breekt echter relatief snel weer af, en heeft mogelijk een versterkend effect op afbraak van ouder organisch materiaal (door toevoeging van makkelijk afbreekbare suikers, het zgn. priming effect, zie Kuzyakov 2010). De omvang van dit effect is onzeker, en hangt af van de verhouding tussen labiele en stabiele fracties organische stof, en de mate waarbij kap leidt tot vermenging van stabiel organisch materiaal in de bovengrond met labiel organisch materiaal uit de strooisellaag (Achat et al. 2015; Siebers & Cruse 2019; zie ook 5.2). De afname van de organische stof in de bodem kan worden beperkt door zoveel mogelijk kapresten op de kapvlakte achter te laten, en de mate van bodemverstoring zoveel mogelijk te beperken (Achat et al. 2015; Jandl et al. 2010), alhoewel snelle hergroei de verschillen tussen verschillende uitgangssituaties (alle oogstresiduen laten liggen vs. alles verwijderen) binnen 10 jaar teniet kan doen (Powers et al. 2005).



Figuur 8: Conceptuele beschrijving (model) van de afbraak en opbouw van de koolstofvoorraad in de levende biomassa (boven) en in het organisch materiaal in de strooisellaag en in de bodem (onder). Na kap wordt het tak en tophout (kapresten, donkergrijs) toegevoegd aan de strooisellaag, die samen versneld afbreken. Ook de koolstof in de minerale bodem neemt hier direct na de kap af. Door hergroei van het bos bouwt weer een nieuwe strooisellaag op en neemt de koolstof in de minerale bodem weer toe (naar Jandl et al. 2007 en Olsson et al. 1996).

De afname van de hoeveelheid koolstof in de strooisellaag en in de bovengrond is het hoogste direct na kap, en wordt minder zodra er hergroei optreedt (zie Figuur 8). Mayer et al. (2020) constateren op basis van chronosequentie-studies gecombineerd met meta-analyse van literatuurresultaten dat de voorraad bodemkoolstof weer gaat toenemen één tot enkele decennia na het jaar van oogst. Ook James & Harrison (2016) concluderen dat de strooiselvoorraad na verloop van tijd weer toeneemt, waarbij opvalt dat de variatie tussen studies zeer groot is (zie Figuur 9). Uiteindelijk zal op deze manier de hoeveelheid koolstof in de bodem fluctueren rondom een evenwichtswaarde, of geleidelijk blijven toenemen wanneer er nog steeds sprake is van bodemontwikkeling zoals hierboven vermeld (Grüneberg et al. 2019).



Figuur 9: Effect van kaalkap op de hoeveelheid koolstof in de strooisellaag en de minerale bodem in relatie tot tijd sinds oogst op podzolbodems (uit James & Harrison 2016).

In het algemeen komt uit de geraadpleegde literatuur het beeld naar voren dat er sprake is van verhoogde afbraak na kap, waarbij de afbraaksnelheid groter is bij extremere condities in het centrum van grootschalige kapvlaktes. De afbraak leidt tot 30-40% reductie van de koolstofvoorraad in de strooisellaag. De organische stof in de minerale bodem kan zowel afnemen door verhoogde temperatuur op de kapvlakte, als toenemen door inspoeling van organisch materiaal dat gemobiliseerd wordt bij afbraakprocessen in de strooisellaag. Op basis van James & Harrison (2016) zou de afname van koolstof in de minerale bodem in de eerste decennia na kap zo'n 10% kunnen zijn (Figuur 9). De hoeveelheid koolstof in de strooisellaag en bodem neemt na verloop van tijd weer toe, door aanvoer van nieuw strooisel van de nieuwe vegetatie. Per saldo, gemiddeld over langere tijd, neemt de hoeveelheid koolstof in de bosbodem (strooisel + minerale grond) in beheerde bossen met oogst in de meeste gevallen iets af, met een percentage tussen 8-11 % (Mayer et al. 2020).

Uitgaande van 40 tC/ha in de strooisellaag en 80 tC/ha in de minerale bodem zou dit een kortetermijn verlies van zo'n 20-25 tC/ha na kap betekenen, met een herstel over een periode van enkele decennia.

5.5 Gevolgen van bodembewerking

Na kap wordt soms de bodem bewerkt om de verjonging te stimuleren door concurrerende vegetatie weg te halen of door minerale grond bloot te leggen ter verbetering van de kiemomstandigheden (bijvoorbeeld in het geval van verjonging van pionierssoorten als grove den). Ook wordt wel ter voorbereiding van de aanplant van een nieuwe generatie bomen het aanwezige takmateriaal verkleind door oppervlakkig te klepelen (machinaal hakselen). Dit kan op verschillende schaal en met verschillende intensiteit gebeuren.

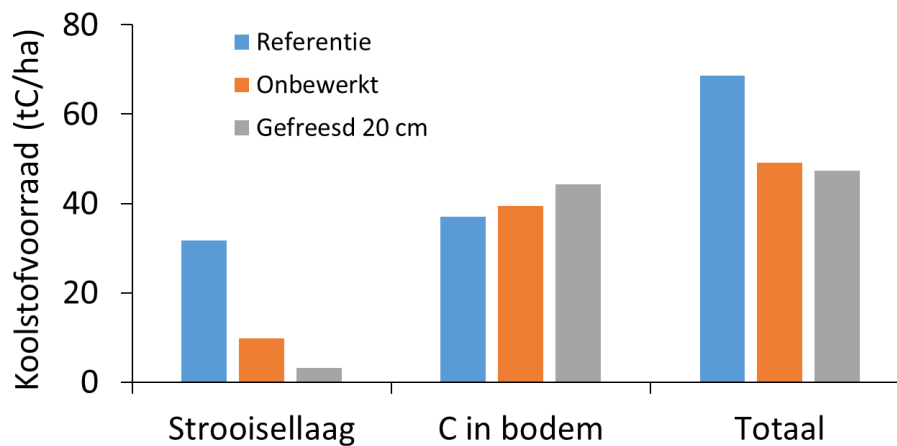
De literatuur over effecten van bodembewerking laat uiteenlopende effecten zien, afhankelijk van ecosysteem- en bodemtype, maar vooral ook als gevolg van de enorme variatie aan bodembewerking. Meestal betreft bodembewerking het verwijderen van de strooisellaag, of het blootleggen van de minerale bodem, al dan niet met doormenging van de oude strooisellaag en restanten van de kap. In beide gevallen komt de minerale bodem aan de oppervlakte, wat leidt tot een verhoging van de bodemtemperatuur en daarmee gepaard gaande versnelde afbraak van organische stof (Ohtonen et al. 1992; Burgess et al. 1995). Ook bij het vermengen van organisch materiaal in de bodem kan de afbraaksnelheid van het organisch materiaal toenemen (Conn & Dighton 2000). Bovendien kan de toevoer van vers organisch materiaal in de minerale bodem de afbraak van stabiele organische stof stimuleren (Siebers & Cruse 2015) wat leidt tot extra verlies van organische stof. Het netto effect hangt af van de bodem, de hoeveel vers strooisel na kap, en de mate van menging. De beschikbare literatuur laat grote verschillen zien.

De effecten van bodembewerking lijken op de korte termijn nauwelijks tot meetbare verschillen te leiden in totale hoeveelheid bodemkoolstof ten opzichte van een onbewerkte controle. Een jaar na kaalkap van een douglasbos in British Columbia (Canada) vonden Kennedy & Egger (2010) geen effect van strooiselverwijdering op het gehalte aan fosfor, stikstof en koolstof in de minerale bodem. Ook Geng et al. (2012) vonden in gedunde dennenbossen een jaar nadat de bodem was geploegd geen effecten op de totale koolstofinhoud in de minerale bodem. Ook de microbiële biomassa verschilde niet tussen behandelingen, maar verschillen in enzymactiviteit duiden op een verschuiving in de microbiële samenstelling, en zij verwachtten daarom dat op langere termijn grotere verschillen tussen behandelingen zullen ontstaan.

Ook Ring (1996) vond in de eerste 6 jaar na kaalkap van een grove dennenbos in centraal Zweden geen effecten van bodembewerking (omkering van bovenste minerale laag door spitten) op de pH en nitraatconcentratie in de minerale bodem. In een kaalkap van gemengd bos in Oost Canada vonden Burgess et al. (1995) 7 jaar nadat de bodem bewerkt was door middel van 'blade scarification' (afschuiven van strooisellaag) geen effect op fosfor en kalium gehalten in de minerale bodem. De hoeveelheid koolstof die in de strooisellaag lag opgeslagen was wel duidelijk lager in bewerkte plots -verklaarbaar, gezien de aard van de behandeling- maar opvallend was dat een bijkomende behandeling, waarbij de verjongende loofbomen werden verwijderd ter stimulering van de groei van naaldbomen, leidde tot een verdere halvering van de hoeveelheid koolstof in de strooisellaag. Dit duidt op de belangrijke rol die hergroeïende vegetatie heeft in de vernieuwde opbouw van organische laag.

In Beieren (D) onderzochten Burschell et al. (1977) de effecten van bodembewerking op de groei van de verjonging en op de bodemchemie. Een dennenbos op leem werd via kaalslag geveld, de bodemvegetatie doodgespoten en vervolgens werd de bodem tot 20 cm diep gefreesd of geploegd. Tevens werd de bodem bemest. Vergeleken met de onbewerkte bodem op de kapvlakte was 9 jaar na de bodembewerking de strooisellaag in de gefreesde behandeling beduidend minder dik, maar de hoeveelheid organisch materiaal in de minerale bodem juist hoger (Figuur 10). In totaal bevatte de bodem in het gefreesde deel meer organische stof dan in het onbehandelde deel, wat verklaard werd door de vermenging van de oude strooisellaag en kapresten in de minerale bodem door het

frezen. De voorraad aan stikstof was iets verlaagd in het gefreesde deel, maar voorraden fosfor en calcium verschilden niet. De totale hoeveelheid bodemkoolstof op de kapvlakte (zowel onbehandeld als behandeld) was ongeveer 30% lager vergeleken met een oude, niet gekapte, dennenopstand. Op het gefreesde deel was de dichtheid aan verjonging vergelijkbaar met het onbehandelde deel, maar de bomen waren er wel aanzienlijk dikker en hoger.



Figuur 10: Effect van oogst en bodembewerking op de koolstofvoorraad in de bodem 9 jaar na ingreep in een grove dennenbos op löss in Beieren. Bodembewerking betrof frezen, waarbij organisch materiaal en minerale bodem tot 20 cm diep vermengd werden. Naar Burschell et al. 1977.

Op de langere termijn zijn wel effecten van bodembewerking gerapporteerd. Jimenez Esquilin et al. (2008) onderzochten kapvlaktes in dennenbos in de Rocky Mountains (VS) waarin 24 jaar eerder diepe grondbewerking was uitgevoerd door middel van 'rototilling', waarbij de strooisellaag en de bovenste 20 cm van de minerale grond werden vermengd. In de bovenste 10 cm van de minerale bodem was de hoeveelheid koolstof in de bodem bijna gehalveerd ten opzichte van de onbewerkte controle. Na 24 jaar werden geen significante verschillen in hoeveelheid stikstof gevonden. Daarnaast onderzochten Örlander et al. (1996) de effecten van bodembewerking (spitten, strooisel verwijderen en ploegen, tot 20 cm diep) op lange termijn in Zweedse grove dennenbossen. De hoeveelheid C en N was gemiddeld lager in de bewerkte plots, maar dit varieerde met de leeftijd: in oudere plots was er nauwelijks verschil, maar in de jongste plot (24 jaar) was de hoeveelheid koolstof en stikstof sterk minder na ploegen. Er bleek nauwelijks een effect op nutriëntenbeschikbaarheid, en er werden hogere hoeveelheden gevonden van fosfor, magnesium en zwavel in diepere bodemlagen. Tegelijkertijd was de groei van bomen hoger op de bewerkte bodems. Zij concludeerden dat er op de langere termijn geen negatief effect is van bodembewerking op de groei van bomen.

Uit de literatuur blijkt niet dat bodembewerking leidt tot grote koolstofverliezen. Aanvankelijk lijkt er nauwelijks verschil te zijn met onbehandelde bodems na kaalkap, en pas na enkele decennia is er duidelijk minder organische stof aanwezig in de bewerkte bodems. Dit kan verklaard worden uit de extra toevoer van organisch materiaal naar de minerale bodem. De verwachte hogere afbraaksnelheid van organische materiaal wordt dan gecompenseerd door een hogere aanvangsvoorraad. Deze voorraad raakt na een aantal decennia uitgeput, met lagere koolstofvoorraden tot gevolg.

Hergroei van het bos en nieuwe toevoer van organisch materiaal leidt dan op de lange termijn tot herstel van het organische stofgehalte in de bodem. Op de lange termijn lijkt bodembewerking dus geen sterk negatief effect te hebben op de koolstofvoorraad in de bodem. Dit is waarschijnlijk anders wanneer de bodem voortdurend verstoord wordt, bijvoorbeeld door activiteit van herbivoren zoals het wroeten van wilde zwijnen. Verwacht mag worden dat in dat geval er onvoldoende herstel na verstoring kan optreden, waardoor de hoeveelheid organische stof langdurig wordt verlaagd (Mayer et al. 2020).

In conclusie: de effecten van bodembewerking op de hoeveelheid organische stof in de bodem zijn onmiskenbaar, maar de omvang op de langere termijn is onzeker, variabel en sterk afhankelijk van de bodemcondities en het type en de frequentie van verstoring. Het is wenselijk om nader onderzoek hiernaar uit te voeren.

5.6 Effecten op de nutriëntenhuishouding

De afbraak van strooisel is een belangrijke bron van nutriënten (voedingsstoffen) voor de groei van de vegetatie, vooral op zandgronden waar de nutriëntenbeschikbaarheid uit minerale verwerking beperkt is (De Vries et al. 2021). De nutriëntenbalans van een bosesysteem bestaat uit toevoer van nutriënten uit depositie en verwerking van mineralen, en afvoer door biomassa oogst en uitspoeling. Bij een positieve balans neemt de hoeveelheid nutriënten in het systeem toe en kan de groei toenemen, bij een negatieve balans verarmt het systeem en zal de opname van CO₂ en de resulterende biomassagroei na verloop van tijd gaan afnemen. In het algemeen is de afvoer van nutriënten door oogst van stamhout relatief gering, door de geringe concentraties van nutriënten in stamhout, vergeleken met de gehalten in twijgen, bladeren en naalden. Door bladval en strooiselafbraak komen de eerder opgenomen voedingsstoffen weer vrij en kunnen opnieuw gebruikt worden in de vorming van biomassa. Daarnaast kan een deel van de vrijgekomen voedingsstoffen worden opgenomen door het bodemvoedselweb. Deze interne kringloop van nutriënten is een belangrijke randvoorwaarde voor duurzame productie van de grondstof hout (De Schrijver et al. 2010). Zodra de afvoer van nutriënten de beschikbaarheid overtreft, neemt het werkkapitaal aan nutriënten af, en kan de duurzaamheid van bosgebruik door oogst in gevaar komen. Dit speelt vooral op de arme droge zandgronden (De Vries et al. 2021).

De opname van nutriënten door de wortels vindt niet altijd op hetzelfde moment plaats als de afbraak van organisch materiaal, en de beschikbaarheid van voedingsstoffen in de bodem wordt gebufferd door middel van absorptie aan het uitwisselingscomplex, bestaande uit minerale bodem in combinatie met organische stof. Deze absorptie wordt gereguleerd door de zuurgraad van de bodem (pH). Vooral op zandgronden speelt de organische stof een belangrijke rol als onderdeel van het uitwisselingscomplex, en dit betekent dat afbraak van organische stof niet alleen leidt tot mineralisatie van nutriënten, maar tevens kan leiden tot verkleining van het uitwisselingscomplex, waardoor de buffering van nutriënten, vrijgekomen uit mineralisatie van organische stof, afneemt.

De buffering van nutriënten die vrijkomen uit decompositie van organisch materiaal is van groot belang bij het beperken van de uitspoeling van nutriënten na oogst. De versnelde mineralisatie van organische stof na oogst, samenhangend met afbraak van vers organisch materiaal (na oogst overgebleven tak en tophout) en de verstoring van de strooisellaag bij kap, vormt een puls van nutriënten die vaak leidt tot uitspoeling van nutriënten vanuit de strooisellaag. Een van de klassieke experimenten in dit verband is het Hubbard-Brook experiment van Bormann & Likens (1994) waarin twee instroomgebieden, met en zonder bosvegetatie, werden vergeleken. Daarbij werd een duidelijk verhoogde afvoer van mineralen geconstateerd tot het moment dat de kaalgemaakte kapvlakte weer bezet raakte met vegetatie.

Ter voorkoming van uitspoeling als gevolg van de tijdelijk verhoogde mineralisatie van organisch materiaal na oogst is een substantiële buffer in de bodem nodig. Onder Nederlandse omstandigheden is, als gevolg van decennia van voortdurende bodemverzuring, de bufferende werking van het bodemcomplex sterk afgenomen, onder andere door bezetting van het uitwisselingscomplex met Aluminium (De Vries et al. 2021). Bovendien zijn de bosbodems op de arme zandgronden arm aan organische stof. De beperkte buffercapaciteit verhoogt waarschijnlijk het risico van uitspoeling van nutriënten bij grootschalige kap. Dit is onwenselijk voor de verdere bosontwikkeling en zal mogelijk ook consequenties hebben voor het weerstandsvermogen van het bos bij verandering van groeiomstandigheden zoals veroorzaakt door klimaatverandering.

Dit betekent dat duurzaam bosgebruik op basis van beperkte afvoer van nutriënten in vergelijking met toevoer door verwerking en depositie, in het geding kan komen. Onder Nederlandse omstandigheden is de voedingshuishouding en de nutriëntenbeschikbaarheid onder sommige omstandigheden nu al beperkend voor de oogstmogelijkheden (De Vries et al. 2021). Indien extra uitspoeling bij oogst niet gebufferd en in de bodem opgeslagen kan worden, kan dit tot verdere oogstbeperkingen aanleiding geven. Bij uitkap en kleinschalige vlaktekop kunnen de levende wortels van de resterende bomen bijdragen aan het terugdringen van uitspoeling, door opname van voedingsstoffen; het risico op uitspoeling wordt groter naarmate de resterende wortelactiviteit minder is of zelfs helemaal afwezig zoals in het centrum van een grootschalige kapvlakte. Snelle hergroei van de vegetatie op de kapvlakte kan verlies van voedingsstoffen uit het systeem beperken.

Er is, zeker voor de Nederlandse situatie, een groot tekort aan gegevens om de werkelijke effecten van vlaktekop, of andere typen ingrepen, te kunnen kwantificeren. Veel van het buitenlandse onderzoek is uitgevoerd in situaties waarbij stikstoftekorten optreden. Vanwege de typisch Nederlandse omstandigheden, met veel bos op zeer arme gronden, een lange geschiedenis van bodemverzuring en een zeer hoge stikstofdepositie zijn gegevens uit deze buitenlandse studies beperkt bruikbaar. De vrijwel overal voorkomende stikstofverzadiging en de bijbehorende bodemverzuring gedurende de laatste decennia leidt tot groter onzekerheid over de dynamiek van organische stof in de bosbodem. Nader onderzoek naar de effecten van beheeringrepen op de voedingsstoffenhouding in bosbodems is daarom dringend nodig.

6 Effecten van vlaktekop op de biodiversiteit

6.1 Belang van bos voor de biodiversiteit

Bossen herbergen een belangrijk deel van de biodiversiteit: voor vrijwel alle op land levende soortgroepen ligt het zwaartepunt van de soortenrijkdom in het habitat bos. De structuur van het bos en de vele verschillende substraten en gradiënten, en de afwezigheid van frequente (jaarlijkse) verstoring door oogst, bieden tal van habitats voor specialisten en generalisten. Typische, strikte of kenmerkende bossoorten zijn vaak sterk gebonden aan het relatief stabiele bosklimaat, aan dood hout op de grond of juist aan staande bomen, de ongestoorde humuslaag, etc. (Vandekerkhove 2020; Dieler 2013). Andere soorten zijn juist weer gespecialiseerd in het profiteren van korte periodes van verhoogde lichtbeschikbaarheid. Samen vormen de aanwezige organismen netwerken waarmee een complex voedselweb wordt gevormd.

Bossen ogen als onveranderlijk, maar op langere tijdschalen veranderen zij continu. Die veranderingen zijn essentieel voor het in stand houden van de grote biodiversiteit. Bossen bestaan uit een mozaïek van verschillende ontwikkelingsfasen met weer eigen daaraan gebonden soorten (combinaties). Dat mozaïek verandert voortdurend doordat de bomen ouder, dikker en hoger worden, doordat concurrentie de soortensamenstelling verandert, en door het voorkomen van dood hout dat vrijkomt door sterfte en langzaam weer verteert. Na aftakeling van oude bomen of door het optreden van verstoringen kunnen openingen in het kronendak en tijdelijke open plekken ontstaan waarmee plaats vrijkomt voor een nieuwe generatie bomen en licht- en warmte minnende soorten. Juist de variatie aan (micro-) habitats vormt de basis voor een grote soortenrijkdom. Ten slotte zorgt klimaatverandering voor een verschuiving in de aanwezige soortengemeenschappen. Voor hogere planten toonden Zellweger et al. (2020) aan dat populaties bosplanten langer standhouden in bossen met een sterk bosklimaat.

De geschiedenis van het bos speelt een belangrijke rol in de aanwezigheid van soorten. Veel kenmerkende bossoorten (oud-bos indicatoren) zijn afhankelijk van een lange en continue aanwezigheid van bos en hebben zeer beperkte dispersiemogelijkheden hebben, waardoor ze nieuwe bossen of nieuw beschikbare plekken moeilijk kunnen koloniseren. Andere soorten zijn dan weer gebonden aan specifieke structuren met een lange ontwikkelingstijd zoals zeer dikke bomen en veel dood hout (Kaufman et al. 2018). Langdurig stabiele, donkere bossen versterken het bosklimaat en dempen bovendien de gevolgen van klimaatveranderingen (Landuyt et al. 2020).

De overgrote meerderheid van de Nederlandse bossen is echter jong, veelal weinig structuurrijk en als monocultuur aangelegd, en bevat nog veel kenmerken van de voormalige heiden en stuifzanden. Zij herbergen nog relatief weinig typische bossoorten, behalve daar waar in het voormalige landschap nog restanten ouder bos stonden (Bijlsma 2002; Bijlsma et al. 2009). De typische bosfauna en -flora is zich in de jonge bossen nog volop aan het ontwikkelen. Hier kan vlaktekop de overblijvende soorten uit het oude landschap tijdelijk versterken. Ook zijn de meeste oudere bossen in het verleden intensief beheerd en herbergen een flora en fauna die is aangepast aan regelmatige verstoring met periodiek veel beschikbaar licht. Door deze voorgeschiedenis zijn veel bossen nu uitwijkplaatsen voor planten- en diersoorten die gebonden zijn aan meer open condities, met name omdat er elders in het landschap geen geschikt habitat meer aanwezig is voor deze soorten. Afhankelijk van de plaats en context moet het bosbeheer dus ook rekening houden met het in stand houden van populaties van deze soorten. Vlaktekappen – zelfs die met een grote schaal en omvang – kunnen daarbij een rol spelen. Tegelijkertijd betekent dit laatste dat hiermee een successie naar meer ontwikkelde bosgemeenschappen met kenmerkende soorten tegengehouden of terugzet wordt.

6.2 Vlaktekop als vorm van verstoring

Verstoringen zijn een essentieel onderdeel van de natuurlijke ontwikkeling van bossen. Door verstoringen sterven bomen waardoor openingen in het kronendak ontstaan en er variatie in het bosklimaat ontstaat. In Nederland vormt wind de belangrijkste verstoringfactor, waarbij meestal alleen individuele bomen of kleine groepjes bomen worden geveld. Ook droogte en ziektes kunnen leiden tot sterfte van bomen. De natuurlijke dynamiek in het Atlantische loofbos -de vegetatiezone waarin Nederland zich bevindt- is typisch kleinschalig. In een studie naar gaten in het kronendak van drie Nederlandse bosreservaten vond Sanders (2000) dat de overgrote meerderheid van de gaten kleiner was dan 0,01 ha. Dit komt overeen met de uitval van een individuele boom tot hooguit enkele bomen. Veel bosreservaten, waar sinds enkele decennia geen actief beheer meer plaatsvindt, zijn nog niet volledig ontwikkeld en vooral oude aftakelingsfasen ontbreken. De oudere beukenbossen in centraal Europa hebben een vergelijkbaar kleinschalige dynamiek, met gatgroottes die slechts zeer zelden de 0,5 ha overschrijden (Drössler & von Lüpke 2005; Hobi et al. 2005).

Daar waar het bosbeheer in het verleden vooral gericht was op het uitsluiten van verstoringen, worden kleinschalige verstoringen nu gezien als onderdeel van de groeiplaats, en wordt getracht hierbij aan te sluiten bij het bosbeheer, vooral met betrekking tot de verjonging van de boomlaag.

Grootschalige natuurlijke verstoringen, waarbij openingen ontstaan van meer dan 0,5 ha, komen in het Nederlandse bos zeer weinig voor. Zeer zware stormen of tornado's zijn zeldzaam, maar kunnen vele hectares bos tegelijk omwaaien en nemen door klimaatverandering waarschijnlijk in frequentie toe (Schelhaas et al. 2003; Gardiner et al. 2013). Hetzelfde geldt voor bosbrand als verstoringfactor. In loofbossen speelt brand nauwelijks een rol, maar in naaldbossen kan bosbrand over vele tientallen tot honderden hectares alle bomen doden. Bosbrand zal in de droge grove dennenbossen als gevolg van klimaatverandering waarschijnlijk als grootschalige verstoringfactor in betekenis kunnen toenemen, al leidt de toename van loofbomen in deze bossen tegelijkertijd juist weer tot een verminderde brandgevoeligheid. Het blijft echter complex om het natuurlijke verstoringregime als uitgangspunt te nemen voor beslissingen over het schaalniveau van ingrijpen in bossen (zie bijvoorbeeld Quine et al. 1999)

Vlaktekop is een kunstmatige verstoring die aan de dynamiek van bossen wordt toegevoegd. Deze dynamiek wordt door sommige auteurs gezien als een "equivalent" van natuurlijke verjongingsprocessen (Westhoff 1976; Kimmins 1992), maar gezien de overwegend kleine schaal waarop natuurlijke verstoringen optreden zijn grootschalige vlaktekoppen (>0,5 ha) duidelijk van een ander schaalniveau en orde van grootte. Bovendien is er een aantal duidelijke verschillen in de ecologische effecten van een vlaktekop ten opzichte van een natuurlijke verstoring, vooral wanneer daarbij de bomen worden geoogst.

Afvoer van stamhout betekent de afvoer van een belangrijk substraat voor dood-hout bewonende organismen. Bomen worden afgezaagd zodat ook wortelkluiten ontbreken die normaal bij windworp ontstaan en op microschaal weer andere soorten herbergen dan de bosbodem (Den Ouden & Alaback 1996; Siebel 1999; Bijlsma et al. 2009). Tevens wordt met de oogst van hout een reservoir aan voedingsstoffen uit het systeem verwijderd. Het ontbreken van deze 'legacies' (letterlijk: erfenissen) heeft gevolgen voor het voorkomen van verschillende habitats en structuren en de daaraan gekoppelde soorten op kapvlaktes ten opzichte van natuurlijke verstoringvlaktes (Pedlar et al. 2002; Kennedy & Egger 2010; Thorn et al. 2018). Bij het uitvoeren van een vlaktekop kan de soortenrijkdom op de kapvlakte daarom sterk worden vergroot door het handhaven van dergelijke legacies, door het kroonhout en een deel van de stammen achter te laten op de kapvlakte (levend of dood staand, of gekapt) of door bomen om te duwen (zie bijvoorbeeld Koop 1986). Een belangrijk criterium voor beoordeling van de duurzaamheid van het bosbeheer met betrekking tot biodiversiteit is daarom de aanwezigheid van dood hout in het bos (FSC 2019).

6.3 Directe effecten van vlaktekop op biodiversiteit

Met een vlaktekop verandert op de locatie van de kap direct het milieu voor de daar aanwezige soorten, en bovendien reikt het effect op het bosklimaat tot meerdere boomhoogtes in het omringende bos (zie 4.4). Vooral voor de kenmerkende bossoorten, die afhankelijk zijn van een stabiel en sterk bosklimaat, leidt dit tot een drastische afname en vaak ook volledig verdwijnen van de plaatselijke populatie op de kapvlakte zelf, maar ook in het aansluitende bos. Zo toonden Slade et al. (2013) aan dat gespecialiseerde bosgebonden nachtvlinders enkel dieper in het bos worden gevonden en dat ze voldoende grote zones met een ongestoord microklimaat, op meer dan 100 m van de bosranden en grote kapvlaktes, nodig hebben om hun populaties in stand te houden.

Het bovenstaande geldt vooral voor soortgroepen als mossen, levermosses en korstmossen (Siebel 1999; Kaufman et al. 2018), amfibieën (Homyack & Haas 2009), pissebedden (De Smedt et al. 2020), naaktslakken (Kappes et al. 2009; De Smedt et al. 2018), maar ook nachtvlinders (Merckx et al. 2012), veel typische oud-bosplanten (Godefroid et al. 2005; Boch et al. 2013; Hannerz & Håmol 1997) en houtverterende en mycorrhiza-vormende paddenstoelen (Ozinga et al. 2013; Rayner & Boddy 1988; Boddy 2001; Heilmann-Clausen & Christensen, 2003; Crockatt, 2012). Dergelijke specialisten van oude bossen met een stabiel bosklimaat zijn veelal zeldzaam en staan in grote aantallen op Rode lijsten, waardoor het verdwijnen van lokale populaties vanuit natuurbehoudsoogpunt een belangrijk aandachtspunt is. Veel soorten hebben een zeer beperkte verbredingscapaciteit zodat zij zich niet makkelijk hervestigen nadat zich een nieuwe bosgeneratie heeft gevestigd (Hagerman et al. 1999; Ozinga et al. 2013). Vlaktekop, en vooral grootschalige vlaktekop, is daarmee ongunstig in boshabitats waarin belangrijke populaties van gevoelige oud-bossoorten en mycorrhiza-vormende paddenstoelen aanwezig zijn. Schermkap kan in dat geval bijdragen aan het behoud van typische bossoorten (Kermavnar et al. 2019a,b; Sterkenburg et al. 2019). De empirisch gemeten effecten van kaalkap op de verschillende soortgroepen blijft echter context-afhankelijk en daarom variabel (Pawson et al. 2006). Kleinschaliger ingrepen, zoals in uitkapbossen, hebben beduidend minder effect op de soortenrijkdom, vergeleken met niet-beheerd bos, dan kaalkap. Wanneer oude structuren, zoals groepen bomen, gespaard worden zijn effecten op soortenrijkdom bij kaalkap minder groot (Chaudhary et al. 2016).

Naast soorten van langdurig stabiele bosmilieus zijn veel typische bossoorten ook afhankelijk van relatief kleinschalige, incidentele en kortdurende verstoringen (lichtminnende bossoorten: zie bijvoorbeeld Schmidt et al. 2011 en Dorow et al. 2019). Deze soorten hebben vaak langlevende zaadbanken en/of een betere verbredingscapaciteit dan de hierboven genoemde categorie soorten, en hebben behoefte aan licht of warmte. Grootschalige verstoringen kunnen deze soorten belemmeren in hun voorkomen, maar tegelijkertijd zal een deel van deze soorten kunnen profiteren van kleinschalige verstoringen, zoals kleinschalige vlaktekappen, liefst met behoud van een scherm, en van uitkap (Van Calster et al. 2008; Hommel et al. 2010). Het is in deze context belangrijk te beseffen dat oude bossen een erfenis meedragen van vele eeuwen intensief bosgebruik, waardoor de groep van licht- en aan verstoring gebonden soorten relatief belangrijk kan zijn, en ook heel wat bedreigde soorten kan bevatten. Op plaatsen waar belangrijke concentraties van dergelijke soorten voorkomen kan een kleinschalig beheer, of beheervormen waarbij een scherm wordt aangehouden, dan ook bijdragen aan de instandhouding van dergelijke populaties.

Jonge bossen, ontstaan in de twintigste eeuw, zijn zich nog volop aan het ontwikkelen, en veelal ontbreekt nog het grootste deel van de soorten van de oudere, meer ontwikkelde bosesystemen. De boomsoortensamenstelling draagt een uitgesproken pionierskarakter met op de armere zandgronden grove den en berk als belangrijke boomsoorten, en op de rijke gronden populier en els. De flora en fauna van deze bossen draagt nog een sterk pionierskarakter en is veelal een erfenis uit het vroegere heide- en stuifzandlandschap. Grootschalige vlaktekop houdt dit pionierskarakter in stand, en kan daarmee bijdragen aan het in stand houden van licht-, warmte- en verstoringsoorten.

minnende soorten, zoals de typische plantensoorten van kapvlaktes (Schaminée et al. 2019) of vogelsoorten als de nachtzwaluw, draaihals en boompieper (Sierdsema 1995). Daartegenover staat dat grootschalige vlaktekop een verdere ontwikkeling belemmert van het pionierbos naar opvolgende successiestadia met de daaraan gebonden meer typische bossoorten.

Op kapvlaktes wordt op de niet-beschutte delen het bodemecosysteem zeer sterk beïnvloed door het veranderde milieu. Op de meeste bodems leidt de versnelde decompositie en de extra hoeveelheid tak en tophout tot een sterke toename aan voedingsstoffen. Dit is ongunstig voor veel mycorrhiza-vormende paddenstoelen (Ozinga et al. 2013), die bovendien hun symbiose-partners, de bomen, verliezen. Na vlaktekop verschuift de samenstelling in schimmels van mycorrhiza vormers naar saprotrofe schimmels (Kohout et al. 2018) en verdwijnen veel soorten mycorrhiza-vormende schimmels van de kapvlakte als gevolg van het sterk veranderde microklimaat (Jones et al. 2003). Hoewel de soortensamenstelling verschuift wordt de totale hoeveelheid inoculum (sporen en schimmeldraden) echter niet sterk beïnvloed en kunnen jonge zaailingen vrijwel direct weer nieuwe mycorrhiza netwerken opbouwen (Jones et al. 2003). Doordat geen levende boomwortels meer aanwezig zijn valt de productie van allerlei wortellexudaten stil waardoor ook daarvan profiterende soorten verdwijnen, wat zich onder meer uit in een sterk veranderde microbiële samenstelling (Kennedy & Egger 2010). Door het aanhouden van schermboomen op de kapvlakte kan een aanzienlijk deel van de mycorrhiza-vormende soorten behouden blijven (Sterkenburg et al. 2019). Eenzelfde gunstig effect van het aanhouden van groepen bomen, schermboomen en dood hout werden door Rudolphi et al. (2014) aangetoond voor bosgebonden mossen en korstmossen in Zweedse fijnsparbossen. Voor hout-verterende schimmels geven Heilmann-Clausen & Christensen (2003) aan dat stammen op kapvlaktes zelfs een eigen gespecialiseerde schimmelflora hebben.

6.4 Herstel na vlaktekop

Na de vlaktekop groeit een nieuwe bosgeneratie op, waarna het ecosysteem en de aanwezige soorten zich weer kunnen herstellen. Normaal gesproken is de hergroei snel, en zal zich na 5-10 jaar na de vlaktekop een nieuwe dichte bosgeneratie hebben gevestigd. Dit is echter afhankelijk van de plaatselijke omstandigheden; een concurrerende bodemvegetatie of hoge graasdruk kunnen dit proces sterk vertragen of zelfs langdurig belemmeren (zie o.a. Den Ouden et al. 2020a).

Met de nieuwe bosgeneratie herstelt het bosklimaat zich weer onder het nieuwe kronendak, groeien weer wortels in de bodem die vrijkomende voedingsstoffen opnemen, kunnen mycorrhiza-vormende schimmelsoorten zich (her)vestigen, herstelt de bodemfauna zich weer en het bijbehorende voedselweb (zie bijvoorbeeld Heneghan et al. 2004). Hoe snel dit herstel verloopt is echter sterk afhankelijk van de lokale omstandigheden, de mobiliteit van soorten, de aanwezigheid van legacies (schermboomen, dood hout, restpopulaties), het optreden van terugkerende verstoringen door herbivoren, etc. (zie bijvoorbeeld Sullivan & Sullivan 2017).

Vooraf de typische bossoorten hebben een beperkte verspreidingscapaciteit, en herstellen zich moeizaam. Na 13 jaar waren oud-bosplanten in het Zoniënwood (België) nog steeds afwezig op de oude kapvlaktes, terwijl die in het direct aangrenzende bos nog volop aanwezig waren (Godefroid et al. 2005). In een studie uit Nova Scotia (Canada) vonden Moola & Vasseur (2004) dat 54 jaar na kaalkap populaties van een aantal typische bossoorten zich nog steeds niet hersteld hadden. Na kaalkap in loofbossen in New Hampshire (VS) waren 25 jaar na kaalkap populaties typische bossoorten alleen nog hersteld dichtbij bronpopulaties, en nam hun dichtheden sterk af met afstand tot de rand van het oude bos (Ruben et al. 1999). Na 60 jaar hadden populaties zich op de voormalige kapvlakte hersteld en was de soortensamenstelling weinig verschillend tussen het oude bos en het hergroeiende bos op de kapvlakte tot 50 m vanaf de rand van de kapvlakte.

Meer mobiele soorten kunnen zich daarentegen wel snel herstellen indien het habitat weer geschikt is. Homyack & Haas (2009) lieten voor eikenbossen in Virginia zien dat kaalkapvlaktes (2 ha) aanvankelijk zorgden voor een sterke afname van salamanders en dat 13 jaar na kap de aantallen nog steeds laag waren. In groepenkap (<0,5 ha) en na schermkap (14 m²/ha scherm) herstelden de aantallen salamanders na 13 jaar tot bijna de oude dichtheden.

De mate waarin het ecosysteem zich kan herstellen is ook afhankelijk van de uitgangssituatie voor kap: kaalkap in een oud bos met veel typische structuurelementen als dikke oude bomen en dood hout heeft een veel langere hersteltijd nodig dan kaalkap in een jong bos dat nog in een pionierfase verkeert. Hoe lang deze hersteltijden zijn, maar ook hoe die moeten worden bepaald, is sterk context-afhankelijk en grotendeels onbekend.

6.5 Effecten van schaal van de vlaktekop op voorkomen van soorten

Er is weinig literatuur over de specifieke effecten van schaal van de vlaktekop op de biodiversiteit. Een grote meerderheid van studies betreft effecten op de boomsoortensamenstelling, met als belangrijkste algemene patroon een toename van lichtminnende soorten naarmate de schaal van de kapvlakte toeneemt, en een groter relatief aandeel van schaduwverdragende soorten naarmate de overschaduwning door een scherm groter is (o.a. Oosterbaan 2000; Knapp et al. 2019; Wijdeven et al. 2003). De groei van bomen neemt sterk toe naarmate de gatgrootte toeneemt maar dit effect speelt tot een gatgrootte van ongeveer 0,2 ha. Daarboven leidt een grotere kapvlakte niet tot hogere groei (Coates 2000).

In een review naar de effecten van de grootte van kapvlaktes op biodiversiteit stellen Pawson et al. (2006) dat de resultaten van studies sterk uiteenlopen en het uiteindelijk niet mogelijk is om eenduidig vast te stellen op welke schaal van kap er sprake is van duidelijke veranderingen in soorten-samenstelling en soortenrijkdom van boscystemen. Wel onderkennen zij dat er een duidelijke overgang is in ecologisch effect wanneer een opening in het kronendak verder reikt dan 1 x de boomhoogte, omdat dan de beschermende werking van de bosrand wegvalt op een deel van de kapvlakte (Spittlehouse et al. 2005).

Dit schaaffect werd ook gevonden door Durall et al. (1999). Zij onderzochten kapvlaktes van verschillende grootte in een bos gedomineerd door hemlockspar in British Columbia. Na 3-4 jaar was het aantal soorten paddenstoelen in vlaktes groter dan 900 m² nog maar 13% van het aantal in het aangrenzende ongestoorde bos. De diversiteit aan paddenstoelen werd hier sterk bepaald door de aanwezigheid van wortels van levende bomen (ongeveer 15 m vanaf de rand van de kapvlakte). De mycorrhiza-vormende paddenstoelen die geassocieerd waren met jonge zaailingen op de kapvlaktes hadden een sterk afwijkende soortensamenstelling vergeleken met het intacte bos. Jones et al. (2003) verklaren dit uit het feit dat direct na kap veel soorten lokaal verdwijnen en een beperkt aantal pioniersoorten de nieuwe bomen koloniseert. Kolonisatie van bomen door mycorrhiza-vormende paddenstoelen lijkt nauwelijks te worden beïnvloed door het verwijderen van de strooisellaag of bodembewerking (Jones et al. 2003).

In het centrum en noordkant van de kapvlakte zullen door de sterke verandering in het microklimaat vooral de typische bossoorten sterk afnemen of zelfs helemaal verdwijnen (zie bijvoorbeeld Godefroid et al. 2005). Wanneer na hergroei van een nieuwe generatie bos deze soorten de kapvlakte weer kunnen herkoloniseren worden zij daar vaak in beperkt door hun lage verspreidingsnelheid (Grashof-Bokdam & Geertsema 1998), en het is te verwachten dat hoe groter de kapvlakte (dus afstand tot bronpopulaties) hoe langer het duurt voordat populaties zich weer kunnen herstellen (Brunet & Von Oheimb 1998).

6.6 Indirecte effecten van uitvoering vlaktekop

Bodembewerking na kap en oogst van hout beoogt de kapvlakte te ontdoen van concurrerende vegetatie of het blootleggen van de minerale bodem om zo de verjonging van bomen te stimuleren. Vooral naaldbomen profiteren hiervan. Bij dergelijke ingrepen wordt het opgebouwde humusprofiel sterk verstoord of zelfs volledig teniet gedaan, waardoor het aanwezige bodemvoedselweb zeer sterk wordt aangetast. De uiteindelijke effecten van bodembewerking op de biodiversiteit zijn niet uitgebreid onderzocht en een evaluatie daarvan wordt ook bemoeilijkt door de grote variatie aan bodembewerkingsmethoden. In de Nederlandse context komt daar bij dat het bodemecosysteem zeer sterk is beïnvloed door de stikstofdepositie. Dit leidt in arme bossen tot accumulatie van stikstofrijk strooisel, dat een negatief effect heeft op het voorkomen van allerlei soorten. Afplaggen van de strooisellaag kan daardoor juist leiden tot een toename in aantal en diversiteit van mycorrhiza-vormende paddenstoelen in arme grove dennenbossen (Baar 1996). Meer in het algemeen wordt bodembewerking echter als negatief beoordeeld voor het voorkomen van mycorrhiza-vormende paddenstoelen in bossen (Ozinga et al. 2103).

De effecten van bodembewerking lijken enige tijd nodig te hebben alvorens deze detecteerbaar worden. Kennedy & Egger (2010) vonden geen effect van het verwijderen van de strooisellaag na kaalkap in de bacterie- en schimmelmilieus in douglasbos in British Columbia, een jaar na kap. Evenmin vonden Ohtonen et al. (1992) vijf jaar na kaalkap in een gemengd loof- en naaldbos in Ontario (Canada) een effect van verwijdering van de strooisellaag op microbiële biomassa in de bodem. Ook de verhouding tussen schimmels en bacteriën werd niet beïnvloed.

In de Rocky Mountains vergeleken Jiménez Esquilin et al. (2008) een diepe grondbewerking (roto-tilling) met ongestoorde bodem 24 jaar na kaalkap in dennenbos. Bewerkte bodems hadden een sterk verminderde biomassa aan schimmels en bacteriën ten opzichte van onbewerkte bodem wat vooral verklaard werd door de sterke afname van de hoeveelheid organische stof in de bodem. In een studie naar lange termijn effecten van bodembewerking rapporteren Örländer et al. (1996) op basis van onderzoek door Sonesson et al. (1994) slechts kleine effecten op de vegetatie.

Er zijn veel onzekerheden over de effecten van bodembewerking op de biodiversiteit. Intensieve bodembewerking, waarbij de toplaag van de bodem, inclusief de daarin aanwezige gemeenschap, wordt vernietigd leidt tot een drastische verschuiving van dominantie en aanwezigheid van soorten in het ecosysteem ten opzichte van onbewerkte bodem, maar hoe dit effect op de langere termijn uitwerkt blijft erg onzeker. Het is te verwachten dat oppervlakkig klepelen, waarbij alleen het tak- en top hout wordt fijngemaakt zonder daarbij de humuslaag te verstoren, beduidend minder gevolgen heeft voor de aanwezige gemeenschap.

Ook hier is de context van groot belang: in jonge bossen van heide- en stuifzandontginningen leidt diepe grondbewerking tot een herstart van een nog niet erg lange ontwikkeling in bodemopbouw. Op oude bosgroeiplaatsen kunnen echter bodemprofielen aanwezig zijn met dikke, vele honderden tot duizenden jaren oude humuslagen. Bodembewerking op dergelijke groeiplaatsen vernietigt dit zeer oude bodemarchief met bijbehorende soorten. Dit zou te allen tijden vermeden moeten worden.

Bij de kap en oogst van bomen worden vaak zware machines ingezet wat leidt tot verstoring van de bodem. De effecten daarvan hangen af van bodemsamenstelling, vochtigheid en organische stofgehalte van de bodem, wioldruk van gebruikte machines en het aantal keren dat een machine een plek passeert (Kremers & Boosten 2018; Picchio et al. 2020). Het belangrijkste effect is bodemverdichting die tot meerdere decimeters diep leidt tot verkleining van bodemporiën en

daarmee verminderde zuurstoftoevoer en een grotere indringingweerstand. De eerste passage met machines heeft direct het grootste effect, een kan al direct leiden tot een dermate verdichting van de bodem dat die merkbaar van invloed is op boomgroei (Zenner et al. 2007). De effecten van bodemverdichting op biodiversiteit zijn niet uitgebreid onderzocht, en tonen variabele uitkomsten. Ampoorter et al (2008) vonden een duidelijk effect op soortensamenstelling van de bodemvegetatie door bodemverdichting en -beschadiging op uitrijpaden, en Wei et al. (2015) vonden zelfs een duidelijke toename aan diversiteit aan plantensoorten op uitrijpaden in Franse eikenbossen. Meer onderzoek is hier nodig om de uiteindelijke effecten van bodemverdichting en -verstoring vast te stellen op productiviteit en diversiteit in bossen (Kremers & Boosten 2018).

De grootste mitigerende effecten op het verlies aan soorten door oogst worden geleverd door het aanhouden van structuren uit de oude opstand. Afvoer van hout betekent het verwijderen van een belangrijk substraat voor houtbewonende organismen. Dat geldt ook voor de afvoer van tak- en tophout. Het achterlaten van een deel van het stamhout heeft een positief effect op dood-hout soorten. Ook het aanhouden van schermbomen op de kapvlakte heeft een positief effect op het handhaven van soorten in het nieuw ontwikkelende bos, door beschaduwing van bodem en aanwezig blijven van levende bomen en de daaraan gekoppelde soorten zoals mycorrhiza-vormende paddenstoelen, bacteriën, geleedpotigen, etc.

6.7 Biodiversiteit en vlaktekop op landschapsschaal

Op landschapsschaal leidt een variatie aan beheeringrepen (van niets doen, uitkap, groepenkap, schermkap tot kaalkap) tot de grootste variatie aan leefgebieden en habitats, en dus ook tot een grotere globale soortenrijkdom. Voor de meeste soortgroepen geldt dat hoe groter het aantal verschillende habitats, hoe groter ook de soortenrijkdom (voor reviews zie onder anderen Schoonderwoerd & Dolstra 2009; Schulze 2008; Schall et al. 2020). In het vergelijk tussen onbeheerde en beheerde bossen is deze toename in soortenrijkdom door beheer echter vooral te wijten aan het vergroten van de intensiteit en frequentie van verstoringen (Boch et al. 2013). De toename van licht- en warmte minnende soorten maskeert in veel gevallen de afname van de typische bossoorten die afhankelijk zijn van een stabiel bosmilieu en/of bepaalde specifieke habitats zoals dood hout, oude bomen, etc., een lagere herkolonisatie-, en dus lagere herstelcapaciteit, kennen en vaak een hogere beschermingsstatus hebben (EEA 2020). In een review waarbij dergelijke soortgroepen werden vergeleken tussen onbeheerde bossen en middels groepenkap en kaalkap beheerde bossen vonden Paillet et al. (2010) dat onbeheerde bossen voor de meeste soortengroepen juist een hogere soortenrijkdom hebben omdat in beheerde bossen veelal de zeer specifieke habitats ontbreken die deze soorten nodig hebben.

Samenvattend is grootschalige vlaktekop ongunstig voor veel typische bossoorten. Kleinschalige ingrepen kunnen bijdragen aan het behoud van deze soorten. Bodembewerking na vlaktekop heeft grote korte-termijn effecten, maar gevolgen op de langere termijn zijn onzeker. De uiteindelijke effecten van vlaktekop op de soortenrijkdom zijn sterk afhankelijk van overige kenmerken van het bos, en gevolgen kunnen beperkt worden door behoud van schermbomen, dood hout, etc. op kapvlakte.

7 Vlaktekop in het bosbeheer

7.1 Een korte bosgeschiedenis

De vlaktekop is van oudsher de meest gebruikte maatregel voor de oogst en verjonging van bomen in het Nederlandse bos. Het bos dat in Nederland vanuit de middeleeuwen resteerde (ongeveer 1% van het landoppervlak) werd hoofdzakelijk als hakhout beheerd. Op de zandgronden waren dit vooral eikenbossen, op de nattere gronden werd in de grienden vooral wilg gebruikt. Het hakhout werd steeds perceelsgewijs in een keer afgezet in een cyclus van 10-15 jaar (eik) of enkele jaren (wilg) waarmee in feite steeds kapvlaktes ontstonden, die weer snel dichtgroeiden uit de hergroei vanuit de hakhoutstoven. Tot halverwege de twintigste eeuw was hakhout erg algemeen, maar het speelt nu nauwelijks nog een rol (Buis 1985).

Vanaf de tweede helft van de negentiende eeuw is het bosoppervlak in Nederland sterk gestegen door bebossing van de toenmalige woeste gronden. Heides en stuifzanden werden bebost met voornamelijk grove dennen, die via kaalkap werden geoogst en verjongd in percelen van één tot enkele hectares groot. Na een eerste generatie grove den werden ook andere boomsoorten, meestal na kaalkap, geplant. De overgrote meerderheid van het Nederlandse bos heeft dus een kaalkap-achtergrond.

In het begin van de twintigste eeuw is er een beweging ontstaan die een veel kleinschaliger bosbeheer propageerde. Geïnspireerd door Duitse voorgangers zetten bosbouwers als Van Schermbeek, Janssen en Blokhuis zich in voor een veel kleinschaliger beheer dat de natuurlijke processen in bossen als uitgangspunt neemt met aandacht voor het behoud van het bosklimaat en het sturen op diverse, intensief gemengde bossen in plaats van de gebruikelijke monoculturen (Blokhuis 1961; Buis 1985). Hun these was dat bos vooral goed functioneert zolang het bos als ecosysteem zoveel mogelijk intact blijft. Grootschalige kaalkap was daarin geen logische optie.

Tijdens de wederopbouw na de tweede wereldoorlog kenmerkte het bosbeheer zich vooral door een rationele aanpak waarin kaalkap, mechanisatie en monoculturen de boventoon voerden. De stormen van 1972/1973 toonden de kwetsbaarheid van deze bossen, en er kwam weer een beweging op gang die aandacht vroeg voor een meer kleinschalig en natuurvolgend beheer van bossen. Ook de maatschappelijke rol van bossen veranderde: niet langer waren bossen vooral als houtproductiemiddel van belang, maar werden ook recreatie en natuurbescherming steeds belangrijker functies die in het bosbeheer geïntegreerd werden. Hiermee werd weer een ontwikkeling in gang gezet om de toentertijd veel voorkomende grootschalige monoculturen om te vormen naar meer diverse en kleinschaliger bossen. In de afgelopen decennia heeft het 'multifunctionele bosbeheer' en 'geïntegreerde bosbeheer' het aanzicht van het Nederlandse bos sterk veranderd en ligt de nadruk op kleinschaliger ingrepen. Daarnaast hebben ook veel bosgebieden een uitgesproken natuurfunctie gekregen of ligt het accent vooral rondom steden juist veel meer op recreatie.

7.2 Rol van vlaktekop in het beheer

Het gebruik van vlaktekop, zowel kleinschalig via groepenkap als grootschalig via schermkap en kaalkap, heeft een aantal duidelijk motieven:

1. Vlaktekop is een efficiënte manier om hout te oogsten. Met relatief weinig kosten kan geconcentreerd een groot houtvolume worden geoogst.
2. Na de ingreep raakt de kapvlakte weer begroeid met een nieuwe generatie bomen. Beheer van grotere eenheden in eenzelfde ontwikkelingsstadium is eenvoudiger te organiseren en levert eenzelfde sortiment aan houtproducten.
3. Enkele belangrijke boomsoorten in het Nederlandse bos zijn licht-behoevend en groeien goed op de kapvlaktes waar voldoende licht beschikbaar is.
4. Op kapvlaktes kunnen eenvoudige en kostenefficiënte maatregelen ter stimulering van de verjonging worden uitgevoerd, zoals machinale bodembewerking of omrastering ter bescherming tegen wildvraat.
5. Ongewenste boomsoorten kunnen via vlaktekop in één keer worden verwijderd, zodat de kans op verjonging van deze soorten in de nieuwe bosgeneratie sterk wordt verkleind.
6. Na calamiteiten zoals storm, brand of massale sterfte als gevolg van ziektes en plagen kan het restant worden verwijderd en een nieuwe generatie worden gestart. Hierbij speelt ook de veiligheid van bezoekers een rol.

De vlaktekop is hiermee een belangrijk middel in het bosbeheer. De uiteindelijke toepassing van de maatregel is afhankelijk van de doelen die de beheerder nastreeft, en is altijd een afweging op basis van de lokale omstandigheden.

Aan de vlaktekop kleeft ook een aantal nadelen.

1. Afhankelijk van de schaal van de kap wordt het bosklimaat voor een periode van een aantal jaren in meer of mindere mate gereduceerd (hoofdstuk 4). Hierdoor kan de geschiktheid van de standplaats voor met name typische bossoorten negatief worden beïnvloed (hoofdstuk 6).
2. Door directe instraling van de zon en een hogere vochtbeschikbaarheid in de bodem wordt de afbraak van organisch materiaal versneld. Dit leidt tot tijdelijke koolstof- en nutriëntenverliezen (hoofdstuk 5), wat versterkt kan worden door bijkomende maatregelen zoals intensieve bodembewerking. De lange-termijn effecten hiervan zijn sterk context-afhankelijk en goeddeels onbekend. Verlies van koolstof en nutriënten is onwenselijk uit klimaat-oogpunt en aanpassingsvermogen van het bos.
3. Vlaktekop leidt tot een schoksgewijze verandering van het bosbeeld en kan afbreuk doen aan de beleving van bezoekers.
4. Doordat op de kapvlakte een nieuwe generatie bomen tegelijkertijd opgroeit ontstaat een relatief homogene bosstructuur, wat betekent dat bij grootschalige kaalkap de ontwikkeling naar een meer gestructureerd en divers bos voor lange tijd wordt beperkt.

De nadelen van de vlaktekop zijn sterk afhankelijk van de schaal en intensiteit waarmee de kap wordt uitgevoerd. De grootschalige vlaktekop, kaalkap, heeft duidelijk een sterker effect dan groepenkap, maar alleen het oppervlakte van de kapvlakte is daarbij niet maatgevend: door de vorm en ligging van de kapvlakte aan te passen, en door een scherm van bomen te laten staan kunnen veel van de nadelige effecten op het bosklimaat worden verzacht, ook bij een aaneengesloten kapoppervlak van meer dan 0,5 hectare.

Op landschapsschaal is het effect van vlaktekop afhankelijk van de mate en intensiteit waarin die wordt uitgevoerd, en de context van de aanwezige bosecosystemen. Herstel van het ecosysteem ter plekke hangt af van de mate waarin populaties in de directe omgeving aanwezig zijn, of zich weer kunnen ontwikkelen vanuit uitwijkplekken binnen de kapvlakte zelf (schermbomen, beschutte randen van de kapvlakte, achtergebleven dood hout). Op oude bosgroeiplaatsen, in aanwezigheid van typische bossoorten, zal kaalkap een veel sterker direct effect uitoefenen op de aanwezige soorten dan op jonge bosgroeiplaatsen. Op jonge bosgroeiplaatsen kan vlaktekop bijdragen aan het behoud van de soortenrijkdom, maar zal tegelijkertijd het bos terugbrengen in een nieuw pioniersstadium en dus de ontwikkeling van een meer compleet bosecosysteem vertragen.

De droogte van de afgelopen jaren moeten gezien worden als de voorbode van het nieuwe klimaat dat in Nederland aan het ontstaan is als gevolg van klimaatverandering. In dit kader wordt de noodzaak voor het in stand houden van een bosklimaat groter voor het behoud van soorten en het welslagen van de verjonging van nieuwe generaties bomen. Kaalkap vergroot de droogte- en hittestress in de vegetatie in het toekomstige klimaat.

7.3 Rol van houtoogst in het bosbeheer

Waarom worden bossen beheerd? In de discussie rond vlaktekop komt deze vraag regelmatig aan de orde, waarbij vaak naar een negatieve rol van de houtoogst wordt verwezen. De oogst van hout is een belangrijke achterliggende reden bij de toepassing van vlaktekop, maar zeker niet enige. Ook in veel natuurbossen wordt vlaktekop toegepast, als middel om open ruimtes in het bos te scheppen of om ongewenste boomsoorten te verwijderen. De kap van bomen is een maatregel die ten dienste staat van het brede scala aan ecosystemendiensten die bossen leveren, en het bos wordt beheerd om zo goed mogelijk aan de maatschappelijke vraag, of aan de doelstellingen van de terreineigenaar, te voldoen.

Voor het Nederlandse bos geldt dat altijd meerdere diensten tegelijk van belang zijn. Van oudsher worden deze diensten als bosfuncties beschreven, en de meervoudige functievervulling van bossen heeft de afgelopen decennia gestalte gekregen in het multifunctionele bosbeheer (Van der Jagt et al. 2000, Klingen 2017, Kuper & Swart 2018, Sanchez 2020). Uiteraard kunnen verschillende accenten worden gelegd op bepaalde functies of diensten: in bossen bij steden ligt de nadruk vaak op recreatie en natuurbeleving, elders kan de natuurfunctie of de houtproductiefunctie van groter belang zijn.

De biodiversiteit en de bosbodem vormen de basis voor de levering van deze ecosystemendiensten (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Bossen hebben een regulerende functie in de regionale watervoorziening en klimaat, zij zuiveren de lucht en leggen koolstof vast. Bomen produceren hout dat een belangrijke grondstof is voor een veelheid aan producten en bossen dragen bij aan de voedselvoorziening. Vanwege het extensieve landgebruik (geen gebruik van pesticiden) filteren bossen het neerslagoverschot tot schoon drinkwater. Daarnaast leveren bossen allerlei culturele en recreatieve diensten en dragen bij aan de fysieke en geestelijke gezondheid van mensen.

Voor de optimale levering van de verschillende ecosystemendiensten is het in de meeste situaties nodig om door middel van beheer in te grijpen in de structuur en samenstelling van het bos. Wanneer het bos helemaal niet meer zou worden beheerd zullen de natuurlijke processen die dan optreden het bos een richting in sturen waardoor de levering van bepaalde ecosystemendiensten onder druk kan komen te staan. Zo zal in een onbeheerd bos de soortensamenstelling veranderen of kunnen soorten zich uitbreiden die als ongewenst of zelfs schadelijk worden beschouwd en verwijderd moeten worden, waarbij soms grootschalig moet worden ingegrepen. Zelfs in een bos

met uitsluitend een natuurfunctie worden omwille van de veiligheid van bezoekers dode of gevaarlijke bomen langs paden preventief gekapt. Stoppen met beheer betekent dat er nauwelijks binnenlands hout meer kan worden geoogst.

Hout vormt een belangrijke grondstof voor een veelheid aan producten en bossen zijn, mits op duurzame wijze beheerd, een onuitputtelijke bron van grondstof voor de groene economie. Bovendien voorkomt het gebruik van hout de inzet van materialen die veel uitstoot van CO₂ veroorzaken bij de productie, zoals staal, beton en kunststoffen (Den Ouden et al. 2020b).

De oogst van hout uit het Nederlandse bos voor de toepassing in materialen bedraagt ongeveer 0,8 miljoen m³ per jaar. Jaarlijks verbruikt Nederland ongeveer 12,7 miljoen m³ aan houtproducten (Probos 2018). Ondanks deze bescheiden rol van de binnenlandse houtproductie (6,3%) ten opzichte van het totale houtgebruik levert de primaire productie van hout jaarlijks ongeveer 100 miljoen euro aan toegevoegde waarde voor de Nederlandse economie (Nabuurs et al. 2016). Naar verwachting zal de vraag naar hout in de toekomst wereldwijd stijgen waardoor het belang van de oogst uit Nederlandse bossen alleen maar zal toenemen.

Vanwege het multifunctionele karakter van de meeste Nederlandse bossen is de oogst van hout vrijwel nooit het enige motief voor ingrijpen in het bos. Bij beslissingen over oogstmaatregelen spelen ook andere ecosysteemdiensten een rol. Dit heeft voor een deel een wettelijke basis, zoals de Wet natuurbescherming die regels stelt aan het beheer van bossen. Maar ook het uitgangspunt van duurzaam beheer zelf leidt automatisch tot de expliciete erkenning van het belang van de overige functies. Behoud van biodiversiteit en overige ondersteunende ecosysteemdiensten zoals de productiviteit van het boscysteem, het functioneren van de bodem en de kringloop van voedingsstoffen vormen belangrijke afwegingskaders bij het nemen van beslissingen over de wijze hoe hout geoogst kan worden.

Bij de houtoogst is de vlaktekop nog steeds een belangrijk middel. De redenen daarvoor zijn in de vorige paragraaf besproken. Naast de vlaktekop wordt veel van het hout geoogst via dunningen (uitkap) en bij een duurzaam bosbeheer kunnen onze bossen een continue bron blijven van benodigde grondstoffen. Door in het beheer rekening te houden met alle gewenste functies (ecosysteemdiensten) en het bos zo in te richten dat het functioneren van het boscysteem als geheel versterkt wordt kan de vlaktekop een rol blijven spelen in het bosbeheer.

Met het ouder worden van het bos in Nederland, de voortgaande klimaatverandering en de hierboven beschreven verschuiving in functievervulling richting bescherming van biodiversiteit, koolstofopslag, en bosbeleving als onderdeel van de kwaliteit van de leefomgeving, ligt grootschalige vlaktekop minder voor de hand, en zijn er goede alternatieven in de vorm van kleinschalige kapmethoden beschikbaar.

8 Conclusies

8.1 Terminologie

Bij vlaktekop worden bomen gekapt op een aansluitend oppervlak groter dan 0,05 ha. Dit komt overeen met openingen in het kronendak met een doorsnede van meer dan 1 x de hoogte van het omringende bos. Ingrepen die kleinere gaten in het kronendak veroorzaken door de kap van een of enkele bomen worden als uitkap beschouwd. In dergelijke gaten wordt het bosklimaat nauwelijks beïnvloed door de kap.

Op kapvlaktes groter dan 1 x de hoogte van het omringende bos wordt het bosklimaat merkbaar en in toenemende mate beïnvloed. Bij deze groepenkap heeft de kapvlakte een schaal van ongeveer 1-2 x de hoogte van de omringende bomen. Als gevolg hiervan wordt een deel van de kapvlakte direct beschonen door de zon, en naarmate de schaal toeneemt wordt ook het aandeel van de kapvlakte dat onder directe invloed van de zon staat groter. Als gevolg hiervan neemt de bufferende werking van het bosklimaat af.

Zodra meer dan de helft van de kapvlakte onder invloed staat van direct zonlicht verdwijnt het bosklimaat en is er sprake van kaalkap. Deze situatie komt overeen met een regelmatig gevormde kapvlakte van minimaal 2-3 x de hoogte van de omringende opstand. Als richtlijn kan hiervoor een minimaal oppervlak van 0,5 ha worden aangehouden.

Het microklimaat kan gunstig worden beïnvloed door de kapvlakte in stroken uit te voeren zodat de kapvlakte in de schaduw ligt van het aangrenzende bos, of door op de kapvlakte een relatief dicht scherm van bomen te laten staan. In die gevallen spreken we over respectievelijk een zoomkap en schermkap.

In alle gevallen is het doel van de vlaktekop dat na de ingreep een nieuwe generatie bos opgroeit. Bij omvorming van bos naar ander landgebruik of natuurtypen anders dan bos is sprake van ontbossing. Dit staat volledig los van vlaktekop en is geen onderdeel van dit rapport.

8.2 Omvang van vlaktekop in Nederland

Op basis van een uitgebreide steekproef over de periode 2017 – 2020 betreft de meerderheid van het aantal kapmeldingen in Nederland kleinschalige (<0,5 ha) vlaktekop. Uitgaande van het aantal ingrepen wordt het Nederlandse bos in hoofdzaak kleinschalig beheerd.

In oppervlakte uitgedrukt betreft het grootste aandeel in het totaal van de kapmeldingen zeer grootschalige (>2 ha) ingrepen. Het is echter niet mogelijk, op basis van de beschikbare gegevens, om hierbij onderscheid te maken tussen (i) geaggregeerde meldingen van verschillende kapvlaktes binnen eenzelfde kadastrale eenheid; (ii) kapvlaktes van meer dan 2 ha, of (iii) ontbossingen.

De totale oppervlakte jaarlijkse kaalkap (> 0,5 ha) in Nederland lijkt in de orde van grootte te liggen van 300-500 ha. Dit is ongeveer 0,1-0,2% van het hele Nederlandse bosareaal en aanmerkelijk minder dan de oppervlakte ontbossing voor omvorming naar andere natuurtypen; die bedroeg in de periode 2013-2017 naar schatting ruim 1000 hectare per jaar.

De registratie van kapmeldingen is niet consistent tussen de verschillende provincies, en bevat niet altijd benodigde informatie over bijvoorbeeld redenen voor kap, compensatieplicht of gebruikte oppervlakte-eenheden. Het is aan te bevelen de registratie van kapmeldingen te stroomlijnen.

8.3 Effecten van vlaktekop op het bosklimaat

Vlaktekop heeft altijd een effect op het bosklimaat, zowel op de kapvlakte als in het omringende bos. Het leidt tot een verhoogde lichtbeschikbaarheid, sterkere fluctuaties in temperatuur (hogere maxima, lagere minima), een lagere luchtvochtigheid en een hogere vochtbeschikbaarheid in de bodem. Naarmate de schaal van de kap toeneemt, nemen deze effecten ook toe.

De grens tussen groepenkap en kaalkap (0,5 ha of 2-3 x de boomhoogte bij een regelmatige vorm) is zodanig gekozen dat bij kaalkap op meer dan de helft van het oppervlak meer dan 90% van de zonnestraling de bodem bereikt (vergeleken met het lichtniveau in het vrije veld).

Door de vorm van de kapvlakte aan te passen (zoomkap of zeer onregelmatige kapvlaktes) en door het laten staan van een scherm (schermkap) kan het bosklimaat ook bij grotere kapvlaktes min of meer behouden blijven.

8.4 Effecten van vlaktekop op de koolstof en nutriëntenvoorraad

In geval van grootschalige kap, en langzame hergroei, kan verwacht worden dat de hoeveelheid koolstof in de strooisellaag sterk afneemt. Gemiddeld kan een derde van de strooisellaag afgebroken worden na kaalkap. Samen met een geschatte 10% extra afbraak van organische stof in de minerale bodem kan kaalkap over een periode van enkele jaren tot decennia leiden tot een verlies van koolstof uit de bodem in de orde van grootte van 20-25 ton C per hectare.

Bij kleinschaliger ingrepen (<0,5 ha) vindt ook verlies van koolstof plaats, maar minder dan bij kaalkap. Dit onderscheid wordt in de literatuur veelal niet gemaakt, maar lijkt logisch gezien de afnemende intensiteit van verstoring bij groepenkap en uitkap.

Bodembewerking is een extra verstoring die leidt tot extra afbraak van organisch materiaal, wat gedeeltelijk kan worden gecompenseerd door een snellere hergroei van de nieuwe bosgeneratie.

Op langere termijn herstelt de voorraad organische stof in de bodem door nieuwe toevoer van strooisel naar de bodem. Dit geldt ook voor de situatie na bodembewerking. De totale hoeveelheid organische stof in de bodem wordt door vlaktekop wel verlaagd ten opzichte van onbeheerd bos. Gezien de grote onzekerheden is nader onderzoek gewenst om de werkelijke gevolgen van vlaktekop op de bodem te kwantificeren.

Verhoogde afbraak van organische stof na kap leidt tot een puls in de concentraties van nutriënten in het bodemvocht. Als gevolg van bodemverzuring en de daarmee gepaard gaande verkleining van het bodemvoedselweb en het uitwisselingscomplex kan deze puls mogelijk niet worden opgevangen wat leidt tot extra uitspoeling en verarming van het ecosysteem.

8.5 Effecten op de biodiversiteit

In oude bossen leidt kaalkap tot het lokale verlies van populaties typische bossoorten. Overleving van deze typische soorten is gebaat bij niets doen en bij kleinschalige ingrepen met behoud van oude dikke bomen, dood hout, schermboomen, etc. In een oud-bos-context, en in bossen waarin wordt gestreefd het bos te ontwikkelen richting gemengde half-natuurlijke bossen met de bijhorende soortenrijkdom, is kaalkap ongewenst.

In jonge boscystemen in een historische context van open landschap of in bossen met een lange gebruiksgeschiedenis kan kaalkap, samen met andere vormen van kap, bijdragen aan het handhaven van een hoge soortenrijkdom. In alle gevallen geldt dat het voortbestaan van soorten tevens afhankelijk is van de omvang en kwaliteit van het omringende bos.

Door kap verandert terplekke de soortensamenstelling. Op populatieniveau hoeft dit voor veel soorten geen probleem te zijn, mits er voldoende uitwijkmogelijkheden zijn in het gehele bosgebied. Bij de uitvoering van een vlaktekap kan de soortenrijkdom sterk worden vergroot door het aanhouden van schermboomen en liggend of staand dood hout.

Er is zeer weinig bekend over de effecten van bodembewerking op de biodiversiteit. Op korte termijn leidt bodembewerking tot een extra verlies aan soorten op de kapvlakte door de vernietiging van het opgebouwde bodemvoedselweb. Het is echter niet duidelijk in hoeverre dit ook op de lange termijn leidt tot een andere soortensamenstelling vergeleken met onbewerkte bodems.

Bodembewerking op oude bosbodems leidt tot vernietiging van het bestaande voedselweb met vaak typische oud-bossoorten. Voor behoud van deze soorten moet bodembewerking op oude bosbodems vermeden worden.

8.6 Vlaktekap in het bosbeheer

Het overgrote deel van het Nederlandse bos kent van oudsher een kaalkapbeheer, of is voortgekomen uit grootschalige bosaanleg tijdens de heide- en stuifzandontginningen. In de afgelopen decennia is de aandacht van de Nederlandse terreinbeheerders steeds meer gericht op een kleinschaliger bosbeheer, met nadruk op meervoudige functievervulling, menging van soorten, behoud van een gevarieerde bosstructuur, en gebruik van natuurlijke verjonging. Kleinschalige vlaktekap (i.c. groepenkap) past daar goed in.

Vlaktekap heeft een aantal duidelijke voordelen, zoals de efficiëntie van werken, de eenvoudige organisatie en het leidt tot goede groei van lichtbehoevende soorten. De nadelen van vlaktekap komen voort uit de gevolgen op het bosklimaat, dat sterker wordt aangetast naarmate de schaal van de vlaktekap toeneemt. Dit leidt ertoe dat verjonging van schaduwboomsoorten moeilijker wordt, en dat door de toegenomen afbraak van strooisel en organische stof in de bodem, er verhoogde uitspoeling van voedingsstoffen kan plaatsvinden.

De huidige stikstofdepositie, bodemverzuring, klimaatverandering, en hoge wilddruk hebben grote effecten op het bos, en stellen bosbeheerders voor complexe problemen. Vlaktekap, in de vorm van groepenkap, lijkt ten opzichte van deze problemen slechts een beperkte extra druk op het ecologisch functioneren van het bos te leggen en kan binnen het bosbeheer een belangrijke rol blijven spelen. De toegepaste schaal bij vlaktekap dient altijd goed afgewogen te worden in het licht van de beheerdoelen en de ecologische, landschappelijke en maatschappelijke context.

Literatuur

- Achat, F.L., M. Fortin, G. Landmann, B. Ringeval & L. Augusto, 2015. Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Nature Scientific Reports* 5, 15991.
- Ampoorter, E., L. van Nevel, B. de Vos, R. Goris & K. Verheyen, 2008. Validatie en optimalisatie bosvriendelijke houtexploitatie in Vlaanderen. Rapport Universiteit Gent Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Inverde.
- Anderson, P.D., D.J. Larson & S.S. Chan, 2007. Riparian buffer and density management influences on microclimate of young headwater forests of Western Oregon. *Forest Science* 53: 254-269.
- Baar J., 1996. The ectomycorrhizal flora of primary and secondary stands of *Pinus sylvestris* in relation to soil conditions and ectomycorrhizal succession. *Journal of Vegetation Science* 7: 497-504.
- Bartsch, N., B. von Lüpke & E. Röhrig, 2020. *Waldbau auf ökologischer Grundlage*. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer, 8e überarbeitete u. erweiterte Auflage.
- Bijlsma, R.J., 2002. Bosrelicten op de Veluwe; een historisch-ecologische beschrijving. Alterra rapport 647, Alterra, Wageningen.
- Bijlsma, R.J., J. den Ouden & H. Siebel, 2009. Oude eikenbossen: nieuwe inzichten en kansen voor het beheer. *De Levende Natuur* 110: 77-82.
- Bijlsma, R.J., R.J. Weeda & E.J. Verkaik, 2009. Wentelwilgen, wortelkluiten en wave dieback: diversiteit door natuurlijke processen in bosreservaten in de Biesbosch. Alterra rapport 1910, Alterra, Wageningen.
- Bijlsma, R.J., H.N. Leys & I.S. Zoneveld, 2011. Vijftig jaar groeiend veen op het Kootwijkse stuifzand. *De Levende Natuur* 112: 18-21.
- Boch, S., D. Pratia, J. Müller et al., 2013. High plant species richness indicates management-related disturbances rather than the conservation status of forests. *Basic and Applied Ecology* 14: 496-505.
- Boddy, L., 2001. Fungal community ecology and wood decomposition processes in angiosperms: from standing tree to complete decay of coarse woody debris. *Ecological Bulletins* 49: 43-56.
- Blokhuis, J.L.M., 1961. De ontwikkeling van de bosbouw in Drente. *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 33: 150-164.
- Bormann, F.H. & G. E. Likens, 1994. *Pattern and process in a forested ecosystem*. New York Springer Verlag, 253 pp.
- Brokaw, N.V.L., 1982. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. *Biotropica* 14: 158-160.
- Brunet, J. & G. Von Oheimb, G., 1998. Migration of vascular plants to secondary woodlands in southern Sweden. *Journal of Ecology* 86: 429-438.
- Buchholz, T., A.J. Friedland, C.E. Hornig, W.S. Keeton, G. Zanchi & J. Nunery, 2014. Mineral soil carbon fluxes in forests and implications for carbon balance assessments. *Global Change Biology Bioenergy* 6, 305-311.
- Buis, J., 1985. *Historia forestris: Nederlandse bosgeschiedenis (2 delen)*. H&S Uitgevers, Utrecht.
- Burgess, D., J.A. Baldock, S. Wetzell & D.G. Brand, 1995. Scarification, fertilization and herbicide treatment effects on planted conifers and soil fertility. *Plant and Soil* 168-169: 513-522.
- Canham, C.D., J.S. Denslow, W.J. Platt, J.R. Runkle, T.A. Spies & P.S. White, 1990. Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 620-631.
- Cannell, M.G.R., 1982. *World forest biomass and primary production data*. London, Academic Press, pp. 391.
- Carlyle, J.C., 1994. Organic carbon in forested sandy soils: Properties, processes and the impact of forest management. *New Zealand Journal of Forestry Science* 23: 390-402.

- Chaudhary, A., Burivalova, Z., Koh, L. et al., 2016. Impact of Forest Management on Species Richness: Global Meta-Analysis and Economic Trade-Offs. *Scientific Reports* 6, 23954.
- Chen, J.M., T.A Black, D.T. Price & R.E. Carter, 1993. Model for calculating photosynthetic photon flux densities in forest openings on slopes. *Journal of Applied Meteorology* 32: 1656–1665.
- Coates, K.D. & P.J. Burton, 1997. A gap-based approach for development of silvicultural systems to address ecosystem management objectives. *Forest Ecology and Management* 99: 337-354.
- Coates, K.D., 2000. Conifer seedling response to northern temperate forest gaps. *Forest Ecology and Management* 127: 249–269.
- Conn, C.E. & J. Dighton, 2000. Litter quality influences on decomposition, ectomycorrhizal community structure and mycorrhizal root surface acid phosphatase activity. *Soil Biology & Biochemistry* 32: 489-496.
- Crockatt, M.E., 2012. Are there edge effects on forest fungi and if so do they matter? *Fungal Biology Reviews* 26: 94-101.
- De Schrijver, A., I. Janssens, J. Staelens & K. Wuyts (2010). Koolstof- en nutriëntenkringlopen. In: Den Ouden, J., B. Muys, F. Mohren & K. Verheyen, 2010. *Bosecologie en bosbeheer*. Acco, Leuven, p. 167-175.
- De Smedt, P., L. Baeten, M. Berg, E. Gallet-Moron, J. Brunet, S. Cousins, G. Decocq, M. Diekmann, B. Giffard, P. De Frenne, M. Hermy, D. Bonte & K. Verheyen, 2018. Desiccation resistance determines distribution of woodlice along forest edge-to-interior gradients. *European Journal of Soil Biology* 85: 1-3.
- De Smedt, P., L. Baeten, E. Gallet-Moron, J. Brunet, S.A.O Cousins, G. Decocq, M. Deconchat, M. Diekman, B. Giffard, O. Kalda, J. Liira, T. Paal, M. Wulf, M. Hermy & K. Verheyen, 2019. Forest edges reduce slug (but not snail) activity-density across Western Europe. *Pedobiologia* 75: 34-37.
- Dengler, A., 1972. *Waldbau*. Paul Parey, Hamburg / Berlijn.
- Den Ouden, J. & P.B. Alaback, 1996. Successional trends and biomass of mosses on windthrow mounds in the temperate rainforests of Southeast Alaska. *Vegetatio* 124: 115–128.
- Den Ouden, J., B. Muys, F. Mohren & K. Verheyen, 2010. *Bosecologie en bosbeheer*. Acco, Leuven.
- Den Ouden, J., D.R. Lammertsma & H.A.H Jansman, 2020a. Effecten van hoefdieren op Natura 2000-boshabitattypen op de Veluwe. *Rapport Wageningen University / Wageningen Environmental Research, Rapport 3013*. Wageningen.
- Den Ouden, J., M.J. Schelhaas, R. van Duuren, S. Clerkx, R. de Waal & B. Lerink, 2020b. Kan uitstel van houtoogst bijdragen aan CO₂-mitigatie? *Rapport 2994, Wageningen Environmental Research, Wageningen*.
- De Vries, W., A. de Jong, J. Kros & J. Spijker, 2021. The use of soil nutrient balances in deriving forest biomass harvesting guidelines specific to region, tree species and soil type in the Netherlands. *Forest Ecology and Management* 479: 118591.
- Dieler, J., 2013. Biodiversität und Waldbewirtschaftung – Auswirkungen auf Artenvielfalt, Strukturdiversität und Produktivität. DVFFA, Sektion Ertragskunde: Beiträge zur Jahrestagung 2013.
- Dorow, W.H.O., T. Blick, S.U. Pauls & A. Schneider, 2019. Waldbindung ausgewählter Tiergruppen Deutschlands. *BfN-Skripten* 544: 1-388.
- Drössler, L. & B. von Lüpke, 2005. Canopy gaps in two virgin beech forest reserves in Slovakia. *Journal of Forest Science* 51(10): 446–457.
- Durall, D.M., M.D. Jones, E.F. Wright, P. Kroeger & K.D. Coates, 1999. Species richness of ectomycorrhizal fungi in cutblocks of different sizes in the Interior Cedar-Hemlock forests of northwestern British Columbia: sporocarps and ectomycorrhizae. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 1322-1332.
- Duvigneaud, P., P. Kestemont & P. Ambroes, 1971. Productivité primaire des forêts tempérées d'essences feuillues caducifoliées en Europe occidentale. in: P. Duvigneaud (ed.) *Productivity of forest ecosystems*. Unesco, Genève, pp. 259-270.

- EEA, 2020. State of nature in the EU. Results from reporting under the nature directives 2013-2018. EEA report 10/2020, European Environment Agency, Copenhagen.
- Emmer, I.M., 1995. Humus form and soil development during a primary succession of monoculture *Pinus sylvestris* forests on poor sandy substrates. Dissertation, University of Amsterdam.
- Evans, J., 1984. Silviculture of broadleaved woodland. UK Forestry Commission Bulletin 62.
- Ferreira de Lima, R.A., 2005. Gap size measurement: The proposal of a new field method. *Forest Ecology and Management* 214: 413-419.
- FSC, 2019. FSC Standaard voor bosbeheer Nederland. FSC-STD-NLD-02-2018 EN The Netherlands. FSC, Utrecht.
- Gardiner, B., A. Schuck, M.-J. Schelhaas, Ch. Orazio, K. Blennow & B. Nicoll (eds), 2013. Living with storm damage to forests. What Science Can Tell Us 3. European Forest Institute, Joensuu.
- Geng, Y., J. Dighton & D. Gray, 2012. The effects of thinning and soil disturbance on enzyme activities under pitch pine soil in New Jersey Pinelands. *Applied Soil Ecology* 62: 1- 7.
- Godefroid, S., S. Rucquoj & N. Koedam, 2005. To what extent do forest herbs recover after clearcutting in beech forest? *Forest Ecology and Management* 210: 39-53.
- Grashof-Bokdam, C.J. & W. Geertsema, 1998. The effect of isolation and history on colonization patterns of plant species in secondary woodland. *Journal of Biogeography* 25: 837-846.
- Grüneberg E., I. Schöning, W. Riek, D. Ziche & J. Evers, 2019 Carbon Stocks and Carbon Stock Changes in German Forest Soils. In: Wellbrock, N. & A. Bolte (eds.): Status and Dynamics of Forests in Germany. Results of the National Forest Monitoring. Berlin, Springer Verlag, *Ecological Studies* 237: 167-198.
- Hagerman, S., M. Jones, G. Bradfield, M. Gillespie & D. Durall, 1999. Effects of clear-cut logging on the diversity and persistence of ectomycorrhizae at a subalpine forest. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 124-134.
- Hannerz, M. & B. Hånell, 1997. Effects on the flora in Norway spruce forests following clearcutting and shelterwood cutting. *Forest Ecology and Management* 90: 29-49.
- Heilmann-Clausen, J. & M. Christensen, 2003. Fungal diversity on decaying beech logs – implications for sustainable forestry. *Biodiversity and Conservation* 12: 953-973.
- Hobi, M.L., C. Ginzler, B. Commarmot & H. Bugmann, 2005. Gap pattern of the largest primeval beech forest of Europe revealed by remote sensing. *Ecosphere* 6(5): 1-15.
- Hommel, P.W.F.M. (red.), R.J. Bijlsma, K.A.O. Eichhorn, R.H. Kemmers, J. den Ouden, J.H.J. Schaminée, R.W. de Waal, M.F. Wallis de Vries & B.J.C. Willers, 2010. Mogelijkheden voor herstelbeheer in hellingbossen op kalkrijke bodem in Zuid-Limburg. Resultaten eerste onderzoeksfase. Rapport 2010/dk140-O. LNV, Directie Kennis en Innovatie, Ede.
- Homyack, J.A. & C.A. Haas, 2009. Long-term effects of experimental forest harvesting on abundance and reproductive demography of terrestrial salamanders. *Biological Conservation* 142: 110-121.
- James, J. & R. Harrison, 2016. The effect of harvest on forest soil carbon: A meta-analysis. *Forests* 7, 308.
- Jandl, R., M. Lindner, L. Vesterdal, B. Bauwens, R. Baritz, F. Hagedorn, D.W. Johnson, K. Minkinen & K.A. Byrne, 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137: 253-268.
- Jansen, P., M. Boosten, M. Cassaert, J. Cornelis, E. Thomassen & M. Winnock, 2018. Praktijkboek bosbeheer. Inverde en Stichting Probos, Wageningen.
- Jiménez Esquilin, A.E., M.E. Stromberger & W.D. Shepperd, 2008. Soil scarification and wildfire interactions and effects on microbial communities and carbon. *Soil Science Society of America Journal* 72: 111-118.
- 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.

- Jonard, M., M. Nicolas, D.A. Coomes, I. Caignet, A. Saenger & Q. Ponette, 2017. Forest soils in France are sequestering substantial amounts of carbon. *Science of the Total Environment* 574: 616–628.
- Jones, M.D., D.M. Durall & J.W.G. Cairney, 2003. Ectomycorrhizal fungal communities in young forest stands regenerating after clearcut logging. *New Phytologist* 157: 399–422.
- Kappes, H., K. Jordaens, F. Hendrickx, J.P. Maelfait, L. Lens & T. Backeljau, 2009. Response of snails and slugs to fragmentation of lowland forests in NW Germany. *Landscape Ecology* 24: 685–697.
- Kaufman, S., M. Hauck & C. Leuschner, 2018. Effects of natural forest dynamics on vascular plant, bryophyte, and lichen diversity in primeval *Fagus sylvatica* forests and comparison with production forests. *Journal of Ecology* 106: 2421–2434.
- Keenan, R.J. & J.P. Kimmins, 1993. The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews* 1: 121–144.
- Kennedy, N. & K.N. Egger, 2010. Impact of wildfire intensity and logging on fungal and nitrogen-cycling bacterial communities in British Columbia forest soils. *Forest Ecology and Management* 260: 787–794.
- Kermavnar, J., K. Eler, A. Marinšek & L. Kutnar, 2019a. Initial understory vegetation responses following different forest management intensities in Illyrian beech forests. *Applied Vegetation Science* 22:48–60.
- Kermavnar, J., K. Eler, A. Marinšek & L. Kutnar, 2019b. Evaluating Short-Term Impacts of Forest Management and Microsite Conditions on Understory Vegetation in Temperate Fir-Beech Forests: Floristic, Ecological, and Trait-Based Perspective. *Forests*, 10, 909.
- Kimmins, J.P., 1992. *Balancing act: environmental issues in forestry*. University of British Columbia Press, Vancouver.
- Klingen, L.A.S., 2017. Twaalf boslessen voor inzicht in bosbeheer. *Klingen Bomen*, Doorn (boslessen.nl).
- Knapp, S.P., C.R. Webster & C.C. Kern, 2019. The Composition and Height of Saplings Capturing Silvicultural Gaps at Two Long-Term Experiments in Managed Northern Hardwood Forests. *Forests* 2019, 10, 855.
- Kohout, P., M. Charvátová, M. Štursová, T. Mašínová, 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.
- Koop, H., 1981. Vegetatiestructuur en dynamiek van twee natuurlijke bossen: het Neuenburger en Hasbrucher Urwald. *Verslagen Landbouwkundige Onderzoekingen* 904. Pudoc, Wageningen.
- Koop, H., 1986. Omvormingsbeheer naar natuurlijk bos: een paradox ? *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 58:2–11.
- Kremers, J. & M. Boosten, 2018. *Soil compaction and deformation in forest exploitation. A literature review on causes and effects and guidelines on avoiding compaction and deformation*. Probos, Wageningen.
- Kuper, J. & S.B. Swart, 2018. Plenteren op z'n Nederlands. *Zakelijk en professioneel. Vakblad Bos Natuur en Landschap*, maart 2018: 3–7.
- Kuzyakov, Y., 2010. Priming effects: Interactions between living and dead organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 42: 1363–1371.
- Lacroix, E.M., C.L. Petrenko, & A.J. Friedland, 2016. Evidence for Losses From Strongly Bound SOM Pools After Clear Cutting in a Northern Hardwood Forest. *Soil Science*, 181: 202–207.
- Landuyt, D., S.L. Maes, L. Depauw et al., 2020. Drivers of above-ground understorey biomass and nutrient stocks in temperate deciduous forests. *Journal of Ecology* 108:982–997.
- Leibundgut, H., 1981. *Die natürliche Waldverjüngung*. Verlag Paul Haupt, Bern.
- Lesschen, J.P., H. Heesmans, J. Mol-Dijkstra, A. van Doorn, E. Verkaik, I. van den Wyngaert & P. Kuikman, 2012. *Mogelijkheden voor koolstofvastlegging in de Nederlandse landbouw en natuur*. Alterra-rapport 2396, Alterra, Wageningen.

- Link, T.E., M. Unsworth & D. Marks, 2004. The dynamics of rainfall interception by a seasonal temperate rainforest. *Agricultural and Forest Meteorology* 124: 171-191.
- Lof, M., S. Schenau, R. de Jong, R. Remme, C. Graveland & L. Hein, 2017. The SEEA EEA carbon account for the Netherlands. CBS/WUR, Den Haag.
- Matthews, J.D., 1989. *Silvicultural systems*. Clarendon Press, Oxford.
- 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 & L. Vesterdal, 2020. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*, 466: 118127.
- McCarthy, J., 2001. Gap dynamics of forest trees: A review with particular attention to boreal forests. *Environmental Reviews* 9: 1-59.
- Merckx, T., R. Feber, D. Hoare, M. Parsons, C. Kelly, N. Bourn & D. Macdonald, 2012. Conserving threatened Lepidoptera: Towards an effective woodland management policy in landscapes under intense human land-use. *Biological Conservation* 149: 32-39.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Moola, F.M. & L. Vasseur, 2004. Recovery of late-seral vascular plants in a chronosequence of post-clearcut forest stands in coastal Nova Scotia, Canada. *Plant Ecology* 172: 183-197.
- Mund M (2004) Carbon pools of European beech forests (*Fagus sylvatica*) under different silvicultural management. Dissertation Georg-August-Universität, Göttingen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Band 189. Forschungszentrums Waldökosysteme, Göttingen.
- Nabuurs, G.J. & G.M.J. Mohren, 1993. Carbon in Dutch forest ecosystems. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 41(4): 309-326.
- Nabuurs, G.J., G.M.J. Mohren, 1994. Koolstofvoorraden en -vastlegging in het Nederlandse bos. *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 66: 144-157.
- Nadporozhskaya, M., G.M.J. Mohren, O.G. Chertov, A.S. Komarov & A.V. Mikhailov, 2006. Dynamics of soil organic matter in primary and secondary forest succession on sandy soils in The Netherlands: an application of the ROMUL model. *Ecological Modelling* 190: 399-418.
- Nave, L., E. Vance, C. Swanston & P. Curtis, 2009. Impacts of elevated N inputs on north temperate forest soil C storage, C/N, and net N-mineralization. *Geoderma* 153, 231-240.
- 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.
- Ohtonen, R., A. Munson & D. Brand, 1992. Soil microbial community response to silvicultural intervention in coniferous plantation ecosystems. *Ecological Applications* 2:363-375.
- Olsson, B.A., H. Staaf, H. Lundkvist, J. Bengtsson & K. Rosen, 1996. Carbon and nitrogen in coniferous forest soils after clear-felling and harvests of different intensity. *Forest Ecology and Management* 82: 19-32.
- Oosterbaan, A., 2000. *Begeleiding van natuurlijke bosverjonging*. Alterra, Wageningen.
- Örlander, G., E. Egnell & A. Albrektson, 1996. Long-term effects of site preparation on growth in Scots pine. *Forest Ecology and Management* 86:27-37.
- Ozinga, W.A., E. Arnolds, P.-J. Keijzer & Th.W. Kuyper, 2013. *Paddenstoelen in het natuurbeheer. OBN preadvies paddenstoelen*. Rapport nr. 2013/OBN181-DZ, Bosschap, Den Haag.
- Paillet, Y., L. Bergès, J. Hjältén et al., 2010. Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. *Conservation Biology* 24: 101-112.
- Pawson, S.M., E.G. Brockerhoff, D.A. Norton & R.K. Didham, 2006. Clear-fell harvest impacts on biodiversity: past research and the search for harvest size thresholds *Canadian Journal of Forest Research* 36: 1035-1046.

- Pedlar, J.H., J.L. Pearce, L.A. Venier & D.W. McKenney, 2002. Coarse woody debris in relation to disturbance and forest type in boreal Canada. *Forest Ecology and Management* 158: 189–194.
- Picchio, R., P.S. Mederski & F. Tavankar, 2020. How and how much do harvesting activities affect forest soil, regeneration and stands? *Current Forestry Reports* 6: 115–128.
- Pötzelsberger, E. & H. Hasenauer, 2015. Soil change after 50 years of converting Norway spruce dominated age class forests into single tree selection forests. *Forest Ecology and Management* 338: 176–182.
- Powers, R.F., D.A. Scott, F.G. Sanchez, R.A. Voldseth, D. Page-Dumroese, J.D. Elioff & D.M. Stone, 2005. The North American long-term soil productivity experiment: Findings from the first decade of research. *Forest Ecology and Management* 220: 31–50.
- Probos, 2018. <http://www.bosenhoutcijfers.nl/de-houtmarkt/houtverbruik/> (geraadpleegd 28-9-2020).
- Quine, C.P., Humphrey, J.W. & R. Ferris, 1999. Should the wind disturbance patterns observed in natural forests be mimicked in planted forests in the British uplands? *Forestry*, 72(4): 337–358.
- Rayner, A.D.M. & L. Boddy, 1988. Fungal communities in the decay of wood. *Advances in Microbial Ecology* 10: 115–16.
- Ring, E., 1996. Effects of previous N fertilization on soil-water pH and N concentrations after clear-felling and soil scarification at a *Pinus sylvestris* site. *Scandinavian Journal of Forest Research* 11: 7–16.
- Ruben, J.A., D.T. Bolger, D.R. Peart & M.P. Ayres, 1999. Understory herb assemblages 25 and 60 years after clearcutting of a northern hardwood forest, USA. *Biological Conservation* 90: 203–215.
- Rudolphi, J., M.T. Jönsson & L. Gustafsson, 2014. Biological legacies buffer local species extinction after logging. *Journal of Applied Ecology* 51: 53–62.
- Runkle, J.R., 1981. Gap formation in some old-growth forests of the eastern United States. *Ecology* 62: 1041–1051.
- Sanches, C., 2020. Pro Silva bosbeheer: richtlijnen voor natuurvolgend bosbeheer. Vertaling van: La sylviculture Pro Silva en Wallonie. Uitg. Forêt.Nature / Pro Silva Nederland.
- Sanders, M.E., 2000. Kronendakmonitoring. Toepassing van luchtfoto's in het bosreservaten-programma. Alterra-rapport 170, Alterra, Wageningen.
- Schall, P., S. Heinrichs, Ch. Ammer et al., 2020. Can multi-taxa diversity in European beech forest landscapes be increased by combining different management systems? *Journal of Applied Ecology* 57: 1363–1375.
- Schaminée, J., R. Haveman, S. Hennekens, M. Horsthuis, J. Janssen, I. de Ronde, N. Smits & K. Sýkora, 2019. Veldgids Plantengemeenschappen van Nederland. KNNV Uitgeverij, Zeist.
- Schelhaas, M.-J., G.-J., Nabuurs & A. Schuck, 2003. Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology* 9: 1620–1633.
- Schmidt, M., W.-U. Kriebitzsch & J. Ewald, 2011. Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. BfN-Skripten, 299: 1–111.
- Schmidt, M., H. Jochheim, K.-C. Kersebaum, G. Lischeid & C. Nendel, 2017. Gradients of microclimate, carbon and nitrogen in transition zones of fragmented landscapes – a review. *Agricultural and Forest Meteorology* 232: 659–671.
- Schoonderwoerd, H. & F. Dolstra, 2009. Over de schaal van het bosbeheer en het niveau van de planning. Ede, Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Rapport DKI nr. 2009/122.
- Schulze, E.D., 2018. Effects of forest management on biodiversity in temperate deciduous forests: An overview based on Central European beech forests. *Journal for Nature Conservation* 43: 213–226.

- Siebers, N. & J. Kruse, 2015. Short-term impacts of forest clear-cut on soil structure and consequences for organic matter composition and nutrient speciation: A case study. *PLOS One*, 14(8): e0220476.
- Siebel, H.N., 1999. Soortenrijkdom van mossen in relatie tot bosbeheer. *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 71: 69-73.
- Sierdsema H., 1995. Broedvogels en beheer. Het gebruik van broedvogelgegevens in het beheer van bos- en natuurterreinen. SBB-rapport 1995-1, SOVON-onderzoeksrapport 1995/04. SBB/SOVON, Driebergen/Beek-Ubbergen.
- Slade, E. Merckx, T., Riutta, T., Beber, D., Redhead, D., Riordan, P., Macdonald D., 2013. Life-history traits and landscape characteristics predict macro-moth responses to forest fragmentation. *Ecology* 94: 1519-1530.
- Sollins, P. P. Homann & B.A. Caldwell, 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma* 74: 65-105.
- Sonesson, J., A. Albrektson, G. Egnell, J.-E. Lundmark, & G. Örlander, 1994. Markbehandlingsförsöket på Anderforsheden-Bestånd, markvegetation och markkemi 62 år efter markberedning och bränning. Arbetsrapp. No. 82, Department of Silviculture, Swedish University of Agricultural Science, Umeå, pp. 1-24.
- Spittlehouse, D.L., R.S. Adams & R.D. Winkler 2005. Forest, Edge, and Opening Microclimate at Sicamous Creek. Research Branch, Ministry of Forests, British Columbia, Research Report 24.
- 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.
- Stoutjesdijk, Ph & J.J. Barkman, 2014. Microclimate, vegetation and fauna. Zeist, KNNV publishing, 2e druk.
- Sullivan, T.P. & D.S. Sullivan, 2017. Green-tree retention and recovery of an old-forest specialist, the southern red-backed vole (*Myodes gapperi*), 20 years after harvest. *Wildlife Research* 44: 669-680.
- Thorn, S., C. Bässler, R. Brandl et al., 2018. Impacts of salvage logging on biodiversity: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 55:279-289.
- Troup, R.S., 1928. *Silvicultural systems*. Oxford University Press.
- Tweede Kamer, 2020. Gewijzigde motie van de leden Beckerman en Smeulders ter vervanging van die gedrukt onder nr. 5. Kamerstuk 35309-15 (16 juni 2020).
- Van Calster, H., R. Vandenberghe, M. Ruysen, K. Verheyen, M. Hermy & G. Decocq, 2008. Unexpectedly high 20th century floristic losses in a rural landscape in northern France. *Journal of Ecology* 96: 927-936.
- Van Delft, B., R. de Waal, R. Kemmers, P. Mekink & J. Sevink, 2006. Field guide humus forms. Description and classification of humus forms for ecological application. Alterra, Wageningen/ Universiteit van Amsterdam.
- Vandekerkhove, K., 2020. 'Coldspots' in bossen: belangrijke 'hotspots' voor bosgebonden soorten. *Bosrevue* 86a: 1-11.
- Van der Jagt, J.L., J.M. Paasman, L.A.S. Klingen, M.R. Houtzagers & C.J.F. Konings, 2000. Geïntegreerd bosbeheer. Praktijk, voorbeelden en achtergronden. Rapport nr. 50, Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Van Goor, C.P., 1952. Bewerking en vruchtbaarheid van droge bosgronden. Uitvoerig verslag nr. 2, Bosbouwproefstation De Dorschkamp, Wageningen.
- Vesterdal, L., M. Dalsgaard, C. Felby, K. Raulund-Rasmussen & B. Bilde Jorgensen, 1995. Effects of thinning and soil properties on accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus in the forest floor of Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management* 77: 1-10.
- Von Arx, G., E. Graf Pannatier, A. Thimonier & M. Rebetez, 2013. Microclimate in forests with varying leaf area index and soil moisture: potential implications for seedling establishment in a changing climate. *Journal of Ecology* 101: 1201-1213.

- Wei, L., A. Villemey, F. Hulin, I. Bilger, Y. Dumas, R. Chevalier, F. Archaux & F. Gosselin, 2015. Plant diversity on skid trails in oak high forests: a matter of disturbance, micro-environmental conditions or forest age? *Forest Ecology and Management* 338: 20-31.
- Westhoff, V., 1976. Het zichzelf handhaven van bos in de gematigde luchtstreken. *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 48: 58-65.
- Wijdeven, S.M.J., C. van den Berg & A. Oosterbaan, 2003. Natuurlijke verjonging: van kleine naar grote gaten. *Vakblad Natuurbeheer* 6: 111-115.
- Wijdeven, S.M.J., A.J.H. Willems & G.W.T.A Groot Bruinderink, 2004. Gaten in het bosbeheer. *Vakblad Natuur Bos Landschap* 1(8): 18-19.
- Zellweger, F., D. Coomes, J. Lenoir, L. Depauw, S.L. Maes, M. Wulf, K.J. Kirby, J. Brunet, M. Kopecký, F. Máliš, W. Schmidt, S. Heinrichs, J. den Ouden, B. Jaroszewicz, G. Buyse, F. Spicher, K. Verheyen, P. De Frenne, 2019. Seasonal drivers of understorey temperature buffering in temperate deciduous forests across Europe. *Global Ecology and Biogeography* 28: 1774-1786.
- Zellweger, F., P. De Frenne, J. Lenoir et al., 2020. Forest microclimate dynamics drive plant responses to warming. *Science* 368: 772-775.
- Zuo, J., M.M. Hefting, M.P. Berg, R.S.P. van Logtestijn, J. van Hal, L. Goudzwaard, J.-C. Liu, U. Sass-Klaassen, F.J. Sterck, L. Poorter & J.H.C. Cornelissen, 2018. Is there a tree economics spectrum of decomposability? *Soil Biology and Biochemistry* 119: 135-142.

Bijlage I: Schelhaas et al. 2019. Samenvatting NBI / LULUCF

Samenvatting van informatie uit de NBI-6/-7 en LULUCF werkzaamheden met betrekking tot de discussie over ontbossing en kaalkap in Nederland.

Mart-Jan Schelhaas, Sandra Clerkx, Eric Arets

Wageningen Environmental Research

2 september 2019

Aanleiding

De afgelopen tijd is er veel aandacht geweest rondom ontbossing (met name de omvorming van bos naar open natuur) en het toepassen van kaalkap, waarbij met name Staatsbosbeheer onder vuur lag. In deze discussie wordt regelmatig verwezen naar cijfers die voortkomen uit de Nederlandse bosinventarisatie (NBI) en/of het werk rondom de LULUCF rapportages. Op internet wordt regelmatig genoemd dat er duizend hectare per jaar wordt kaalgekapt, over een periode van vijf (<https://www.ad.nl/binnenland/noodkreet-natuurorganisaties-stop-met-kaalkap-bossen-in-nederland~a712f8cd/>) tot zeven jaar (<https://www.urgenda.nl/wp-content/uploads/Jaap-Kuper-PP-bosbeheer-als-ecosysteem-25-maart-19-PP-Jaap-Kuper.pdf>). Naar aanleiding van de discussie heeft de Minister van LNV aangekondigd een Bossennotitie op te stellen. Dit document geeft een samenvatting van de cijfers die beschikbaar zijn met betrekking tot deze onderwerpen, en een update of nuancering van de cijfers waar wenselijk en mogelijk.

Begripsbepaling

Verjongingskap is het verwijderen (kappen) van oudere bomen met als doel ruimte te creëren voor nieuwe bomen, om op die manier verjonging van het bos tot stand te brengen. Dit kan gebeuren op de schaal van enkele bomen tot vlaktes van meerdere hectares, in het buitenland zelfs tientallen tot honderden hectares. In Nederland wordt over het algemeen een verjongingsvlakte van kleiner dan 0,5 ha beschouwd als kleinschalig (ook wel aangeduid als groepenkap). Verjongingskap groter dan 0,5 ha wordt aangeduid als kaalkap, ondanks het feit dat er meestal een paar individuele bomen blijven staan. In de praktijk wordt een maximum oppervlakte van 2 ha aangehouden in Nederland. Kaalkap is dus te omschrijven als het kappen van (bijna) alle volwassen bomen op een oppervlakte van 0,5 tot 2 ha, met als doel het verjongen van het bos. Omdat de bestemming (landgebruik) van het terrein niet verandert vallen zulke terreinen gewoon onder de bosdefinitie van de NBI.

Ontbossing is het verwijderen (kappen) van bomen om het betreffende terrein voor andere doeleinden dan bos te gaan gebruiken. Dit kan bijvoorbeeld zijn het kappen van een strook bos voor wegverbreding of het aanleggen van een fietspad, waarbij het landgebruik verandert in overig landgebruik/infrastructuur; het rooien van tijdelijke bossen op landbouwgrond, waarbij het landgebruik verandert in landbouwgrond of grasland; of het kappen van bos ten behoeve van natuurdoelstellingen, waarbij het landgebruik verandert in (natuur)grasland of heide. In alle gevallen vallen deze terreinen niet meer onder de bosdefinitie van de NBI.

In het veld is zonder extra informatie niet altijd direct na (grootschalige) kap duidelijk of het om een bosbouwkundige ingreep gaat met als doel verjonging, dan wel om ontbossing en omzetting naar een ander landgebruik (met name voor natuurontwikkeling). Voor bezoekers van het gebied en andere buitenstaanders kan dit verwarring opleveren over de omvang van het fenomeen kaalkap aan de ene kant en ontbossing aan de andere kant. Beide begrippen worden regelmatig door elkaar gehaald of als

synoniemen behandeld. In de praktijk zijn kaalkapvlaktes vaak bij benadering rond of vierkant, midden in het bos gesitueerd, niet groter dan 2 ha, en zijn vaak enkele overstaanders gespaard. Ontbossing naar open natuur is vaak grilliger, sluit meestal aan bij bestaande open terreinen (vergroting oppervlak of vormen van verbindingzones) en is vaak (veel) groter dan 2 ha. Een aantal van deze kenmerken is te beoordelen in het veld, maar vaak geven luchtfoto's een duidelijker beeld, ook doordat de samenhang in het hele gebied beoordeeld kan worden.

Methodes

De LULUCF rapportage levert jaarlijks gegevens over de opname en emissies van CO₂ in de landgebruik sector, waar bos een onderdeel van is. Het oppervlak per landgebruiksklasse wordt afgeleid uit landgebruikskaarten, die eens in de 4 tot 5 jaar worden vernieuwd. Deze kaarten worden afgeleid van de topografische kaarten van het kadaster. Deze kaarten zijn niet speciaal gemaakt voor het monitoren van veranderingen in landgebruik en bijbehorende oppervlaktes en hebben daarom onzekerheden en soms afwijkingen. Na constatering van een netto afname van het areaal bos tussen de kaarten van 2013 en 2017 zijn een aantal controles uitgevoerd op de kaart van 2017, gericht op de overgangen van en naar bos. Eerst is een kaart gemaakt van alle plekken die bos zijn geworden, of waar bos is verdwenen. Alle plekken groter of gelijk aan een hectare zijn bekeken en beoordeeld, terwijl van de plekken kleiner dan een hectare een steekproef bekeken is. Het aantal kleine plekken is zeer groot, waardoor een volledige controle niet mogelijk is. Op basis van de beoordeelde steekproef is een schatting gemaakt van de "echte" grootte van de ontbossing, gepubliceerd in het Vakblad Natuur Bos en Landschap (Schelhaas et al. 2017). Tevens is deze beoordeling vervolgens gebruikt om de originele kaart van 2017 te corrigeren voor het gebruik binnen de LULUCF rapportages. Hierbij zijn de plekken groter dan een hectare waar een onterechte overgang van of naar bos was geconstateerd gecorrigeerd. Doordat geen volledige correctie is gedaan, wijken de "boekhoudkundig" vastgestelde waardes over bebossing en ontbossing binnen LULUCF af van de geschatte "echte" waardes zoals vermeld in het Vakblad artikel. De rapportages voor LULUCF zijn ruimtelijk expliciet, wat betekent dat elke be- of ontbossingsplek afzonderlijk beoordeeld moet worden en geen correctie toegestaan is op basis van de gedane steekproef (bijvoorbeeld door willekeurig X% van de plekken te corrigeren op basis van het percentage gevonden in de steekproef). Een volledige correctie van de kaarten is te tijdsintensief door de grote hoeveelheid plekken die beoordeeld zou moeten worden.

De Nederlandse bosinventarisatie is bedoeld om een beeld te krijgen van de staat van het Nederlandse bos op een bepaald moment. Daartoe worden in een bepaalde periode veldmetingen verricht op willekeurig geselecteerde plekken, de steekproefpunten. De uitvoering vindt gespreid over meerdere jaren plaats omdat het om ruim 3500 punten gaat. De vijfde bosinventarisatie (destijds aangeduid als Meetnet Functie Vervulling, kortweg MFV) is uitgevoerd in de periode 2001-2005 en de zesde bosinventarisatie (NBI-6) in 2012-2013. Met ingang van de NBI-7 wordt een continue vijfjarige cyclus aangehouden. Deze loopt van 2017-2021, waarna direct begonnen wordt met NBI-8. Als basis voor de selectie van de steekproefpunten in de inventarisatie wordt de meest recente landgebruikskaart van de LULUCF genomen. In het geval van de NBI-6 is dat de landgebruikskaart uit 2009, en voor NBI-7 de kaart uit 2017. De veldmetingen worden vervolgens gebruikt in de jaarlijkse LULUCF rapportages.

Oppervlakte bos

Onderstaande tabel geeft de ontwikkeling van het areaal bos weer in de opeenvolgende landgebruikskaarten van het LULUCF systeem (gegevens gebaseerd op Arets et al., 2019). De ontwikkelingen in de periode 2013-2017 zijn iets lager dan vermeld in het vakblad artikel omdat de 2017 kaart na de publicatie gecorrigeerd is zoals boven vermeld. De schatting van de "echte" waardes blijven gelijk, te weten een bruto ontbossing van 3036 ha per jaar, een bruto bebossing van 1686 ha per jaar en een netto afname van 1350 ha per jaar. Het overzicht van oorzaken van ontbossing blijft ongewijzigd, met omvorming naar andere natuur als belangrijkste oorzaak (38% van de totale oppervlakte ontbossing, 1945 ha per jaar, zie Schelhaas et al. 2017). Overigens is het zeer waarschijnlijk dat een

deel van de omvorming naar overige natuur al eerder dan 2013 is begonnen, maar nog niet of niet volledig in de kaart van 2013 verwerkt is. De netto ontbossing zal dus eerder begonnen zijn en per jaar dus waarschijnlijk minder groot zijn dan de kaarten doen vermoeden.

	areaal (ha)	bruto afname (ha per jaar)	bruto toename (ha per jaar)	netto verandering (ha per jaar)
1990	362100			
2004	370041	-1992	2559	567
2009	373480	-2513*	3201*	688*
2013	375744	-3317	3883	566
2017	365579	-4778	2237	-2541

- De waardes voor de periode 2004-2009 zijn in het vakblad artikel afwijkend doordat abusievelijk door 4 jaar is gedeeld in plaats van 5 jaar

Oppervlakte kaalkap

In de bosinventarisatie wordt tijdens het veldbezoek onder andere de "beheervorm" van elk steekproefpunt beoordeeld. De NBI-5 kende de classificatie "kapvlakte", terwijl de NBI-6 onderscheid maakt naar "grootschalige kapvlakte" en "kleinschalige kapvlakte". De veldinstructie van de NBI-5 vermeldt: *"Een (kleinschalige) vlaktegewijze velling van boomindividuen waarbij de kroonprojectie van de blijvende bomen minder dan 20% is geworden."* In de veldinstructie van de NBI-6 is sprake van een kapvlakte als er een verjongingseenheid aanwezig is, maar nog zonder begroeiing. Een verjongingsvlakte is kleinschalig indien de oppervlakte kleiner is dan 0,5 ha, en grootschalig bij een oppervlakte groter dan 0,5 ha. Ten tijde van de NBI-5 werd op 0,3% van de steekproefpunten een kapvlakte gemeld, terwijl dit in de NBI-6 op 1,4% van de steekproefpunten het geval was (tabel 4.4 uit Schelhaas et al. 2014). Kleinschalige kapvlakte werd gemeld op 0,6% van de punten (21 punten, 2312 ha) en grootschalige kapvlakte op 0,8% (26 punten, 2862 ha) (tabel 4.1). Zoals eerder uitgelegd, is het niet altijd duidelijk of een terrein gekapt is met het oogmerk van verjonging, of dat het een omvorming betreft naar open natuur. De instructie is dat er bij twijfel van moet worden uitgegaan dat het blijvend bosterrein betreft, en in dat geval wordt het steekproefpunt dus als kapvlakte geclassificeerd. Bij een volgende opname kan de beoordeling opnieuw plaatsvinden, en kan een steekproefpunt alsnog als "geen bos" worden geclassificeerd. Ondertussen is de NBI-7 van start gegaan en kan met behulp van de 2017 landgebruikskaart vastgesteld worden hoeveel van de "grootschalige kapvlaktes" eigenlijk "geen bos" hadden moeten zijn. Slechts 5 van de betreffende 26 steekproefpunten liggen nu nog in bos, waarmee de totale oppervlakte "grootschalige kapvlakte" ten tijde van de veldopname van de NBI-6 op 550 ha komt.

In de discussies wordt gesproken over "kaalkap", waarbij een halve hectare over het algemeen als ondergrens genomen wordt. Dit komt overeen met de term "grootschalige kapvlakte" zoals gebruikt in de NBI-6. Als we er van uitgaan dat een kapvlakte na ongeveer 2 jaar begroeid begint te raken en daarna als "grootschalige verjongingsvlakte" geclassificeerd zou worden, ligt de jaarlijkse oppervlakte kaalkap in de periode voor de NBI-6 metingen op ongeveer 275 ha, en geen 1000 ha per jaar.

Uit de controle van de gebieden die als ontbost waren aangegeven op de 2017 kaart, blijkt dat in totaal naar schatting 1907 ha op de 2017 kaart is weergegeven als ontbost, terwijl dit in werkelijkheid verjongingsvlaktes waren (Schelhaas et al. 2017, tabel 3). Het gaat hierbij om plekken van alle groottes, en zowel om pas gekapte plekken als plekken waar al nieuwe begroeiing zichtbaar is, dus breder dan de definitie van kapvlakte in de bosinventarisatie. Zo'n 640 ha hiervan is groter of gelijk aan een halve hectare (eigen analyse). Het is niet bekend in hoeverre dit alle verjongingsvlaktes in het Nederlandse bos

betreft, of dat bijvoorbeeld bepaalde kaartenmakers een andere interpretatie gebruikten, of dat bepaalde gebieden nauwkeuriger zijn bekeken dan andere. In elk geval biedt ook deze bron geen onderbouwing voor een kaalkap van duizend ha per jaar.

Conclusies

Na meerdere decennia van toename van de bosoppervlakte in Nederland neemt de oppervlakte weer af. Hoewel de kaarten deze afname tussen 2013 en 2017 aangeven, is het waarschijnlijk dat dit proces al eerder is begonnen. Dit is gebaseerd op de omvormingen die in de NBI-6 zijn gerapporteerd en wordt ondersteund door mondelingen mededelingen van de veldmedewerkers. De bosoppervlakte in 2017 in de LULUCF rapportage is vastgesteld op 366.579 ha, een afname van ruim 10.000 ha. Dit getal wordt verder zoveel mogelijk ook aangehouden in overige rapportages, zoals naar de FAO, UNECE en Forest Europe, in overleg/samenwerking met Probos die deze rapportages verzorgt. De belangrijkste reden van ontbossing is omvorming naar open natuur, met een oppervlakte van naar schatting 7800 ha in de periode tot 2017. Het is niet bekend hoeveel van deze omvorming elders gecompenseerd is door bosaanplant.

In de media wordt melding gemaakt van 1000 ha kaalkap per jaar, over een periode van 7 jaar. Het is niet duidelijk waar deze getallen vandaan komen. Op basis van gegevens en analyses uit de NBI en de LULUCF rapportages lijkt het eerder om enkele honderden hectares per jaar te gaan.

Bronnen

- Arets EJMM, van der Kolk JWH, Hengeveld GM, Lesschen JP, Kramer H, Kuikman PJ, Schelhaas MJ, 2019. Greenhouse gas reporting of the LULUCF sector in the Netherlands Methodological background, update 2019. Statutory Research Tasks Unit for Nature & the Environment (WOT Natuur & Milieu), Wageningen. WOt-technical report 16
- Schelhaas MJ, Clerkx APPM, Daamen WP, Oldenburger JF, Velema G, Schnitger P, Schoonderwoerd H, Kramer H, 2014. Zesde Nederlandse Bosinventarisatie; Methoden en basisresultaten. Alterra rapport 2545, Wageningen.
- Schelhaas MJ, Arets EJMM, Kramer H, 2017. Het Nederlandse bos als bron van CO₂. Vakblad Natuur Bos Landschap 6-9.

Bijlage II: Mohren & den Ouden 2020. Advies schermslag

Advies inzake schermslag

prof. dr. ir. G.M.J. Mohren & dr. ir. J. den Ouden, Wageningen University & Research

Aanleiding

In de aanloop naar de nieuwe Nederlandse Bossenstrategie wordt een discussie gevoerd over de maximale grootte van een kapvlakte en de uitzonderingen die daarop gelden. In de lijst van uitzonderingsgevallen wordt naast hakhout, groepenkap en uitkap, ook schermkap genoemd. Daarbij rijst de vraag hoe schermkap moet worden gedefinieerd en afgebakend ten opzichte van kaalkap.

Terminologie

In het huidige spraakgebruik wordt de term kaalkap gebruikt voor elke ingreep waarbij een oppervlak bos wordt gekapt, ongeacht het doel van de ingreep. De bosbouwkundige betekenis van kaalkap betreft de ingreep die hoort bij het kaalslagsysteem¹. In dit verjongingssysteem wordt een opstand in één keer verwijderd met als doel ruimte te maken voor een nieuwe generatie bos. Er is hierbij geen sprake van ontbossing, omdat de plek van de verwijderde bomen na enkele jaren weer ingenomen wordt door een nieuwe generatie. In de praktijk betreft kaalslag de grootschalige vorm van vlaktegewijze verjonging. Wanneer de verjongingsvlakten klein zijn wordt dit aangeduid als groepenkap (met een grootte van 0,05-0,5 ha).

In het geval van schermslag wordt niet in één keer de oude opstand verwijderd, maar blijft een scherm van oude bomen gehandhaafd waaronder zich een nieuwe, vaak min of meer gelijkjarige bosgeneratie kan ontwikkelen. Dit heeft als voordeel dat er voldoende licht beschikbaar is voor de verjonging terwijl het bosklimaat onder het kronendak deels behouden blijft. Zodra deze verjonging zich definitief gevestigd heeft, kan het oude scherm geheel of gedeeltelijk worden verwijderd. Onder de gevestigde verjonging herstelt het bosklimaat zich.

Effecten van kap

Het kronendak van een bos beschermt de bosbodem en de lagere vegetatie tegen directe instraling van de zon waardoor een bosklimaat ontstaat dat zich, ten opzichte van het open veld, kenmerkt door minder beschikbaar licht, een andere spectrale samenstelling van het licht, een hogere luchtvochtigheid, lagere maximum temperaturen, hogere minimum temperaturen en lagere windsnelheden. Door onderschepping van regenwater door het kronendak is er ook minder toevoer van water naar de bodem.

Bij kaalkap worden alle bomen op een oppervlakte geveld, waardoor de beschermende werking van het kronendak ter plekke verdwijnt. Dit heeft een direct gevolg voor het microklimaat, waarbij de grootte van de kapvlakte bepaalt in welke mate het microklimaat aldaar wordt gewijzigd: hoe groter de kapvlakte, hoe meer het bosklimaat verdwijnt. Wanneer niet alle bomen van de oude opstand worden geveld kunnen de overblijvende bomen zorgen voor een gedeeltelijke instandhouding van het bosklimaat: hoe meer bomen er blijven staan, hoe meer het bosklimaat in stand blijft. Het voordeel van schermslag is dus dat bij de vorming van een nieuwe bosgeneratie het bosklimaat onder het resterende kronendak deels behouden blijft.

Schermslag als systeem van bosverjonging

De schermslag leent zich voor verjonging van alle boomsoorten, zowel lichtbehoevende soorten (zoals eik, grove den en lariks) als meer schaduwverdragende boomsoorten (zoals beuk en douglas). In de regel wordt hierbij gebruik gemaakt van natuurlijke verjonging, maar ook aanplant is mogelijk. Het scherm heeft twee belangrijke functies: het levert zaad en tempert de invloed van zon en wind waardoor het bosklimaat grotendeels in stand blijft.

Uitgaande van een min of meer gesloten bos kan niet in één keer naar een scherm worden toegewerkt omdat dit de stabiliteit van de opstand in gevaar brengt. Er wordt in de praktijk eerst begonnen met een (aantal) voorbereidende kap(pen), dan de bezaaiingskap (waarmee het feitelijke scherm ontstaat) en, nadat de verjonging op gang is gekomen, wordt het scherm verwijderd in één of meerdere kappen. Schermslag leidt, indien strikt toegepast, aanvankelijk tot een tweelagig bos (verjonging onder scherm), en uiteindelijk (na verwijdering van het scherm) tot een min of meer gelijkjarig bos. Hierdoor ontstaat een relatief structuurarme nieuwe generatie. In de praktijk worden echter veel varianten toegepast waarbij met het scherm wordt gevarieerd (meer of minder open, meer of minder homogeen). Op deze wijze ontstaat een meer gevarieerde bosstructuur omdat de verjonging in tijd en ruimte varieert, en kan er toegewerkt worden naar meer complexe bosstructuren. Zo kan schermkap gecombineerd worden met een groepenkap (<0,5 ha) voor het creëren van structuurvariatie en ecologische gradiënten, en om op kleinere schaal benodigde voorwaarden te scheppen voor verjonging van lichtbehoevende soorten.

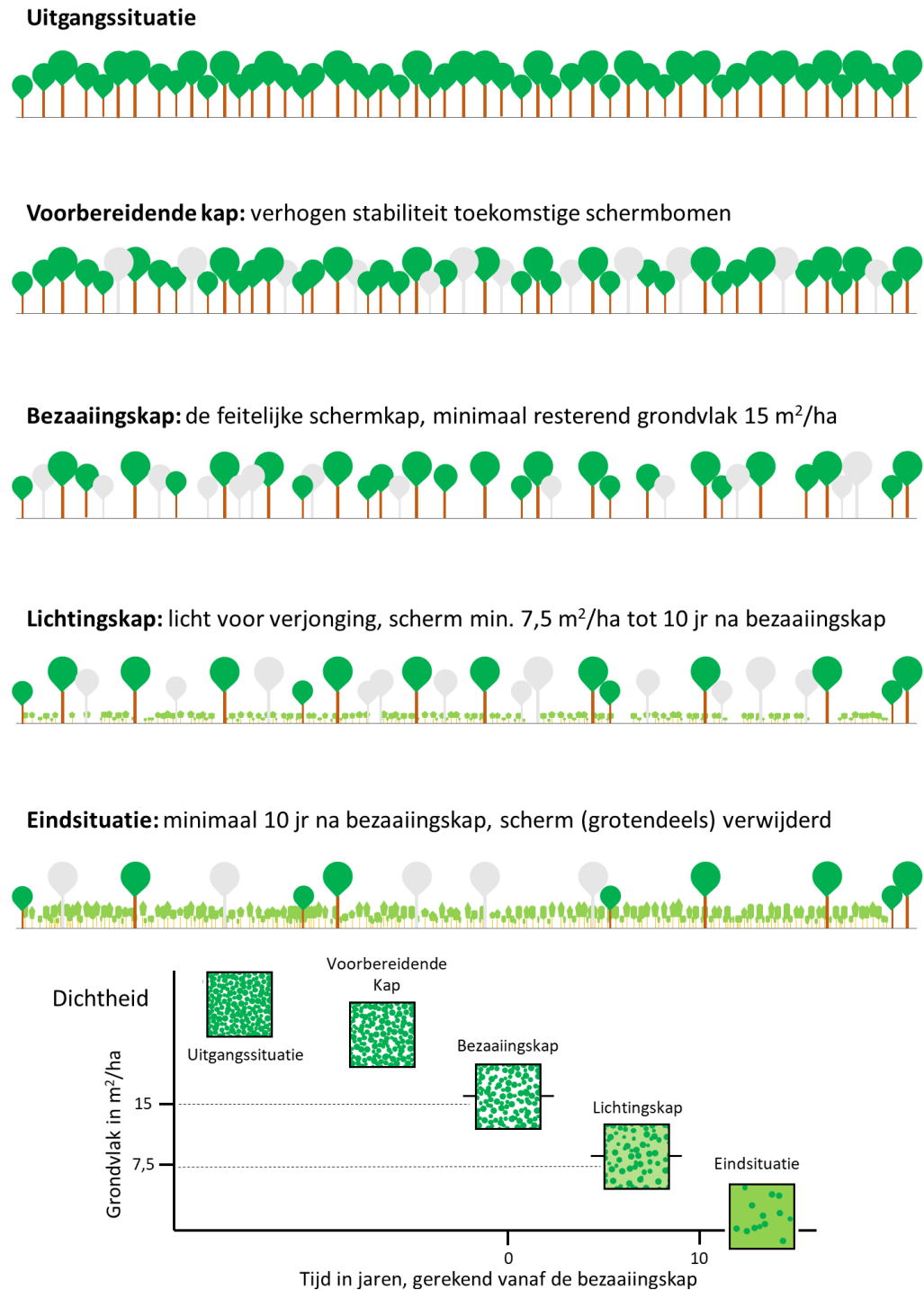
Schermdichtheid en bosklimaat

Hoewel de milieuomstandigheden onder het kronendak duidelijk verschillen van die van het vrije veld, is het moeilijk om vast te stellen bij welke grenswaarde er al dan niet sprake is van een bosklimaat². De mate waarin het kronendak invloed heeft op het microklimaat is afhankelijk van de dichtheid van het bladerdek, wat wordt uitgedrukt met de bladoppervlakte-index (in het Engels: Leaf Area Index - LAI): het gemiddeld aantal bladlagen per oppervlakte bodem³. In donkere bossen met een hoge LAI, zoals in beuken- of douglasbossen, is dat effect groot, terwijl in bossen met een lagere LAI, zoals grove dennen-, eiken- of lariksbossen de effecten op het microklimaat kleiner zijn. De effecten op het bosklimaat na het omzetten van een gesloten kronendak naar een scherm zijn dus afhankelijk van de uitgangssituatie, en van de dichtheid van het scherm.

Het behoud van een bosklimaat is afhankelijk van de mate van beschaduwing van de ondergroei en bodem. Vanwege de exponentiële afname van het lichtniveau in relatie tot LAI, gaande van boven naar beneden in het kronendak, is de afname van de lichtonderschepping door het kronendak bij schermslag minder dan proportioneel: bij een schermkap van 50% van de voorraad, met corresponderende afname van de LAI, neemt de lichtonderschepping minder snel af, tot ongeveer 2/3 van de oorspronkelijke waarde. Er blijft derhalve 2/3 van de schaduwwerking van het scherm in stand³. Het stellen van een harde grens voor het vaststellen van de aanwezigheid van een bosklimaat is arbitrair; het lijkt redelijk om uit te gaan van de aanname dat het aanwezige bosklimaat niet sterk wordt beïnvloed zolang de schaduwwerking van het kronendak met niet meer dan 50% afneemt ten opzichte van een gesloten kronendak.

Bij een schermslag wordt met de bezaaiingskap het stamvolume teruggebracht tot ongeveer 50% van het oorspronkelijke volume. Afhankelijk van de gewenste verjonging (met lichtbehoevende dan wel schaduwverdragende soorten), kan dit variëren van 35-50% van het oorspronkelijke volume of grondvlak⁴. Een bezaaiingskap van 50% leidt tot een afname van de LAI met eveneens 50%. Vanwege de variatie in uitgangssituaties, en vanwege het feit dat een relatieve reductie -uitgedrukt in %- in de dichtheid van bomen na een ingreep niet goed is vast te stellen, kan in de praktijk voor de belangrijkste boomsoorten in Nederland een grenswaarde voor het grondvlak na de bezaaiingskap van 15 m²/ha worden gebruikt⁵. In de daarop volgende lichtingskappen wordt het scherm dan

in een of meerdere stappen verder uitgedund, nadat de verjonging zich heeft gevestigd (zie Figuur 1).



Figuur 1: Een algemeen overzicht van de verschillende fasen in de uitvoering van een schermkap. Na een voorbereidende kap om de toekomstige schermbomen voldoende stabiliteit te geven volgt de bezaaiingskap waarbij het grondvlak verlaagd wordt tot minimaal 15 m²/ha. Nadat de verjonging zich gevestigd heeft kan het scherm, indien nodig, nog verder worden verdund tot minimaal 7,5 m²/ha. Na minimaal 10 jaar na de bezaaiingskap kan het resterende scherm worden verwijderd of, zoals in dit voorbeeld, een deel van de schermbomen worden gespaard.

Nadat er onder het scherm -met een minimale dichtheid van 15 m²/ha - een nieuwe generatie bomen is verjongd zal deze snel voor een sterke beschaduwning zorgen van de bodem, en daarmee het bosklimaat op de bodem weer versterken. Zodra de verjonging voldoende dichtheid heeft bereikt kan het scherm worden verwijderd. Vanwege het behoud van structuurvariatie in het bos is het verstandig om dit scherm niet te snel te ruimen. Maatgevend is hier de ontwikkeling van de verjonging: bij voorspoedige ontwikkeling moet het scherm sneller verder uitgedund worden om de verjonging te faciliteren. Als algemene richtlijn wordt hier voorgesteld om het scherm pas na minimaal 10 jaar volledig te verwijderen. Bij eventueel tussentijdse uitdunningen van het scherm mag het grondvlak daarvan, omwille van behoud van structuurvariatie, binnen die 10 jaar niet onder de 7,5 m²/ha dalen. Overigens is het daarbij wenselijk om het scherm ook na die 10 jaar niet volledig te verwijderen, maar een aantal zware bomen te laten staan ten behoeve van de structuurvariatie en als habitatbomen voor vogels en zoogdieren. Het hele verjongingsproces in geval van schermslag beslaat 20-30 jaar.

Het schermslagsysteem is in theorie een homogene behandeling over het te verjongen bosoppervlak, waarbij de gemiddelde boomafstand bij 50% grondvlak na bezaaiingskap ongeveer overeenkomt met 1/3 tot 1/2 van de gemiddelde boomhoogte van de oude opstand, overeenkomend met een gemiddelde boomafstand van 8-12 m⁶. In de praktijk wordt door de beheerder gebruik gemaakt van verschillen in bodemcondities, ondergroei en andere terreinomstandigheden om variatie en structuur te creëren bij het uitvoeren van de verjongingsmaatregel.

Schermslag kan zowel op kleine als op grotere schaal toegepast worden. Omdat schermslag over het algemeen leidt tot een min of meer gelijkjarige verjonging zal bij grootschalige toepassing uiteindelijk ook een grootschalige homogene bosstructuur ontstaan. Vanwege de gewenste structuurvariatie in het relatief kleinschalige Nederlandse bos wordt voorgesteld om de omvang van een schermkap niet groter te laten zijn dan 2 hectare. Voor het realiseren van gewenste verjonging, met name van lichtbehoevende soorten, kan binnen dit oppervlak tevens een groepenkap worden uitgevoerd tot een maximum van 0,5 ha, zodat verschillende omstandigheden voor verjonging ontstaan en er ook in relatief open bossen verjonging ingeleid kan worden.

Effecten op soorten

Schermslag leidt tot een verandering in de opstandstructuur en dit heeft gevolgen voor de daarin aanwezige soorten. Schermkap is een onderdeel van de dynamiek in het bos waarbij periodiek bomen of oppervlaktes bos bezwijken als gevolg van brand, stormwind, ziektes of kap. Deze verstoringen maken een wezenlijk onderdeel uit van het functioneren van het bos: opengevallen plekken groeien dicht, de bomen daarin groeien op, worden volwassen en gaan uiteindelijk weer dood, waarmee de cirkel rond is. Deze cyclus vindt altijd plaats in een boscossysteem, waardoor een mozaïek ontstaat van bosstructuren die continu veranderen in ruimte en tijd, waardoor ook de habitats van de daaraan gebonden planten en diersoorten mee-veranderen. Populaties planten en dieren in bossen kunnen voortbestaan zolang hun habitats aanwezig blijven en bereikbaar blijven voor hervestiging en lang genoeg aanwezig zijn zodat individuen zich kunnen voortplanten.

De soortensamenstelling van het bos is mede afhankelijk van de aard van het verstoringsregime. Grootschalige verstoringen zoals bosbrand, massale windworp of kaalkap creëren een habitat waarin lichtbehoevende en warmteminnende pionierssoorten zich kunnen handhaven. Kleinschalige verstoringen handhaven het habitat voor schaduwverdragende soorten. Bosbeheer vergroot de variatie in de mate van verstoringen ten opzichte van onbeheerde bossen en verhoogt daarmee de algehele biodiversiteit van het boscossysteem⁷. Schermslag draagt bij aan het periodiek ontstaan van nieuwe habitats.

Een deel van de bosgebonden flora en fauna is juist afhankelijk van zeer specifieke omstandigheden. Dit geldt vooral voor allerlei insecten en schimmelsoorten die zijn gebonden aan dood hout, korstmossen die gedijen op oude bomen in schaduwrijke omstandigheden of plantensoorten die afhankelijk zijn van lichte plekken en pioniersmilieus. Hun aanwezigheid wordt bepaald door de mate waarin deze condities aanwezig zijn. Bosbeheer zal dus ruimte moeten laten in het bos voor de aanwezigheid van deze specifieke omstandigheden door het laten liggen van een hoeveelheid dood hout, het aanhouden van oude en aftakelende bomen, het handhaven van oude gesloten opstanden of juist tijdelijke of permanente, kleine en grote, open plekken. Hiervoor geldt dat ook deze habitats mettertijd van locatie veranderen.

In het gehele spectrum van verstoringen, en daarmee veranderingen in habitatcondities, neemt de schermslag een intermediaire plaats in tussen zeer kleinschalige verstoringen (de dood van een enkele boom) en grootschalige verstoringen (zoals een kaalkapvlakte). Het voordeel van een schermslag is dat het de condities schept voor een nieuwe bosgeneratie (met de daarbij behorende flora en fauna) zonder het bosklimaat te veel aan te tasten en met een naar verwachting beperkte invloed op de biodiversiteit.

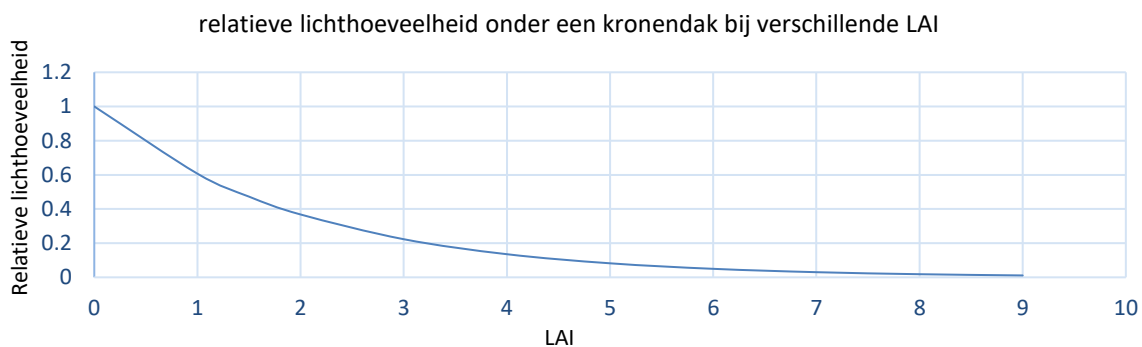
Samenvattend:

- Schermslag is een werkwijze ten behoeve van de bosverjonging waarbij een nieuwe bosgeneratie zich kan vestigen onder een scherm van oude bomen. Schermslag neemt een intermediaire positie in tussen kaalslag en uitkapsystemen, waarbij het bosklimaat voor een belangrijk deel behouden blijft.
- Schermslag kan worden afgebakend van kaalslag op basis van de benodigde reductie in de dichtheid van het kronendak voor het verkrijgen van voldoende verjonging, zonder het aanwezige bosklimaat teveel te beïnvloeden; dit kan globaal worden vertaald in een minimaal aan te houden grondvlak van 15 m²/ha voor alle gangbare boomsoorten.
- Voor een goede slagingskans van de verjonging moet het scherm uiteindelijk worden uitgedund. Voorgesteld wordt om het scherm minimaal 10 jaar aan te houden, waarbij tijdens eventuele tussentijdse dunningen in het scherm het grondvlak daarvan, omwille van het behoud van structuurvariatie, niet verder mag worden teruggebracht dan tot 7,5 m²/ha. Na 10 jaar mag, bij voldoende verjonging, het scherm geheel worden weggehaald. Geadviseerd wordt om altijd een aantal bomen in het scherm te sparen die daarmee bijdragen aan een meer gevarieerde nieuwe bosstructuur.
- Gezien de min of meer gelijkjarige opbouw van de gerealiseerde verjonging wordt voorgesteld, ter voorkoming van eenvormige bosstructuren, de maximale omvang van een schermkap te beperken tot 2 ha. Binnen dit oppervlak kan ook een groepenkap (maximaal 0,5 ha) onderdeel uitmaken van de verjongingsstrategie.
- Er zijn geen aanwijzingen dat schermslag een negatief effect heeft op flora en fauna: Bij toepassing in een mozaïek van bosontwikkelingsfasen in een aaneengesloten bosgebied, en met additionele maatregelen ter behoud van essentiële habitatstructuren is soortbescherming gewaarborgd. Daarbij kan op basis van recente wetenschappelijke inzichten gesteld worden dat juist een dergelijk mozaïek leidt tot meer variatie en hogere diversiteit dan in onbeheerde bossen.

Wageningen, 7 oktober 2020

Noten:

- ¹ In dit advies wordt steeds onderscheid gemaakt tussen het verjongingssysteem (uitgang -slag, zoals kaalslag, schermslag) en de feitelijke ingreep die plaatsvindt (uitgang -kap, zoals kaalkap, schermkap).
- ² Zie onder andere: G. von Arx, E. Graf Pannatier, A. Thimonier & M. Rebetz 2013. Microclimate in forests with varying leaf area index and soil moisture: potential implications for seedling establishment in a changing climate. *Journal of Ecology*, 101, 1201–1213.
- ³ Het stralingsklimaat, waaronder het zichtbare licht, is een van de belangrijkste aspecten van het microklimaat in een bos. Het lichtniveau in een bos neemt exponentieel af door de lichtonderschepping door de bladeren, van de top van het kronendak naar beneden tot op de bosbodem, en kan geschat worden met de formule $I/I_0 = e^{(-k \cdot LAI)}$, met I/I_0 het relatieve lichtniveau dat afneemt van 1 naar 0, LAI het aantal bladlagen (variërend van 2-3 bij grove den tot 6-7 bij donker naaldbos zoals douglas), en k een extinctiecoëfficiënt (k heeft een theoretische waarde van 0,7 bij een gesloten gewasdek met homogene bladverdeling, en een waarde van 0,3-0,5 bij geclusterd bladoppervlak met gaten ertussen zoals in het geval van een bos). Bij een LAI van 5 (dicht beukenbos) is er op de bosbodem minder dan 10% licht over. LAI is ongeveer evenredig met het grondvlak; bij een reductie van het grondvlak van een volgroeid beukenbos tot de helft, reduceert de LAI van 5 tot 2.5 hetgeen leidt tot een lichtniveau onder scherm van ongeveer 30% van het niveau in het vrije veld.



- ⁴ Het grondvlak is de som van de oppervlaktes van de stamdoorsnedes op borsthoogte van alle bomen in een bos, uitgedrukt in m^2/ha . Het is een belangrijke maat voor de dichtheid en de mate van sluiting van het kronendak, waarin stamtaal en -afmeting worden gecombineerd. Het grondvlak neemt in een gelijkjarig bos toe van 0 bij aanleg, tot een maximale waarde die afhangt van de boomsoort(en), de groeiplaats, en het gevoerde bosbeheer. Kenmerkende waarden zijn 30-40 m^2/ha bij volgroeid, beheerd bos. In onbeheerd bos kunnen hogere waarden voorkomen. Kengetallen zijn te vinden in opbrengsttabellen zoals J.J. Jansen & A. Oosterbaan (red.) 2018: *Opbrengsttabellen Nederland 2018*. Wageningen Academic Publishers, 172 pp. Het grondvlak kan bepaald worden door het opmeten van de diameters van alle bomen in een bos, of door middel van steekproefcirkels. Daarnaast kan het grondvlak eenvoudig bepaald worden met behulp van een zgn. Bitterlich prisma (zie P.G. de Vries & A. Stoffels, 1967: *Proefvlakteloze opstandsbemonstering*. Mededelingen Landbouwhogeschool Wageningen, nr. 67-10).
- ⁵ De gegeven grondvlakken van de resterende bomen na een bezaaiingskap waarbij 50% van het grondvlak wordt verwijderd (ten opzichte van de uitgangssituatie) zijn gebaseerd op de opbrengsttabellen van grove den, zomereik, beuk, Japanse lariks en douglas, voor de gangbare omlooptijden, matige dunning en een gemiddelde groeiklasse (J.J. Jansen & A. Oosterbaan 2018). De opbrengsttabellen zijn voornamelijk geconstrueerd op basis van laagdunning. Voor douglas is uitgegaan van het grondvlak bij hoogdunning. Zie: J.J. Jansen, H. Schoonderwoerd, G.M.J. Mohren & J. den Ouden 2016. *Groei en productie van douglas in Nederland*. Becking's dunningsproeven ontsloten. Wageningen Academic Publishers, 179 pp. Uiteraard is het gerealiseerde grondvlak na een bezaaiingskap van 50% van de voorraad afhankelijk van de uitgangssituatie ter plekke, de boomsoort, etc. Omwille van de helderheid is de grens van 15 m^2/ha gekozen als een ondergrens voor de dichtheid van het gerealiseerde scherm, ongeacht de boomsoort.
- ⁶ De gegeven boomafstanden van de resterende bomen na een bezaaiingskap waarbij 50% van het grondvlak wordt verwijderd (ten opzichte van de uitgangssituatie) zijn gebaseerd op de opbrengsttabellen van grove den, zomereik, beuk, Japanse lariks en douglas, voor de gangbare omlooptijden, matige dunning en een gemiddelde groeiklasse (J.J. Jansen & A. Oosterbaan 2018). De afstanden zijn berekend uit het resterende aantal bomen met formule: $Afstand = \sqrt{(Stamtaal / (10000 * 2 / \sqrt{3}))}$, waarbij het stamtaal is berekend als $0,8 * \text{aantal resterende bomen}$ waardoor rekening wordt gehouden met het feit dat de schermbomen een hogere diameter hebben dan de gemiddelde bomen in de oorspronkelijke opstand, en er bij een 50% reductie van het grondvlak minder dan 50% van het aantal bomen overblijft, met een grotere diameter dan voor de bezaaiingskap.
- ⁷ Zie onder andere een grootschalige vergelijking van beheerde en onbeheerde beukenbossen in Duitsland, waaruit naar voren kwam dat een mozaïek van beheerde bossen met periodieke versterking een gemiddeld hogere biodiversiteit hadden dan onbeheerde bossen (E.D. Schulze, 2018. *Effects of forest management on biodiversity in temperate deciduous forests: An overview based on Central European beech forests*. *Journal for Nature Conservation* 43: 213–226; P. Schall et al. 2018. *The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests*. *Journal of Applied Ecology* 55:267–278)