

NATURHÄNSYN



Skogsskötselserien är en sammanställning för publicering via Internet av kunskap om skogsskötsel utan ställningstaganden eller värderingar.

Texterna har skrivits av forskare och har bearbetats redaktionellt både sakligt och språkligt. De är upphovsrättsligt skyddade och får inte användas för kommersiellt bruk utan medgivande.

I Skogsskötselserien ingår:

1. Skogsskötselns grunder och samband
2. Produktion av frö och plantor
3. Plantering av barrträd
4. Naturlig förnygring av tall och gran
5. Sådd
6. Röjning
7. Gallring
8. Stamkvistning
9. Skötsel av björk, al och asp
10. Skötsel av ädellövskog
11. Blädningsbruk
12. Skador på skog
13. Skogsbruk – mark och vatten
14. *Naturhänsyn*
15. Skogsskötsel för rekreation och friluftsliv
16. Produktionshöjande åtgärder
17. Skogsbränsle
18. Skogsskötselns ekonomi
19. Skogsträdsförädling
20. Slutavverkning

Skogsskötselserien har tagits fram med finansiering av Skogsstyrelsen, Skogsindustrierna, Sveriges lantbruksuniversitet och LRF Skogsägarna. Bidrag har även lämnats av Energimyndigheten för behandling av frågor som rör skogsbränsle och av Stiftelsen Skogssällskapet.

Omarbetningar (revisioner) för att ta fram andraupplagor har till stor del även bekostats av Erik Johan Ljunbergs Utbildningsfond och Stiftelsen Skogssällskapet.

Skogsskötselserien – Naturhänsyn

Första upplagan, maj 2009

Andra omarbetade upplagan, januari 2014

Författare:

Jan Weslien, SkogDr, forskare vid Skogforsk, professor (adjungerad) i ekologi

Olof Widenfalk, FD, Greensway

Tack till Lina Ahlbäck på Greensway för bakgrundsmaterial och värdefulla kommentarer vid revisionen av kapitlet.

© Jan Weslien, Olof Widenfalk och Skogsstyrelsen

Redaktör: Clas Fries

Typografisk formgivning: Michael Ernst, Textassistans AB

Grafisk profil: Louise Elm, Skogsstyrelsen

Diagrambearbetning, layout och sättning: Bo Persson, Skogsstyrelsen

Foto omslag: Bo Persson

Utgivning: Skogsstyrelsens förlag, www.skogsstyrelsen.se/skogsskotselserien

Innehåll

NATURHÄNSYN.....	4
Varför naturhänsyn?	5
En ökad miljömedvetenhet	5
Internationella åtaganden	6
Nationella mål	6
Lagstiftning, certifiering och den svenska modellen	8
Begreppet biologisk mångfald	9
Ekosystemtjänster	10
Skogens ekologi	12
Störningar och succession	12
Landskapsfragmentering	13
Vad har förändrats?	15
Att mäta förändringar och biodiversitet i skogsekosystemet	17
Sällsynta arter	18
Rödlistade arter	19
Skogsproduktion och naturhänsyn – en balans	20
Naturvårdsåtgärder	21
Avsättning av skogsmark	21
Skogsskötselåtgärder för naturvård	23
Avverkning i igenväxande kulturmarker	23
Återskapande av brandfält	24
Artinriktad naturhänsyn	27
Generell och förstärkt naturhänsyn	29
Föryngringsavverkning	30
Föryngring	45
Röjning	47
Gallring	50
Är trakthyggesbruk enda alternativet?	53
Hyggesfritt skogsbruk – en mängd olika alternativ	55
Störningsperspektivet	56
Hur mycket hänsyn behövs?	58
Litteratur	61

NATURHÄNSYN

Varför naturhänsyn? Sverige har i internationella avtal förbundit sig att bedriva ett skogsbruk som motverkar negativa effekter på den biologiska mångfalden. På nationell nivå har detta utmynnat i flera initiativ. Det första var en ny skogsvårdslag, där miljö- och produktionsmål gavs lika stor vikt.

Begreppet biologisk mångfald. I takt med att människans användning av mark och andra resurser påverkar ekosystem och arter väcktes ett intresse för ekologi och miljöfrågor. Det är här, i skärningen mellan mänskliga aktiviteter och ekosystem, som termen biologisk mångfald eller biodiversitet dyker upp.

Ekosystemtjänster är förhållanden och processer som gör att ekosystem och dess arter uthålligt kan gagna människan. Exempel på sådana är främjande av produktion av livsmedel och rent vatten, buffring av klimatförändringar och försörjning av skogsbaserade produkter.

Skogens ekologi. Skogen förändras ständigt. Träden växer och markvegetationen förändras i bestånden. I landskapet försvinner livsmiljöer från vissa platser medan det uppstår nya på andra platser. Denna dynamik är viktig att ta hänsyn till vid skogsskötsel och naturhänsyn.

Att mäta förändringar och biodiversitet i skogsekosystemet. För att kunna studera hur ett så komplext system som skogen förändras av skogsbruk måste vi hitta begripliga och sammanfattande sätt att beskriva detta på. När det gäller skoglig naturvård i Sverige handlar det oftast om arter i landskapet med ”naturskogen” som referens.

Skogsproduktion och naturhänsyn – en balans. Traditionellt förknippar man skogsskötsel med skogsbeståndet – från beståndsanläggning till förnygringsavverkning. Naturvårdens enhet är ofta större än beståndet, men även om målet är att bevara arter i landskapet, regionen eller landet, görs själva åtgärderna fortfarande på beståndsnivå.

Naturvårdsåtgärder. Att undanta skogsbestånd med höga naturvärden från skogsbruk är viktigt. Men det finns en hel rad åtgärder som kan gynna den biologiska mångfalden i skogen. Det gäller allt ifrån återskapande av brandfält till buffertzoner och kvarlämnade träd på hyggen.

Är trakthyggesbruk enda alternativet? Det svenska skogsbruket bygger på trakthyggesbruk. Antingen avsätts bestånd för naturvård eller avverkas de med en viss grad av naturhänsyn. Det finns andra skogsbrukssätt som innebär att man kontinuerligt skördar träd i olikåldriga bestånd.

Hur mycket hänsyn behövs? För att kunna bedriva kostnadseffektiv naturvård är en högst relevant frågeställning hur mycket som krävs av skyddad skog, död ved, lövträd med mera för att alla arter ska överleva långsiktigt. Finns det tröskelvärden?

Varför naturhänsyn?

En ökad miljömedvetenhet

Under 1900-talets senare hälft växte sig medvetenheten om att människans materiella utveckling i stor utsträckning skett på bekostnad av en god miljö och bevarandet av många arter och naturtyper. Bland annat kom studier som visade att 100 arter av däggdjur och fåglar dött ut under 1900-talet, vilket motsvarar en utdöendetakten på mellan 100 och 1000 gånger större än den historiskt sett ”naturliga” utdöendetakten som baseras på fossila fynd.¹

Den nya miljömedvetenheten kom i stor utsträckning även att omfatta skogsbruket. Under senare delen av 1960-talet hade skogsbruksåtgärderna i Sverige blivit alltmer intensiva, med exempelvis stora kalhyggen helt utan kvarlämnade träd och kemisk bekämpning av lövsly med ämnet hormoslyr. Dessa var iögonfallande exempel på människans ingrepp i naturen, och gjorde att många började kritisera skogsbrukets negativa effekter på miljön. Utarmningen av skogslandskapet hade dock skett under en ganska lång tid innan kalhyggesepokens inträde. Bland annat förekom plockhuggning av de grövsta och värdefullaste träden samt ett ganska omfattande insamlande av död ved att använda som bränsle.²

Bevarandet av biologisk mångfald (se avsnittet *Begreppet biologisk mångfald*) har under de senaste årtiondena fortsatt att utvecklas till en mycket viktig fråga vid sidan om industriell och ekonomisk utveckling. Även om målsättningen är entydig så kan det vara värt att notera att utgångspunkterna för argumenten kan vara olika. Framförallt kan man urskilja två huvudstråk av argument. Den ena knyter an till effekterna på ekosystemets funktion. Man menar bland annat att mångfalden av arter bidrar till att ekosystemen bättre klarar olika störningar och är viktig för att bibehålla ekosystemtjänster som till exempel pollinering (se avsnittet *Ekosystemtjänster*).

Det andra huvudstråket av argument baseras på etiska ställningstaganden, med frågor som: Har människan rätt att utrota andra arter, för att öka sin konsumtion och levnadsstandard? I de här argumentens natur ligger att de är mer abstrakta och betydligt svårare, kanske omöjliga, att mäta och värdesätta.

Under senare tid har de mer nyttoorienterade argumenten varit de mer inflytelserika i debatten, och forskning kring kopplingen mellan biologisk mångfald och ekosystemtjänster har också ökat kraftigt i omfattning. För många arter kommer vi att ha svårt att belägga eller hitta någon direkt eller indirekt nytta. Detta kan dels betyda att vi kanske inte har kunskapen om deras betydelse idag, men det kan också betyda att deras funktion och nytta räknat i pengar är begränsad. Här kommer de etiska argumenten alltså att vara viktiga.

¹ Lawton, J.H. & May, R.M. 1995. *Extinction rates*. Oxford University Press.

² Ekelund, H. och Hamilton, G. 2001. Skogspolitisk historia. Skogsstyrelsen. *Rapport 8A-2001*

Internationella åtaganden

Den framväxande medvetenheten kring bevarande av biologisk mångfald ledde på internationell politisk nivå fram till ett undertecknande av *Konventionen om biologisk mångfald* från Rio de Janeiro 1992.^{3,4} De stater som undertecknade konventionen förband sig att på nationell och regional nivå kombinera strävan efter ekonomisk utvecklingen med långsiktigt bevarande av den biologiska mångfalden. I efterhand har konventionen som togs fram i Rio kritiserats för att i för stor utsträckning handlat om ”stora ord” och för få konkreta mål. Trots detta betraktas undertecknandet som en milstolpe för det internationella och nationella arbetet med att stoppa utarmningen av biologisk mångfald, som kom att utvecklas vidare under de följande åren.

Under 2002 antog parterna i *Konventionen om biologisk mångfald* en ny strategisk plan.⁵ Den innebar att man satte upp ett mål till 2010 om att kraftigt minska förlusten av biologisk mångfald. Den strategiska planen har haft stor betydelse för att tydliggöra inriktningen och att nå konkreta resultat i det internationella arbetet. Dock konstaterades vid en uppföljning av 2010-målet att det inte uppnåtts tillfullo och att detta bland annat berodde på att det inte tillräckligt hade implementerats i olika andra beslut och att för dåliga ekonomiska resurser var avsatta för detta ändamål.

För att öka verkkningsgraden antogs en ny strategisk plan i Nagoya 2010.⁶ Planen består av fem strategiska mål, satta i första hand till 2020. Den nya strategiska planen och dess mål fokuserar i högre grad på verktyg för att åstadkomma bevarande av biologisk mångfald. Något som många ansåg saknades i tidigare överenskommelser.

Även om det internationella arbetet varit byråkratiskt och långsamt, så anser många att *Konventionen om biologisk mångfald* definitivt har gjort avtryck i ett bättre arbete för biologisk mångfald på regional, nationell och internationell nivå.

Nationella mål

I Sverige ledde den internationella *Konventionen om biologisk mångfald* fram till att man satte upp 15 (senare utökat till 16) nationella miljökvalitetsmål fram till 2010 och som sedan förlängts fram till 2020.⁷

Det miljökvalitetsmål som har störst inflytande på skogsbruket är *Levande skogar*. Det understryker både skyddande av skogsmarkens biologiska produktion, bevarande av biologisk mångfald samt bevarande av kulturmiljöer. För att följa upp miljömålet har man bland annat tagit fram 11 olika indikatorer som ska ge en sammantagen bild av hur arbetet med att uppnå miljömålet fortlöper (tabell NH1).

I uppföljningar av miljökvalitetsmålen 2013 visar flera av indikatorerna på att utvecklingen i många avseenden är positiv. Bland annat när det gäller hård

³ *Convention on Biological Diversity*. 1992. UNCED (United Nations Conference on the Environment and Development). Rio de Janeiro.

⁴ Se: <http://www.cbd.int/> för alla information kring Convention on Biological Diversity (Konventionen om biologisk mångfald).

⁵ Se: <http://www.cbd.int/sp/2010/>, för den strategiska plan som gällde 2002–2010

⁶ Kan läsas på: <http://www.cbd.int/sp/>

⁷ Arbetet med miljökvalitetsmålen kan följas på: <http://www.miljomal.se/>

död ved, arealen gammal skog samt häckande fåglar kan man se positiva trender. Andra indikatorer, som skador på kultur- och fornlämningar och arealen äldre lövrik skog, visar att det fortfarande finns brister i uppfyllandet av miljömålet. Den sammantagna bedömningen i den senaste uppföljningen är också att Sverige inte kommer att kunna leva upp till miljömålet *Levande skogar* i sin helhet till 2020. Ett viktigt budskap i de senaste uppföljningarna är dock att mycket av den vidtagna naturhänsynen inom skogsbruket faktiskt har haft en positiv effekt. Detta är också viktigt att ha i åtanke genom hela detta kapitel om naturhänsyn, där många av de beskrivna åtgärderna har direkt bäring på indikatorerna i tabell NH1.

Tabell NH1 Indikatorer från uppföljningen av miljö kvalitetsmålet *Levande skogar* som påverkas direkt av hur skogen brukas. Hur trender ser ut för de olika indikatorerna anges med -, + eller 0.

Indikator	Trend	Kommentar
Gammal skog	+	De äldsta skogarna ingår ofta i markägarens frivilliga avsättningar.
Hård död ved	+	Stor variation mellan olika skogar och landsdelar.
Häckande fåglar i skogen	0	Den negativa trenden har brutits och vissa arter tycks inte längre minska i antal.
Skador på forn- och kulturlämningar	-	Endast i drygt 50 % av fallen tas full hänsyn.
Skydd av skogsmark: Naturreservat	(+)	Arealen ökar men i för långsam takt.
Skyddad areal skogsmark: Biotopskyddsområden	(+)	Arealen ökar men i för långsam takt. Markägarnas intresse stort men resurser från staten otillräckliga.
Skyddad areal skogsmark: Naturvårdsavtal	(+)	Arealen ökar men i för långsam takt. Markägarnas intresse stort men resurser från staten otillräckliga.
Äldre lövrik skog	0/-	Den tidigare ökningen av arealen har nu avstannat.

Lagstiftning, certifiering och den svenska modellen

Ett första steg från svensk sida för att uppfylla de internationella åtagandena om bevarande av biologisk mångfald i skogen var att under de första åren av 1990-talet omarbete skogsvårdslagen, där miljö- och produktionsmål gavs lika stor vikt.⁸ I den nya skogsvårdslagen ställdes bland annat krav på att ta naturhänsyn i samband med avverkningar genom att bland annat lämna kvar död ved och andra värdefulla substrat. Det trendbrott som skedde i avverkningsrutiner har antagligen bidragit till de positiva trender vi idag ser i indikatorerna för miljö kvalitetsmålet *Levande skogar*.⁹

Enligt många, och kanske framför allt inom miljö rörelsen, ansågs den lagstadgade naturhänsynen vara allt för begränsad för att bevara skogens biologiska mångfald. Denna opinion, inte minst på den viktiga kontinental-europesiska marknaden, ledde under 1990-talet fram till certifiering enligt FSC¹⁰ och PEFC¹¹. De företag som certifierar sitt skogsbruk enligt dessa standarder tar mer omfattande naturhänsyn än lagen kräver. Exempel på sådana ytterligare hänsyn är skapandet av högstubbar vid förnygringsavverkning (se avsnittet *Naturvårdsåtgärder*). Certifieringen och de åtgärder den föreskriver är alltså frivilliga. De drivs istället på av en marknad för produkter som producerats med mer miljö hänsyn, och kan ses som en möjlighet för oss konsumenter att påverka skogsbruket genom våra köpval.

Bevarande av biologisk mångfald och andra miljö värden, samt produktionsmål för skogsbruket, ska utöver lagstiftning uppfyllas genom skogsägares ”frihet under ansvar”, eller det så kallade sektorsansvaret.¹² Sektorsansvaret och certifieringen är frivilliga delar av naturvården och anses idag vara viktiga förutsättningar för att exempelvis miljö kvalitetsmålet *Levande skogar* ska kunna uppfyllas.

De frivilliga insatsernas ganska stora betydelse i det skogliga naturvårdsarbetet ingår i det som ibland kallas för ”den svenska modellen (för bevarande av biologisk mångfald i skogen)”. Modellen bygger på en kombination av formellt avsatt skog (främst som naturreservat) och en generell naturhänsyn i alla skogsbruksåtgärder, och att med en relativt ambitiös generell hänsyn är behovet av formellt avsatt skog mindre än annars.¹³

Graden av frivillighet i miljö åtagandet i skogen är sannolikt större i Sverige än i många andra länder. I Sverige har vi varit mer återhållsamma med att helt undanta mark från skogsbruk och istället utvecklat olika typer av hänsyn i samband med skogsbruksåtgärder. Huruvida den svenska modellen för bevarande av biologisk mångfald i skogen är framgångsrik ur ett internationellt perspektiv är föremål för en ständig debatt.¹⁴

⁸ Skogsstyrelsen. 2012. *Skogsvårdslagstiftningen. Gällande regler 1 januari 2012*. Tillgänglig på www.skogsstyrelsen.se, Lagen.

⁹ Se: <http://www.miljomal.se/sv/Miljomalen/12-Levande-skogar/>

¹⁰ Se svenska FSC:s hemsida, tillgänglig på: <http://se.fsc.org/>

¹¹ Se svenska PEFC:s hemsida, tillgänglig på: <http://www.pefc.se/>

¹² Skogsstyrelsen. 2011. Skogs- och miljö politiska mål - brister, orsaker och förslag på åtgärder. Skogsstyrelsen. *Meddelande 2–2011*.

¹³ Anon. 2012. Dags att utvärdera den svenska modellen för brukande av skog. *KSLAT* 8–2012.

¹⁴ Gustafsson, L. & Perhans, K. 2010. Biodiversity conservation in Swedish forests: Ways forward for a 30-year-old multi-scaled approach. *Ambio* 39, 546–554.

Begreppet biologisk mångfald

Biologisk mångfald, eller synonymerna biodiversitet och biologisk diversitet, är numera ett centralt begrepp i miljödebatten. Det används både i politiska sammanhang och inom den ekologiska forskningen. Begreppet är lätt att använda men svårt att förklara.

Biodiversitet betyder ordagrant ”mångformighet av liv”. Den mest accepterade definitionen på biodiversitet lyder i korthet ”mångfalden på tre nivåer: ekosystem, arter och gener”.¹⁵ Den vetenskapliga diciplin som i första hand använder begreppet biodiversitet är *ekologin*.¹⁶ Ekologi brukar kort definieras som läran om organismers antal och fördelning. I dagligt tal har ekologi en vidare och ibland en helt annan mening (som till exempel i ekologisk mjölk). Inom ekologin studeras hur individer, populationer och ekosystem påverkas av olika processer som exempelvis predation, tillgång på föda och förändringar i livsmiljön till följd av störningar som översvämningar och stormar.

I takt med att man alltmer började se att människans användning av mark och andra resurser påverkar ekosystem och arter väcktes en allmän opinion och ett politiskt intresse för ekologi och miljöfrågor. Det är här, i skärningen mellan mänskliga aktiviteter å ena sidan och ekosystem och arter å andra sidan, som termen biodiversitet uppstår.

Termen *biological diversity* började förekomma i den vetenskapliga litteraturen under första halvan av 1980-talet och förvandlades så småningom till *biodiversity*.¹⁷ Mycket tyder dock på att begreppet började användas politiskt innan det definierades och användes i den vetenskapliga litteraturen. Biodiversitet myntades alltså i en tid då det mänskliga hotet mot naturen blev allt mer uppenbart. ”Hotet mot den biologiska mångfalden” är mer slagkraftigt än ”den negativa påverkan på gener, arter och ekosystem”, men betyder samma sak.

Biodiversitet kan ses som ett paraplybegrepp som har både en ekologisk och en politisk dimension. Det är därför svårt, för att inte säga omöjligt, att exakt definiera och mäta vetenskapligt. Inom naturvården använder man därför huvudsakligen de delar av begreppet biodiversitet som går att mäta – exempelvis antal arter, fördelningen av arter, starkt minskande arter eller arter och miljöer som är särskilt viktiga för ett visst geografiskt område.

¹⁵ Anon. 1987. *Technologies to maintain biological diversity*. Office of technology assessment, US Government printing office.

¹⁶ Beck, M. W. 1998. Biodiversity: a concept lost in the mist between ecology and conservation biology. I: Lunney, D., Dawson T, & Dickman, C.R. (redaktörer), *Is the biodiversity tail wagging the zoological dog?* Transactions of the Royal Zoological Society of New South Wales, Mosman, s 50–61.

¹⁷ Haila, Y. & Kouki, J. 1994. The phenomenon of biodiversity in conservation biology. *Ann. Zool. Fennici* 31, 5–19.

Ekosystemtjänster

Ett viktigt begrepp som lyfts fram i Konventionen för biologisk mångfald är Ekosystemtjänster.¹⁸ Det talas bland annat om att ”öka nyttan för alla från biodiversitet och ekosystemtjänster”. Ekosystemtjänster kan definieras ungefär som de förhållanden och processer som gör att ekosystem, och de arter de består av, uthålligt kan gagna människans liv.¹⁹

Ekosystemtjänster skulle alltså kunna beskrivas som ett sätt att konkretisera och sätta värden på de nyttor som ekosystemen levererar – en motivering att bevara arter och ekosystem som till skillnad från de rent etiska argumenten sätter människans långsiktiga behov i centrum.

För några ekosystemtjänster har man försökt sätta ett pris eller uppskatta ett värde för att visa på de ekonomiska förluster ett förstört ekosystem och förlorade arter kan innebära.²⁰ Ett exempel på detta är ekosystemtjänsten pollinering, där man räknat på vad ett bortfall av naturliga pollinatörer skulle innebära i form av minskad produktion av de grödor som gynnas av pollinering.²¹ Ett annat sätt att värdera en ekosystemtjänst är att beräkna vad det skulle kosta att på artificiell väg ersätta en ekosystemtjänst. Det finns redan idag vissa etablerade system för att de som tillhandahåller ekosystemtjänster ska få betalt för dessa, till exempel återbeskningsprogram.²²

För många ekosystemtjänster är det dock svårt att uppskatta ett värde då sambanden mellan processer och arter i naturen inte alltid är så lätta att koppla till en konkret nytta som kan mätas i pengar. Det kan också vara svårt att beräkna vinsterna kontra förlusterna för många ekosystemtjänster samtidigt. När man gynnar en viss typ av arter eller habitat för att det ökar en viss ekosystemtjänst riskerar det att missgynna andra grupper som även de ger oss viktiga ekosystemtjänster.^{23,24} Forskningen på det här området har ökat i omfattning på senare tid och vi kommer antagligen att bevittna en utveckling av möjligheterna att värdera ekosystemtjänster under de kommande åren.

En ökande forskningsinsats har också riktats mot sambandet mellan ekosystemtjänster och biologisk mångfald. Att belägga sådana samband är ofta komplicerat och fortfarande är de vetenskapliga exemplen begränsade, men

¹⁸Se bland annat: <http://www.cbd.int/iyb/doc/prints/factsheets/iyb-cbd-factsheet-ecoservices-en.pdf>

¹⁹ Daily, G.C. 1997. *Natures services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington DC.

²⁰ Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260.

²¹ Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O. & Kunin, W.E. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*. 25, 345–353.

²² Lansing, D.M. 2013. Understanding linkages between ecosystem service payments, forest plantations, and export agriculture. *Geoforum* 47, 103–112.

²³ Raudsepp-Haerne, C., Peterson, G.D. & Bennet, E.M. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *PNAS* 107, 5242–5247.

²⁴ Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D.R., Chan, K.M.A., Daily, G.C., Kareiva, P.M., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T.H. & Shaw, M.R. 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scale. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 4–11.

se till exempel Watson med flera (2006)²⁵. Worm med flera menar i en omfattande översikt att det framför allt är i ekosystemens stabilitet vi kan förvänta oss effekter av artutdöenden, exempelvis i form av utbrott av olika skadeinsekter.²⁶ Även om det är svårt att bevisa att fler arter alltid är bättre för alla typer av tjänster så görs hela tiden nya upptäckter kring olika organismers betydelse för människan (medicin, genteknik, rent vatten, minskade skadedjurspopulationer, pollinering etc.) och varje organism vi utrotar kan vara en förlorad chans att upptäcka denna nytta.

När det gäller de skogliga ekosystemens ekosystemtjänster är produktion av träråvara den kanske mest uppenbara. Det ekonomiska värdet av virke och pappersmassa är relativt lätt att uppskatta. Ska man se till även andra värden har trädens förmåga att binda koldioxid, och därmed motverka den globala uppvärmningen, och rötternas effekt för att minska erosionsproblem lyfts fram.²⁷ På senare tid har även andra värden poängterats, inte minst de sociala. Skogar har för många ett högt rekreativt värde och det är också en motivering till varför olika naturhänsyn ska bedrivas i skogsbruket, framförallt i tätbefolkade områden (se vidare avsnittet *Är trakthyggesbruk enda alternativen?*). Dessa värden är till skillnad från produktion av träråvara svåra att uppskatta ekonomiskt.

²⁵ Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, E.J., Folke, C., Halper, B.S., Jackson, J.B.C., Lotze, H.K., Micheli, F., Palumbi, S.R., Sala, E., Selkoe, K.A., Stachowicz, J.J. & Watson, R. 2006 Impact of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314, 787–790.

²⁶ Srivastava, D.S. & Vellend, M. 2005. Biodiversity – ecosystem function research: Is it relevant to conservation. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 36, 267–294.

²⁷ Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260.

Skogens ekologi

Skogen förändras ständigt. Träden växer och markvegetationen förändras i bestånden. I landskapet försvinner livsmiljöer från vissa områden medan nya uppstår på andra platser. Denna dynamik, i kombination med olika organismers spridningsförmåga, är viktig att ta hänsyn till vid skogsskötsel och naturhänsyn.

Störningar och succession

Skogen uppfattas ofta som en ganska statisk miljö som, om den inte påverkas av mänskliga aktiviteter, fortlever i ett konstant tillstånd i hundratals år. Men skogen är ett ekosystem som i stor utsträckning har präglats av vad man med ekologisk terminologi kallar *störningar*.²⁸

En del störningar, till exempel intensiva skogsbränder (figur NH1) eller kraftiga stormar, kan leda till att de flesta träd i ett bestånd dör och ett nytt bestånd börjar etableras med nya växter och träd. Detta kan ses som en ny startpunkt. Mer ljus och ändrade temperatur- och näringsförhållanden ger nya arter möjlighet att etablera sig. Inom ekologin kallar man ekosystemets förändring över tiden för *succession* och det tillstånd som uppkommer efter en kraftig störning för ett tidigt successionsstadium.



Figur NH1 Störningarna är en naturlig del av skogens dynamik och har under årtusenden påverkat skogens trädslagsblandning, trädålder, luckighet, markförhållanden, med mera, och därmed också vilka arter som lever där. Foto Jan Weslien.

När ett nytt skogsbestånd börjar etablera sig och växa upp kommer det också med tiden att påverkas av flera mindre störningar. Detta kan till exempel handla om små luckor som uppkommer efter betning av stora däggdjur, insektsangrepp, lågintensiva bränder eller stormar. De småskaliga störningar-

²⁸ Störning brukar definieras som en i tid avgränsad händelse som river upp ett ekosystem, organismsamhälle eller populationsstruktur och förändrar resurser, substrattillgång och den fysiska miljön. Pickett, S.T.A. och White, P.S. (red.). 1985. *The ecology of natural disturbances and patch dynamics*. New York: Academic Press.

na, som leder till luckbildning, kommer att ge variation i beståndet och medför en slags småskalig succession i den stora succession som stora störningar ger upphov till. Men det är inte bara störningarnas intensitet eller omfattning utan också deras frekvens över tiden som varierar och därmed har betydelse för hur skogen kommer att se ut. Ett bestånd som ofta betas av älg kommer att ha en annan struktur och artsammansättning än ett bestånd som betas mer sällan.²⁹

Inom ekologin finns det flera teorier som beskriver hur störningar påverkar de arter som lever i ekosystemet. Många menar att en viss grad av störning är nödvändigt för att ett system inte ska domineras av ett fåtal konkurrenskraftiga arter.^{30,31} I en svensk barrskog kan man exempelvis se att fåltskiktet i ett bestånd med tiden allt mer kommer att domineras av blåbär eller lingon medan många andra ljuskrävande växter som till exempel mjölkört och gullris etablerar sig i gläntor och i den unga skogen.³²

Många organismer som lever i skogen är alltså ofta anpassade till en viss grad av störning, som frigör en lämplig resurs eller på annat sätt skapar möjligheter till etablering. Om störningen däremot blir för omfattande och för intensiv, som till exempel då ett stort kalt hygge tas upp och markbereds kraftigt, kommer de flesta arter att vara försvunna under en lång tid framöver.

Man kan tala om ett fönster av störningstolerans – lagom mycket störning berikar, men för lite eller för mycket utarmar skogsekosystemet. Detta fönster är en viktig utgångspunkt för naturvårdsarbetet i samband med skogsbruk.

Landskapsfragmentering

Det räcker inte bara med att ta hänsyn till faktorer inom ett bestånd för att förklara vilka arter som finns på en viss plats. Arternas förekomst kommer också att styras av vilka arter som finns i det omgivande landskapet eller regionen. Bestånd, landskap och regioner är exempel på olika skalor för att beskriva arters rumsliga fördelning. Beroende på vilken av dessa skalor vi betraktar kommer arternas förekomst att se olika ut. För att arter ska överleva långsiktigt är det viktigt att deras livsmiljöer (*habitat*) inte blir för utspridda i förhållande till deras spridningsfärmåga, eftersom det hindrar arterna från att sprida sig mellan dessa.

Teorier kring landskapsfragmentering, organismers spridning, förekomst och överlevnad är mycket omfattande. Som en grundsten till nästan alla senare teorier finns MacArthurs och Wilsons klassiska ö-teori.³³ Mycket kortfattat innebär teorin att stora öar nära fastlandet har många arter medan små öar långt från fastlandet har få arter.

²⁹ Suominen, O., Persson, I.L., Danell, K., Bergstrom, R. & Pastor, J. 2008. Impact of simulated moose densities on abundance and richness of vegetation, herbivorous and predatory arthropods along a productivity gradient. *Ecography* 31, 636–645.

³⁰ Connell, J.H. 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* 199, 1302–1310.

³¹ Hart, S. & Chen, H.Y.H. 2008. Fire, logging and overstory affect understory abundance, diversity, and composition in boreal forest. *Ecological Monographs* 78, 123–140.

³² Widenfalk, O. & Weslien, J. 2009. Plant species richness in managed boreal forests – Effects of stand succession and thinning. *Forest Ecology and Management* 257, 1386–1394.

³³ MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press. Princeton.

Flera senare teorier har försökt utveckla teorin att gälla även för ”habitatöar” på fastlandet. Här är ”havet” (eller *matrixen* som det kallas) inte nödvändigtvis ett helt olämpligt habitat utan kan innebära en mer gradvis skillnad i kvalitet. I skogslandskapet kan man exempelvis tänka sig att man med hänsyn i den brukade skogen förvandlar den från ett ”hav” där känsliga arter inte kan överleva till en något bättre matrix som åtminstone skapar möjligheter att överleva på kort sikt. Alltjämt kommer dessa arter att för sin långsiktiga överlevnad vara beroende av ”öar” av hög kvalitet inom ett rimligt spridningsavstånd.

Många av de teorier som har följt ö-teorin, och som förklarar arters utbredning och antal, har varit svåra att applicera och belägga i naturen. De ger heller ingen entydig bild utan är ofta svåra att förena. Det här gäller till exempel något man kallar neutrala spridningsteorier^{34,35}, som säger att växt- och djursamhällen är mer eller mindre slumpvis sammansatta och i ständig förändring – och nischteorier^{36,37}, som säger att arter finns där de finns därför att de är anpassade till en viss miljö. Ingetdera av synsätten i renodlad form kan sägas dominera ekologin idag, snarare går utvecklingen mot att kombinera synsätten, bland annat i en modell kallad *integrated community (IC) concept*.³⁸

Huvudsakligen utifrån IC-konceptet har en svensk rapport föreslagit en modell som kallas för *filtermodellen*.³⁹ Den utgår ifrån den regionala artpoolen och säger att en långsiktigt artrik lokal först och främst måste vara belägen i ett artrikt landskap. En isolerad eller liten lokal kommer att få en utarmad flora och fauna på grund av begränsade möjligheter att tillföras nya arter genom spridning (ett spridningsfilter). Den lokala artpoolen på en viss plats vid en viss tidpunkt beror också på den enskilda lokalens kvaliteter (ett habitatfilter), arters biologi och interaktioner mellan arter (ett biologiskt filter) samt slumpmässiga faktorer (ett slumpmässigt filter).

För många arter är det också betydelsefullt hur habitaterna är fördelade rumsligt i skogslandskapet.⁴⁰ Mycket kort och förenklat kan man säga att för arter som har dålig spridningsförmåga är det bäst att koncentrera habitaterna i större sammanhängande områden, medan för arter som är mer rörliga är det bäst med många utspridda habitat.

³⁴ Bell, G. 2001. Neutral macroecology. *Science* 293, 2413–2417.

³⁵ Hubbel, S. P. 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press. 374 s.

³⁶ McGill, B.J. 2003. A test of the unified neutral theory of biodiversity. *Nature* 422, 881–885.

³⁷ Nee, S. & Stone G. 2003. The end of the beginning for neutral theory. *Trends in Ecology & Evolution* 18, 433–434.

³⁸ Lortie, J., Brooker, R.W., Choler, P., Kikvidze, Z., Michalet, R., Pugnaire, F.J. & Callaway, R.M. 2004. Rethinking plant community theory. *Oikos* 107, 433–438.

³⁹ Appelqvist, T. 2005. Naturvårdsbiologisk forskning. Underlag för områdesskydd i landskapet. *Rapport 5452 Naturvårdsverket*, 154 s.

⁴⁰ Farhig, L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications* 12, 346–353.

Vad har förändrats?

Den ökade exploateringen av skogen sedan 1900-talets början har lett till en rad förändringar i de ekologiska förutsättningarna för biologisk mångfald. Det gäller både förekomsten av olika störningar och en ökad fragmentering av naturskogslandskapet. Med vilken omfattning förändringarna påverkat den biologiska mångfalden är svårt att uppskatta och sambanden är ofta komplexa. En komplett bild av hur förändringar i skogsbruket påverkat den biologiska mångfalden är därför komplicerad. De flesta forskare är dock eniga om att det går att peka ut några särskilt betydelsefulla förändringar. När det gäller skogens dynamik och störningar kan man kort säga att naturliga störningar i hög grad bytts ut mot störningar relaterade till skogsbruk.^{41,42}

Brand är kanske det tydligaste exemplet på detta. Genom att bevaka och bekämpa skogsbränder har brand en mycket mindre roll för skogens dynamik än i naturskogslandskapet. Det resulterar både i en förändrad bestandsstruktur med bland annat högre inslag av gran i talldominerad skog, och minskade mängder bränd ved, som är ett viktigt substrat för många inseker.

Avverkningen av äldre naturligt uppkomna skogar i kombination med omloppstider på mellan 75 och 100 år, ibland lägre än så i Sydsverige, har medfört att skogslandskapet till betydligt större del än tidigare består av relativt ung skog. De flesta träd i en produktionsskog blir sällan äldre än 100 år. Det leder till brist på de särskilda substrat som äldre träd innebär men det innebär också försämrade möjligheter för arter med dålig spridningförmåga att kolonisera bestånden.

Plantering och en effektivare föryngring gör också att dagens skogar är betydligt mer homogena och täta än de naturskogar som uppkom efter naturliga störningar som storm och brand.⁴³ En ytterligare form av homogenisering av skogen är dominansen av barrträd i det kommersiella skogsbruket. Under lång tid bekämpades etablering av lövträd både kemiskt och mekaniskt. Många lövdominerade bestånd i södra Sverige ersattes också med planteringar av framför allt gran. Till följd av detta minskade inslaget av löv kraftigt. Då många lövträd, framförallt äldre, har ett mycket stort antal arter knutna till sig har detta antagligen haft en stor negativ effekt på den biologiska mångfalden.⁴⁴

En minskad frekvens av störningar som brand, liksom ett effektivt tillvaratagande av ved från skogen ledde också till att mängden död ved och kanske framförallt mängden grov död ved minskade kraftigt, framförallt under början och mitten av 1900-talet. Något som mycket negativt påverkade det stora antalet organismer som utnyttjar detta substrat.⁴⁵

⁴¹ Engelmark, O. 1999. Boreal disturbances. I: Walker, L.R. (redaktör), *Ecosystems of disturbed ground. Ecosystems of the world*, 16. Elsevier, Amsterdam, s 161–186.

⁴² Lindenmeyer, D.B. & Fischer, J. 2006. *Habitat fragmentation and landscape change. An ecological and conservation synthesis*. Island Press, Washington, Colevo, London.

⁴³ Angelstam, P. & Andersson, L. 1997. *I vilken omfattning behöver arealen skyddad skog i Sverige utökas för att biologisk mångfald skall bevaras?* SOU 1997:98, Bilaga 4.

⁴⁴ Linder, P. & Östlund, L. 1992. Förändringar i norra Sveriges skogar 1870–1991. *Svensk Botanisk Tidskrift* 86, 199–216.

⁴⁵ Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P. & Rauh, J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in Southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128, 211–225.

Att mäta förändringar och biodiversitet i skogsekosystemet

För att kunna studera hur ett så komplext system som skog förändras av skogsbruk, måste vi hitta begripliga och sammanfattande sätt att beskriva detta på.

När man diskuterar begreppet biodiversitet bör man göra tydligt vilken rums-
lig skala som gäller, till exempel regional eller lokal (landskap eller bestånd).
Det måste också vara tydligt om det är gener, arter eller hela ekosystem som
avses. Dessutom, när det gäller förändringar av biodiversitet, bör man tänka
på vilka tidsrymder man rör sig inom. Referenstidpunkten är central om man
ska mäta förändringar. När det gäller skoglig naturvård i Sverige handlar det
oftast om arter i landskapet med ”naturskogen” (skogstillståndet före till ex-
empel 1800-talet) som referens (tabell NH2).^{46,47}

Tabell NH2 Biodiversitet kan mätas i olika skalor ”ekologiskt” (till exempel
gener, arter eller ekosystem) och ”rumsligt” (till exempel träd, bestånd eller
landskap). Även den tidsmässiga skalan är viktig då man mäter förändringar.
Jämför vi biologisk mångfald idag med hur det var till exempel år 1800 eller
hur det var på 1970-talet eller kanske hur vi tror att det kommer att se ut i fram-
tiden? Fet text anger den kombination som vi oftast använder i skogsbruket.

Diversitet av	Rumslig skala	Referenstidpunkt
Gener	Träd	1800
Arter	Bestånd	1970
Ekosystem	Landskap	2100

För att kunna användas i sitt sammanhang måste man kunna avgöra om och
hur biodiversiteten förändras till följd av exempelvis en skogsskötselåtgärd.
Följaktligen *måste man kunna mäta* biodiversiteten. Detta är dock svårt.

Ett sätt är att mäta biodiversiteten, som vi redan sett exempel på i uppfölj-
ningen av miljö kvalitetsmålet Levande skogar (se avsnittet *Nationella mål*),
är att använda indikatorer. Exempel på *indikatorer* är förekomst av *vissa ar-
ter* eller *speciella nyckelelement* som till exempel gamla lövträd. Även före-
komst eller frånvaro av viktiga *ekologiska processer*, till exempel skogsbrand
eller predation kan tjäna som indikatorer. Indikatorer är ett hjälpmedel för att
mäta och beskriva biodiversitet och ska inte förväxlas med biodiversitet som
sådan.

Inom naturvården är det ofta praktiskt att använda mått som beskriver oli-
ka delar av det större begreppet biodiversitet. Ett enkelt mått är *antalet arter
per ytenhet*, till exempel medelantalet växtarter på 10 st provrutor. Det måttet
är objektivt och enkelt att förklara, men det säger ingenting om till exempel

⁴⁶ Angelstam, P. & Andersson, L. 1997. *I vilken omfattning behöver arealen skyddad skog i Sverige utökas för att biologisk mångfald skall bevaras?* SOU 1997:98, Bilaga 4.

⁴⁷ Angelstam, P., Jonsson, B.G. & Törnblom, J. 2007. Uppföljning av 1997 års bristanlays för bevarande av biologisk mångfald i olika skogsmiljöer i Sveriges naturregioner: Vad har hänt på tio år? Skogsstyrelsen. *Rapport 4* – 2010.

artsammansättning, hur vanliga de olika arterna är, eller om det totala antalet arter i de 10 rutorna. När man mäter artdiversitet används både antalet arter och antalet individer av varje art (se avsnittet *Sällsynta arter* nedan).

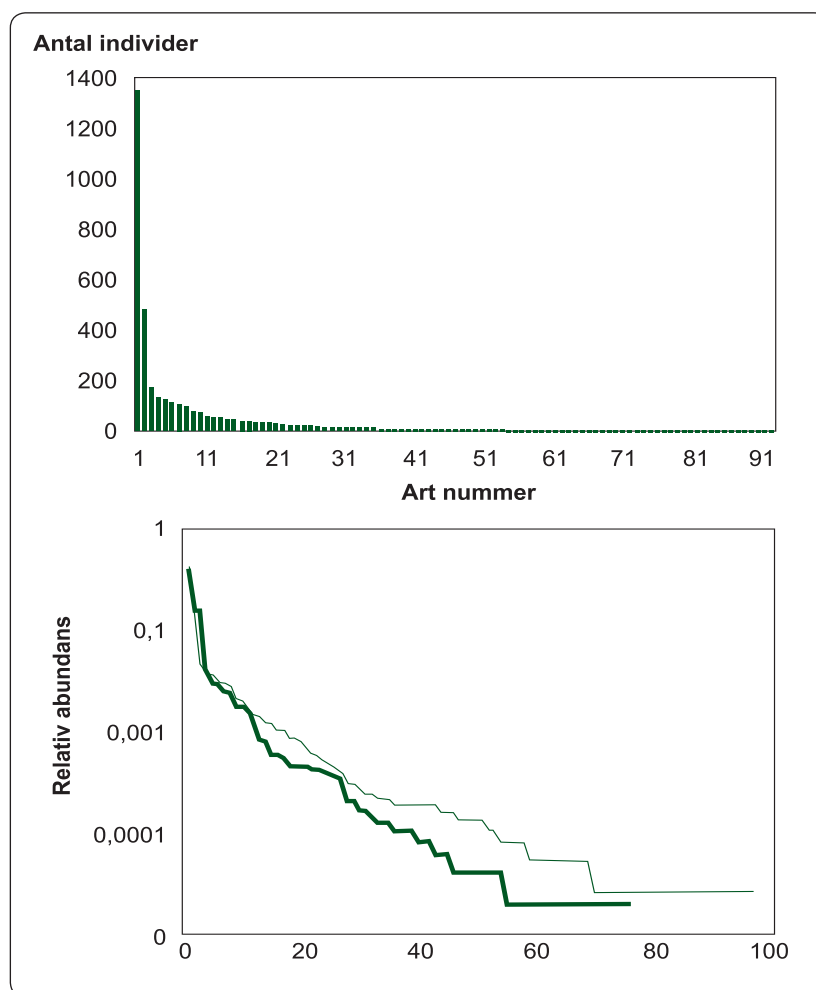
Andra diversitetsmått kan till exempel vara taxonomisk diversitet (hur nära släkt arterna är) eller funktionell diversitet (till exempel art- och individantal av växter, växtätare och rovdjur).⁴⁸

Sällsynta arter

I en given biotop finns alltid arter med många individer och arter med få individer. Detta brukar åskådliggöras i så kallade *rank-abundans-diagram* (figur NH2). Utseendet på sådana diagram beror förstås på biotopens innehåll av arter men också mycket på hur omfattande provtagningen (samplingen) varit; ju större prov desto fler arter. Detta betyder att det inte går att jämföra två lokalers artuppsättning om man inte först korregerar för varierande provstorlek.⁴⁹

⁴⁸ Magurran, A.E. 2003. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing.

⁴⁹ Gotelli, N.J. & Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.* 4, 379–391.



Figur NH2 Överst: Absoluta värden för 3515 individer och 94 arter av skalbaggar under granbark i 20 nyckelbiotoper. Underst: Rank-abundansdiagram: Relativa värden av samma data som är log-transformerade (tunn linje) och som jämförelse 4 563 individer och 73 arter i 20 hänsynsytor (tjock linje) inom samma område.⁵⁰ Lutning och form på kurvorna ger information om artsamhällets struktur, miljöns artrikedom och sannolikheten för att det finns många fler arter än de som samplades. Från dessa data kunde man till exempel uppskatta att det troliga totala antalet arter var ca 120 för nyckelbiotoperna och för hänsynsyterna ca 90.⁵¹ För ytterligare fördjupning i ämnet rekommenderas boken "Measuring biological diversity".⁵²

Till höger i figur NH2 finns de arter som bara har en enda individ i samplet. Det behövs mycket stora prov för att upptäcka de allra sällsyntaste arterna.⁵³ Ett alternativ till objektiv provtagning är subjektiv provtagning av experter som vet var i en biotop man ska leta för att finna sällsynta arter. Detta görs om man vill veta ifall det till exempel finns rödlistade arter av en viss grupp

⁵⁰ Djupström, L.B., Weslien J. & Schroeder L.M. 2008. Dead wood and saproxylic beetles in set-aside and non set-aside forests in a boreal region. *Forest Ecology and Management* 255, 3340–3350.

⁵¹ Line B. Djupström, Skogforsk Uppsala. Muntlig uppgift.

⁵² Magurran, A.E. 2003. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing.

⁵³ Martikainen, P. & Kouki, J. 2003. Sampling the rarest: threatened beetles in boreal forest biodiversity inventories. *Biodiversity and Conservation* 12, 1815–1831.

inom ett område, fördelen med riktad provtagning är att man behöver mindre arbetskraft för att hitta det man är intresserad av. Nackdelen med subjektiv provtagning ur en vetenskaplig synvinkel är att data är svåra att analysera med vedertagna statistiska metoder.⁵⁴

Rödlistade arter

Rödlistade arter indelas i kategorier i enlighet med internationella kriterier i ett system med olika grad av sällsynthet och risk för utdöende. I Sverige är det Artdatabanken⁵⁵ som har ansvaret för att sammanställa rödlistor, vilka formellt fastställs av Naturvårdsverket. Följande sex kategorier används i rödlistorna:

- Nationellt utdöd – RE (Regionally Extinct)
- Akut hotad – CR (Critically Endangered)
- Starkt hotad – EN (Endangered)
- Sårbar – VU (Vulnerable)
- Nära hotad – NT (Near Threatened)
- Livskraftig – LC (Least Concern)
- Kunskapsbrist – DD (Data Deficient)

Ofta likställs ”rödlistade arter” med ”hotade arter” i dagligt tal. Det är fel – endast kategorierna akut hotad (CR), starkt hotad (EN) och sårbar (VU) ska betecknas som hotade arter. För dessa kategorier, samt för kategorierna nära hotad och livskraftig, bedöms arternas status utifrån risken för att den svenska populationen ska dö ut.

Rödlistorna tas fram genom att 15 expertkommittéer bedömer tillståndet för ca 20 000 arter av de flesta flercelliga organismgrupper i Sverige. Den rödlista som publicerades 2010⁵⁶ omfattar ca 4 100 arter varav 1 940 arter är klassade som hotade. Både bland rödlistade och hotade arter återfinns knappt hälften i skogen. Rödlistorna revideras vart femte år.

Rödlistade arter används ofta som indikatorer för naturvärden i ett skogsbestånd. Man bör dock vara försiktig att använda enskilda fynd som värdemätare. Norska studier visar att rödlistade arter sällan är klumpade i landskapet. De finns lite här och var och det kan vara tillfälligheter som avgör var de hittas. De norska studierna visar också tydligt att det finns stora begränsningar i att använda enskilda arter som indikatorer på att det finns andra rödlistade arter på samma plats.^{57,58} Istället har de utarbetat ett system för avsättning av skogsmark, som nu används i Norge och som bygger på habitatvariabler (till exempel mängden död ved) och gradienter i bonitet och humiditet.⁵⁹

⁵⁴ Hedgren, O. & Weslien, J. 2007. Detecting rare species with objective or subjective sampling: A case study of red-listed saproxylic beetles in boreal Sweden. *Biological Conservation* 22, 212–215.

⁵⁵ Se: <http://www.slu.se/artdatabanken/>.

⁵⁶ Se: <http://www.slu.se/sv/centrumbildningar-och-projekt/artdatabanken/rodlisan/>.

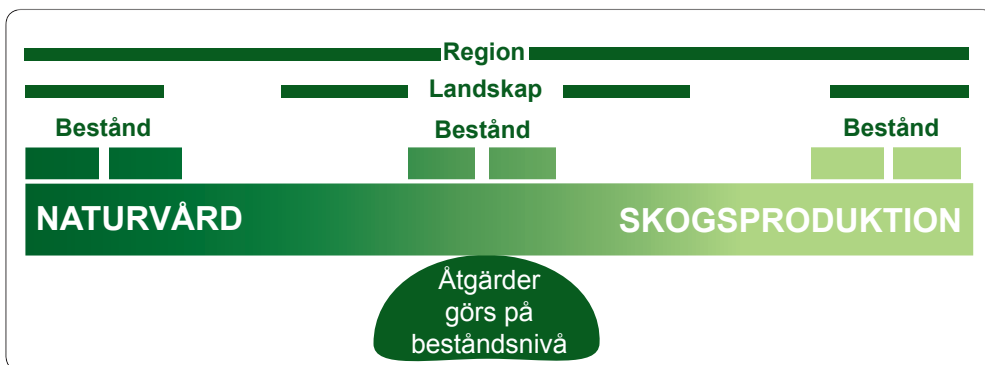
⁵⁷ Gjerde, I., Sætersdal, M., Rolstad, J., Blom, H.H. & Storaunet, K.O. 2004. Fine-scale diversity hotspots in northern forests. *Conservation Biology* 18, 1032–1042.

⁵⁸ Sætersdal, M., Gjerde, I. & Blom, H.H. 2005. Indicator species and the problem of spatial inconsistency in nestedness patterns. *Biological Conservation* 122, 305–316.

⁵⁹ Gjerde, I., Sætersdal, M. & Blom, H.H. 2007. Complementary Hotspot Inventory – a method for identification of important areas for biodiversity at the forest stand scale. *Biological Conservation* 137, 549–557.

Skogsproduktion och naturhänsyn – en balans

Traditionellt förknippar man skogsskötsel med skogsbeståndet – från beståndsanläggning till föryngringsavverkning. Naturvårdens enhet är ofta större än beståndet, men även om målet är att bevara arter i landskapet, regionen eller landet, görs själva åtgärderna fortfarande på beståndsnivå (figur NH3).



Figur NH3 Kopplingen mellan naturvård och skogsproduktion. Det är i de enskilda bestånden som åtgärderna görs. Olika bestånd kräver olika åtgärder som här illustreras med olika färger i rektanglarna. Åtgärderna kan vara rena skogsproduktionsåtgärder, rena naturvårdsåtgärder eller som oftast en avvägning mellan de två. Åtgärderna i bestånden kopplar till hur landskapet ser ut och i vilken geografisk region det är beläget.

Åtgärderna i ett bestånd styrs av egenskaperna i den region eller det landskap det är beläget. På regionskalan kan det exempelvis handla om vilka miljömässiga förutsättningar som råder. Befinner man sig i ett område i Norrlands inland som domineras av fattig tallskog är förutsättningarna för många lövträd och kärlväxter av naturliga skäl dåliga. Där kan åtgärderna istället inriktas på att exempelvis skapa död ved.

Vilken balans som råder mellan naturvård och skogsproduktion i bestånden bestäms också av faktorer både på region- och landskapsnivå (figur NH3). I ett område med mycket gammal skog, inklusive avsatt gammal skog, kan det krävas mindre av andra typer av hänsyn som bevarar eller skapar gammelskogstrukturer. Istället kan man här utnyttja de fördelar som en öppning i ett bestånd innebär, exempelvis i form av ökad solexponering.

I ett landskap som brukats hårt och som domineras av ”ung produktions-skog” bör man däremot spara alla fragment av gammal skog som finns kvar, både i form lite större avsättningar och generell naturhänsyn vid skogsbruksåtgärder, utifrån regionens och landskapets förutsättningar, exempelvis med avseende på successionsstadium och skogstyp.

Denna del av Skogsskötselserien inriktas huvudsakligen på åtgärder på beståndsnivå, som exempelvis kvarlämnande av döda träd och röjning. Vi behandlar inte *ekologisk landskapsplanering* under en särskild rubrik. I de fall då vi ansett att det är viktigt att koppla till större skalor än beståndsnivån har vi gjort detta i respektive avsnitt.

I följande avsnitt kommer vi att beskriva olika naturvårdsåtgärder. Vi går från det stora till det lilla – börjar med olika typer av avsättningar för att sedan gå vidare med skötsel för naturvård och naturhänsyn vid skogliga åtgärder i produktionsbestånd.

Naturvårdsåtgärder

Att undanta skogsbestånd med höga naturvärden från skogsbruk är en viktig naturvårdsåtgärd. Det finns även en hel rad andra åtgärder som också kan gynna den biologiska mångfalden i skogen. Det gäller allt ifrån återskapande av brandfält till buffertzoner och att lämna kvar träd på hyggen.

Avsättning av skogsmark

En viktig naturvårdsåtgärd är att undanta naturskogsliknande bestånd från skogsbruk. Under de senaste hundra åren har skogslandskapet genomgått en omvälvande förändring. Denna förändring har på flera sätt påverkat flora och fauna i skogen.^{60,61,62} Den huvudsakliga anledningen till detta är att mängden gamla naturskogsliknande bestånd har minskat och ersatts med produktionsinriktade och välskötta skogsbestånd.

Skogsbruket har sedan mitten av 1990-talet förändrats till att vara mer naturanpassat, inte enbart till följd av lagar och avtal utan också genom frivilliga åtgärder av markägare. För bolagsskogsbruket innebär detta ekologisk landskapsplanering där bland annat *värdekärnor* identifieras och förstärks med kantzoner och stabila nätverk.⁶³ Privata enskilda skogsägare har av förklarliga skäl inte samma möjligheter att planera sina åtgärder i ett landskapsperspektiv.

Sedan 1990 har Skogsstyrelsen inventerat och registrerat så kallade *nyckelbiotoper* på privat mark i Sverige. Enligt Skogsstyrelsen är en nyckelbiotop ett skogsområde som bedöms ha mycket stor betydelse för skogens flora och fauna. De områden som identifieras som nyckelbiotoper har som regel mycket höga naturvärden och där finns eller kan förväntas finnas rödlistade arter.^{64,65} Ett nätverk av nyckelbiotoper kan ha stor betydelse för att upprätthålla livskraftiga populationer av många arter, men om nyckelbiotoperna blir för små eller för isolerade så kan den långsiktiga nyttan för arters överlevnad ifrågasättas.^{66,67}

Två sentida studier bekräftar att frekvensen av rödlistade arter samt det totala antalet arter av vedlevande skalbaggar, mossor och lavar är större i nyck-

⁶⁰ Hanski, I. & Hammond, P. 1995 Biodiversity in boreal forests. *Trends in Ecology and Evolution* 10, 5–6.

⁶¹ Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forestry as an example. *Ecological Bulletins* 49, 11–41.

⁶² Kouki, J., Löfman, S., Martikainen, P., Rouvinen, S. & Uotila, A. 2001. Forest Fragmentation in Fennoscandia: Linking Habitat Requirements of Wood-associated Threatened Species to Landscape and Habitat Changes. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16, 27–37.

⁶³ Angelstam, P. & Pettersson, B. 1997. Principles of present Swedish forest biodiversity management. *Ecological Bulletins* 46, 191–203.

⁶⁴ Nitare, J. & Norén, M. 1992. Nyckelbiotoper kartläggs i nytt projekt vid Skogsstyrelsen. *Svensk Botanisk Tidskrift* 86, 219–226.

⁶⁵ Se: www.skogsstyrelsen.se/episerver4/templates/SNormalPage.aspx?id=13069

⁶⁶ Berglund, H. 2004. *Biodiversity in fragmented boreal forests: assessing the past, the present and the future*. Avhandling. Umeå universitet.

⁶⁷ Johansson, T., Hjältén, J., de Jong, J & von Stedink, H. 2013. Environmental considerations from legislation and certification in managed forest stands: A review of their importance for biodiversity. *Forest Ecology and Management* 303, 98–112.

elbiotoper än i andra skogsbestånd inklusive jämförbara naturreservat.^{68,69} Strategin att identifiera små spridda bestånd med höga naturvärden och av-sätta dessa får stöd i en modelleringsstudie.⁷⁰ Detta gäller i ett läge då skogs-landskapet redan är starkt påverkat och fragmenterat av skogsbruket och de ekonomiska resurserna för naturvårdsavsättningar är begränsade. I ett läge då man ska börja exploatering av ett naturskogslandskap visar studien att den mest kostnadseffektiva naturvårdsåtgärden är att avsätta stora sammanhängande arealer.

En nyckelbiotop har inget lagligt skydd som förhindrar att en markägare avverkar i den. Det råder dock samrådspplikt enligt miljöbalken⁷¹ (12 kap 6 §), eftersom avverkning i en nyckelbiotop måste bedömas ”komma att väsentligt ändra naturmiljön”. Markägaren kan få ersättning för uteblivna intäkter eller ökade kostnader genom att biotopen skyddas genom biotopskydd eller naturvårdsavtal. Den absolut vanligaste skötselplanen vid bildandet av ett biotopskydd är ”fri utveckling”. Detta gäller särskilt biotoper som har naturskogskaraktärer, dvs gamla bestånd som inte skötts rationellt (figur NH4).



Figur NH4 Denna barrsumpskog är exempel på en nyckelbiotop som bör lämnas för fri utveckling. Arter som kräver hög luftfuktighet som till exempel mossor och lavar trivs här. Ofta finns det gott om död ved och om området är tillräckligt stort även en kontinuerlig i tillförsel av död ved, vilket anses vara viktigt för många arter. Foto Michael Ekstrand.

⁶⁸ Perhans, K., Gustafsson, L., Jonsson, F., Nordin, N. & Wiebull, H. 2007. Bryophytes and lichens in different types of forest set-asides in boreal Sweden. *Forest Ecology and Management* 242, 374–390.

⁶⁹ Djupström, L.B., Weslien J. & Schroeder L.M. 2008. Dead wood and saproxylic beetles in set-aside and non set-aside forests in a boreal region. *Forest Ecology and Management* 255, 3340–3350.

⁷⁰ Ranius, T. & Kindvall, O. 2006. Extinction risk of wood-living model species in forest landscapes as related to forest history and conservation strategy. *Landscape Ecology* 21, 687–698.

⁷¹ Miljöbalken är tillgänglig på: <http://www.notisum.se/rnp/sls/lag/19980808.HTM>.

Skogsskötselåtgärder för naturvård

Avverkning i igenväxande kulturmarker

Det finns vissa typer av kulturpåverkade biotoper där fri utveckling inte är det bästa alternativet om syftet är att bibehålla deras naturvärden. Det rör sig till exempel om skogar som har en historik som hagmarker eller som nyttjats för skogsbete och vedtäkt. Det är viktigt att ta hänsyn till den historiska markanvändningen på sådana marker. Ofta kan man få värdefull information från gamla kartor. Gränser mellan inägor och utmarker finns inritade på kartor upprättade vid Laga skiften. Vid skötsel av igenväxande kulturmarker är det ofta viktigt att ta hänsyn till ett flertal olika typer av kulturlämningar.⁷²

Exempel på biotoper som kan kräva skötsel är så kallade *lövnaturskogar*, dvs skogar dominerade av ordinära lövträd (ej ädla lövträd) med höga naturvärden. Eftersom skogar dominerade av ordinära lövträd många gånger utgörs av igenväxande hagmark, är det då snarast fråga om *lövskulturskogar* (figur NH5). Det är bestånd med höga inslag av huvudsakligen vårtbjörk och asp på fast mark. Naturvärdena är i första hand knutna till lövträden i form av död ved och epifytiska lavar och mossor på levande aspar. Det kan finnas betydande inslag av barrträd, oftast gran. Ett problem med dessa skogar är att de ofta är täta och att de saknar föryngring av lövträd.

Selektiva ingrepp som skapar luckor och gynnar lövsuccessioner bedöms vara positivt för naturvärdena, om detta kan göras utan att värdefulla substrat skadas i alltför stor omfattning vid avverkning och uttransport av virke. En selektiv avverkning kombinerat med återinförande av bete kan vara ett alternativ för att återskapa hagmarkskaraktären.

Det bör påpekas att mycket är okänt rörande vissa biototypers behov av skötsel. Generellt är myndigheter försiktiga med att förorda selektiv avverkning som skötselmetod för naturreservat och andra formellt skyddade marker.



Figur NH5 Igenväxande kulturmarker måste skötas för att de ska behålla sina särdrag och biologiska värden. Markägare kan få kompensation genom så kallade naturvårdsavtal. Här på bilden kan man se både skött och icke skött mark. På den icke skötta delen bedömdes det stå ungefär 150 m³ gagnvirke per hektar som borde huggas bort. Det kan därför löna sig, både ekonomiskt och biologiskt, att som en första åtgärd hugga ur beståndet. Foto Jan Weslien.

⁷² Hill, Ö. & Ström, Å. 2008. *Skogens kulturarv – hänsyn och skötsel*. 2:a uppl.Handledning, Skogforsk, 62 s.

Återskapande av brandfält

I naturskogslandskapet brann det ofta. Efter branden genomgick skogen olika faser, från färskt brandfält med många döda och skadade träd via ungskogar, ofta lövdominerade, till gamla skogar. Branden skapade på så sätt en mosaik av skogar med olika brandhistorik.^{73,74}

Många växter och djur är på olika sätt anpassade till brand (figur NH6 och NH7). Bland insekterna finns ca 30 arter i Sverige som är beroende av bränder.⁷⁵ Två brandberoende arter, svedjelöpare (*Sericoda bogemanni*) och brandmögelbagge (*Corticaria planula*), betraktas idag som utdöda i Sverige. För de övriga nio arter som fanns upptagna i *Åtgärdsprogram för bevarande av brandinsekter i boreal skog*⁷⁶ ser läget något bättre ut idag och två av arterna har kunnat plockas bort från rödlistan (bedöms som livskraftiga). Flera av arterna bedöms däremot fortfarande vara starkt eller akut hotade.⁷⁷ Också bland växterna finns brandberoende arter, till exempel svedjenävan vars frön börjar gro av hettan från en skogsbrand.⁷⁸



Figur NH6 Svedje- och brandnävens frön kan ligga i marken i flera decennier. En skogsbrand som värmer fröet till ca 60 grader väcker fröet till liv och det kan börja gro. Näven blommar och släpper nya frön som får vänta på nästa brand. För denna art kan det vara viktigt att hålla ordning på var man hyggesbränt tidigare, så att man vid nästa avverkning kan bränna på samma plats igen där frön ligger och väntar. Foto Svante Joelsson.

⁷³ Zackrisson, O. 1977. Influence of forest fires on the North Swedish boreal forest. *Oikos* 29, 22–32.

⁷⁴ Niklasson, M. & Granström, A. 2000. Numbers and sizes of fires: Long term trends in a Swedish boreal landscape. *Ecology* 81, 1496–1499.

⁷⁵ Wikars, L.-O. 1992. Skogsbränder och insekter. *Entomologisk Tidskrift* 113, 1–12.

⁷⁶ Wikars, L.-O. 2006. Åtgärdsprogram för bevarande av brandinsekter i boreal skog. Naturvårdsverket. *Rapport* 5610.

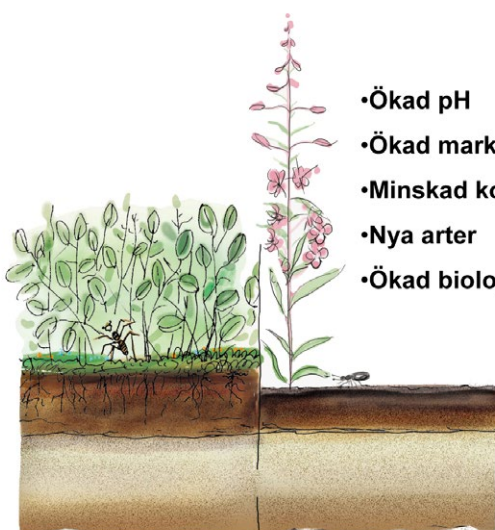
⁷⁷ Gärdenfors, U. 2010. *The 2010 red list of Swedish species*. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.

⁷⁸ Granström, A. & Schimmel, J. 1993. Heat effects on seeds and rhizomes of a selection of boreal forest plants and potential reaction to fire. *Oecologia* 94, 307–313.



Figur NH7 Det är spännande att leta skalbaggar på brandfält. På denna oansenlig björk hittades tre "rariteter" under en löst sittande barkflaga. Många insektsarter är beroende av bränd mark och bränd ved men det finns också många arter på brandfält som inte är direkt beroende av brand men som gynnas av den varma miljön och rikliga mängden döda och döende träd. Foto Jan Weslien.

Marken påverkas kraftigt av brand (figur NH8). Särskilt i kalla klimatlägen var bränder viktiga för den biologiska aktiviteten i marken och frånvaron av brand under lång tid påverkar många viktiga ekologiska processer.⁷⁹ Men mycket är okänt om hur markprocesser och olika mikroorganismer påverkas och hur beroende vissa är av brand. På grund av denna osäkerhet är det i naturvårdsarbetet viktigt att ett representativt urval av skogsmarker får brinna.



- Ökad pH
- Ökad marktemperatur
- Minskad konkurrens
- Nya arter
- Ökad biologisk aktivitet

Figur NH8 Markytan omvandlas kraftigt av eld. Denna förändring kan användas för att lättare föryngra kala marker. Förändringen är också viktig för att bibehålla skogsekosystemets biodiversitet. Här har mårslagret blivit tunnare, arter i botten- och fältskikt har försvunnit och nya arter (här mjölkört) tillkommit. Teckning Anna Marconi.

⁷⁹ Wardle, D.A., Zackrisson, O., Hörnberg, G. & Gallet, C. 1997. The influence of Island Area on ecosystem properties. *Science* 227, 1296–1299.

Landskapsperspektivet vid bränning

Den långsiktiga bränningsplaneringen bör göras på landskapsnivå. Ett landskap kan emellertid vara svårt att definiera. I praktiken är det ofta fråga om en operativ enhet på ett skogsbolag, till exempel en bevakning eller ett distrikt, flera kvadratmil i storlek.

Skogsbruket kommer knappast att kunna härma naturlandskapets storskaliga brandstörningar där flera kvadratkilometer kunde brinna i ett stycke. En målsättning bör ändå vara att också bränna stora objekt, något som i allmänhet också sänker per-hektar-kostnaden för en bränning. Bränder bör aldrig fattas i landskapet. Varje år bör det brinna någonstans om vädret tillåter.

Naturanpassad hyggesbränning och naturvårdsbränning

De renodlade hyggesbränningar som utfördes under första halvan av 1900-talet utgjorde markbehandling för föryngring där inga träd lämnades för att branddödas.⁸⁰ Idag vill man vid bränning i möjligaste mån efterlikna effekten av naturliga bränder. Generellt gäller att ju fler träd som lämnas på bränningsobjektet desto högre naturvärde får brännan. Det finns möjlighet till ekonomiskt bidrag om man lämnar tillräckligt med skog.⁸¹

Rena *naturvårdsbränningar*, dvs bränningar utan föregående avverkning är sällsynta och svåra att utföra. De allra flesta bränningar föregås av avverkning med miljöhänsyn. Vid sådan *naturanpassad hyggesbränning* är det värdefullt om miljöhänsynen vid avverkningen är god, gärna något högre än på andra hyggen. Man bör redan i avverkningsplanerna ange om objektet är tänkt att brännas och var på hänsynsskalan som avverkningen skall ligga.

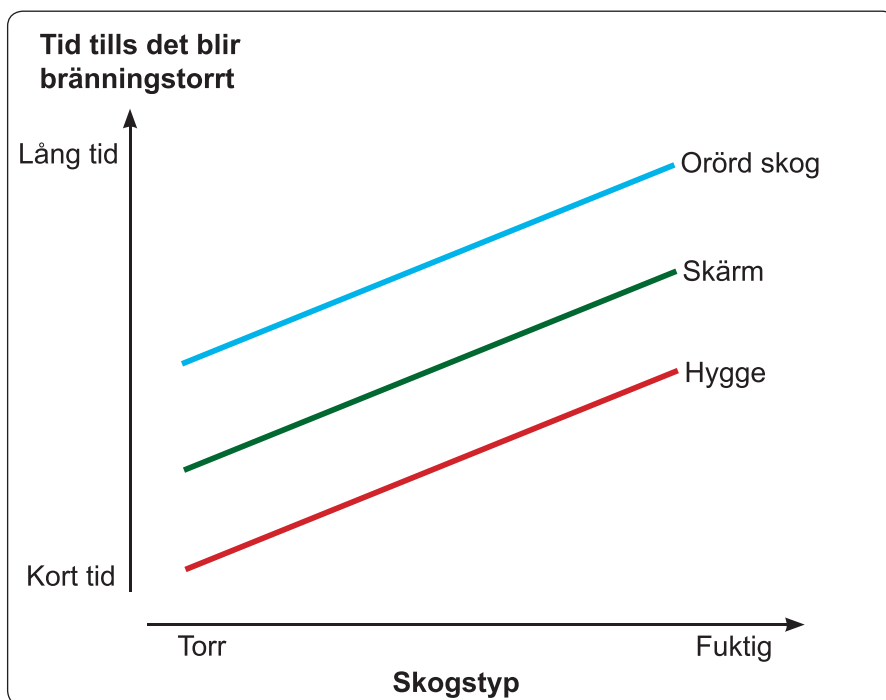
Bränningssäsong och bränningsobjekt

För ett bra bränningsresultat är det viktigt att marken är tillräckligt torr. De flesta ”misslyckade” bränningar går om intet därför att elden inte tar sig. Erfarenheten säger att det är tillräckligt torrt på hygget om markvegetationens bottenskikt (på frisk ristyp – husmossa, våningsmossa, etc) kan brinna vid antändning med tändsticka. Slocknar elden av sig själv är det troligen inte tillräckligt torrt på hygget.

På våren inträder lämplig bränningstidpunkt strax efter snösmältningen då marken hunnit torka men innan hygget börjat grönska för mycket. Våren är en relativt säker tidpunkt att bränna eftersom det är torrt på hygget men det är för fuktigt inne i skogen för att elden skall kunna spridas snabbt (figur NH9).

⁸⁰ Wretling, J. 1948. *Nordsvensk hyggesbränning*. Stockholm.

⁸¹ Naturskydd och naturhänsyn i skogen. 1997. *Meddelande* 1997:1. Skogsstyrelsen.



Figur NH9 Principer för hur lång tid det tar efter snösmältning och utan nederbörd innan skogsmarken torkat ut. Vid torrt varmt och blåsig väder blir hyggen på torr mark bränningstorra på några dagar, medan det kan ta flera veckor inne i skogen på fuktig mark. Efter Schimmel och Granström.⁸²

På sommaren efter längre torrperioder går det också att bränna men riskerna är vanligtvis större än på våren och eftersläkningsarbetet kan bli besvärligt om det inte kommer regn. En fördel med sommarbränning är dock att det liknar mera den naturliga branden som antänds av blixten under högsommaren.

På sensommaren och hösten är det ofta tillräckligt torrt för bränning efter perioder utan nederbörd. En fördel med bränning vid denna tid är att all fågelhäckning är avslutad. Daggfall på kvällen gör att riskerna är små för att elden skall sprida sig.

Val av bränningsobjekt

Lite tillspetsat kan man säga att det inte spelar så stor roll var man bränner eftersom elden har en så stor omvälvande effekt på beståndet (se dock nedan om löv- och tallbrännor). Det är dock viktigt att bränningen kan utföras säkert och då är det bra att ha eldsäkra gränser åt så många håll som möjligt. Marken bör vara av frisk eller torr ristyp.

Man bör urskilja brandpräglade nyckelbiotoper i den ekologiska planeringen. Dessa kan grovt delas in i två kategorier, lövdominerad brandsuccession, så kallad *lövbränna*, och brandpräglad gammal tallskog, så kallad *tallbränna*.

Artinriktad naturhänsyn

I många fall kan det vara resurseffektivt att utforma naturhänsyn utifrån arter som är speciella för en viss naturtyp och som missgynnas av att denna naturtyp har förändrats eller minskat. Detta ger också ett mycket konkret kvitto

⁸² Granström, A. & Schimmel, J. 1998. *Utvärdering av det kanadensiska brandrisksystemet: testbränningar och uttorkningsanalyser*. Räddningsverket, Karlstad.

på om åtgärderna är framgångsrika eller inte, något som kan vara svårare när man arbetar med biologisk mångfald generellt.

Naturvårdverket arbetar för att bevara hotade arter. Mellan 2005 och 2010 gjordes en satsning på vad som kallades åtgärdsprogram för ca 400 hotade arter inom 200 program⁸³ (figur NH10). Arbetet med detta fortsätter även idag och målet till 2015 är att andelen hotade arter i Sverige ska ha minskat med 30 %. Många av arterna i åtgärdsprogrammen har sin hemvist i skogen. Åtgärderna kan vara mycket specifika och omfatta små arealer, till exempel utläggning av lämpligt yngelsubstrat för jättepraktbaggen *Chalcophora mariana*. De kan också omfatta en grupp av arter, till exempel *Åtgärdsprogram för bevarande av brandinsekter i boreal skog* och då omfatta stora regioner.



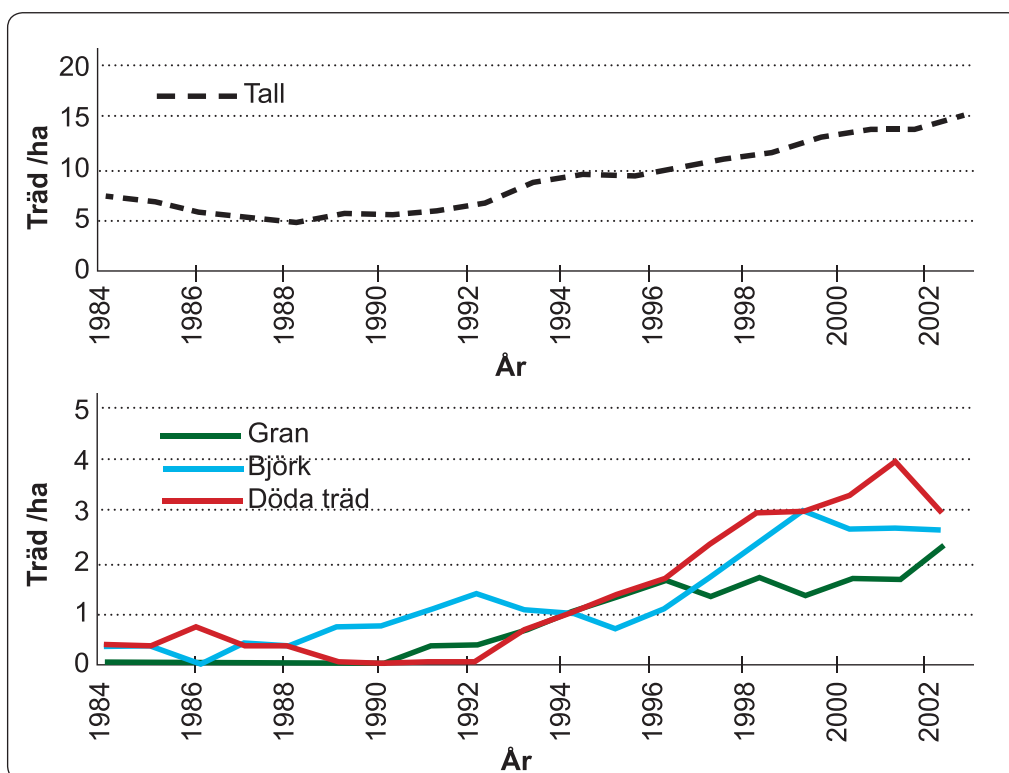
Figur NH10 Vitryggig hackspett. Det största enskilda åtgärdsprogrammet räknat i pengar gäller den vitryggiga hackspetten. Ändå ser det mörkt ut för arten i Sverige med bara enstaka häckande par. Hackspetten kräver landskap med kontinuerlig tillgång på döda lövträd. Den äter skalbaggs-larver under bark och i ved på dessa träd. Den finns i livskraftiga populationer på ganska nära håll, i Baltikum och på Vestlandet i Norge. Foto Fredrik Wilde.

⁸³ Se: <http://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Naturvard/Artbevarande/Atgardsprogram-for-hotade-arter>.

Generell och förstärkt naturhänsyn

Sedan början av 1990-talet har olika former av miljöhänsyn vid skogliga åtgärder utvecklats i produktionsskogen, framförallt i samband med föryngringsavverkning. Till skillnad från avsättningar, som till stor del baseras på befintliga naturvärden, kan man säga att miljöhänsynen förutom befintliga värden också genererar värden som ligger en bit in i framtiden.

1970- och 1980-talens hyggen var ofta helt kala, och dessutom var trakterna ofta stora. Detta skapade dåliga förutsättningar för många organismer som var beroende av substrat från den gamla skogen, som grova och döda träd och för organismer som var känsliga för stark solexponering och torka. Under 1990-talet började man spara levande och döda träd i samband med föryngringsavverkning (figur NH11).



Figur NH11 Antalet kvarlämnade träd per hektar med diameter grövre än 20 cm i brösthöjd efter föryngringsavverkning. Genomsnittliga värden för hela landet.⁸⁴

Det finns flera goda skäl för att lämna levande och döda träd på hyggen. För det första ökar man chansen för många arter från den gamla skogen att överleva hygges- och ungskogsfasen – något som skulle kunna liknas vid en slags *livlina* (life-boating på engelska).

För det andra skapar man variation i den nya, uppväxande skogen med exempelvis kvarlämnade träd av större dimensioner – något man skulle kunna kalla en investering i framtida naturvärden. Miljöhänsynen kan och bör därför också utvecklas genom olika typer av skötsel under hela omloppstiden.

För det tredje kan man skapa strukturer som liknar de som uppkommer

⁸⁴ Källa: Rikskogstaxeringen, SLU.

efter naturlig störning. Hit hör, förutom kvarlämnade träd, också mer aktiva åtgärder som att bränna (figur NH12) eller skapa död ved i form av till exempel högstubbar (figur NH18).

Dessutom bidrar kvarlämnade levande träd till värdefullt tillskott av naturligt förnygrade plantor på många ståndorter.



Figur NH12 Bränt hygge med avverkningshänsyn i form av en lämnad träd-dunge. Förutom döda träd så skapar branden en succession av död ved eftersom alla träd sällan dör samtidigt. Ca 10 år efter branden finns ofta en rik blandning av stående, liggande, förmultnade och nydöda träd. Foto Jan Weslien.

Miljöhänsyn kan även betyda att skapa exempelvis bryn och luckor när skogen växer sig tätare. Miljöhänsynen i ungskog och gallringsskog är dock inte alls lika väl utvecklad och undersökt som miljöhänsynen i samband med förnygringsavverkning.

I det här avsnittet behandlas miljöhänsyn vid skogliga åtgärder uppdelade i olika faser av trakthyggesbruket. Den del som behandlar förnygringsavverkning är den mest omfattande, eftersom där finns en någorlunda lång praktisk och vetenskaplig erfarenhet. I de övriga delarna, om förnygring, röjning och gallring, är både det vetenskapliga materialet och de praktiska erfarenheterna mindre. Här resonerar vi mer kring hur olika naturvårdsåtgärder kan utvecklas med utgångspunkt från grundläggande ekologiska teorier.

Förnygringsavverkning

Förnygringsavverkning är ett av de mer extrema ingreppen som utförs inom skogsbruk. Det är därför inte konstigt att mycket av florans och faunans sammansättning påverkas vid förnygringsavverkning. Men man bör komma ihåg att mycket av den biologiska mångfalden i skogslandskapet också är beroende av olika typer av störningar och att många organismer i skogen faktiskt är anpassade till detta. Att i skogsskötseln i möjligaste mån efterlikna naturliga störningar i omfattning och frekvens, kan därför vara ett effektivt sätt att kombinera naturvård och skogsproduktion.

Strukturer efter störningar

Störningar som brand, översvämningar och vindfällningar har historiskt varit viktiga för att upprätthålla variation i skogslandskapet och för att skapa nya livsmiljöer och substrat för många organismer. Naturliga störningar har minskat kraftigt i våra produktionsskogar som istället domineras av störningar som föryngringsavverkning, röjning och gallring samt viltbete.⁸⁵

Helt uppenbart skiljer sig produktionsskogens störningar på många sätt från de störningar som dominerade naturskogen, framför allt för att skogsbruket under lång tid varit anpassat för att maximera produktion och skörd av stamved. Det är dock möjligt att med vissa anpassningar få resultatet av ett avverkningsingrepp att mera likna förhållandena efter en naturlig störning, och därigenom förbättra förutsättningarna för många arter som på olika sätt är beroende av störningar och tidiga successionsstadier. Det handlar framför allt om att spara, men även återskapa, strukturer från den gamla skogen och skapa död ved på ett liknande sätt som stormar och brand gjorde i naturskogarna. Det är just kombinationen av en ökad solexponering och substrat som gamla grova träd och död ved som är viktig för många störningsanpassade arter.

Bland de arter som utnyttjar solexponerad död ved hittar vi bland annat många vedlevande skalbaggar.⁸⁶ En studie av död ved med olika solexponering i Uppland har bland annat visat att så mycket som två tredjedelar av de funna arterna av vedlevande skalbaggar föredrar solexponerad ved.⁸⁷ Bland de arter som utnyttjar solexponerad död ved hittar vi exempelvis många praktbaggar. Dessa lever i veden av både levande och döda löv- och barrträd.

En annan studie visar att den hotade skalbaggen större svartbagge (*Upis ceramoides*) kan yngla i kläna döda björkar på hyggen och brandfält, dock inte inne i skogen. Denna art är försvunnen från södra Sverige och man har tidigare identifierat frånvaron av brand som en möjlig orsak⁸⁸ (figur NH13).

⁸⁵ Kuuluvainen, T. 2002. Disturbance dynamics in boreal forests: Defining the ecological basis of restoration and management of diversity. *Silva Fennica* 36, 5–11.

⁸⁶ Weslien, J., Djupström, L.B., Schroeder, M. & Widenfalk, O. 2011. Long-term priority effects among insects and fungi colonizing decaying wood. *Journal of Animal Ecology* 80, 1155–1162.

⁸⁷ Lindhe, A. 2003. *Conservation through management – Cut wood as substrate for saproxylic organisms*. Avhandling. SLU, Uppsala.

⁸⁸ Wikars, L.-O. & Orrmalm, C. 2005. Större svartbaggen (*Upis ceramoides*) i norra Hälsingland: en hotad vedskalbagge som behöver stora mängder aggregerad död ved. *Entomologisk Tidskrift* 126, 161–224.



Figur NH13 Förr var större svartbaggen utbredd över större delen av Sverige. Numera återfinns den bara i Norrland. Troligen är den starkt gynnad av bränder. Avverkningshänsyn som skapar stora mängder solbelyst stående död björkved gynnar arten. Foto Jan Weslien.

Steklar är en annan viktig grupp i det öppna skogslandskapet.⁸⁹ Gruppen är mycket artrik men fortfarande ganska okänd både när det gäller biologi och taxonomi.⁹⁰ Flera faktorer som gynnar steklarna är sådana som kan skapas och utvecklas med genomtänkt hänsyn, ofta i samband med föryngringsavverkning. Många av arterna gynnas av solexponering. De bobyggande steklarna är ofta beroende av död ved, gamla träd med skorp bark eller bar sand för sina bohål. Dessutom är de beroende av en god tillgång på pollen och nektar från blommande träd och kärlväxter.

En naturlig ökning av blommande kärlväxter sker ofta i unga skogar jämfört med den tidigare avverkade skogen. Det är också ett naturvärde som man kan fortsätta gynna i ungskog och gallringsskog genom att skapa luckor i beståndet. Steklarna har sannolikt också viktiga så kallade ekosystemtjänster (se tidigare avsnittet *Ekosystemtjänster*). De är pollinatörer, men också naturliga fiender till många andra insekter och anses ofta viktiga för att hålla många potentiella skadegörare på en låg populationsnivå.⁹¹

Kvarlämnade träd som livlinor

Ett av huvudsyftena med att lämna kvar träd vid föryngringsavverkning är att de arter som är knutna till den gamla skogen ska kunna leva kvar i hygges- och ungskogsfasen, det som vi tidigare i texten beskrivit som en livlina. Eftersom naturhänsyn i form av kvarlämnande av träd endast gjorts sedan mitten av 1990-talet, kan de långsiktiga effekterna vara svåra att bedöma. I en sammanställning av 50 biodiversitetsstudier som har gjorts sedan 1994 på området konstaterades att kvarlämnade träd bidrar med några av de substrat

⁸⁹ Lewis, C.N. & Whitfield, J.B. 1999. Braconid wasp (Hymenoptera: Braconidae) diversity in forest plots under different silvicultural methods. *Environmental Entomology* 28, 986–997.

⁹⁰ Taxonomi är vetenskapen om klassificering av organismerna i *taxa*, det vill säga *domän*, *rike*, *klass*, *släkten*, *familj*, *art*, *underart*, etc.

⁹¹ Cappuccino, N., Houle, M.J. & Stein, J. 1999. The influence of understory nectar resources on parasitism of the spruce budworm *Choristoneura fumiferana* in the field. *Agricultural and Forest Entomology* 1, 33–36.

som tidiga kolonistörer behöver och att de mildrar de negativa effekter kalhyggen medför på flora och fauna. Däremot klarar de inte att bevara karaktären från en intakt skog.⁹²

Effekten av att lämna kvar träd på hyggen är mycket olika för olika organismsgrupper. Trädlevande svampar och lavar är exempel på arter som verkar kunna överleva på kvarlämnade träd på hygget.⁹³ Utan träd försvinner de från hygget och de kvarlämnade trädens potential som livlinor är därför uppenbara. En viktig aspekt att tänka på är att de kvarlämnade träden har en hög dödlighet jämfört med träd i intakt skog, eftersom de utsätts för större påfrestningar i form av de skador som kan ha orsakats vid avverkningen, ökad vind och ändrade vattenförhållanden. Dessa träd blir därför också viktiga för arter som kräver död eller döende ved, men då alla träd efter en avverkning tenderar att dö av i ungefär samma takt så är det viktigt att tillgodose behovet av död ved i olika åldrar på en landskapsnivå.⁹⁴

En undersökning i 30–70-åriga bestånd i Hälsingland har visat att rödlistade lavar uteslutande fanns på äldre kvarlämnade lövträd och lågor.⁹⁵ De äldsta bestånden var avverkade innan den tid, framförallt under 1970- och 1980-talen, då hyggerna gjordes helt kala. Antalet kvarlämnade träd vid förnygringsavverkning var då kanske i nivå med dagens, även om det inte fanns en uttalad naturvårdstanke med dessa träd. Resultaten av studien visade att det framför allt är i de äldre bestånden med fler kvarlämnade träd som de rödlistade arterna hittades. Väldigt få arter hade koloniserat de unga träden.

Återkolonisation central fråga

I vilken omfattning och hur lång tid denna återkolonisation av ett bestånd tar är en central fråga för framtida naturvårdsforskning. För exempelvis mykorrhizabildande svampar som lever på rötter av kvarlämnade träd har man visat att de kan kolonisera rötter hos närliggande unga plantor.⁹⁶ Även bland lavar har man visat att kvarlämnade äldre träd fungerar som spridningskällor till yngre intilliggande träd.⁹⁷ Men fortfarande finns det väldigt lite data på hur väl kvarlämnade träd fungerar som livlinor.

Den positiva effekten av kvarlämnade träd är inte alls lika uppenbar för kärlväxter. Detta beror bland annat på att många arter faktiskt gynnas av den ökade mängden ljus och näring som förnygringsavverkning medför. Men

⁹² Gustafsson, G., Kouki, J. & Sverdrup-Thygeson, A. 2010. Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: a review of ecological consequences. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25, 295–308.

⁹³ Rosenthal, R. & Löhmus, A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management* 255, 1–15.

⁹⁴ Runnell, K., Rosenthal, R. & Löhmus, A. 2013. The dying legacy of green-tree retention: Different habitat values for polypores and wood-inhabiting lichens. *Biological Conservation* 159, 187–196.

⁹⁵ Gustafsson, L., Appelgren, L., Jonsson, F., Nordin, U., Persson, A. & Weslien, J. 2004. High occurrence of red-listed bryophytes and lichens in mature managed forests in boreal Sweden. *Basic and Applied Ecology* 5, 123–129.

⁹⁶ Cline, E.T., Ammirati, J.F. & Edmonds, R.L. 2005. Does proximity to mature trees influence ectomycorrhizal fungus communities of douglas fir seedlings? *New Phytologist* 166, 993–1009.

⁹⁷ Sillett, S.C. & Goslin, M.N. 1999. Distribution of epiphytic macrolichens in relation to remnant trees in a multi-age Douglas-fir forest. *Canadian Journal of Forest Research* 29, 1204–1215.

sannolikt påverkas inte floran negativt av enstaka kvarlämnade träd.⁹⁸

För att tillgodogöra sig näring är många parasitiska kärleväxter beroende av träd eller svampar som lever på de gamla trädens rötter. *Pyrola*-arter och många orkidéer är exempel på sådana arter och många av dem försvinner vid föryngringsavverkning.⁹⁹ Genom att lämna kvar träd vid föryngringsavverkning kan möjligheterna för dessa växter att överleva hygges- och ungskogsfasen öka, samtidigt som tillgången på ljus och näring fortfarande är tillräckligt stor för att tillgodose växter i tidiga successioner.

För många mossor har dock kvarlämnade träd och hänsynsytor i stor utsträckning visat sig vara otillräckliga för att de ska överleva hyggesfasen.¹⁰⁰ Ökade mängder kvarlämnade träd har dock visat sig kunna förbättra de mikroklimatiska förutsättningarna och öka överlevnaden för flera arter.¹⁰¹

Kvarlämnade träd positivt för insekter

För insekter verkar effekten av kvarlämnade träd nästan alltid vara positiv jämfört med kalhuggning.¹⁰² Även om många gammelskogsarter inte återfinns i hänsynsyterna så kan ändå flera insektsarter leva vidare i levande och döda träd som sparas kvar vid föryngringsavverkning.¹⁰³ Detta gäller till exempel en del hotade skalbaggar som annars brukar försvinna i samband med föryngringsavverkning.¹⁰⁴ Men många vedlevande insekter gynnas också av den ökade solexponering som föryngringsavverkning innebär.

Kvarlämnade träd koloniserar också ofta av nya insektsarter i samband med föryngringsavverkning. Dessa insekter tillhör den stora mängd arter som är anpassade till olika typer av naturliga störningar, bland annat att dra nytta av det gynnsamma mikroklimat som en ökad solexponering innebär (se avsnittet om störning). En viktig förutsättning för många av dessa insekter är dock att det finns en god tillgång på lämpliga substrat som död ved och grova träd.¹⁰⁵

Skapa variation i den framtida skogen

De skogar som föryngrades under 1970-talet kom att bli mycket homogena med avseende på träslag, trädålder och diameter. Det säger sig nästan självt

⁹⁸ Hannerz, M. & Hånell, B. 1997. Effects on the flora in Norway spruce forests following clearcutting and shelterwood cutting. *Forest Ecology and Management* 90, 29–49.

⁹⁹ Widenfalk, O. & Weslien, J. 2009. Plant species richness in managed boreal forests – Effects of stand succession and thinning. *Forest Ecology and Management* 257, 1386–1394.

¹⁰⁰ Perhans, K., Gustafsson, L., Jonsson, F., Nordin, N. & Wiebull, H. 2007. Bryophytes and lichens in different types of forest set-asides in boreal Sweden. *Forest Ecology and Management* 242, 374–390.

¹⁰¹ Hannerz, M. & Hånell, B. 1997. Effects on the flora in Norway spruce forests following clearcutting and shelterwood cutting. *Forest Ecology and Management* 90, 29–49.

¹⁰² Rosenvald, R. & Löhmus, A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management* 255, 1–15.

¹⁰³ Djupström, L.B., Weslien J. & Schroeder L.M. 2008. Dead wood and saproxylic beetles in set-aside and non set-aside forests in a boreal region. *Forest Ecology and Management* 255, 3340–3350.

¹⁰⁴ Martikainen, P. 2001. Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clearcut areas. *Ecological Bulletines* 49, 205–218.

¹⁰⁵ Schroeder, L.M., Sahlin, E. & Paltto, H. 2011. Retention of aspen (*Populus tremula*) at final cuttings – The effect of dead wood characteristics on saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management* 262, 853–862.

att den minskade variationen i skogen också leder till en minskad biologisk mångfald.

Studier har visat att varierade bestånd med exempelvis inslag av löv samt riktigt gamla och döda träd, har en mycket högre artrikedom än mer homogena produktionsbestånd.^{106,107,108} Ett viktigt syfte med att lämna kvar träd redan i samband med föryngringsavverkning är att tidigt skapa variation i bestånden (figur NH14). På det sättet kan man troligtvis avsevärt förbättra den uppväxande skogens förutsättningar för en rikare biologisk mångfald.

Idén med att låta en del träd från det gamla beståndet stå kvar i det nya beståndet är att det ska få möjlighet att växa sig gamla och grova. Trädens ålder är en viktig faktor för att de ska vara lämpliga för många organismer. Vissa insekter kan endast leva i riktigt grova träd som också är gamla och har en väl utvecklad skorpbark. Ett exempel på detta är reliktbocken som bara kan utvecklas i riktigt grov bark på tall.



Figur NH14 Genom att lämna träd vid föryngringsavverkning skapas variation i den framtida skogen, dels genom förekomsten av träden i sig, dels genom att det skapas rumslig variation i beståndet. Det stora eller gamla trädet kan härbärgera arter över hyggesfasen och därigenom fungera som "livlina". Foto Nils Jerling.

Vilka typer av träd ska lämnas?

Trädslag och trädålder är viktiga faktorer att ta hänsyn till vid avverkning. En rik blandning av trädslag i olika dimensioner på det nya hygget är en bra start för att få en gynnsam utveckling för biologisk mångfald i det uppväx-

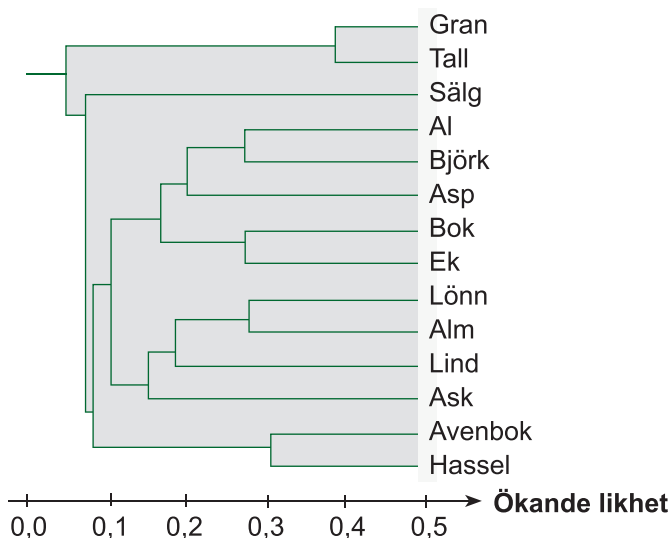
¹⁰⁶ Hazell, P., Kellner, O., Rydin, H. & Gustafsson, L. 1998. Presence of four epiphytic bryophytes in relation to density of aspen (*Populus tremula*) and other stand characteristics. *Forest Ecology and Management* 107, 147–158.

¹⁰⁷ Lohmus, A. 2006. Nest-tree and nest-stand characteristics of forest-dwelling of forest dwelling raptors in east-central Estonia: implications for forest management and conservation. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.* 55, 31–50.

¹⁰⁸ Rosenvald, R. & Lohmus, A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management* 255, 1–15.

ande beståndet. Att lämna och aktivt skapa död ved är också viktigt. Även denna bör vara av en variation av trädslag och åldrar. För att bevara sällsynta arter så behövs ofta selektiv hänsyn, dvs att man sparar just de substrat som man vet passar för arten man avser att gynna.¹⁰⁹

Trädslaget är kanske den enskilt viktigaste faktorn, för artsammansättning och mångfald i ett bestånd.¹¹⁰ Därför är det viktigt med en balanserad sammansättning av så många inhemska trädslag som möjligt. Vid avverkning kan man påverka trädslagsammansättningen i det nya beståndet genom att lämna flera trädslag. En del trädslag har många gemensamma arter medan andra har en mer unik flora och fauna (figur NH15).



Figur NH15 Dendrogram som visar hur lika olika trädslag är, vad gäller vilka rödlistade insekter som utnyttjar dem¹¹¹. Ju längre till vänster i diagrammet som "förgreningen" sker desto mer olika är trädslagen. Exempelvis kan man utläsa att den största olikheten är mellan barrträd och lövträd. Säl som har ganska få rödlistade insektsarter har en hög andel som är specialiserade på säl. Säl kan därför sällan "ersättas" av andra trädslag vid avverkningshänsyn.

De flesta bestånd som avverkas i Sverige domineras av tall eller gran. Därför kommer de trädslagen att vara enklast att lämna. De har också många hotade arter knutna till sig. När det gäller tall och gran är det viktigt att komma ihåg att tallen i regel klarar exponerade lägen, och kanske framför allt vind, bättre än granen. Det är viktigt att vid föryngringsavverkning lämna lövträd.

¹⁰⁹ Runell, K., Rosenvall, R. & Löhms, A. 2013. The dying legacy of green-tree retention: Different habitat values for polypores and wood-inhabiting lichens. *Biological Conservation* 159, 187–196.

¹¹⁰ Rosenvall, R. & Löhms, A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management* 255, 1–15.

¹¹¹ Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnström, B. 1998. Substrate requirements of red-listed wood-living insects in Sweden. *Biodiversity and Conservation* 7, 749–764.

Asp är särskilt viktig för den biologiska mångfald i den boreala skogen (figur NH16), med många ovanliga lavar på levande träd¹¹² och en hög artrikedom av svampar och insekter på döende och döda träd.^{113, 114} Döda aspar utgör också lämpliga boträd för många fåglar, som exempelvis mesar och hackspettar.



Figur NH16 Stor aspticka, cinnoberbagge och grön aspvedbock. Tre rödlistade arter som kan gynnas av att man lämnar asp vid avverkning. Foto Svante Joelsson (aspticka), Lina Ahlbäck (cinnoberbagge) och Rune Axelsson (aspvedbock).

Det är också värt att kommentera att det stora problemet när det gäller asp, rönn och sälg är hur man ska klara av att förnygra dem – inte att det idag är brist på vuxna träd. Framförallt är det betande vilt som är orsaken till problemet.¹¹⁵

¹¹² Hazell, P., Kellner, O., Rydin, H. & Gustafsson, L. 1998. Presence of four epiphytic bryophytes in relation to density of aspen (*Populus tremula*) and other stand characteristics. *Forest Ecology and Management* 107, 147–158.

¹¹³ Gustafsson, L. & Ahlén, I. 1996. *Växter och djur*. Sveriges nationalatlas, Stockholm.

¹¹⁴ Bernes C. (redaktör) 1994. Biologisk mångfald i Sverige. En landsstudie. *Monitor 14*, Naturvårdsverket.

¹¹⁵ Bergström, R. & Hjeljord, O. 1987. Moose and vegetation interactions in northwestern Europe and Poland. *Swedish Wildlife Research* 1 (Suppl.), 213–228.

För vissa arter är andra faktorer än trädslag viktiga. Det gäller till exempel arter som lever i hålträd. Typen av röta är viktigare än trädslag för många arter av vedlevande insekter. Svampar som bryter ner lignin ger vitrötad ved (till exempel violticka och fnöskticka) och svampar som bryter ner cellulosa ger brunrötad ved (till exempel klibbticka och björkticka). Om träden står eller ligger är också viktigt. Riktigt gamla träd oavsett trädslag bör sparas (figur NH17).



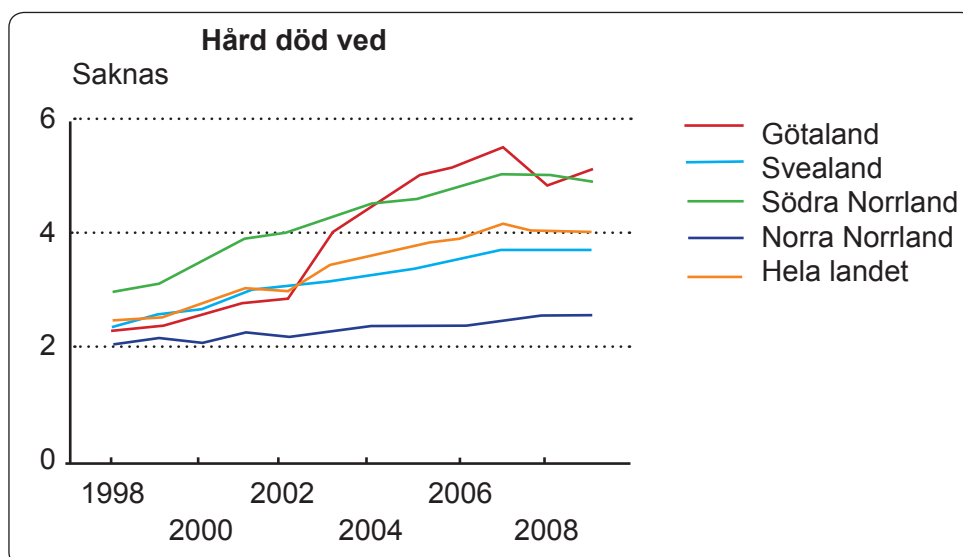
Figur NH17 Alla ihåliga träd oavsett trädslag bör sparas. Riktigt gamla träd bör också sparas – till exempel mycket grova träd, plattkroniga tallar och träd med spår av flera bränder. Foto Lina Ahlbäck (hålträd), Skogen bild (plattkronig tall), Jan Weslien (brandljud).

Högstubbar

Under senare delen av 1900-talet minskade mängden grov död ved i skogen ganska kraftigt.¹¹⁶ Kring år 1990 började man allt mer inse att detta var ett problem för de många organismer som var beroende av död ved och man började utveckla sätt för att åter öka mängden död ved i skogslandskapet. Utvärderingar av de hänsyn som görs i svenskt skogsbruk har visat att spara och skapa död ved har god effekt för bevarandet av biologisk mångfald i brukad skog¹¹⁷ och det här är en av de indikatorer för miljö kvalitetsmålet *Levande skogar* (se avsnittet *Nationella mål*) som det går bäst för (figur NH18). En åtgärd var att med skördaren vid avverkning skapa *högstubbar*, dvs att kapa ett urval träd på ca 2–4 m höjd och därigenom tillföra skogen stående död ved (figur NH19). Det var under slutet av 1990-talet som man i större omfattning började ställa högstubbar.

¹¹⁶ Linder, P. & Östlund, L. 1992. Förändringar i norra Sveriges skogar 1870–1991. *Svensk Botanisk Tidskrift* 86, 199–216.

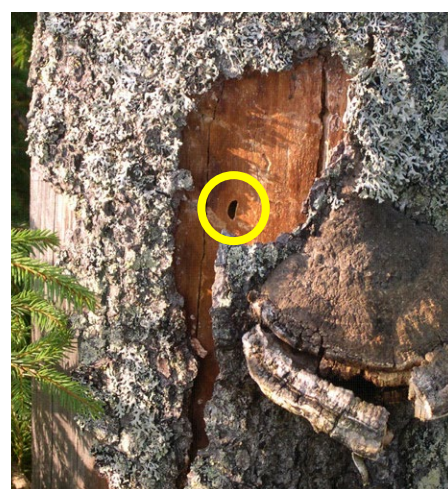
¹¹⁷ Johansson, T., Hjältén, J., de Jong, J & von Stedink, H. 2013. Environmental considerations from legislation and certification in managed forest stands: A review of their importance for biodiversity. *Forest Ecology and Management* 303, 98–112.



Figur NH18 Utvecklingen av volymen hård död ved är positiv och den senaste uppföljningen av miljö kvalitetsmålet *Levande skogar* visar att det i hela landet finns ungefär 4,0 kubikmeter per hektar. Variationen är dock stor mellan såväl olika skogar som olika landsdelar. Figur från Naturvårdsverket.¹¹⁸



Figur NH19 Högstubbar ställda vid förnygringsavverkning tillför skogen solbelyst stående död ved, vilket är en bristvara. De är dessutom långlivade substrat som finns kvar länge i den uppväxande skogen. De två översta bilderna är tagna från samma punkt med 12 års mellanrum. På nedersta bilden från 2006, syns ett färskt kläckhål av större flatbagge, *Peltis grossa*, och en död klibbticka. På gran är det klibbtickan som skapar den rödmurkna veden som denna skalbagge behöver. Foto Jan Weslien.



¹¹⁸ Från uppföljningen av Levande skogar, figuren och utförligare beskrivning av indikatorn kan hittas på: <http://www.miljomal.se/Miljomalen/Alla-indikatorer/Indikatorsida/?iid=286&pl=1>

Högstubbars betydelse i skogsbruket är omtvistad, en studie visar att de mängder död ved som skapas i form av högstubbar är små jämfört med den totala mängd som kan skapas naturligt i landskapet.¹¹⁹ Solexponerad stående död ved är dock ganska ovanligt i skogen och högstubbarnas betydelse för arter knutna till sådan ved kan vara stor, särskilt då de är mer sannolika att förbli stående än andra kvarlämnade träd.^{120,121} Att lämna kvar högstubbar vid slutavverkning har dessutom visat sig vara ett kostnadseffektivt sätt att öka tillgången på substrat för vedlevande arter.¹²² För vedlevande skalbaggar har kvarlämnade högstubbar en positiv effekt oavsett var i landskapet de lämnas, vilket ytterligare gör det till en bra åtgärd för generell naturhänsyn.¹²³

Ett exempel på en art som gynnas av solexponerad stående död ved är den rödlistade skalbaggen större flatbagge, *Peltis grossa*. Ett fältförsök i södra Dalarna har visat att den kan kolonisera högstubbar i ganska stor omfattning och den visar sig faktiskt vara vanligare i de solexponerade stubbarna än i de som står inne i den gamla skogen.¹²⁴ Det kan vara värt att notera att det tog nästan tio år innan de första stubbarna koloniserades. Detta visar att även högstubbarnas naturvårdsvärden till stor del ligger en bit framåt i tiden.

Katning – alternativ till brand

Främst bland kvalitetsnedsatta träd men också bland väl utvecklade träd har det vid både gallring och slutavverkning gjorts praktiska tester där man med skördaragregatet skrapar bort en del av trädens bark, så kallad *katning* (figur NH20). Man hoppas därigenom skapa vedegenskaper som liknar de som uppkommer vid brand.

Träden ska inte skadas värre än att de överlever. Tanken med denna ”naturvårdsåtgärd” är att skapa naturvärdesträd för framtiden. Denna typ av åtgärd kan bedömas vara särskilt viktig i bestånd som representerar de generationer gallringsskog där man åstadkommit hög homogenitet avseende trädslag, trädstorlek, med mera. Testernas effekt på växt- och djurliv har ännu inte utvärderats vetenskapligt.

¹¹⁹ Ekbom, B., Schroeder, L.M. & Larsson, S., 2006. Stand specific occurrence of coarse woody debris in a managed boreal forest landscape in central Sweden. *Forest Ecology and Management* 221, 2–12.

¹²⁰ Jonsell, M., Lindhe, A., Schroeder, M. & Weslien, J. 2004. Högstubbar utnyttjas av många arter. *Resultat* 19/2004. Skogforsk.

¹²¹ Fossetöl, K.O. & Svedrup-Thygeson, A. 2009. Saproxylic beetles in high stumps and residual downed wood on clear-cuts and in forest edges. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 24, 403–416.

¹²² Jonsson, M., Ranius, T., Ekvall, H. & Bostedt G. 2010. Cost-effectiveness of silvicultural measures to increase substrate availability for wood-dwelling species: A comparison among boreal tree species, *Scandinavian Journal of Forest Research* 25, 46–60.

¹²³ Abrahamsson, M., Jonsell, M., Niklasson, M. & Lindblad, M., 2009. Saproxylic beetle assemblages in artificially created high-stumps of spruce (*Picea abies*) and birch (*Betula pendula/pubescens*) – does the surrounding landscape matter? *Insect Conservation and Diversity* 2, 284–294.

¹²⁴ Djupström, L.B., Weslien, J., ten Hoopen, J. & Schroeder L.M. 2012. Restoration of habitats for a threatened saproxylic beetle species in a boreal landscape by retaining dead wood on clear-cuts. *Biological Conservation* 155, 44–49.

Figur NH20 Att vid avverkning spara vissa träd som skadas med hjälp av skördaraggregatet kan skapa värdefulla vedegenskaper. Här har tallar katats. Foto Lina Ahlbäck.



Utspridda eller i grupp?

Beroende på vilka värden som finns i den skog man avverkar kan sättet att lämna träd variera. Om man vill gynna mossor men även vissa lavar och kärlväxter kan det vara bra att förutom lämpliga substrat också behålla lite av den gamla skogens miljö och mikroklimat. Detta görs bäst om man lämnar grupper av träd, så kallade *hänsynsytor* (figur NH21). Döda träd omgivna av vegetation har också visat sig vara bättre som boträd för fåglar än ensamma träd på hygget, där risken för predation ofta är hög (figur NH22).¹²⁵ Men även smågnagare och jordlöpare (skalbaggar) är exempel på organismer som kan gynnas av att lämna större ytor med kvarlämnade träd.

Hänsynsytor är ofta ganska små¹²⁶ och det kan vara svårt att undvika negativa kanteffekter. För ljus- och torkkänsliga organismer är det viktigt att ytan är tillräckligt stor för att de ska få en opåverkad yta i hänsynsyttans inre. Särskilt mossor har visat sig känsliga och kräver mycket större ytor kvarlämnad skog än vad som är brukligt idag.¹²⁷ Mycket tyder också på att det är oundvikligt att även ganska stora hänsynsytor med tiden får en förändrad artsammansättning jämfört med artsammansättningen i den gamla skogen.^{128,129} Även vilken typ av skog man lämnar har effekt och det verkar som att lövdominerade hänsynsytor klarar att bevara flest arter av mossa och lavar.¹³⁰

¹²⁵ Sönke Eggers. Muntlig uppgift.

¹²⁶ Storlek 0,01–0,5 hektar. Se: Naturskydd och naturhänsyn i skogen. 1997. *Meddelande* 1997:1. Skogsstyrelsen.

¹²⁷ Hautala, H., Laaka-Lindberg, S. & Vanha-Majamaa, I. 2011. Effect of retention felling on epixylic species in boreal spruce forests in southern Finland. *Restoration Ecology* 19, 418–429.

¹²⁸ Djupström, L.B., Weslien J. & Schroeder L.M. 2008. Dead wood and saproxylic beetles in set-aside and non set-aside forests in a boreal region. *Forest Ecology and Management* 255, 3340–3350.

¹²⁹ Nelson, C.R. & Halpern, C.B. 2005. Short-term effects of timber harvest and forest edges on ground layer mosses and liverworts. *Canadian Journal of Botany* 83, 610–620.

¹³⁰ Perhans, K., Appelgren, L., Jonsson, F., Nordin, U., Söderström, B. & Gustafsson, L. 2009. Retention patches as potential refugia for bryophytes and lichens in managed forest landscapes. *Biological Conservation* 142, 1125–1133.



Figur NH21 Det finns olika kriterier för att avgränsa och lämna hänsynsytor. Man kan som i vänstra bilden lämna avvikande biologiskt värdefulla partier (här en samling aspar), eller som på högra bilden ett område med barrträd som är representativt för beståndet. Man kan också lämna lågproduktiva marker (till exempel bergklackar och sumpsvackor) eftersom det blir billigare men det finns en risk att sådana partier blir överrepresenterade bland hänsynsyterna. Foto Lena Gustafsson (aspar), Fredrik Jonsson.

Figur NH22 Att spara även oansenliga döda träd med omgivande skyddande träd kan gynna många fåglar. Här har en tofsmes sitt bohål i en klen björk skyddad av granar. Foto Lina Ahlbäck.



Ofta avsätts som hänsynsytor delar av bestånd som av olika orsaker är svåra att bruka, till exempel väldigt blockig terräng eller branta sluttningar. Detta behöver nödvändigtvis inte vara till nackdel från naturvårdssynpunkt. Ofta kan det vara kostnadseffektivt att ej avverka delar av ett bestånd där avverkning, efterföljande förnygring och beståndsvård är svår eller dyr.

En risk med detta förfarande är emellertid att det blir en dominans av lågproduktiva delar av bestånd som avsätts som hänsynsytor. Det kan leda till att många värdefulla livsmiljöer går förlorade och att hänsynsyterna redan på förhand är ganska artfattiga. Därför är det bäst att i mesta möjliga mån ha någon typ av biologiska utgångspunkter och välja ytor som representerar olika delar av beståndet. Det kan ofta räcka med en grov bedömning av exempelvis förekomst av mossor, lavar och kärlväxter då de arter som är känsligast för förnygringsavverkning finns inom dessa grupper.

Bestånd bättre än enstaka träd

Ett enstaka träd som lämnas kvar vid förnygringsavverkning har naturligtvis helt andra förutsättningar att hysa olika arter jämfört med när det står mitt i ett högväxt bestånd. Den ökade exponeringen för sol och vind kommer

att göra att flera arter som är känsliga för torka, exempelvis många mossor, kommer att försvinna. Men flera arter av lavar och insekter har förmåga att klara högre temperatur och torka bättre, och för dessa grupper kommer även enstaka träd att fungera som livlinor.¹³¹ Många grupper av insekter kan också gynnas av den ökade graden av solexponering.¹³² Ensamma träd har även en högre risk att blåsa omkull än när de står samlade i grupp, vilket gör att de även gynnar arter som behöver död ved i olika stadier av nedbrytning och solexponerad död ved.^{133,134} Detta innebär att de träd som står kvar på hygget också kan komma att koloniserar av nya arter. För vedlevande svampar och lavar har man kunnat hitta de högsta artdiversiteterna, vid en jämförelse mellan olika typer av död ved, på just avbrutna träd som då bildat både en högstubbe och en låga.¹³⁵

Man bör också komma ihåg att den fas då de kvarlämnade träden är helt exponerade är ganska kort. Inom ca 10–15 år, kortare tid i södra än i norra Sverige, kommer träden att åter omges av tätare vegetation. Det är rimligt att anta att de enstaka trädens funktion för ljuskänsliga arter då förändras.

I vilken grad återetablering av ljuskänsliga arter kan ske när de kvarlämnade träden börjar omges av tätare vegetation är fortfarande ganska dåligt känt och en fråga som är viktig för fortsatt forskning.

Från produktionssynpunkt är det mer fördelaktigt att lämna träd samlade i grupper än utspridda. Orsaken är att träd samlade i grupper utövar konkurrens på en mindre areal uppväxande skog än om samma antal träd av ungefär samma storlek sprids över ett hygge. Om träd lämnas utspridda kommer föryngringen och den fortsatta skötseln av beståndet att något försvåras och därmed bli något dyrare jämfört med om träden samlas i grupper.

Buffertzoner mot vattendrag

Skogsmark nära vattendrag kräver speciell hänsyn. Ett motiv för att sådan skog lämnas orörd är att den buffrar mot utlakning av partiklar och näringsämnen, vilket skulle försämra vattenkvalitet för både människor och vattenlevande organismer.¹³⁶ Det finns åtminstone två skäl som talar för buffertzoners nytta för den biologiska mångfalden på land.^{137,138}

¹³¹ Rosenvald, R. & Löhmus, A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management* 255, 1–15.

¹³² Lindhe, A. 2003. *Conservation through management – Cut wood as substrate for saproxylic organisms*. Avhandling. SLU, Uppsala.

¹³³ Sahlin, E. & Ranius, T. 2009. Habitat availability in forests and clearcuts for saproxylic beetles associated with aspen. *Biodiversity and Conservation* 18, 621–638.

¹³⁴ Jonsson, M., Ranius, T., Ekvall, H. & Bostedt G. 2010. Cost-effectiveness of silvicultural measures to increase substrate availability for wood-dwelling species: A comparison among boreal tree species, *Scandinavian Journal of Forest Research* 25, 46–60.

¹³⁵ Runell, K., Rosenvald, R. & Löhmus, A. 2013. The dying legacy of green-tree retention: Different habitat values for polypores and wood-inhabiting lichens. *Biological Conservation* 159, 187–196

¹³⁶ Ring E., Löfgren S., Sandin L., Högbom L. & Goedkoop W. 2008. Skogsbruk och vatten. En kunskapsöversikt. Skogforsk. *Redogörelse* 3–2008.

¹³⁷ Darveau, M., Beauchesne, P., Belanger, L., Huot, J. & LaRue, P. 1995. Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest. *J. Wildl. Manage.* 59, 67–78.

¹³⁸ Hylander, K., Jonsson, B.G. & Nilsson, C. 2002: Evaluating buffer strips along boreal streams using bryophytes as indicators. *Ecological Applications* 12, 797–806.

Det första skälet är att buffertzonerna är viktiga för de växter och djur som bara finns i dessa miljöer.^{139,140,141} I en metaanalys¹⁴² omfattande 47 studier fann man inte fler arter men däremot andra arter i vattennära miljöer jämfört med icke vattennära miljöer. Skillnaden i artsammansättning mellan dessa två miljöer var större för växter än för djur och större i torra än i humida klimat.¹⁴³ Vatten och den fuktiga marken intill fungerade som brandhinder och refugier i naturskogslandskapet. Man kan därför anta att vattennära miljöer och de organismer som lever där är sämre anpassade till störningar som avverkning, än andra miljöer.¹⁴⁴ Detta antagande stöds dock inte entydigt i den vetenskapliga litteraturen. En studie som jämförde olika typer av kvarlämnade trädgrupper såg att mossor minskade mest nära bäckar trots att man lämnade buffertzoon.¹⁴⁵ Däremot visar en annan jämförande studie att mossfloran återhämtade sig snabbare efter avverkning i bestånd nära bäckar än i andra bestånd.¹⁴⁶

Det andra skälet är att buffertzonerna kan vara viktiga reservoarer för vanliga arter i intensivt brukade skogslandskap. Även om artsammansättningen skiljer sig mellan vattennära och icke vattennära miljöer så finns det många arter som kan utnyttja bådadera. Ett nätverk av buffertzoner i landskapet kan därför vara viktiga som tillflyktsorter för dessa arter då närliggande skogsområdes avverkas. Småfåglar verkar utnyttja sådana vattennära miljöer oftare än andra miljöer under häckningssäsong och under höstflyttningen¹⁴⁷, vilket antyder att de utnyttjar dessa som förflyttningskorridorer.¹⁴⁸ Nyttan av förflyttningskorridorer är dock ifrågasatt.^{149,150,151}

¹³⁹ Sabo, J.L., Sponseller, R., Dixon, M., Gade, K., Harms, T., Heffernan, J., Jani, A., Katz, G., Soykan, C., Watts, J. & Welter, J. 2005. Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology* 86, 56–62.

¹⁴⁰ Hylander, K. 2006. Riparian zones increase regional species richness by harbouring different, not more, species: comment. *Ecology* 87, 2126–2128.

¹⁴¹ Sabo, J.L. & Soykan, C.U. 2006. Riparian zones increase regional richness by supporting different, not more, species: reply. *Ecology* 87, 2128–2131.

¹⁴² Metaanalys är en ”analys av analyser” – dvs man har analyserat flera tidigare publicerade studier och dragit slutsatser som inte kunnat dra från de enskilda studierna.

¹⁴³ Sabo, J.L. & Soykan, C.U. 2006. Riparian zones increase regional richness by supporting different, not more, species: reply. *Ecology* 87, 2128–2131.

¹⁴⁴ Angelstam, P. 1998. Maintaining and restoring biodiversity by developing natural disturbance regimes in European boreal forest. *Journal of Vegetation Sciences* 9, 593–602.

¹⁴⁵ Perhans, K., Appelgren, L., Jonsson, F., Nordin, U., Söderström, B. & Gustafsson, L. 2009. Retention patches as potential refugia for bryophytes and lichens in managed forest landscapes. *Biological Conservation* 142, 1125–1133.

¹⁴⁶ Dynesius, M., Hylander, K. & Nilsson, C. 2009. High resilience of bryophyte assemblages in stream-side compared to upland forests. *Ecology* 90, 1042–1054.

¹⁴⁷ Mosley, E., Holmes, S.B. & Nol, E. 2006. Songbird diversity and movement in upland and riparian habitats in the boreal mixedwood forest of northeastern Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* 36, 1149–1164.

¹⁴⁸ Machtans, C.S., Villard, M.A. & Hannon, S.J. 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. *Conservation Biology* 10, 1366–1379.

¹⁴⁹ Gustafsson, L. & Hansson, L. 1987. Corridors as conservation tool. *Ecological Bulletins* 46, 182–190.

¹⁵⁰ Niemelä, J. 2001. The utility of movement corridors in forested landscapes. *Scandinavian Journal of Forest Research* Suppl. 3, 70–78.

¹⁵¹ Öckinger, E. & Smith, H.G. 2008. Do corridors promote dispersal in grassland butterflies and other insects? *Landscape Ecology* 23, 27–40.

Hur bred zon?

Många arter gynnas alltså av att man lämnar skog nära vatten – men hur mycket bör man lämna? Studier på mossor antyder att även vid 10–15 m buffertzoner på ömse sidor om bäckar så består hela den lämnade ytan av ”kanthabitat”.¹⁵² Om man misstänker att den vattennära miljön är särskilt värdefull (till exempel en nyckelbiotop) så bör man lämna ännu mer. Troligen räcker det med 40–50 m om man vill undvika kanteffekt närmast bäcken.

Med snäckor som indikatorer visade det sig att 10 m breda trädzoner var tillräckligt eftersom dessa djur kan krypa ner i fuktiga håligheter och överleva, särskilt om miljön är fuktig.¹⁵³ Detta kan märkligt nog antyda att arter som är beroende av fukt kanske är mer toleranta för kanteffekter i fuktig än på frisk skogsmark. Detta motsäger vissa rekommendationer att lämna bredare zoner på fuktig än på frisk mark. Exponering är också viktigt i sammanhanget. Kanter mot norr är mindre känsliga än kanter mot söder.^{154,155}

En övergripande rekommendation för skötsel av bäcknära miljöer är att lämna så breda zoner som möjligt. Ju bredare desto bättre för den biologiska mångfalden. Det är dock en ganska värdelös rekommendation för skogsbruket där det i praktiken ofta är fråga om att prioritera mellan olika naturhänsyn.

Man kan då fråga sig om hur en given lämnad areal bör fördelas längs en bäck. Ska den vara kort och bred eller lång och smal? Det beror på målet – om målet är att skapa spridningskorridorer så är det uppenbara svaret lång och smal. Om målet är säkra habitat för fuktberoende arter så är det troligen bättre att koncentrera breda buffertzoner i utvalda bestånd.

Hylander rekommenderar att breda buffertzoner bör lämnas framförallt i tre ståndortstyper:¹⁵⁶

- erosionskänsliga finsedimentmarker
- blöta eller fuktiga ståndorter där körskador riskerar att ändra markhydrologin
- miljöer med mycket substrat (stenblock, död ved, etc) som utgör habitat för fuktkrävande arter.

Föryngring

Det finns idag väldigt få eller inga naturvårdsåtgärder utvecklade för föryngringsfasen. Trots avsaknaden av vetenskapliga resultat är det viktigt att, utifrån ekologisk teori och kunskap om naturliga processer, resonera kring hur naturhänsyn i produktionsskogen skulle kunna effektiviseras med genomtänkta åtgärder redan i föryngringsfasen. Det handlar inte minst om att ta tillvara ekonomiska besparingsmöjligheter genom att kombinera naturvård och skogsproduktion på ett väl avvägt sätt.

¹⁵² Hylander, K. 2005. Aspect modifies the magnitude of edge effects on bryophyte growth in boreal forests. *Journal of Applied Ecology* 42, 518–525.

¹⁵³ Hylander, K., Nilsson, C. & Göthner, T. 2004: Effects of buffer-strip retention and clearcutting on land snails in boreal riparian forests. *Conservation Biology* 18, 1052–1062.

¹⁵⁴ Hylander, K. 2005. Aspect modifies the magnitude of edge effects on bryophyte growth in boreal forests. *Journal of Applied Ecology* 42, 518–525.

¹⁵⁵ Åström, M., Dynesius, M., Hylander, K. & Nilsson, C. 2007. Slope aspect modifies community responses to clear-cutting in boreal forests. *Ecology* 88, 749–758.

¹⁵⁶ Hylander, K. 2004. *Living on the edge – effectiveness of buffer strips in protecting biodiversity in boreal riparian forests*. Avhandling, Umeå universitet.

Det finns idag ett standardrecept efter vilket svenskt skogsbruk utför för-
yngningar som uteslutande tar hänsyn till skogsproduktion. Men mycket
har förändrats under de senaste decennierna. Under 1970-talet föryngrades
skogarna oftast med helt kala hyggen och åtgärder som hyggesplöjning och
herbicidbesprutning förekom. Detta var negativt både för arbetsmiljön och
för den biologiska mångfalden. Idag har man frångått hyggesplöjning och
herbicidbekämpning och sparar träd och trädgrupper i samband med för-
yngningsavverkning, vilket är till stort gagn för den biologiska mångfalden och
med liten till måttlig negativ påverkan på skogsproduktionen.

Genom att utveckla föryngningsfasen kan man antagligen skapa goda
förutsättningar för biologisk mångfald med fullgod ekonomi i skogsbruket.
Ett av nyckelorden är att tänka framåt på de målbilder man vill uppnå i det
framtida beståndet. Är målet att ha ett visst lövinslag och dessutom gynna
variation i form av luckor och dungar kan det mest kostnadseffektiva sättet
att nå dit vara att tänka på detta redan vid planteringen. Det kan exempelvis
handla om att inte plantera dyra högförädlade plantor över hela föryngnings-
ytan, utan istället tillåta självsådd i kantzoner. Även vid produktionsinriktade
skogsskötselåtgärder som exempelvis röjning är det värt att kalkylera med
kostnaden för att röja bort dyra förädlade plantor.

Ett enkelt och billigt sätt att ta naturhänsyn vid föryngning, men som krä-
ver noggrann traktplanering, är att inte markbereda och plantera på en del
fuktiga partier på ett hygge, utan istället lita till naturlig föryngning. På fuktig
mark kommer ofta rikligt med plantor av främst löv, men många gånger ock-
så en del barrplantor.¹⁵⁷ Tillvägagångssättet gör föryngningsarbetet billigare
än annars, minskar risken för körsador vid främst markberedning och ger
förutsättningar för ökad mängd löv i landskapet. För produktion av värdefullt
virke kräver denna föryngningsmodell emellertid intensiv plantskogs- och
ungskogsskötsel genom återkommande, utglesande röjningar.

I vissa bestånd som ska föryngningsavverkas finns ibland relativt gott om
plantor och små träd, ofta gran, så kallad beståndsför-
yngning. Genom att
vid underväxtröjning endast avverka de plantor och träd som man bedömer
kommer att vara till nackdel för för-
yngningen, till exempel sådana som är
längre än en meter, kan ett inslag av naturligt för-
yngrade träd erhållas i det
framtida beståndet som ofta är planterat. En stor del av beståndsför-
yngningen kommer att duka under på hygget, mindre efter avverkning av gles än av tät
skog. Vid praktiskt utförd plant- och ungs-
kogs-
röjning har det visat sig att en
hel del av dessa beståndsför-
yngrade plantor och träd ingår bland huvudstam-
marna i ett bestånd och kan skördas vid framtida avverkningar.¹⁵⁸ Har större
sammanhängande områden, till exempel från ca 0,1 ha storlek, rikligt med
beståndsför-
yngning där man bedömer att en tillräcklig mängd överlever för
att bilda ett fullgott bestånd är ett fullt realistiskt alternativ att helt utelämna
markberedning och plantering. Det ger billigare för-
yngning och mer varierad
beståndsstruktur, vilket är till fördel från naturvårdssynpunkt.

¹⁵⁷ Tirén, L. 1949. Om den naturliga för-
yngningen på obrända hyggen i norrländsk granskog.
Meddelanden från Statens skogsforskningsinstitut 38:9.

¹⁵⁸ Fries, C. 1990. Utveckling hos beståndsför-
yngrad gran och kompletteringsplanterade
granar och tallar i ett kärvt klimatläge. SLU, inst. för skogsskötsel. *Rapporter* 30.

Röjning

Väldigt mycket av naturhänsynen har varit inriktad på den gamla skogen – den gamla skogens arter och den gamla skogens strukturer. Men under senare tid har man allt mer börjat identifiera viktiga naturvärden även i ungskogen och hur dessa skulle kunna förbättras vid röjning.¹⁵⁹ De naturvärden och arter som finns i ungskogen är kanske inte de man traditionellt inriktat sig på i den skogliga naturvården. Ungskogars naturvärden handlar mycket om strukturer som utvecklats efter den störning som avverkning och föryngring innebär.

Naturliga ungskogar som får utvecklas fritt, skiljer sig på många sätt från dem som uppkommer efter avverkning och plantering.¹⁶⁰ De förra domineras ofta av lövträd under en ganska lång fas och etableringen är ofta varierad vilket skapar bestånd med ganska olika stamtäthet och trädstorlek. Dessutom har antagligen de unga bestånden historiskt varit utsatta för många småskaliga störningar av olika slag, som exempelvis ganska hårt bete av vilt. Detta har resulterat i mer eller mindre luckiga och ljusa ungskogar som i vissa fall säkert kunde ha något av den karaktär man senare kom att finna i kulturlandskapets hagmarker – en miljö som bland annat hyser en ganska rik flora.

Dagens anlagda ungskogar är många gånger starkt dominerade av barrträd, är stamtäta och med ganska få ljusa luckor. Man kan helt enkelt säga att när föryngringsavverkning ofta betraktas som en för kraftig och omfattande störning för skogsekosystemet är problemet för många av ungskogarna det motsatta – en för liten förekomst av olika störningar av kronskiktet.

Ungskogars naturvärden

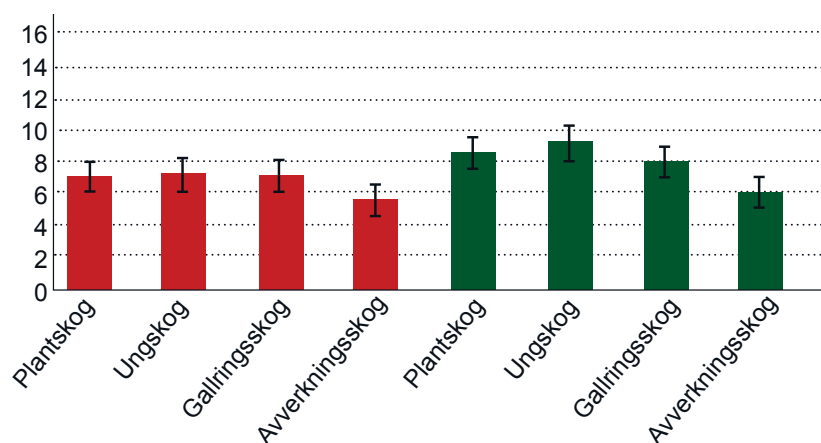
Bördiga ungskogar har ofta högre artrikedom av kärlväxter jämfört med andra huggningsklasser¹⁶¹ (figur NH23). Tillgången på blommande kärlväxter i ungskogen kan också gynna förekomsten av blombesökande insekter som steklar och blomflugor.¹⁶²

¹⁵⁹ Widenfalk, O. & Weslien, J. 2009. Plant species richness in managed boreal forests – Effects of stand succession and thinning. *Forest Ecology and Management* 257, 1386–1394.

¹⁶⁰ Fries, C., Johansson, O., Pettersson, B. & Simonsson, P. 1997. Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests. *Forest Ecology and Management* 94, 89–103.

¹⁶¹ Widenfalk, O. & Weslien, J. 2009. Plant species richness in managed boreal forests – Effects of stand succession and thinning. *Forest Ecology and Management* 257, 1386–1394.

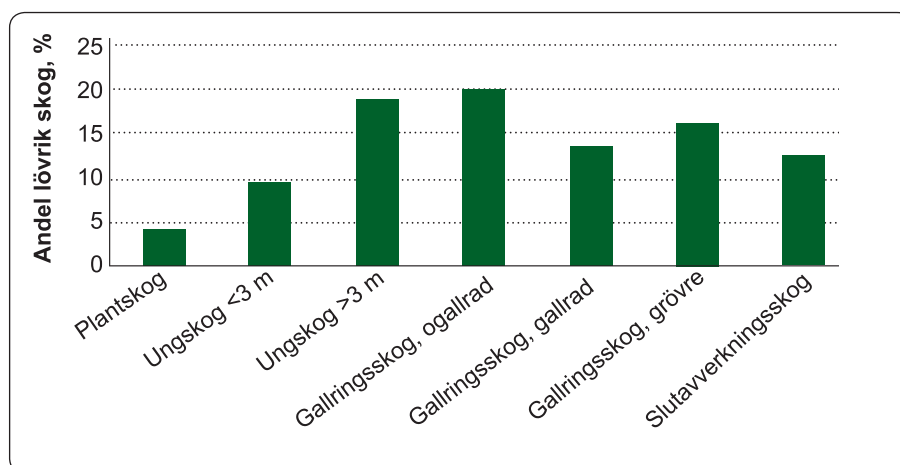
¹⁶² Widenfalk, O. Opublicerade data.



Figur NH23 Medelantalet arter av kärlväxter per 100 m² yta i olika huggningsklasser och bördighet. Röda staplar har bonitet < 4 m³sk/ha och år, gröna staplar > 4 m³sk/ha och år.¹⁶³

Den relativt rikliga förekomsten av både blommande växter och insekter innebär att ungskogarna också kan erbjuda en ganska god tillgång på föda för organismer högre upp i näringskedjan, exempelvis för många fåglar. Förutom föda innebär också den uppväxande vegetationen i ungskogarna ett ökat skydd kring exempelvis boträd som saknas i hyggesfasen.

Dagens ungskogar har ganska stort inslag av löv. Det gäller särskilt ungskogar som är högre än 3 m (figur NH24). Även ogallrad skog som är mogen för gallring har en hög andel löv. Den höga mängden löv i ungskogar kan antagligen till viss del tillskrivas en minskad röjningsintensitet på senare år. Men även röjda ungskogar har en ganska hög andel löv, vilket tyder på att lövträd i högre utsträckning än tidigare sparas vid röjning eller att plantskogsskötseln många gånger uteblivit och lövträd konkurrerat ut planterade barrträd. Detta är viktigt för att säkra en god tillgång på yngre lövträd och säkrar också förekomsten av äldre och döda lövträd för framtiden.



Figur NH24 Arealandel lövrik skog (här definierad som skog med >40 % lövträd av huvudstammarna) i olika huggningsklasser. Hela landet. Källa: Riksskogstaxeringen, data från åren 1993–2003.

¹⁶³ Widenfalk, O. & Weslien, J. 2009. Plant species richness in managed boreal forests – Effects of stand succession and thinning. *Forest Ecology and Management* 257, 1386–1394.

Hur ungskogarna sköts kan alltså vara betydelsefullt för väldigt många arter och ekosystemfunktioner. Det största skötselinsgreppet i ungskogen är utan tvekan röjning. Att röjning inte enbart utförs för att öka produktion av värdefullt virke utan också anpassas för att stärka naturvärden, som inslaget av lövträd, är därför viktigt.

Röjning – kärlväxter

Flera studier har visat att störningar som minskar krontäcket och därigenom ökar ljusinsläppet gynnar artrikedomen av växter i fältskiktet. Detta sker efter storskaliga naturliga störningar som brand men också efter huggning, även om effekterna av dessa båda störningar skiljer sig på många sätt. Det har visat sig att antalet arter i fältskiktet ofta fortsätter att öka in i ungskogsfasen för att sedan minska i den äldre skogen (figur NH23). Detta är särskilt tydligt på bördiga marker. Några studier har också visat att röjning i ungskogsfasen ytterligare kan gynna diversiteten av kärlväxter.^{164,165}

Ungskogarna har på senare år blivit allt tätare, framförallt på grund av minskad röjningsaktivitet.¹⁶⁶ Om ungskogarna snabbt blir täta minskar antalet arter snabbt och den positiva effekten av ett minskat krontäcke försvinner. Röjning har här en viktig funktion för att skapa något mer heterogena och ljusa ungskogsbestånd – förhållanden som i högre utsträckning efterliknar de i naturliga ungsogar.

Diversiteten av kärlväxter kan antagligen gynnas ytterligare i ungskogsfasen om man anpassar röjningsingreppet något jämfört med det traditionellt produktionsinriktade ingreppet. För växternas del skulle detta innebära att man framför allt skapar en del större luckor i beståndet, med ett ordentligt ljusinsläpp, som gör att många störningsgynnade växter kan leva kvar i det uppväxande beståndet. Denna typ av anpassad röjning för ökad kärlväxtdiversitet är naturligtvis inte lämpad i alla typer av bestånd. På riktigt fattiga tallmarker, exempelvis, som domineras av lavar och några få kärlväxtarter som lingon och ljung, är effekten av ett reducerat kronskikt ganska liten i alla delar av skogens succession.

Röjning – kvarlämnade träd och högstubbar

När ungskogen börjar växa upp kring de träd och högstubbar som lämnats vid föryngringsavverkning, finns möjligheter att vid röjning skapa en varierad miljö runt dessa genom att röja kring en del och inte röja kring andra. Under hyggesfasen är träden mycket exponerade. Detta förändras när ungskogen växer upp. Det innebär att de insekter som gynnas av hyggets starka solexponering kan missgynnas vid alltför tät vegetation. Men det innebär också att fåglar, som använder de kvarlämnade träden som boträd, erbjuds ett mycket bättre skydd när det finns omgivande vegetation. Det har bland annat visats i studier av lavskrikors häckningsframgång att predationsrisken från rovfåglar minskar betydligt om undervegetationen är tätare.¹⁶⁷

¹⁶⁴ Widenfalk, O. & Weslien, J. 2009. Plant species richness in managed boreal forests – Effects of stand succession and thinning. *Forest Ecology and Management* 257, 1386–1394.

¹⁶⁵ Lindgren, P.M.F., Ransome, D.B., Sullivan, D.S. & Sullivan, T.P. 2006. Plant Community Attributes 12 to 14 Years Following Precommercial Thinning in a Young Lodgepole Pine Forest. *Canadian Journal of Forest Research* 36, 48–61.

¹⁶⁶ Se delen *Röjning* i Skogsskötselserien.

¹⁶⁷ Eggers, S., Griesser, T., Andersson, T. & Ekman, J. 2005. Nest predation and habitat change interact to influence Siberian jay numbers. *Oikos* 111, 150–158.

Studier av mesfåglar har visat liknande resultat. De flesta mesfåglar har också under flera decennier visat vikande populationstrender som sammanfaller med kalhyggesbrukets framväxt.¹⁶⁸ En stor del av denna minskning har tillskrivits minskade mängder lövträd och döda träd.¹⁶⁹

När mängderna död ved och lövträd nu åter ökar i våra skogar är det därför viktigt att goda häckningsmiljöer utvecklas. Därför bör man vid röjning lämna oröjt runt exempelvis döda träd där man ser att det finns bohål.

Röjning – hänsynsytor och kantzoner

I många lövrika kantzoner och hänsynsytor i ungskog har man möjlighet att lämna mindre partier, gärna asprika sådana, oröjda. Genom att inte avverka i dem kommer skogen där att på sikt att efterlikna den naturliga successionen hos lövbrännor.

I blivande kantzoner och hänsynsytor i äldre skog förekommer att man i syfte att underlätta avverkningen röjer plantor och småträd inför gallring eller föryngringsavverkning. Denna typ av förröjning ska i möjligaste mån undvikas, eftersom man lägger ner tid och pengar och resultatet blir att värdefulla naturskogsstrukturer skadas. Det kan alltså vara fördelaktigt att vid alla åtgärder under en omloppstid planera för framtida naturhänsyn.

Gallring

De skogar som anlades under 1970-talet börjar nu uppnå tidpunkten för förstagallring.¹⁷⁰ Dessa skogar har ofta mycket låga naturvärden då de i allmänhet saknar den heterogenitet som äldre, men även yngre, skogar har i form av exempelvis kvarlämnade äldre träd. Man talar ofta om en så kallad *naturvårdssvacka* som kommer att följa med bestånd anlagda vid den tiden om inga särskilda åtgärder vidtas.

Naturhänsyn i samband med gallring kan därför vara en åtgärd med mycket stor nytta för den biologiska mångfalden. Det kan handla om allt ifrån enkel vardagshänsyn till mer storskalig restaurering. Många av åtgärderna kan skapa ganska direkta naturvärden som exempelvis att lämna högstubbar eller skyddande undervegetation vid förröjning. Värden kan också upprätthållas genom att man inte tar bort döda och självgallrade träd. Men det handlar också om att tänka framåt och i gallringsfasen se till att det kommer att finnas naturvärdesträd att spara vid framtida föryngringsavverkning. Många av åtgärderna, som exempelvis att lämna döda träd vid gallring, är sådana att de har ingen eller väldigt liten effekt på skogsproduktionen.

Gallring – skapa högstubbar

I gallringsfasen har träden ofta blivit så pass grova (brösthöjdsdiameter över 10 cm) att de kan börja utnyttjas av vedlevande insekter. Det gäller inte minst insekter som utnyttjar död ved.

Medan högstubbar ställs vid nästan varenda föryngringsavverkning är det

¹⁶⁸ Lindström, Å. & Svensson, S. 2006. *Monitoring population changes of birds in Sweden. Annual report 2005*. Lunds universitet, inst. för ekologi. 68 s.

¹⁶⁹ Väsänen, R.A., Järvinen, O. & Rauhala, P. 1986. How are human-caused habitat alternations expressed on the scale of local bird populations in boreal forests? *Ornis Scandinavica* 17, 75–100.

¹⁷⁰ Se delen *Gallring* i Skogsskötselserien.

fortfarande ovanligt att man ställer högstubbar vid gallring. En studie av högstubbar av gran i södra Sverige visar att högstubbar skapade i gallringsfasen utnyttjas av en hel del insekter och att artsammansättningen i gallringsskogens högstubbar skiljer sig från den i högstubbar efter föryngringsavverkning, även om många arter är gemensamma.¹⁷¹ Gallringsskogen kommer framförallt att hysa arter som är ljuskänsliga och skuggkrävande. Högstubbar i gallringsskogen har därför en viktig funktion i att komplettera och diversifiera miljön för högstubbar.

Gallring – gynna befintliga naturvärdesträd

I gallringsfasen kan man också fortsätta att gynna naturvärdesträd. Ett betydelsefullt ingrepp är exempelvis att gallra fram aspar – dels för att de ska få en bättre tillväxt men också för att en ökad solexponering är viktig för många av de organismer som utnyttjar aspen som substrat. Sådana åtgärder har redan börjat tillämpas i skogsbruket i viss omfattning (figur NH25). Samma sak gäller naturligtvis också andra trädslag som är värda att spara såsom rönn och sälg. Precis som man i produktionssyfte gynnar tillväxten hos gran och tall bör man också tänka på att gynna träd värdefulla för naturvård. På så sätt kan också naturvården effektiviseras i samband med skogliga åtgärder.



Figur NH25 I gallringen bör man fortsätta att gynna partier där man tagit hänsyn vid slutavverkning, föryngring och röjning. Men det finns skogar som blev anlagda innan det bedrevs någon systematisk naturhänsyn. Där kan man skapa naturvärden genom att öppna upp den täta barrskogen. Här har huvudstammar av granar fått ge vika för en ”kvarglömd” asp. Foto Olof Widenfalk.

¹⁷¹ Lindblad, M. & Abrahamsson, M. 2008. Beetle diversity in high-stumps from Norway spruce thinnings. *Scandinavian Journal of Forest Research* 23, 339–347.

Gallring – undervegetation och fåglar

På samma sätt som i ungskogen är förekomsten av skyddande vegetation runt fåglars boträd viktigt också i gallringsskogen.¹⁷² Ett skogsskötselningrepp som här kan vara värt att fundera över är så kallad *förröjning* innan gallring. Här skulle antagligen försiktigare ingrepp på ett enkelt och ganska billigt sätt skapa bättre förutsättningar för många fåglar. Förröjningen kan fortfarande genomföras i stora delar av bestånden men med hänsyn tagen just runt uppenbara boträd. Detta är åtgärder som relativt enkelt kan märkas ut vid gallringens planering.

Betydelsen av åtgärder vid gallring bygger fortfarande på vad vi vet om exempelvis fåglar biologi och habitatkrav, men tyvärr saknas ännu empiriska studier nästan helt. Dessa frågor är därför viktiga för framtida naturvårdsforskning.

¹⁷² Eggers, S., Griesser, M., Nystrand, M. & Ekman, J. 2006. Predation risk induces changes in nest-site selection and clutch size in the Siberian jay. *Proceedings Biol. Sci.*, The Royal Society 273, 701–706.

Är trakthyggesbruk enda alternativet?

Skogsbruk i Sverige bygger idag på trakthyggesbruk. Lite förenklat kan man säga att antingen så avsätts bestånd för naturvård eller så kalavverkas de med en viss grad av naturhänsyn. Andra skogsbrukssätt som innebär att man inte kalavverkar bestånden förekommer i ganska liten omfattning. Sådana hyggesfria metoder lyfts dock allt oftare fram i naturvårdssammanhang.

Sedan trakthyggesbrukets införande på bred front i Sverige under 1950-talet har det kommit att dominera den brukade skogen, och den andel skog som inte någon gång har trakthyggesavverkats är idag mycket liten. Dessa skogar är inte helt opåverkade av huggning, de har däremot brukats på ett sådant sätt att de under en lång tid varit kontinuerligt trädbevuxna och de har inte varit kalavverkade. Dessa skogar brukar benämnas *kontinuitetsskogar* eller *k-skogar*. Skogsstyrelsen har i en rapport från 2011¹⁷³ valt att definiera k-skogar på följande sätt: Skog som innehåller naturvärdesarter vars förekomst förklaras av att det under lång tid funnits lämpliga skogsmiljöer och substrat i just denna skog eller i dess närhet. Kontinuitetsskogar ska inte blandas ihop med *kontinuitetsskogsbruk*, eller *hyggesfritt skogsbruk*, som anger att skogen sköts utan hyggesfas, och egentligen inte säger något om skogens historia eller naturvärden.

Naturvärden som gynnas av hyggesfria metoder

Det kontinuerliga trädskikt som de hyggesfria metoderna innebär kommer framför allt att förbättra möjligheterna för organismer som är känsliga för ljus och uttorkning och beroende av stora levande träd. Detta har visat sig gälla i hög utsträckning mykorrhizasvampar. De är beroende av socker som produceras av de stora levande trädens fotosyntes och svamparnas överlevnad är i stort sett proportionell mot antalet kvarlämnade träd efter avverkningen.¹⁷⁴ En analys av rödlistade arter¹⁷⁵ har också visat att det är i gruppen kryptogamer (mossor, lavar och svampar) vi hittar de arter som tål huggning sämst, men att det även bland ryggradslösa djur och kärlväxter finns många arter som inte tål kalhuggning men däremot en mer försiktig hyggesfri avverkning (tabell NH3).

¹⁷³ Dahlberg, A. 2011. *Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk. Slutrapport för delprojektet naturvärden*. Rapport 7–2011. Skogsstyrelsens förlag, Jönköping.

¹⁷⁴ Dahlberg, A. 2011. *Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk. Slutrapport för delprojektet naturvärden*. Rapport 7–2011. Skogsstyrelsens förlag, Jönköping.

¹⁷⁵ Berg, Å., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. & Weslien, J. 1995. Threat factors, distribution and habitat associations in relation to threat levels of red-listed species in Swedish forests. *Conservation Biology* 9, 1629–1633.

Tabell NH3 Tolerans mot huggningsingrepp för olika grupper av rödlistade arter. Efter Berg m fl.¹⁷⁶ Siffror anger procent av arterna inom varje grupp.

	Kryptogamer	Kärlväxter	Ryggradslösa djur	Ryggradsdjur
Tål ej huggning	71	27	35	46
Tål plockhuggning	28	72	60	50
Tål kalhuggning med naturhänsyn	2	22	44	43

Men det är inte bara miljöbetingelserna i de hyggesfritt skötta skogar som är gynnsamma för många arter, de skapar också bättre förutsättningar för arter med dålig spridningsförmåga. Hänglavar är en sådan organismgrupp.^{177,178} På grund av att många lavar sprids vegetativt, genom att små bålfragment bryts av, har de en mycket begränsad spridningsförmåga. Man har exempelvis uppskattat att garnlav inte sprider sig mer än 100 meter från en lavrik skog in i en nyetablerad skog under en rotationsperiod.¹⁷⁹ Många lavar har till och med visat sig växa bättre med ökade mängder ljus och utglesade skogar, då de är beroende av detta för sin fotosyntes. För arten långskägg (*Usnea longissima*) har man bland annat visat att om den väl överlevt hyggesfasen i hänsynsytor så kan den här till och med bygga upp större populationer än i äldre sluten skog. Det samma gäller i skogar som glesats ut med blädning.¹⁸⁰ Detta har tolkats som att arten begränsas av sin dåliga spridningsförmåga. Förutom epifytiska lavar har en studie visat att arter med dålig spridnings- och/eller etableringsförmåga också finns inom följande organismgrupper och skogsmiljöer:¹⁸¹

- Fröplantor i ädellövskog och andra rika vegetationstyper.
- Skalbaggar knutna till död ved och ihåliga träd huvudsakligen i rika lövskogar.
- Mossor i fuktiga miljöer. Bland dessa finns uppenbarligen arter som enbart sprider sig vegetativt.

¹⁷⁶ Berg, Å., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. & Weslien, J. 1995. Threat factors, distribution and habitat associations in relation to threat levels of red-listed species in Swedish forests. *Conservation Biology* 9, 1629–1633.

¹⁷⁷ Johansson, P. 2010. *Störningskänslighet hos lavar i barrskogar*. Rapport 9–2010. Skogsstyrelsen, Jönköping.

¹⁷⁸ Dahlberg, A. 2011. *Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk. Slutrapport för delprojektet naturvärden*. Rapport 7–2011. Skogsstyrelsen, Jönköping.

¹⁷⁹ Johansson, P. 2010. *Störningskänslighet hos lavar i barrskogar*. Rapport 9–2010. Skogsstyrelsen, Jönköping.

¹⁸⁰ Storaunet, K.O., Rolsta, J. Toeneiet, M. & Rolstad, E. 2008. Effect of logging on the threatened epiphytic lichen *Usnea longissima*: a comparative a retrospective approach. *Silva Fennica* 42, 685–703.

¹⁸¹ Rolstad, J. & Gjerde, I. 2003. Skoglevende organismers spredningsevne – en litteraturgjennomgang. *Aktuellt fra Skogforsk* 1/2003, 40 s.

Hyggesfritt skogsbruk – en mängd olika alternativ

Det finns ingen entydig definition av hyggesfritt skogsbruk, snarare finns det en hel rad skötselsystem som man i allmänhet betraktar som hyggesfria. De vanligaste, och som bland annat beskrivs vidare av Cedergren är *blädning*, *skärm* och *överhållen skärm*.¹⁸²

I korthet innebär *blädning* att man hela tiden har en flerskiktad skog, och uttaget av virke sker efter en diameterfördelning för att bevara denna flerskiktning. Blädning bygger på att små träd kan växa upp under stora träd och fungerar under svenska förhållanden därför bara för gran (och eventuellt också för bok). *Skärm* innebär att man låter en föryngring ske under de högsta träden när de senare har nått en viss höjd. När man börjar avveckla skärmen räknar man med att de plantor som kommer underifrån ger ett bestånd med god slutenhet. Den skog som skapas vid skärmskogsbruk brukar man betrakta som tvåskiktad. Med *överhållen skärm* menar man att man väntar längre tid innan man avvecklar skärmen. På så sätt räknar man med att ha större och högre träd etablerade när skärmen avvecklas.

I en nyss utkommen rapport från Skogsstyrelsen har man utrett vad dessa olika hyggesfria system skulle innebära för olika organismgrupper, samt jämfört detta med naturskogsliknande skogar.¹⁸³ Man gör där bedömningen att det är i bläddad skog som de mest hänsynskrävande arterna klarar sig bäst och att det är detta alternativ som mest liknar naturskogsförhållanden. Framförallt är det vedlevande svampar, lavar och skalbaggar man menar klarar sig bäst vid blädning. Skärmskogsbruk visar sig i regel vara sämre än blädning men bättre än trakthyggesbruk. Man gör bedömningen att bland annat mykorrhizasvampar och mossor klarar sig bra i skärmalternativen.

Hänsyn viktiga

Det är viktigt att poängtera att det för de flesta organismer inte per automatik är bra med hyggesfria alternativ. Precis som med trakthyggesbruk så kräver hyggesfria alternativ naturhänsyn för att gynna många organismer. Det har till exempel visats att det är minst lika många organismgrupper som klarar trakthyggesbruk med förstärkt hänsyn som klarar överhållen skärm. Man visar också att det krävs förstärkt hänsyn för att blädning ska vara bra för samtliga naturvärdesarter i bedömningen.

För att kontinuitetsskogsbruk (dvs hyggesfritt skogsbruk) ska vara ett bra komplement till trakthyggesbruk måste omfattningen vara så stor att de gynnade arterna kan överleva långsiktigt inom bestånden och sprida sig mellan bestånden. Var denna kritiska gräns går är emellertid okänt. Sannolikheten för att arter ska kunna överleva långsiktigt ökar troligen om bestånd med kontinuitetsskogsbruk planeras att ingå i så kallade *stabila nätverk* tillsammans med nyckelbiotoper och andra avsatta bestånd, samt i kant- och förstärkningszoner.

¹⁸² Cedergren, J. 2008. Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk. *Meddelande* 1–2008. Skogsstyrelsen.

¹⁸³ Dahlberg, A. 2011. *Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk. Slutrapport för delprojektet naturvärden*. Rapport 7–2011. Skogsstyrelsen.

Det är inte alldeles lätt att översätta certifieringskrav från trakthyggesbruk till krav för kontinuitetsskogsbruk och sannolikt är det heller inte biologiskt optimalt. Exempelvis lämnar man vid trakthyggesbruk mycket stående död ved (högstubbar och torrträd). Detta är exempel på relativt kortvariga habitat som i huvudsak utnyttjas av organismer med god spridningsförmåga (insekter och svampar).

Det vore förmodligen bättre att kraftsamla naturvårdsåtgärder till habitat som trakthyggesbruket är dåligt på att leverera, förslagsvis en kontinuerlig förekomst av gamla träd (viktigt för hänglavar) och grova lågor (förstörs ofta vid slutavverkning och markberedning). Sannolikt krävs mer omfattande artgruppspecifika analyser för vilka naturhänsyn som krävs i bestånd med kontinuitetsskogsbruk.

Störningsperspektivet

Ett annat sätt att kombinera olika skogsbruksätt med artbevarande är att utgå ifrån naturliga störningsregimer.^{184,185,186} ASIO modellen¹⁸⁷ är exempel på ett sådant synsätt. Här utgår man inte från enskilda arters habitatkrav utan från antagandet att arter är anpassade till olika störningsregimer. Skogsbruk som efterliknar naturliga störningar är då också tänkt att skapa de habitat som naturligt förekommande arter kräver.

Trakthyggesbruk efterliknar i viss mån storskaliga beståndsomvälvande störningar, till exempel brand och storm, där trädskiktet till största delen dör, men är ganska dåligt på att efterlikna oregelbundet förekommande småskaliga störningar inom bestånd.¹⁸⁸

Trakthyggesbrukets snabbt uppväxande skogar skapar flera successionsstadier med ganska kort varaktighet på samma plats under en omloppstid. Kontinuitetsskogsbruk medför färre men mer långvariga habitat och har ett relativt konstant växt- och djursamhälle.

Det finns också starka kopplingar mellan organismers spridningsförmåga och varaktigheten på deras habitat.^{189,190} Arter som utnyttjar korta successioner (till exempel brandfält) måste ha god spridningsförmåga för att kunna överleva på denna fläckvis och slumpvis uppkommande resurs, medan andra organismer som lever i samma habitat under flera decennier kan invänta att

¹⁸⁴ Fries, C., Johansson, O., Pettersson, B. & Simonsson, P. 1997. Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests. *Forest Ecology and Management* 94, 89–103.

¹⁸⁵ Hunter, M.L. (redaktör) 1999. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press.

¹⁸⁶ Lindenmeyer, D.B. & Franklin, J.F. 2002. *Conserving forest diversity. A comprehensive multiscaled approach*. Island Press, Washington, Colevo, London.

¹⁸⁷ Angelstam, P., Rosenberg, P. & Rülcker, C. 1993. Aldrig Sällan Ibland Ofta. *Skog & Forskning* 1/93, 34–41.

¹⁸⁸ Angelstam, P. 2003. Reconciling the linkages of land management with natural disturbance regimes to maintain forest biodiversity in Europe. I: Bissonette, J. A. & Storch, I. (redaktörer). *Landscape ecology and resource management: linking theory with practice*. Island Press, Covelo CA and Washington, DC. s 193–226.

¹⁸⁹ Rolstad, J. & Gjerde, I. 2003. Skoglevende organismers spredingsevne – en litteraturgjennomgang. *Aktuellt fra Skogforsk* 1/2003, 40 s.

¹⁹⁰ Appelqvist, T. 2005. Naturvårdsbiologisk forskning. Underlag för områdesskydd i landskapet. *Rapport 5452 Naturvårdsverket*, 154 s.

lämpligt habitat uppstår i närheten (till exempel hänglavar eller håltädsarter).

Sammanfattningsvis uppvisar trakthyggesbruk och kontinuitetsskogsbruk olika men kompletterande egenskaper som har betydelse för biodiversiteten i landskapet (tabell NH4).

Tabell NH4 Skillnader mellan trakthyggesbruk och kontinuitetsskogsbruk vad gäller storlek på störningar och typ av habitat (förutsatt att naturhänsyn tas vid skogsbruksåtgärderna). Plus anger bra tillgodoseende, minus anger dåligt tillgodoseende av variabeln ifråga för respektive skogsbrukssätt.

	Storskaliga störningar	Småskaliga störningar	Många kortvariga habitat	Få långvariga habitat
Trakthyggesbruk	+	–	+	–
Kontinuitetsskogsbruk	–	+	–	+

Hur mycket hänsyn behövs?

För att kunna bedriva kostnadseffektiv naturvård är en högst relevant frågeställning hur mycket som krävs av skyddad skog, död ved, lövträd med mera för att alla arter ska överleva långsiktigt. Finns det tröskelvärden?

När det gäller fragmentering så kan man visa matematiskt att avstånden mellan fragment ökar exponentiellt då fragmentarealen understiger ca 20 % av landskapet.¹⁹¹ Teoretiskt skulle detta innebära att om mängden habitat för en given art understiger 20 % av landskapet, borde populationen av den arten minska kraftigt. För vissa fågelarter verkar det stämma.

Mindre hackspett behöver ca 40 ha äldre lövdominerade bestånd fragmenterade inom ett område på högst 200 ha.¹⁹² Stjärtnes är ett annat exempel (figur NH26).



Figur NH26 Stjärtnes behöver ca 15 % medelålders till äldre lövrika (>50 % löv) bestånd, om avståndet mellan bestånden är 500 m.¹⁹³
Foto Stefan Svensson.

Men olika arter har olika biologi. De flesta däggdjur och fåglar är revirhävande, vilket inte är fallet bland växter och ryggradslösa djur. För dem är spridnings- och förökningsförmåga helt avgörande. Dessa förmågor varierar från art till art. En modelleringsstudie antyder att det inte finns något tröskelvärde för mängden död ved och antalet arter av vedlevande skalbaggar.¹⁹⁴ För varje enskild art finns det troligen ett tröskelvärde men för antalet arter finns det inte det. Alltså, ju mer ved desto fler arter.

I en finsk studie där man jämförde olika typer av skog, vanlig slutavverkningsskog, överårig slutavverkningsskog och naturskog, varierade mängden

¹⁹¹ Angelstam, P. & Andrén, H. 1993. Hur mycket är nog? *Skog & Forskning* 1/1993, 14–19.

¹⁹² Wiktander, U., Olsson, O. & Nilsson, S.G. 2001. Seasonal variation in home-range size and habitat area requirement of the lesser spotted woodpecker *Dendrocopus minor* in southern Sweden. *Biological Conservation* 100, 387–395.

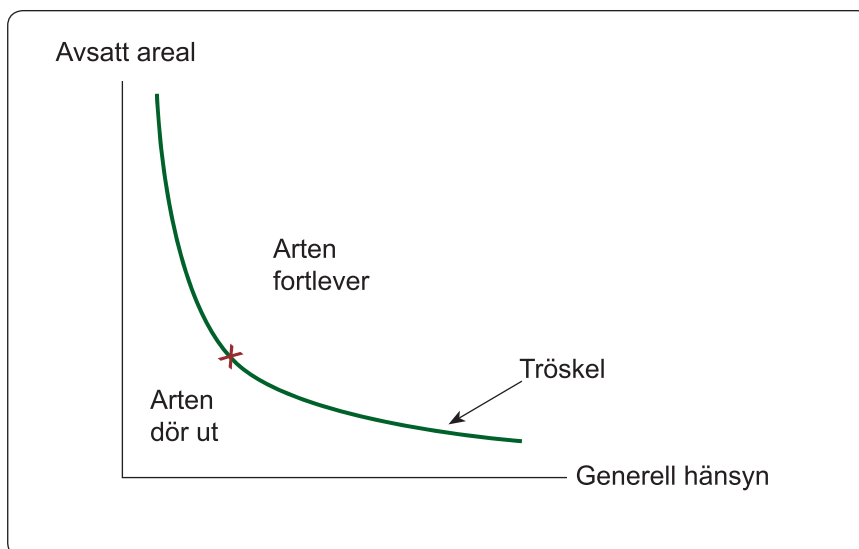
¹⁹³ Jansson, G. 1999. Landscape composition and birds in managed boreal forest. *Acta universitatis Agriculturae Sueciae, Silviculturae* 122. SLU, Uppsala.

¹⁹⁴ Ranius, T. & Jonsson, M. 2007. Theoretical expectations for thresholds in the relationships between number of wood-living species and amount of coarse woody debris: a study case in spruce forests. *Journal for Nature Conservation* 15, 120–130.

död ved från några få kubikmeter till ca 100 kubikmeter.¹⁹⁵ Antalet vedlevande skalbaggar som fångades i fällor ökade med mängden död ved. Men den snabbaste ökningen av antalet arter skedde då mängden död ved ökade från ca 3 kubikmeter till ca 20 kubikmeter. Sällsynta och hotade arter var dock sparsamt representerade inom detta intervall.

Tyvärr går det inte att besvara frågan ”Hur mycket är nog?” på ett uttömmande sätt. Det enkla svaret blir troligen: ”Ju mer desto bättre.”

Hur mycket som är nog blir i slutändan en avvägning mellan olika intressen. I Sverige har vi, som tidigare nämnts (se avsnittet *Lagstiftning, certifiering och den svenska modellen*), valt att kombinera en relativt liten formellt skyddad areal med en ganska hög grad av generell naturhänsyn. Det saknas mycket kunskap om hur denna modell fungerar. I vilken mån kan en hög grad av naturhänsyn kompensera för en liten och fragmenterad areal naturskog och hur ser den ekonomiskt optimala kombinationen av avsättningar och generell naturhänsyn ut? I figur NH27 ges ett exempel på hur man kan resonera kringtröskelvärden, avsättningar och naturhänsyn.



Figur NH27 Hypotetiskt samband mellan arealen skyddad skog och graden av generell naturhänsyn kopplat till utdöendetröskeln för en art. Om axlarna graderas lika i kostnader för avsättningar respektive kostnader för generell naturhänsyn så är den mest kostnadseffektiva kombinationen markerat med +. Olika arter kommer att ha olika form på kurvan. Det finns arter som inte behöver vare sig avsättningar eller generell naturhänsyn, liksom det finns arter som bara behöver det ena i en viss mängd.

¹⁹⁵ Martikainen, P. 2001. Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clearcut areas. *Ecological Bulletines* 49, 205–218.

Gustafsson och Perhans beskriver hur den svenska modellen för bevarande av biologisk mångfald i skogen verkar på flera hierarkiska nivåer (från markägare till stat) och hur det påverkar naturhänsynen.¹⁹⁶ De hävdar att flera ekologiska teorier talar för nyttan med många små bevarandeinsatser och att modeller visar att i ett så fragmenterat landskap som Sveriges är det den bästa metoden. Att markägare blir mera engagerade i naturvård då de får ta eget ansvar talar också för metoden enligt dem. Samtidigt bör man se upp med de problem som många små bevarandeinsatser kan medföra i form av negativa kanteffekter och bristen på säkerställd långvarig kontinuitet på avsättningarna.

¹⁹⁶ Gustafsson, L. & Perhans, K. 2010. Biodiversity conservation in Swedish forests: Ways forward for a 30-year-old multi-scaled approach. *Ambio* 39, 546–554.

Litteratur

- Abrahamsson, M., Jonsell, M., Niklasson, M. & Lindbladh, M., 2009. Saproxylic beetle assemblages in artificially created high-stumps of spruce (*Picea abies*) and birch (*Betula pendula/pubescens*) – does the surrounding landscape matter? *Insect Conservation and Diversity* 2, 284–294.
- Angelstam, P. 1998. Maintaining and restoring biodiversity by developing natural disturbance regimes in European boreal forest. *Journal of Vegetation Sciences* 9, 593–602.
- Angelstam, P. 2003. Reconciling the linkages of land management with natural disturbance regimes to maintain forest biodiversity in Europe. I: Bissonette, J. A. & Storch, I. (redaktörer). *Landscape ecology and resource management: linking theory with practice*. Island Press, Covelo CA and Washington, DC. s 193–226.
- Angelstam, P. & Andrén, H. 1993. Hur mycket är nog? *Skog & Forskning* 1/1993, 14–19.
- Angelstam, P., Jonsson, B.G. & Törnblom, J. 2007. Uppföljning av 1997 års bris-tanlays för bevarande av biologisk mångfald i olika skogsmiljöer i Sveriges naturregioner: Vad har hänt på tio år? Skogsstyrelsen. *Rapport 4* – 2010.
- Angelstam, P. & Pettersson, B. 1997. Principles of present Swedish forest biodiversity management. *Ecological Bulletins* 46, 191–203.
- Angelstam, P., Rosenberg, P. & Rülcker, C. 1993. Aldrig Sällan Ibland Ofta. *Skog & Forskning* 1/93, 34–41.
- Anon. 1987. *Technologies to maintain biological diversity*. Office of technology assessment, US Government printing office.
- Anon. 2012. Dags att utvärdera den svenska modellen för brukande av skog. *KSLAT* 8–2012.
- Appelqvist, T. 2005. Naturvårdsbiologisk forskning. Underlag för områdesskydd i landskapet. *Rapport 5452* Naturvårdsverket, 154 s.
- Beck, M. W. 1998. Biodiversity: a concept lost in the mist between ecology and conservation biology. I: Lunney, D., Dawson T. & Dickman, C.R. (redaktörer), *Is the biodiversity tail wagging the zoological dog?* Transactions of the Royal Zoological Society of New South Wales, Mosman, s 50–61.
- Bell, G. 2001. Neutral macroecology. *Science* 293, 2413–2417.
- Berg, Å., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. & Weslien, J. 1995. Threat factors, distribution and habitat associations in relation to threat levels of red-listed species in Swedish forests. *Conservation Biology* 9, 1629–1633.
- Berglund, H. 2004. *Biodiversity in fragmented boreal forests: assessing the past, the present and the future*. Avhandling. Umeå universitet.
- Bergström, R. & Hjeljord, O. 1987. Moose and vegetation interactions in northwestern Europe and Poland. *Swedish Wildlife Research* 1 (Suppl.), 213–228.
- Bernes, C. (redaktör) 1994. Biologisk mångfald i Sverige. En landsstudie. *Monitor 14*, Naturvårdsverket.
- Cappuccino, N., Houle, M.J. & Stein, J. 1999. The influence of understory nectar resources on parasitism of the spruce budworm *Choristoneura fumiferana* in the field. *Agricultural and Forest Entomology* 1, 33–36.
- Cedergren, J. 2008. Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk. *Meddelande* 1–2008. Skogsstyrelsen.
- Cline, E.T., Ammirati, J.F. & Edmonds, R.L. 2005. Does proximity to mature trees influence ectomycorrhizal fungus communities of douglas fir seedlings? *New Phytologist* 166, 993–1009.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science* 199, 1302–1310. *Convention on Biological Diversity*. 1992. UNCED (United Nations Conference on the Environment and Development). Rio de Janeiro.

- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260.
- Dahlberg, A. 2011. *Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk. Slutrapport för delprojektet naturvärden*. Rapport 7–2011. Skogsstyrelsens förlag, Jönköping.
- Daily, G.C. 1997. *Natures services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, Washington DC.
- Darveau, M., Beauchesne, P., Belanger, L., Huot, J. & LaRue, P. 1995. Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest. *J. Wildl. Manage.* 59, 67–78.
- Djupström, L.B., Weslien, J., ten Hoopen, J. & Schroeder L.M. 2012. Restoration of habitats for a threatened saproxylic beetle species in a boreal landscape by retaining dead wood on clear-cuts. *Biological Conservation* 155, 44–49.
- Djupström, L.B., Weslien J. & Schroeder L.M. 2008. Dead wood and saproxylic beetles in set-aside and non set-aside forests in a boreal region. *Forest Ecology and Management* 255, 3340–3350.
- Dynesius, M., Hylander, K. & Nilsson, C. 2009. High resilience of bryophyte assemblages in stream-side compared to upland forests. *Ecology* 90, 1042–1054.
- Eggers, S., Griesser, T., Andersson, T. & Ekman, J. 2005. Nest predation and habitat change interact to influence Siberian jay numbers. *Oikos* 111, 150–158.
- Ekbom, B., Schroeder, L.M. & Larsson, S., 2006. Stand specific occurrence of coarse woody debris in a managed boreal forest landscape in central Sweden. *Forest Ecology and Management*. 221, 2–12.
- Ekelund, H. och Hamilton, G. 2001. Skogspolitisk historia. Skogsstyrelsen. *Rapport* 8A–2001
- Engelmark, O. 1999. Boreal disturbances. I: Walker, L.R. (redaktör), *Ecosystems of disturbed ground. Ecosystems of the world*, 16. Elsevier, Amsterdam, s 161–186.
- Farhig, L. 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological Applications* 12, 346–353.
- Fossestöl, K.O. & Svedrup-Thygeson, A. 2009. Saproxylic beetles in high stumps and residual downed wood on clear-cuts and in forest edges. *Scandinavian Journal of Forest Research* 24, 403–416.
- Fries, C. 1990. Utveckling hos beståndsförnygrad gran och kompletteringsplanterade granar och tallar i ett kärvt klimatläge. SLU, inst. för skogsskötsel. *Rapporter* 30.
- Fries, C., Johansson, O., Pettersson, B. & Simonsson, P. 1997. Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests. *Forest Ecology and Management* 94, 89–103.
- Gjerde, I., Sætersdal, M., Rolstad, J., Blom, H.H. & Storaunet, K.O. 2004. Fine-scale diversity hotspots in northern forests. *Conservation Biology* 18, 1032–1042.
- Gotelli, N.J. & Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.* 4, 379–391.
- Granström, A. & Schimmel, J. 1993. Heat effects on seeds and rhizomes of a selection of boreal forest plants and potential reaction to fire. *Oecologia* 94, 307–313.
- Granström, A. & Schimmel, J. 1998. *Utvärdering av det kanadensiska brandrisk-systemet: testbränningar och uttorkningsanalyser*. Räddningsverket, Karlstad.
- Gustafsson, G., Kouki, J. & Sverdrup-Thygeson, A. 2010. Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: a review of ecological consequences. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25, 295–308.

- Gustafsson, L. & Ahlén, I. 1996. *Växter och djur*. Sveriges nationalatlas, Stockholm.
- Gustafsson, L., Appelgren, L., Jonsson, F., Nordin, U., Persson, A. & Weslien, J. 2004. High occurrence of red-listed bryophytes and lichens in mature managed forests in boreal Sweden. *Basic and Applied Ecology* 5, 123–129.
- Gustafsson, L. & Hansson, L. 1987. Corridors as conservation tool. *Ecological Bulletins* 46, 182–190.
- Gustafsson, L. & Perhans, K. 2010. Biodiversity conservation in Swedish forests: Ways forward for a 30-year-old multi-scaled approach. *Ambio* 39, 546–554.
- Gärdenfors, U. 2010. *The 2010 red list of Swedish species*. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Haila, Y. & Kouki, J. 1994. The phenomenon of biodiversity in conservation biology. *Ann. Zool. Fennici* 31, 5–19.
- Hannerz, M. & Hånell, B. 1997. Effects on the flora in Norway spruce forests following clearcutting and shelterwood cutting. *Forest Ecology and Management* 90, 29–49.
- Hanski, I. & Hammond, P. 1995 Biodiversity in boreal forests. *Trends in Ecology and Evolution* 10, 5–6.
- Hart, S. & Chen, H.Y.H. 2008. Fire, logging and overstory affect understory abundance, diversity, and composition in boreal forest. *Ecological Monographs* 78, 123–140.
- Hautala, H., Laaka-Lindberg, S. & Vanha-Majamaa, I. 2011. Effect of retention felling on epixylic species in boreal spruce forests in southern Finland. *Restoration Ecology* 19, 418–429.
- Hazell, P., Kellner, O., Rydin, H. & Gustafsson, L. 1998. Presence of four epiphytic bryophytes in relation to density of aspen (*Populus tremula*) and other stand characteristics. *Forest Ecology and Management* 107, 147–158.
- Hedgren, O. & Weslien, J. 2007. Detecting rare species with objective or subjective sampling: A case study of red-listed saproxylic beetles in boreal Sweden. *Biological Conservation* 22, 212–215.
- Hill, Ö. & Ström, Å. 2008. *Skogens kulturarv – hänsyn och skötsel*. 2:a uppl.Handledning, Skogforsk, 62 s.
- Hubbel, S. P. 2001. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press. 374 s.
- Hunter, M.L. (redaktör) 1999. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press.
- Hylander, K. 2004. *Living on the edge – effectiveness of buffer strips in protecting biodiversity in boreal riparian forests*. Avhandling, Umeå universitet.
- Hylander, K. 2005. Aspect modifies the magnitude of edge effects on bryophyte growth in boreal forests. *Journal of Applied Ecology* 42, 518–525.
- Hylander, K. 2006. Riparian zones increase regional species richness by harbouring different, not more, species: comment. *Ecology* 87, 2126–2128.
- Hylander, K., Jonsson, B.G. & Nilsson, C. 2002: Evaluating buffer strips along boreal streams using bryophytes as indicators. *Ecological Applications* 12, 797–806.
- Hylander, K., Nilsson, C. & Göthner, T. 2004: Effects of buffer-strip retention and clearcutting on land snails in boreal riparian forests. *Conservation Biology* 18, 1052–1062.
- Jansson, G. 1999. Landscape composition and birds in managed boreal forest. *Acta universitatis Agriculturae Sueciae, Silvestria* 122. SLU, Uppsala.
- Johansson, P. 2010. Störningskänslighet hos lavar i barrskogar. Rapport 9–2010. Skogsstyrelsen, Jönköping.

- Johansson, T., Hjältén, J., de Jong, J & von Stedink, H. 2013. Environmental considerations from legislation and certification in managed forest stands: A review of their importance for biodiversity. *Forest Ecology and Management* 303, 98–112.
- Jonsell, M., Lindhe, A., Schroeder, M. & Weslien, J. 2004. Högstubbbar utnyttjas av många arter. *Resultat* 19/2004. Skogforsk.
- Jonsell, M., Weslien, J. & Ehnström, B. 1998. Substrate requirements of red-listed wood-living insects in Sweden. *Biodiversity and Conservation* 7, 749–764.
- Jonsson, M., Ranius, T., Ekvall, H. & Bostedt G. 2010. Cost-effectiveness of silvicultural measures to increase substrate availability for wood-dwelling species: A comparison among boreal tree species, *Scandinavian Journal of Forest Research* 25, 46–60.
- Kouki, J., Löfman, S., Martikainen, P., Rouvinen, S. & Uotila, A. 2001. Forest Fragmentation in Fennoscandia: Linking Habitat Requirements of Wood-associated Threatened Species to Landscape and Habitat Changes. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16, 27–37.
- Kuuluvainen, T. 2002. Disturbance dynamics in boreal forests: Defining the ecological basis of restoration and management of diversity. *Silva Fennica* 36, 5–11.
- Lansing, D.M. 2013. Understanding linkages between ecosystem service payments, forest plantations, and export agriculture. *Geoforum* 47, 103–112.
- Lawton, J.H. & May, R.M. 1995. *Extinction rates*. Oxford University Press.
- Lewis, C.N. & Whitfield, J.B. 1999. Braconid wasp (Hymenoptera: Braconidae) diversity in forest plots under different silvicultural methods. *Environmental Entomology* 28, 986–997.
- Lindbladh, M. & Abrahamsson, M. 2008. Beetle diversity in high-stumps from Norway spruce thinnings. *Scandinavian Journal of Forest Research* 23, 339–347.
- Lindenmeyer, D.B. & Fischer, J. 2006. *Habitat fragmentation and landscape change. An ecological and conservation synthesis*. Island Press, Washington, Colevo, London.
- Lindenmeyer, D.B. & Franklin, J.F. 2002. *Conserving forest diversity. A comprehensive multiscaled approach*. Island Press, Washington, Colevo, London.
- Lindhe, A. 2003. *Conservation through management – Cut wood as substrate for saproxylic organisms*. Avhandling. SLU, Uppsala.
- Linder, P. & Östlund, L. 1992. Förändringar i norra Sveriges skogar 1870–1991. *Svensk Botanisk Tidskrift* 86, 199–216.
- Lindgren, P.M.F., Ransome, D.B., Sullivan, D.S. & Sullivan, T.P. 2006. Plant Community Attributes 12 to 14 Years Following Precommercial Thinning in a Young Lodgepole Pine Forest. *Canadian Journal of Forest Research* 36, 48–61.
- Lindström, Å. & Svensson, S. 2006. *Monitoring population changes of birds in Sweden. Annual report 2005*. Lunds universitet, inst. för ekologi. 68 s.
- Lortie, J., Brooker, R.W., Choler, P., Kikvidze, Z., Michalet, R., Pugnaire, F.J. & Callaway, R.M. 2004. Rethinking plant community theory. *Oikos* 107, 433–438.
- Löhmus, A. 2006. Nest-tree and nest-stand characteristics of forest-dwelling of forest dwelling raptors in east-central Estonia: implications for forest management and conservation. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.* 55, 31–50.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press. Princeton
- Machtans, C.S., Villard, M.A. & Hannon, S.J. 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. *Conservation Biology* 10, 1366–1379.
- Magurran, A.E. 2003. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing.
- Martikainen, P. 2001. Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clearcut areas. *Ecological Bulletines* 49, 205–218.

- Martikainen, P. & Kouki, J. 2003. Sampling the rarest: threatened beetles in boreal forest biodiversity inventories. *Biodiversity and Conservation* 12, 1815–1831.
- McGill, B.J. 2003. A test of the unified neutral theory of biodiversity. *Nature* 422, 881–885.
- Mosley, E., Holmes, S.B. & Nol, E. 2006. Songbird diversity and movement in up-land and riparian habitats in the boreal mixedwood forest of northeastern Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* 36, 1149–1164.
- Naturskydd och naturhänsyn i skogen. 1997. *Meddelande* 1997:1. Skogsstyrelsen.
- Nee, S. & Stone G. 2003. The end of the beginning for neutral theory. *Trends in Ecology & Evolution* 18, 433–434.
- Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D.R., Chan, K.M.A., Daily, G.C., Karieva, P.M., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T.H. & Shaw, M.R. 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scale. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7, 4–11.
- Nelson, C.R. & Halpern, C.B. 2005. Short-term effects of timber harvest and forest edges on ground layer mosses and liverworts. *Canadian Journal of Botany* 83, 610–620.
- Niemelä, J. 2001. The utility of movement corridors in forested landscapes. *Scandinavian Journal of Forest Research* Suppl. 3, 70–78.
- Niklasson, M. & Granström, A. 2000. Numbers and sizes of fires: Long term trends in a Swedish boreal landscape. *Ecology* 81, 1496–1499.
- Nitare, J. & Norén, M. 1992. Nyckelbiotoper kartläggs i nytt projekt vid Skogsstyrelsen. *Svensk Botanisk Tidskrift* 86, 219–226.
- Perhans, K., Appelgren, L., Jonsson, F., Nordin, U., Söderström, B. & Gustafsson, L. 2009. Retention patches as potential refugia for bryophytes and lichens in managed forest landscapes. *Biological Conservation* 142, 1125–1133.
- Perhans, K., Gustafsson, L., Jonsson, F., Nordin, N. & Wiebull, H. 2007. Bryophytes and lichens in different types of forest set-asides in boreal Sweden. *Forest Ecology and Management* 242, 374–390.
- Picket, S.T.A. och White, P.S. (red.). 1985. *The ecology of natural disturbances and patch dynamics*. New York: Academic Press.
- Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O. & Kunin, W.E. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*. 25, 345–353.
- Ranius, T. & Jonsson, M. 2007. Theoretical expectations for thresholds in the relationships between number of wood-living species and amount of coarse woody debris: a study case in spruce forests. *Journal for Nature Conservation* 15, 120–130.
- Ranius, T. & Kindvall, O. 2006. Extinction risk of wood-living model species in forest landscapes as related to forest history and conservation strategy. *Landscape Ecology* 21, 687–698.
- Raudsepp-Haerne, C., Peterson, G.D. & Bennet, E.M. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *PNAS* 107, 5242–5247.
- Ring E., Löfgren S., Sandin L., Högbom L. & Goedkoop W. 2008. Skogsbruk och vatten. En kunskapsöversikt. Skogforsk. *Redogörelse* 3–2008.
- Rolstad, J. & Gjerde, I. 2003. Skoglevende organismers spredingsevne – en litteraturgjennomgang. *Aktuellt fra Skogforsk* 1/2003, 40 s.
- Rosenvald, R. & Lohmus, A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management* 255, 1–15.

- Runnells, K., Rosenvald, R. & Löhmus, A. 2013. The dying legacy of green-tree retention: Different habitat values for polypores and wood-inhabiting lichens. *Biological Conservation* 159, 187–196.
- Sabo, J.L. & Soykan, C.U. 2006. Riparian zones increase regional richness by supporting different, not more, species: reply. *Ecology* 87, 2128–2131.
- Sabo, J.L., Sponseller, R., Dixon, M., Gade, K., Harms, T., Heffernan, J., Jani, A., Katz, G., Soykan, C., Watts, J. & Welter, J. 2005. Riparian zones increase regional species richness by harboring different, not more, species. *Ecology* 86, 56–62.
- Sætersdal, M., Gjerde, I. & Blom, H.H. 2005. Indicator species and the problem of spatial inconsistency in nestedness patterns. *Biological Conservation* 122, 305–316.
- Sahlin, E. & Ranius, T. 2009. Habitat availability in forests and clearcuts for saproxylic beetles associated with aspen. *Biodiversity and Conservation* 18, 621–638.
- Schroeder, L.M., Sahlin, E. & Paltto, H. 2011. Retention of aspen (*Populus tremula*) at final cuttings – The effect of dead wood characteristics on saproxylic beetles. *Forest Ecology and Management* 262, 853–862.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forestry as an example. *Ecological Bulletins* 49, 11–41.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P. & Rauh, J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in Southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128, 211–225.
- Sillett, S.C. & Goslin, M.N. 1999. Distribution of epiphytic macrolichens in relation to remnant trees in a multi-age Douglas-fir forest. *Canadian Journal of Forest Research* 29, 1204–1215.
- Skogsstyrelsen. 2011. Skogs- och miljöpolitiska mål - brister, orsaker och förslag på åtgärder. Skogsstyrelsen. *Meddelande* 2–2011.
- Skogsstyrelsen. 2012. *Skogsvårdslagstiftningen. Gällande regler 1 januari 2012*. Tillgänglig på www.skogsstyrelsen.se, Lagen.
- Srivastava, D.S. & Vellend, M. 2005. Biodiversity – ecosystem function research: Is it relevant to conservation. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 36, 267–294.
- Storaunet, K.O., Rolsta, J. Toeneiet, M. & Rolstad, E. 2008. Effect of logging on the threatened epiphytic lichen *Usnea longissima*: a comparative a retrospective approach. *Silva Fennica* 42, 685–703.
- Suominen, O., Persson, I.L., Danell, K., Bergstrom, R. & Pastor, J. 2008. Impact of simulated moose densities on abundance and richness of vegetation, herbivorous and predatory arthropods along a productivity gradient. *Ecography* 31, 636–645.
- Tirén, L. 1949. Om den naturliga föryngringen på obrända hyggen i norrländsk granskog. *Meddelanden från Statens skogsforskningsinstitut* 38:9.
- Väsänen, R.A., Järvinen, O. & Rauhala, P. 1986. How are human-caused habitat alternations expressed on the scale of local bird populations in boreal forests? *Ornis Scandinavica* 17, 75–100.
- Wardle, D.A., Zackrisson, O., Hörnberg, G. & Gallet, C. 1997. The influence of Island Area on ecosystem properties. *Science* 227, 1296–1299.
- Weslien, J., Djupström, L.B., Schroeder, M. & Widenfalk, O. 2011. Long-term priority effects among insects and fungi colonizing decaying wood. *Journal of Animal Ecology* 80, 1155–1162.
- Widenfalk, O. & Weslien, J. 2009. Plant species richness in managed boreal forests – Effects of stand succession and thinning. *Forest Ecology and Management* 257, 1386–1394.

- Wikars, L.-O. 1992. Skogsbränder och insekter. *Entomologisk Tidskrift* 113, 1–12.
- Wikars, L.-O. 2006. Åtgärdsprogram för bevarande av brandinsekter i breal skog. Naturvårdsverket. *Rapport* 5610.
- Wikars, L.-O. & Ormalm, C. 2005. Större svartbaggen (*Upis ceramoides*) i norra Hälsingland: en hotad vedskalbagge som behöver stora mängder aggregerad död ved. *Entomologisk Tidskrift* 126, 161–224.
- Wiktander, U., Olsson, O. & Nilsson, S.G. 2001. Seasonal variation in home-range size and habitat area requirement of the lesser spotted woodpecker *Dendrocopus minor* in southern Sweden. *Biological Conservation* 100, 387–395.
- Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, E.J., Folke, C., Halper, B.S., Jackson, J.B.C., Lotze, H.K., Micheli, F., Palumbi, S.R., Sala, E., Selkoe, K.A., Stachowicz, J.J. & Watson, R. 2006 Impact of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*. 314, 787–790.
- Wretling, J. 1948. *Nordsvensk hyggesbränning*. Stockholm.
- Zackrisson, O. 1977. Influence of forest fires on the North Swedish boreal forest. *Oikos* 29, 22–32.
- Åström, M., Dynesius, M., Hylander, K. & Nilsson, C. 2007. Slope aspect modifies community responses to clear-cutting in boreal forests. *Ecology* 88, 749–758.
- Öckinger, E. & Smith, H.G. 2008. Do corridors promote dispersal in grassland butterflies and other insects? *Landscape Ecology* 23, 27–40.