



for a living planet[®]

Generell hänsyn och naturvärdesindikatorer

– funktionella metoder för att bevara och bedöma biologisk mångfald i skogslandskapet?

Innehållsförteckning

■ Förord	3
■ Sammanfattning	4
■ Bakgrund	6
■ Mål/frågeställningar/metod	8
■ Generell hänsyn	10
Definitioner	10
Miljömålet	12
Produktionsmålet	12
Nya skogspropositionen	12
Skogstyrelsens tolkning	12
Betydelsen av generella hänsyn för biologisk mångfald	14
Impediment	14
Trädslagsblandning (lövslag)	15
Hänsynskrävande biotoper och värdefulla kulturmiljöer i skogen	18
Växt- och djurarter	19
Skyddszoner	20
Träd, trädsmålingar och döda träd	22
Hyggen	27
Skador på mark och i vatten	28
Skogsbilvägar	29
■ Indikatorer på höga naturvärden	30
Strukturer	30
Svampar, lavar och mossor	31
Kärlväxter	32
Fåglar	32
Däggdjur	32
Insekter	32
Akvatiska arter	34
Samband mellan artgrupper	35
■ Syntes, slutsatser och rekommendationer	36
Generella hänsyn	36
Impediment	36
Trädslagsblandning	37
Hänsynskrävande biotoper	37
Växt- och djurarter	38
Skyddszoner	38
Träd, trädsmålingar och döda träd	39
Hyggen	40
Skador på mark och i vatten	41
Slutsatser generell hänsyn	41
Komplement till generell hänsyn	43
Naturvärdesindikatorer	44
Strukturer	44
Svampar, lavar och mossor	44
Kärlväxter	44
Fåglar	44
Insekter	44
Samband mellan artgrupper	44
Slutsatser naturvärdesindikatorer	44
■ Referenser	46

Rapporten citeras:
 Johansson, T., Hjältén, J., de Jong, J. & von Stedingk, H. 2009. Generell hänsyn och naturvärdesindikatorer – funktionella metoder för att bevara och bedöma biologisk mångfald i skogslandskapet. Världsnaturfonden WWF, Solna.

ISBN 978-91-89272 -17-0



Den så kallade svenska modellen för skogsbruk och naturvård bygger på olika grad av naturhänsyn i skogslandskapet; en generell hänsyn som tas i samband med de flesta åtgärder och som utgör en form av basnivå, förstärkt hänsyn där markägaren tar större hänsyn samt områdesskydd för skogsområden med särskilt höga naturvärden,

I dag ifrågasätts den svenska modellen allt mer, och röster höjs om att i stället införa en tydligare differentiering av brukandet, med bland annat intensivodling på vissa ytor. Detta innebär att frångå ett generellt hänsynstagande till naturvärden. Röster för en ny skogsbruksmodell aktualiserar frågan om värdet av den nuvarande generella hänsynen: Vad finns det egentligen för vetenskapligt stöd för att den gör nytta och hur viktig är den i så fall?

På uppdrag av WWF har forskarna Therese Johansson, Joakim Hjältén, Johnny de Jong och Henrik von Stedingk vid Centrum för Biologisk mångfald gjort en gedigen sammanställning över dagens forskningsresultat kring naturvårdsnyttan av de åtgärder generell hänsyn innefattar. Slutsatserna är tydliga: Generell hänsyn gör nytta för bevarande av naturvärden. De nivåer som anges i lagen ligger sannolikt långt under de tröskelvärden som

krävs för att långsiktigt bevara den svenska skogens biologiska mångfald. Rapporten identifierar områden där generell hänsyn behöver utvecklas, exempelvis att hänsyn bör tas till biologisk viktiga strukturer som bränd ved och bränd skogsmark. Rapporten identifierar också ett antal kunskapsluckor som kräver mer forskning.

Ett intensifierat och polariserat skogslandskap utgör i dag ett reellt hot mot den svenska modellen och biologiska mångfalden. Utan en forskningsbaserad och brett förankrad kompenserande naturvårdsstrategi ser Världsnaturfonden WWF i dag ingen anledning att frångå den svenska modellen. Kombination av generell hänsyn, förstärkt hänsyn och skydd av värdefulla områden över hela skogslandskapet utgör tillsammans viktiga åtgärder för att kunna kombinera ett hänsynsfullt skogsbruk med vårt gemensamma ansvar för naturen.

Lasse Gustavsson

Lasse Gustavsson
 Generalsekretetare WWF

SAMMANFATTNING

Den svenska modellen för hänsyn/ artbevarande i skogslandskapet bygger på tre delar; den generella hänsynen, förstärkt hänsyn, och avsättningar (frivilliga och formella: naturreservat, nationalparker, naturvårdsavtal och biotopskydd). Generell naturhänsyn definieras som "Den naturhänsyn man generellt tar i alla bestånd vid alla typer av skogliga åtgärder, till exempel bevara död ved, gamla träd, hålträd eller vissa mindre miljötyper".



Foto: Per Lindstr

I denna litteratursammanställning sammanfattas den forskning som belyser den generella hänsynens betydelse för biologisk mångfald. Resultatet visar att alla de faktorer som tas upp i SVL 30 § är viktiga för den biologiska mångfalden, det vill säga hänsynsytor, detaljhänsyn i form av enstaka naturvårdsträd eller död ved, skyddszoner mot vattendrag, lövinslag, speciella hänsyn till vissa djur- och växtarter. Däremot saknas i mycket stor utsträckning kvantitativ kunskap, det vill säga hur mycket som behövs av en åtgärd för att bevara mångfalden.

Ett exempel på en faktor som saknas i 30 § SVL är bränd ved och bränd skogsmark. Dessa substrat har utan tvekan mycket stor betydelse för biologisk mångfald. Hänsyn till sådana substrat skulle kunna bestå i att man väntar några år innan man planterar brända hyggen med stora mängder död ved för att ge livsrum åt brandgynnade insekter, eller att man lämnar större mängder substrat efter naturliga bränder. Det finns också ett antal faktorer som har betydelse för biologisk mångfald men som är svårare att komma åt med lagstiftning, till exempel variation i skogsstruktur (trädslagsfördelning, ålder, luckighet) fragmenteringsgrad, isolering av bestånd och kontinuitet.

Enligt SVL ska den hänsyn lämnas som gör mest nytta för mångfalden, men markägaren behöver inte ta så mycket hänsyn så att markanvändningen försvåras. Denna nivå har specificerats till 2–10 % av virkesvärdet. En viktig fråga är hur mycket som krävs för att kvarlämnade hänsyn ska få betydelse. Om man utgår från ett bestånd på 300 m²/hektar skulle det betyda en avsättning på

6–30 m²/hektar vilket motsvarar 12–60 träd (om man räknar med 0,5 m²/träd). Att lämna 12–60 träd kan ha betydelse för en del störningsgynnade arter som kräver solexponering, för arter som sitter på ek och andra pionjärträd, eller för rovfågelbon. Det finns inga exempel på att arter som kräver trädkontinuitet och mer skuggiga förhållanden kan överleva med så få kvarlämnade träd oavsett om träden lämnas utspridda eller i grupp. Om en avverkning ligger under eller strax över lagnivån är därför ur naturvårdssynpunkt inte det mest intressanta, eftersom de nivåerna troligen ligger långt under de tröskelvärden som krävs för ett långsiktigt artbevarande. Viktigare är utformningen av rådgivningsnivån samt att markägarna i större utsträckning följer de råd som ges i rådgivningsnivån.

En utveckling av den generella hänsynen skulle kunna vara att tydligare ange hur omfattande hänsynen skulle vara enligt rådgivningsnivån. Det är dock svårt att hitta stöd för tydliga tröskelvärden, till exempel hur många evighetsträd som bör lämnas per hektar, hur stora hänsynsytorna bör vara eller hur breda skyddszonerna bör vara. Det beror på att dessa tröskelvärden varierar för olika arter och olika landskap. En lösning vore att utveckla regionala hänsynsregler och landskapsstrategier som omfattar flera fastigheter.

Vid lämnande av generell hänsyn är det viktigt att hänsynen blir optimerad för att ge mest naturvårdsnytta. För vissa typer av hänsyn, till exempel för hänsynsytor och kantzoner, behövs tydligare prioriteringsregler.

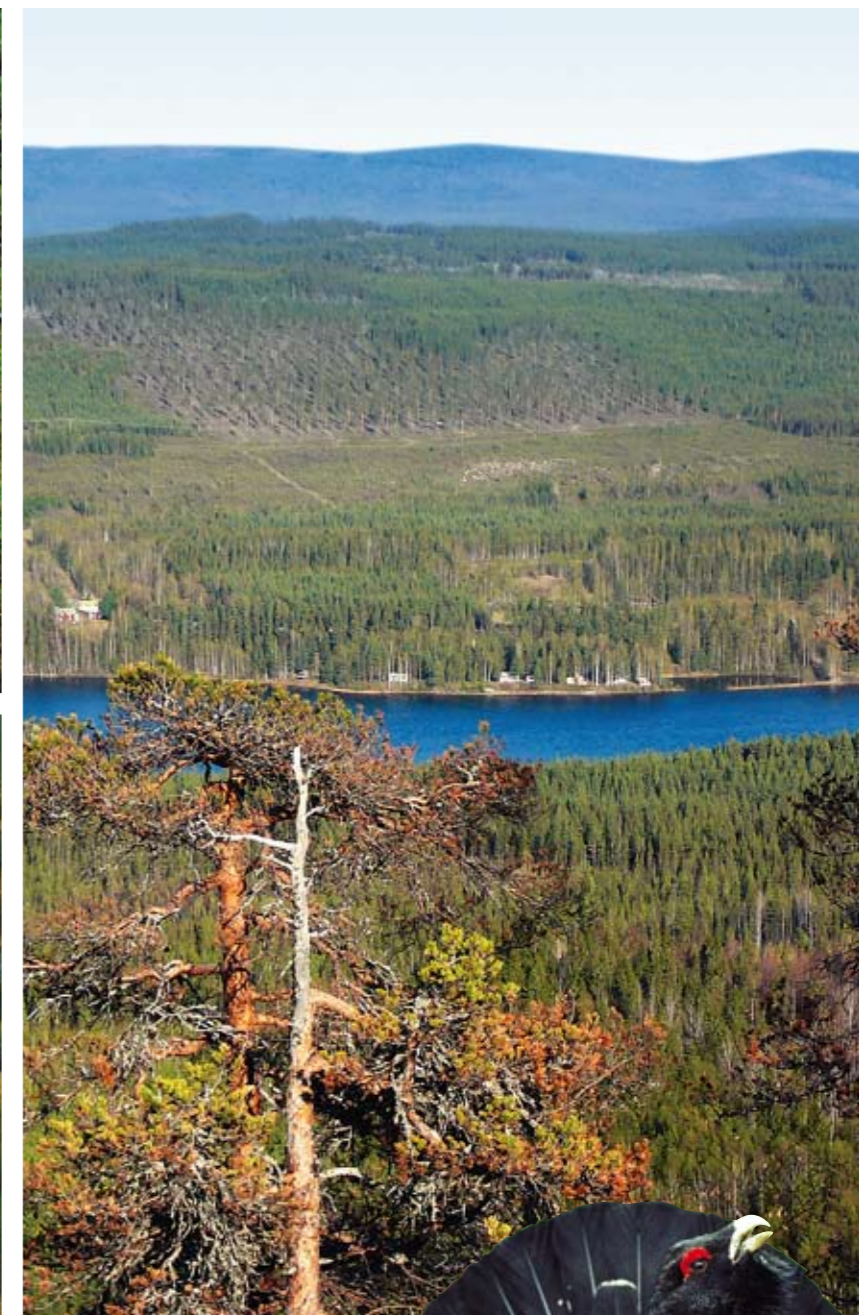
Hänsynsytornas funktion när det gäller att bevara biologisk mångfald varierar avsevärt med vilka arter man beaktar, liksom hur det ser ut i landskapet i övrigt.

Enbart generell hänsyn kan inte bevara arterna långsiktigt. Generell hänsyn kan gynna vissa typer av arter, men är helt otillräckligt för störningskänsliga arter som kräver kontinuitet, skuggiga förhållanden och som har svårt att sprida sig. För dessa arter behövs områden som helt undantas från skogsbruk.

I många områden är det inte tillräckligt att bara spara de naturvärden som finns, utan man behöver också skapa naturvärden genom restaurering. Det är summan av all hänsyn på landskapsnivå som är viktig för bevarandet av biologisk mångfald – inte detaljerna var för sig. En större flexibilitet där hänsyn tas till summan av hänsynen på landskapsnivå istället för hänsynen i enskilda bestånd skulle troligtvis kunna generera bättre naturvård. Metoder och strategier för att systematiskt utvärdera de biologiska effekterna av generell hänsyn saknas. En metod vore att använda olika indikatorer för att långsiktigt följa utvecklingen. Ytterst få indikatorer är vetenskapligt utvärderade, så indikatorer bör användas med viss försiktighet. De flesta indikatorer indikerar artrikedom inom sin egen organismgrupp medan korrelationer med andra organismgrupper ofta är svår att hitta. Den bästa möjligheten att få fram ett bra verktyg tycks vara att kombinera inventering av flera artgrupper med inventering av strukturer, skogshistorik och störningsdynamik.



Foto: Johnny de Jong (fågeln), Thomas Öberg (kantzonen), Peter Turner / Acote (gamla trädet), Joakim Hjältén (lundsskogen), Jekker Lorenz / Acote (ungfru Marie myckel), Lemert Mathiasson (fåglar)



BAKGRUND

Det naturliga skogsekosystemet i norra Europa kännetecknas av mosaikartade landskap där olika biotoper förekommer fläckvis och är mer eller mindre skarpt avgränsade. Mosaiken består av en blandning av skog, odlad mark, trädbevuxna våtmarker, myrar, vattendrag och sjöar. I skogen bildar bestånd av olika ålder och varierad trädslagsblandning en mångfald av olika biotoper (Engelmark & Hytteborn 1999; Esseen et al. 1992). Den diversitet av arter och biotoper som förekommer i boreal och hemiboreal skog har uppkommit och upprätthållits genom en dynamik av storskaliga och småskaliga störningar. De viktigaste storskaliga naturliga störningarna i orörd boreal och hemiboreal skog är brand och storm (Niklasson & Drakenberg 2001; Pontaillet et al. 1997). En ansenlig del av naturskogen påverkas dessutom av vattenstörning (Charron & Johnson 2006).

Människans påverkan

Människan har under lång tid påverkat skogsekosystemet på många sätt, på region-, landskaps- och beståndsnivå. Redan innan det storskaliga intensiva trakthyggesbruket infördes under 1900-talet utnyttjades skogen av människan. Dimensionshuggning, svedjebruk, pottaskeproduktion, tjärbränning, kolning och skogsbete formade skogen och lokalt reducerades förekomsten av gamla grova träd, döda träd och gamla bestånd (Linder & Östlund 1992; Linder & Östlund 1998; Östlund et al. 1997).

Den stora omvandlingen av skogslandskapet inleddes under 1900-talets senare hälft med trakthyggesbruket som sedan dess varit den dominerande beståndersättande störningen. Naturliga störningar och de successioner som följer efter störningar,



Foto: Peter Rohrbitz

skapar större variation på bestånds- och landskapsnivå eftersom störningarna sker slumpmässigt och oregelbundet samt varierar i areal och intensitet, vilket inte trakthyggesbruket gör.

Med det moderna skogsbruket har homogeniteten i landskapet ökat. Barrträd har gynnats framför lövträd under hela omloppstiden. Flerskiktade olikåldriga blandbestånd har ersatts med likåldriga enskiktade barrmonokulturer. Den största skillnaden mellan skogsbruk och naturliga störningar är den stora förlusten av ved. I naturliga störningar skapas substrat som är viktiga för många arter, men som i den brukade skogen försvinner i form av sågtimmer, massaved och biobränsle.

Död ved viktig faktor

Detta har fått till följd att många arter knutna till död ved hotas av substratbrist. Död ved räknas som en av de viktigaste faktorerna för att bevara biologisk mångfald i skogsekosystem världen över (Esseen et al. 1997; Grove 2002; Siitonen 2001).

Generellt leder skogsbruk till försämrad tillgång av död ved både i mängd och i kvalitet (Fridman & Walheim 2000; Gibb et al. 2005; Linder & Östlund 1998). Denna process har nått längst i Västeuropa där få områden med naturlig skogsstruktur finns kvar (Grove 2002). I Sverige används huvuddelen av skogen till kommersiellt skogsbruk (Berg et al. 1994b; Fridman 1999).

Skogslandskapets hydrologi har förändrats i stor skala. En minskad omfattning av vattenstörningar till följd av genomgripande vattenreglering och dikning har lett till en reduktion av sumpskog, svämskog och andra viktiga strukturer på land och i vattnet. Död ved är i dag även en bristvara i vatten (Dahlström 2005; Degerman et al. 2004b). Mängden död ved påverkar vattendragens dynamik, mångformighet och förekomst av vissa arter (Näslund 1999).

Mindre areal gammelskog

De huvudsakliga anledningarna till minskad biologisk mångfald i skogen är att dagens markutnyttjande har lett till minskad areal gammelskog (urskog och naturskog) (Esseen et al. 1992), fragmentering av landskapet (Komonen et al. 2000; Mladenoff et al. 1993), homogen beståndsstruktur (Axelsson & Östlund 2001), brist på naturliga störningar (Attiwill 1994; Kuuluvainen 2002), minskad mängd död ved och minskad lövandel (Fridman & Walheim 2000;

Uotila et al. 2001). Ett flertal oberoendestudier visar att den biologiska mångfalden är lägre i planterade skogar/plantager än i annan skog (litteratursammanställning (Stephens & Wagner 2007).

Den svenska modellen

Den svenska modellen för hänsyn/artbevarande i skogslandskapet bygger på tre delar: 1) den generella hänsynen, 2) förstärkt hänsyn, 3) frivilliga avsättningar och formellt skyddad skog (Naturreservat, nationalparker, naturvårdsavtal, biotopskydd) (de Jong et al. 1999). Andelen formellt skyddad skog är cirka 3–4 % av den produktiva skogsmarken, (Fridman 1999; Skogsstyrelsen 2001; Skogsstyrelsen 2007a). För att undvika fragmenteringseffekter (till exempel isoletering) krävs oftast att minst 10–30% av landskapet hyser lämpliga biotoper (Angelstam & Andersson 2001; de Jong et al. 2004). För arter som kräver naturskogskvaliteter är det inte möjligt att upprätthålla livskraftiga populationer i reservaten om dessa bara täcker några få procent av landskapet. Såvida den skyddade arealen inte ökar avsevärt är det därför nödvändigt att skapa lämpliga livsmiljöer och spridningsvägar så att den biologiska mångfalden kan bevaras även utanför de formellt skyddade områdena. Detta görs i frivilliga avsättningar (till exempel nyckelbiotoper), med förstärkt hänsyn och med den generella hänsynen. År 2001 omfattade frivilliga avsättningar cirka 750 000 hektar vilket motsvarar cirka 3,5 % av den produktiva skogsmarken (Skogsstyrelsen 2001). Definitionen på frivillig avsättning är "minst 0,5 hektar frivilligt avsatt (sparad) sammanhängande produktiv skogsmark där skogsbruk och andra åtgärder som kan skada områdets natur- och kulturvärden inte ska utföras". Områden med förstärkt hänsyn täcker en relativt liten areal. I de gröna skogsbruksplanerna markeras de oftast som PF (Produktion med förstärkt hänsyn) eller K (Kombinerade värden) och täcker några procent av fastigheten. Ibland kan markägare få ersättning från staten för förstärkt hänsyn genom naturvårdsavtal (täcker för närvarande cirka 3100 hektar och NOKÅS bidrag (bidrag för Natur- Och Kulturmiljövårdande Åtgärder i Skogen) (Skogsstyrelsen 2001).

Generell hänsyn

Den senaste utvärderingen av generell hänsyn (Polytax) visar att på 34 % av hyggesarealen lämnades mer hänsyn än vad lagen



Foto: Anders Granström



Foto: Anders Granström

De viktigaste storskaliga naturliga störningarna i orörd boreal och hemiboreal skog är brand och storm. I brandens spår kommer arter som exempelvis brandnäva, *Geranium lanuginosum* (till vänster).

även ett landskapsperspektiv i utformningen av åtgärderna. Trots de stora förändringar och kostnader som införandet av den generella hänsynen medfört är åtgärderna inte utvärderade och till stor del saknas riktlinjer om vilka nivåer (kvantiteter) som krävs (Larsson & Danell 2001). Den senaste åren har dock forskningsprojekt både nationellt och internationellt genererat betydande kunskap som kan användas för att utvärdera värdet av generella hänsyn (Gibb et al. 2008; Gibb et al. 2006b; Hilszczanski et al. 2005; Johansson et al. 2007; Schroeder et al. 2006; Sverdrup-Thygeson & Lindenmayer 2003), även om få studier designats specifikt för detta ändamål. Ett flertal studier av de generella hänsynens betydelse för olika organismgrupper finns nu tillgängliga, men någon samlad ansats har inte gjorts för att utvärdera och syntetisera den samlade kunskapen.

För att utvärdera om man uppnår miljömålen i skogen är det nödvändigt att utifrån kunskaper som finns kring olika arters substrat och biotopkrav och till viss del ingår

och identifiera bestånd som är särskilt viktiga för bevarandet av biologisk mångfald. Olika typer av indikatorer för naturvärden och biologisk mångfald har föreslagits och används flitigt inom naturvärdesinventeringar i Sverige och andra länder, till exempel signalarter, indikatorarter och paraplyarter (Ferris & Humphrey 1999; Uliczka et al. 2003). Utvärderingar av signalarter/indikatorer på biologisk mångfald har dock oftast visat att de sällan uppfyller ovanstående krav och därför inte fungerar speciellt bra som generella indikatorer för biologisk mångfald (Jonsson & Jonsell 1999; Nordén et al. 2007; Roberge & Angelstam 2004) eller kontinuitet (Rolstad et al. 2002), även om de fungerar för vissa organismgrupper (Pohl et al. 2007; Roberge & Angelstam 2006). Ett problem har varit att man endast använt sig av en eller möjligtvis ett fåtal indikatorer, men sällan har man försökt kombinera olika typer av indikatorer för att uppnå en mera generell beskrivning av naturvärden (med undantag av till exempel (Pearman & Weber 2007).

” Skogslandskapets hydrologi har förändrats i stor skala. En minskad omfattning av vattenstörningar till följd av genomgripande vattenreglering och dikning har lett till en reduktion av sumpskogar, svämskogar och andra strukturer på land och i vatten.”

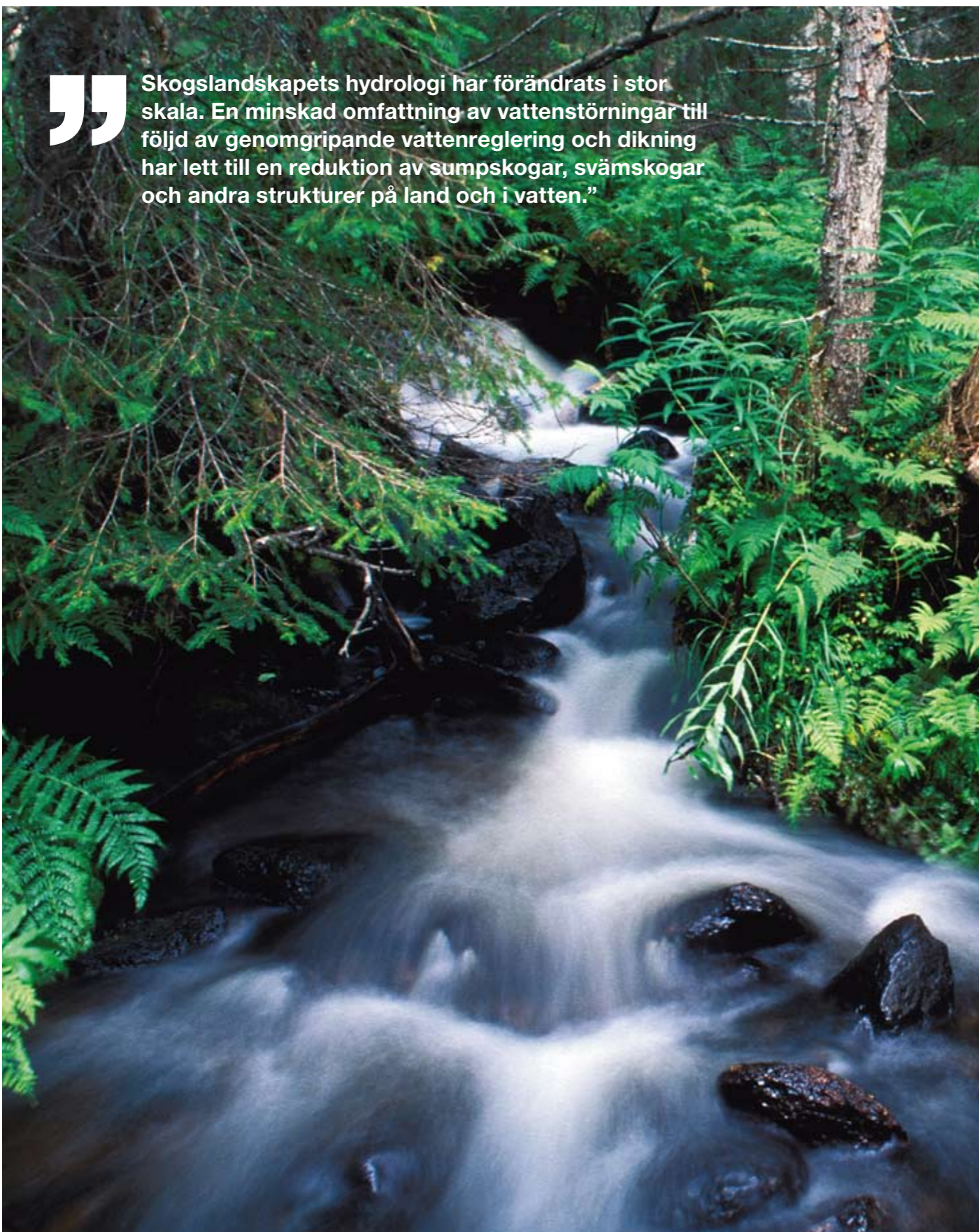


Foto: Cla Jämnersten / WWF

MÅL/FRÅGESTÄLLNINGAR

Målsättningen med projektet är att göra en sammanställning av den vetenskapliga litteraturen inom området ”de generella hänsynens effektivitet och betydelse” samt ”indikatorer för biologisk mångfald” och utifrån denna litteratursammanställning diskutera följande frågeställningar:

1. Vilken betydelse har de olika typerna av generell hänsyn för biologisk mångfald?
2. Hur kan den generella hänsynen förbättras för att bidra till att uppnå miljömålen i skogen med avseende på biologisk mångfald?
3. Finns det goda indikatorer på naturvärden som kan användas enskilt eller i kombination för att snabbt och effektivt bedöma naturvärden och utvärdera betydelsen av generell hänsyn?

Syftet med generella hänsyn är inte bara att bevara biologisk mångfald. Det handlar också om kulturmiljövärden, sociala värden med mera. Det här arbetet har dock begränsats till betydelsen för biologisk mångfald.

METOD

Vi har gått igenom den vetenskapliga litteraturen som rör utvärdering av generell hänsyn och indikatorer, med koncentration på nyare litteratur.

Vid litteratursök har vi använt Web of Science och använt söksträngar innehållande ”biodiversity indicator” (6 184 träffar), ”forest biodiversity” (619 träffar), ”conservation measure + forest” (264 träffar), ”umbrella species” (8 013 träffar), ”dead wood” (1 134 träffar), ”buffer zone” (5 245 träffar), ”retention trees” (930 träffar) och kombinationer av dessa.

Eftersom det i ett flertal fall förekom ett stort antal träffar förfinades sökningarna genom att ”boreal forest” lades till i söksträngen.

Efter genomgång av titlar och abstract valdes de mest relevanta litteraturen ut för att ingå i denna litteratursammanställning.

Efter genomgång av referenslistorna till den mest relevanta litteraturen adderades ytterligare ett antal artiklar. Förutom ren vetenskaplig litteratur inkluderades även relevanta rapporter från bland annat Skogsstyrelsen och Fiskeriverket.

Litteratur som på ett direkt sätt utvärderade vad som efterfrågas i frågeställningarna prioriterades före mer generell litteratur, nyare litteratur (2000–2008) prioriterades framför äldre litteratur.



Foto: Therese Johansson

Generell hänsyn definieras som ”den naturhänsyn man generellt tar i alla bestånd vid alla typer av skogliga åtgärder, till exempel bevara död ved, gamla träd, hålträd, eller vissa mindre miljötyper” (de Jong et al. 1999). På hygget på bilden finns bland annat evighetsträd, hänsynsytor och lövträd.



DEFINITIONER

Generell naturhänsyn definieras som ”Den naturhänsyn man generellt tar i alla bestånd vid alla typer av skogliga åtgärder, till exempel bevara död ved, gamla träd, hålträd eller vissa mindre miljötyper” (de Jong et al. 1999). Skogsstyrelsen använder numera begreppet

miljöhänsyn som definieras: ”Miljöhänsyn vid skogliga åtgärder är den samlade hänsyn till naturvärden, mark, vatten, kulturmiljöer inklusive det biologiska kulturarvet samt sociala värden i samband med skötsel av skog” (Skogsstyrelsen 2008a). Detta för att

förtydliga att hänsyn och 30 § inte bara handlar om naturvärden. De använder sig numera även av begreppet miljöhänsyn vid skogliga åtgärder istället för generell hänsyn (Malin Andersson, pers. komm.). Den generella hänsynen inkluderar lämnandet av träd, träd-

grupper och skyddszoner vid avverkning samt hänsyn till naturvärden och kulturminnen. Skador på mark och vatten ska undvikas eller begränsas. Det lagstadgade innehållet i den generella hänsynen, FSC-nivåerna för de olika kategorierna samt Skogsstyrelsens råd-

givningsbudskap och lagnivån med hänsyn till intrångsbegränsningen sammanfattas i Tabell 1. Det finns två certifieringsystem, FSC och PEFC. Vi har valt att göra jämförelsen med FSC eftersom FSC är den certifieringsmetod som används mest i Sverige.

Tabell 1. Den generella hänsynen enligt föreskrifter till skogsvårdslagen samt de FSC-krav (Anonym 2009) som är knutna till varje hänsynsområde, rådgivningsnivån från Skogsstyrelsen samt den juridiska lagnivån. Rådgivningsbudskapet uppnås genom att hänsyn tas till alla de delar som beskrivs i 30 §. Detta innebär att texten från 30 § kan användas som Skogsstyrelsens rådgivningsbudskap. Lagnivån bygger på att myndigheten inte får kräva så mycket att pågående markanvändning försvåras och att inom intrångsbegränsningen ska det viktigaste prioriteras.

GENERELL HÄNSYN ENLIGT SKOGSVÅRDSLAGENS FÖRESKRIFTER	LAGNIVÅ, SKOGSSTYRELSEN	RÅDGIVNINGSBUDSKAP, SKOGSSTYRELSEN	FSC-KRAV
<p>■ IMPEDIMENT: Ingen avverkning av impediment större än 0,1 hektar. Enstaka träd för dock avverkas.</p>	Ingen avverkning av impediment större än 0,1 hektar. Enstaka träd för dock avverkas.	Ingen avverkning	Impediment undantas från skogsbruk
<p>■ TRÄDSLAGSBLANDNING: vid skötsel av barrskog ska inslag av lövträd behållas om växtplatsen är lämplig för sådana träd.</p>	Ståndortsanpassning	Ståndortsanpassning	Proportion lövinblandning i barrskog i slutet av omlopps-tiden S. Sverige 10 %, N. Sverige 5 %. Minst 5 % av arean ska vara bestånd som domineras av lövträd utöver avsatta områden.
<p>■ HÄNSYNSKRÄVANDE BIOTOPER OCH VÄRDEFULLA KULTURMILJÖER I SKOGEN: skador till följd av skogsbruksåtgärder ska undvikas eller begränsas i och vid dessa miljöer</p>	Lagnivån är 2–10 % av virkesvärdet och det ska vara rätt prioriterat	Skador till följd av skogsbruksåtgärder ska undvikas eller begränsas i och vid dessa miljöer	Vissa biotoper undantas helt från skogsbruk (naturskog, nyckelbiotop, impediment). Vissa biotoper sköts med inriktning på att främja naturvärden (ohävdade ängs- och hagmarker, vissa fuktiga eller blöta marker)
<p>■ VÄXT- OCH DJURARTER: skador ska undvikas eller begränsas för arter som enligt Naturvårdsverket är akut hotade, sårbara, sällsynta eller hänsynskrävande. Även arter som är ovanliga inom regionen.</p>	Lagnivån är 2–10 % av virkesvärdet och det ska vara rätt prioriterat	Skador ska undvikas eller begränsas för arter som enligt NV är akut hotade, sårbara, sällsynta eller hänsynskrävande. Även arter som är ovanliga inom regionen.	I områden med kända förekomster av rödlistade arter, utanför avgränsade nyckelbiotoper, tas lämplig hänsyn till arternas livsbetingelser vid planering och genomförande av skogliga åtgärder.
<p>■ SKYDDSZONER: Skyddszoner med träd och buskar ska lämnas kvar mot skogliga impediment, hav, sjöar, vattendrag, öppen jordbruksmark samt bebyggelse i sådan utsträckning som behövs av hänsyn till växt- och djurlivet, kulturmiljön och landskapsbilden.</p>	Lagnivån är 2–10 % av virkesvärdet och det ska vara rätt prioriterat	Skyddszoner med träd och buskar ska lämnas kvar mot skogliga impediment, hav, sjöar, vattendrag, öppen jordbruksmark samt bebyggelse i sådan utsträckning som behövs av hänsyn till växt- och djurlivet, kulturmiljön och landskapsbilden.	Lämna övergångszoner längst vatten. I anslutning till våtmarker och impediment lämnas övergångszoner.
<p>■ TRÄD, TRÄDSAMLINGAR OCH DÖDA TRÄD: Vid all avverkning ska av hänsyn till växt- och djurlivet, kulturmiljön och landskapsbilden buskar och enstaka träd lämnas kvar. När det finns grova lövträd, ovanliga trädslag, träd av mycket hög ålder, döende och döda träd, hålträd, boträd och träd som kan utvecklas till boträd samt kulturpåverkade träd, ska i första hand sådana träd lämnas kvar.</p>	Lagnivån är 2–10 % av virkesvärdet och det ska vara rätt prioriterat	Vid all avverkning ska av hänsyn till växt- och djurlivet, kulturmiljön och landskapsbilden buskar och enstaka träd lämnas kvar. När det finns grova lövträd, ovanliga trädslag, träd av mycket hög ålder, döende och döda träd, hålträd, boträd och träd som kan utvecklas till boträd samt kulturpåverkade träd, ska i första hand sådana träd lämnas kvar.	Minst 10 evighetsträd per hektar. Alla sk naturvärdesträd ska lämnas och värnas. Stående död ved ex högstubbar nyskapas vid förnygrisavverkning. All död ved av naturvårdshänsyn och träd som varit döda längre än ett år lämnas.
<p>■ HYGGEN: Hyggens storlek och form ska anpassas till natur- och kulturmiljön. En begränsning av hyggens storlek ska eftersträvas.</p>	Enligt 30§ kan Skogsstyrelsen inte ställa krav på hyggens form och storlek, däremot kan de enligt 11§ ställa krav på hur stor andel av fastigheten som får utgöra kalmare och skog yngre än 20 år. På brukningsenheter större än 50 hektar får 50% utgöra kalmare. På mindre enheter finns inte denna begränsning.	Hyggens storlek och form ska anpassas till natur- och kulturmiljön. En begränsning av hyggens storlek ska eftersträvas.	Hänsynsytor, trädgrupper och kantzoner lämnas på sådant sätt att större kala ytor undviks.
<p>■ SKADOR PÅ MARK OCH I VATTEN: skador till följd av skogsbruksåtgärder ska undvikas eller begränsas på mark och i vatten. Gäller näringsläckage, gödsling, bekämpning, dikning och framkomlighet på stigar och leder.</p>	Skador till följd av skogsbruksåtgärder ska undvikas eller begränsas på mark och i vatten. Gäller näringsläckage, gödsling, bekämpning, dikning, grot- och framkomlighet på stigar och leder.	Skador till följd av skogsbruksåtgärder ska undvikas eller begränsas på mark och i vatten. Gäller näringsläckage, gödsling, bekämpning, dikning, grot-uttag och framkomlighet på stigar och leder.	Inga nya diken på tidigare odikad mark. Inget underhåll av vissa äldre diken på svagare marker. Specifika krav på hänsyn till mark och vatten vid dikesrensning, vägbyggnation/underhåll, biobränsletäkt, gödsling och andra skogsbruksåtgärder.
<p>■ SKOGBILVÄGAR: Skador ska undvikas eller begränsas på natur- och kulturmiljön.</p>	Inga ytterligare riktlinjer	Skador ska undvikas eller begränsas på natur- och kulturmiljön.	Inga speciella riktlinjer
<p>■ ÖVRIGT: inga föreskrifter på restaurering (ex skapa mer ved) och bränning</p>		Avsätt 5 % om man gör en grön plan (råd ej lag). Nyckelbiotoper och olikåldrad och skittad naturskog undantas från skogsbruk.	5 % av arealen avsätts till naturvård. Bränning ska ske på 5 % av förnygringsytan på torr och frisk mark/5 år. Större markägare planerar i ett landskapsekologiskt perspektiv.

Den skogspolitik som beslutades av Sveriges riksdag 1993 kännetecknas av två jämställda mål; ett miljömål och ett produktionsmål. Målen sammanfattas i regeringens proposition 1992/93:226 enligt följande:

MILJÖMÅLET

”Skogsmarkens naturgivna produktionsförmåga ska bevaras. En biologisk mångfald och genetisk variation i skogen ska säkras. Skogen ska brukas så att växt- och djurarter som naturligt hör hemma i skogen ges förutsättningar att fortleva under naturliga betingelser och i livskraftiga bestånd. Hotade arter och naturtyper ska skyddas. Skogens kulturmiljövärden samt dess estetiska och sociala värden ska värnas.”

PRODUKTIONSMÅLET

”Skogen och skogsmarken ska utnyttjas effektivt och ansvarsfullt så att den ger en ut hålligt god avkastning. Skogsproduktionens inriktning ska ge handlingsfrihet i fråga om användningen av vad skogen producerar.”

NYA SKOGSPROPOSITIONEN

I den senaste skogspropositionen ”En skogspolitik i takt med tiden” (Anonym 2008b) föreslås inte några förändringar i målstruktur, utan miljö- och produktionsmålen ligger fast. I propositionen konstateras att den generella hänsyn som tas i skogsbruket behöver förbättras genom ökad kunskap och information. Den gällande skogspolitiken bygger på målstyrning (frihet under ansvar) och att skogssektorn har ett sektorsansvar för att uppnå de skogspolitiska målen. Skogsvårdslagen reglerar hur skogen får skötas. I propositionen skriver regeringen: ”Skogsvårdslagstiftningen utgör den miniminivå som skogsägaren har att uppfylla i sitt skogsbrukande. För att uppfylla de skogspolitiska målen förutsätts dock att skogsägarna, i genomsnitt har ambitioner på en högre nivå än vad som uppnås genom att enbart följa skogsvårdslagstiftningens krav.”

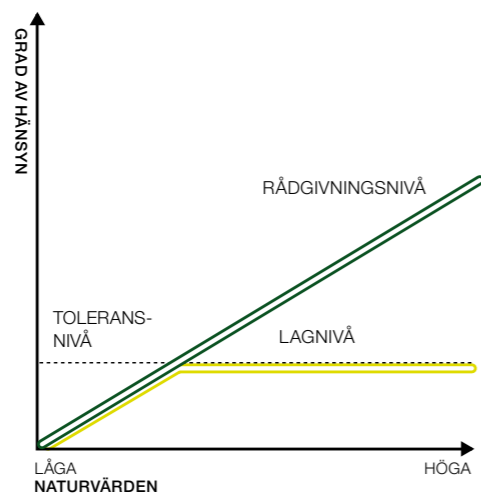
SKOGSTYRELSENS TOLKNING

Skogsstyrelsens rådgivningsbudskap är myndighetens uttolkning av de skogspolitiska målen och anger vad som i genomsnitt kan förväntas av skogsbruket för att skogspolitikens övergripande mål ska anses vara uppnådda. Rådgivningsbudskapet formuleras som (Skogsstyrelsen 2008a): ”I vår rådgivning ska vi beskriva såväl miljövärden som produktionsvärden i det aktuella objektet. Detta innebär att alla värden presenteras för



”Skogen ska brukas så att växt- och djurarter som naturligt hör hemma i skogen ges förutsättningar att fortleva under naturliga betingelser och i livskraftiga bestånd. Hotade arter och naturtyper ska skyddas.” Bombmurklan, *Sarcosoma globosum*, på bilden ovan är rödlistad som sårbar och beroende av granar på väl-dränerad mark.

markägaren liksom behoven för att säkerställa att värdena bevaras oavsett markägarens mål med beståndet. Vi ska vara tydliga med att peka ut det som bedöms ha högst värden. Vi gör därefter en samlad bedömning och avvägning mellan de olika värdena. Denna ska ligga till grund för det rådgivningsbudskap som Skogsstyrelsen lämnar till markägaren. Rådgivningen ska inte innebära att höga miljövärden skadas.



Figur 1. Resultatet av lämnad hänsyn utifrån lagnivå respektive rådgivningsnivå skiljer sig åt beroende på beståndets naturvärde. Vid låga naturvärden är graden av naturhänsyn ungefär lika oavsett om man följer lagnivå eller rådgivningsnivå. Vid höga värden är skillnaden stor, beroende på att man vid lagnivån endast lämnar hänsyn upp till toleransavdraget på 2–10 %.

Eftersom rådet i det enskilda beståndet utgår från de faktiska förutsättningarna kan vårt rådgivningsbudskap inte specificeras i en schablonsiffra. Det finns inte heller någon begränsning av vilken omfattning miljöhänsynen bör ha i vårt rådgivningsbudskap, utan det är just en avvägning i det enskilda fallet. Det avvägda budskapet får dock inte innebära att lagens krav inte tillgodoses, varken för produktions- eller miljövärden. Vi ska ge markägaren handlingsalternativ och goda motiv för det. Detta kan innebära att markägaren får flera olika tänkbara lämpliga scenarier.”

Lagnivån enligt Skogsstyrelsen anger den omfattning av miljöhänsyn som kan krävas enligt 30 § SVL. Enligt Skogsstyrelsens strategi (Skogsstyrelsen 2008a) ska miljöhänsyn tas på berörd del av fastigheten upp till in-trängsbegränsningen under förutsättning att sådana specifika miljövärden finns som anges i föreskrifterna till 30 § (Figur 1). För att uppnå kraven i bestämmelserna ska hänsynen även vara rätt prioriterad. Enligt Skogsstyrelsens tolkning av 30 § SVL är prioriteringsordningen:

1. Rödlistade arter
2. Befintliga miljövärden. Höga värden ska bevaras före lägre värden. Naturvärden och kulturmiljövärden prioriteras lika. För naturvärden ska hänsynen utformas så att den biologiska mångfalden gynnas så mycket som möjligt.

Enligt 30 § skogsvårdslagen (Anonym 1994) får Skogsstyrelsen meddela föreskrifter om den hänsyn som ska tas till naturvårdens och kulturmiljövårdens intressen vid skötsel av skog. Föreskrifterna får dock inte vara så ingripande att pågående markanvändning avsevärt försväras inom berörd del av fastigheten. Den del som markägaren bör tåla kallas för toleransavdrag. Skogsstyrelsens nuvarande bedömning är att toleransavdraget bör utgöra 10 % av inkomster upp till 250 000, 5 % för inkomster mellan 250 000 och 2 miljoner, och 2 % för inkomster över 2 miljoner kronor. Tidigare gällde dock en lägre nivå (mellan 2–4 %) på toleransavdraget (Skogsstyrelsen 2007b; Skogsstyrelsen 2008a).

Den generella hänsynen utvärderas kontinuerligt av Skogsstyrelsen genom Polytaxundersökningen. I Polytax bedöms i vad mån de miljövärden som fanns före avverkning tillvaratagits i samband med förnyingsavverkning. Man bedömer om lagens krav uppnåtts eller ej och om insatser utöver lagens krav gjorts. De viktigaste delarna



” De viktigaste delarna för bevarandet av biologisk mångfald i den generella hänsynen anses vara bevarandet av hänsynskrävande biotoper, växt- och djurarter, träd och trädssamlingar och skydds-zoner.”

för bevarandet av biologisk mångfald i den generella hänsynen anses vara bevarandet av hänsynskrävande biotoper, växt- och djurarter, träd och trädssamlingar och skydds-zoner. Enligt flera mätningar, som baserats

på den äldre toleransnivån, når nära en fjärdedel av den förnyingsavverkade arealen inte skogsvårdslagens krav på hänsyn (Kempe 1998; Skogsstyrelsen 2008b; Uliczka 2003). Främst brister hänsynen när det gäl-

ler hänsynskrävande biotoper, värdefulla kulturmiljöer, träd och buskar, skydds-zoner samt växt- och djurarter (Kempe 1998; Skogsstyrelsen 2008b).

BETYDELSEN AV GENERELL HÄNSYN FÖR BIOLOGISK MÅNGFALD

Mycket har hänt sedan generell hänsyn infördes första gången (1979) och reviderades (1994), inte minst inom forskningen. För att ta reda på om det finns studier som visar om den generella hänsynen är effektiv, om den kan förbättras, eller om den bör kompletteras, gjordes en litteraturgenomgång. Vi presenterar här resultaten av litteraturstudien uppdelat på de faktorer som räknas upp i Skogsvårdslagen 30 §.

IMPEDIMENT

Till impediment räknas mark som producerar mindre än 1 m³ virke/hektar/år. Gemensamt för många impediment är att de på grund av sin låga produktion har undantagits från modernt skogsbruk och därför kan innehålla gammelskogsstrukturer. De vanligaste impedimenttyperna, myr- och hållmark, täcker tillsammans cirka 14 % av Sveriges yta. Andra typer av impediment som ekkratt, kalktallskog, naturbete och fjällskog täcker endast små arealer (Jasinski & Uliczka 1998). Enligt den generella hänsynen ska impediment undantas från skogsbruk, det är dock tillåtet att plockhugga enstaka träd (Anonym 1994). Efterlevnaden av skogsvårdslagens föreskrifter är relativt hög. Polytaxresultat visar att full hänsyn tas på 82 % av arealen, delvis hänsyn på 15 % och obetydlig hänsyn på 3 % av den avverkade arealen (Skogsstyrelsen 2008b).

Inga studier har direkt försökt utvärdera skogsimpedimentens relativa betydelse för



Hållmarker betraktas inom skogsbruket som impediment, det vill säga improduktiva marker som ska undantas skogsbruk. Därför kan sådana marker innehålla gammelskogsstrukturer.

bevarande men vissa studier kan indirekt användas för detta ändamål. De artgrupper som är mest framträdande på impediment är lavar, mossor och insekter. Det är dock få arter som är helt beroende av impediment

för sin överlevnad (Jasinski & Uliczka 1998). Samma sak gäller för rödlistade skogsarter; endast 2 % har sin huvudsakliga hemvist på impediment. För dessa arter är dock impedimenten av avgörande betydelse för överlevnaden. För ytterligare 5 % av de rödlistade skogsarterna har impedimenten en viss betydelse (Cederberg et al. 1997). En studie som jämför artrikedomen av vedsvamp i tidigare plockhuggna men ej avverkade bestånd med olika bonitet visar inget samband mellan bonitet och artrikedomen. Däremot var artrikedomen av vedsvamp starkt kopplat till tillgång och kvalitet på död ved (Gustafsson et al. 2003; Sippola et al. 2004). Detta skulle kunna innebära att impediment kan vara viktiga habitat om det finns tillgång till lämpligt substrat.

Impedimenten kan ha en viss betydelse för artbevarande på landskapsnivå. Trädbärande impediment inneslutna i skog kan till viss del bli viktiga livsmiljöer för vissa arter i takt med att den omgivande skogen blir utarmad genom intensivt skogsbruk (Sjöberg & Ericson 1997). Vid en allmän försämring av många skogsarters överlevnadsmöjligheter i skogslandskapet kan impediment fungera som refugier för vissa arter (Berg et al. 1994a). (Jasinski & Uliczka 1998) föreslår att impediment nära en artrik naturskog i vissa fall kan tjäna som en utsträckning av denna till exempel för arter som kräver gamla träd.

Skogar i anslutning till myrar påverkas av deras fukt och kan därigenom vara viktiga habitat för stora mängder lavar, mossor och ryggradslösa djur (Sjöberg & Ericson 1992).

Generellt är dock få skogsarter helt beroende av impediment och för många arter är impedimenten inte tillräckligt bra biotoper för att arterna ska kunna upprätthålla livskraftiga populationer utan invandring från mer produktiva miljöer. Artsammansättningen på impediment skiljer sig från produktiv skogsmark; både brukad skog och naturskog (Tabell 2). Impediment kan därför inte ersätta sparatet av produktiva bestånd men kan vara värdefulla för vissa arter (Jasinski & Uliczka 1998).



Foto: Tom Hermansson Snickars / Azote (öv), Mauri RAUTKARI / WWF-Canon (skog)

TRÄDSLAGSBLANDNING (LÖVINSLAG)

Enligt SVL 30 § gäller att vid skötsel av barrskog ska inslag av lövträd behållas om växtplatsen är lämplig för sådana träd. Polytaxresultatet visar att full hänsyn till ovanliga träd och buskar tas i 63 % av arealen men att på 28 % av den kalhuggna arealen lämnades delvis hänsyn och på 10 % obetydlig hänsyn (Skogsstyrelsen 2008b). Inga studier utvärderar direkt effekten av trädslagsblandning, det vill säga effekten på biologisk mångfald av att behålla lövinslag som redan finns. Däremot finns det mycket litteratur som behandlar vikten av lövinslag för olika artgrupper och tröskelvärden för vissa arter.

Arter som är knutna till sena succes-



Förekomst av lövträd är den faktor som visat sig vara viktigast för hög diversitet och abundans av fåglar.



sioner av lövträd har påverkats negativt av skogsbruk (Berg et al. 1994b; Easton & Martin 1998). För att bevara dessa arter är det viktigt att andelen löv på bestånds- och landskapsnivå ökar i skogslandskapet. FSCs riktvärde är 10 % löv i skogsbestånden i södra Sverige och 5 % i norr (Anonym 2000). Lagkravet är endast att behålla inslag av löv om det redan finns och marken är lämplig upp till toleransnivån (Tabell 1).

I den senaste Fördjupade utvärderingen (FU) levande skogar föreslås att "Till år 2020 förstärks och bevaras biologiskt värdefulla strukturer och processer på följande sätt: inom yngre, medelålders och äldre skog ska arealandelen lövrik skog bibehållas eller öka" (Skogsstyrelsen 2007a).

Lövinslag på bestånds- och landskaps-

nivå är viktigt för många arter. Forskning på vilka kvaliteter och kvantiteter av löv som är nödvändigt för artbevarande domineras av studier på fåglar men studier på andra organismgrupper förekommer också. Studier som direkt testar effekten av den generella hänsynen saknas men beräkningar av tröskelvärden för andelen löv som behövs på bestånds- och landskapsnivå finns för några arter till exempel stjärtnes, *Aegihalos caudatus* (Jansson & Saari 1999) och vitryggig hackspett, *Dendrocopos leucotos* (Carlson 2000). Förekomst av lövträd har visat sig vara den faktor som var viktigast för diversitet och abundans hos fåglar, men diameter på träden var också viktigt (Berg 1997). Detta indikerar att kvaliteten på substratet också har betydelse.

Tabell 2. Strukturer och faktorer som skiljer grandominerad naturskog och brukad skog och talldominerade impediment – från (Jasinski & Uliczka 1998).

STRUKTUR/FAKTOR	NATURSKOG	BRUKAD SKOG	IMPEDIMENT
■ Död ved (m ³)	Mycket	Lite	Lite
■ Lövträd (m ³)	Mycket	Lite	Lite
■ Grova träd	Många	Medel	Få
■ Buskar	Ofta många	Få eller medel	Få
■ Små träd	Många	Många eller få	Många
■ Hålträd	Många	Få	Få
■ Gamla träd	Många	Få	Många
■ Artdiversitet, växter	Stor	Medel	Liten
■ Individtäthet, växter	Hög	Hög	Ofta låg
■ Struktur/Faktor	Naturskog	Brukad skog	Impediment
■ Artdiversitet, djur	Stor	Liten	Liten
■ Individtäthet, djur	Hög	Medel	Låg
■ Mikrohabitatdiversitet	Stor	Medel	Liten
■ Skydd	Många	Medel	Få
■ Fukt	Medel	Medel	Mycket eller lite
■ Skugga	Mycket	Mycket	Lite

” En studie från Norrland visar att artrikedomen av fåglar ökar om lövandelen ökar från 0 till 5 % men artrikedomen ökade inte ytterligare om lövandelen ökades.”



Foto: Lenn Torstensson/IBL

Foto: Ola Jennersten / WWF



Stor aspticka, *Phellinus populicola*

För många vedsvampar är kvaliteten, (till exempel ålder, grovlek, barkstruktur) samt placeringen av lövträden av stor betydelse. Stor aspticka, *Phellinus populicola*, (ovan) är till exempel en sällsynt art som är en bra signalart för skogsmiljöer med gammal asp. Artsammansättning av fåglar skiljer sig åt mellan löv- och barrskog. Vissa arter är starkt knutna till en speciell skogstyp: kattuggla, *Strix aluco*, är beroende av ädellövskog för häckning (till vänster).

Artsammansättningen av fåglar skiljer sig mellan löv- och barrskog (Donald et al. 1998).

Blandskog har en intermedjär artsammansättning. Vissa arter är starkt knutna till en speciell skogstyp: kattuggla, *Strix aluco*, är beroende av ädellövskog för häckning (Sunde et al. 2001) och vitryggig hackspett kräver lövskog med mycket död ved och lövandel på beståndsnivå över 90% (Virkkala et al. 1993). Många fågelarter är direkt knutna till eller föredrar blandskog (Berg 1997;

Girard et al. 2004; Hobson & Bayne 2000; Young et al. 2005), vilket innebär att för dessa arter är lövinslaget på beståndsnivå viktigt.

Ett annat exempel är grodor och paddor som gynnas av lövförna, fuktighet och riklig markvegetation (Constible et al. 2001) vilket skulle kunna betyda att de gynnas av ökat lövinslag.

För häckande fåglar är alla successionsstadier och trädslagsblandningar viktiga

(Bosakowski 1997; Hobson & Bayne 2000). Det är därför viktigt med heterogenitet i landskapet. Brist på löv kan påverka populationer på flera sätt genom direkta och indirekta effekter på populationer och interaktioner mellan arter. Ett exempel är äggpredation som är högre i barrskog än i bland- eller lövskog, troligtvis beroende på att predatorerna lättare upptäcker bon i barrskog (Bayne et al. 1997). Det går inte att fastställa ett generellt tröskelvärde (det vill säga, förekomst-



Foto: Johnny de Jong

För häckande fåglar är alla successionsstadier och trädslagsblandningar viktiga. En studie från Norrland visar att artrikedomen av fåglar ökar om lövandelen ökar från 0 till 5 %.

nivå under vilken arter inte kan förekomma i livskraftiga populationer och där utdöendeför risken för arter förväntas öka kraftigt) för hur mycket löv som behövs på bestånds- och landskapsnivå eftersom kraven skiljer sig mellan arter och regioner.

En studie från Norrland visar att artrikedomen av fåglar ökar om lövandelen ökar från 0 till 5 % men artrikedomen ökade inte ytterligare om lövandelen ökades (Jansson & André 2003).

Grodor och paddor gynnas av lövförna, fuktighet och riklig markvegetation vilket skulle kunna betyda att de gynnas av ökat lövinslag. Bilden till vänster visar vanlig padda, *Bufo bufo*, som är en art i familjen äkta paddor. Foto: Ola Jennersten / WWF

Vitryggig hackspett, *Dendrocopos leucotos*, kräver ett landskap med minst 10 % lövskog innehållande mycket död ved. Foto: Brutus Östling / IBL

När det gäller enskilda arter är stjärtmes, vitryggig och mindre hackspett, *Dendrocopos minor*, och järpe, *Bonasa bonasia*, relativt välstuderade och habitatkrav i form av tröskelvärden finns föreslagna för dessa arter. Stjärtmesen är beroende av ett lövinslag i landskapet. En löv- eller blandskogsandel på landskapsnivå om 15–20% (1 km² rutor) anges som tröskelvärde för att arten ska vara finnas kvar i landskapet på lång sikt (Jansson & Saari 1999). Jansson & Angelstam (1999) fann att det dessutom inte får vara längre än 500 meter mellan habitatfläckarna för att stjärtmesen långsiktigt skulle finnas kvar i landskapet. För vitryggig hackspett anges 10% av lämpligt habitat (lövskog med mycket död ved) som ett tröskelvärde under vilket arten snabbt försvinner (Carlson 2000).

Mindre hackspett behöver minst 40 hektar lövdominerad skog utspärrad på högst 200 hektar för häckning (Wiktander et al. 2001). Ett tröskelvärde på 10 hektar lämpligt habitat (lövskog med mycket död ved) omgivet av skogsmark anges som nödvändigt för att bevara livskraftiga järpepopulationer (Saari et al. 1998).

Lövträd är viktiga habitat också för andra organismgrupper som mossor, lavar, däggdjur och insekter. Till exempel visade sig förekomst av lövskogsbestånd inom 500 meter och ökad variation i landskapet gynna fåglar och spindlar i ett tall-plantage landskap (Barbaro et al. 2005).

Liknande resultat redovisas för svampar (Hattori 2005). För många arter är kvaliteten på lövträden av stor betydelse (till exempel ålder, grovlek, barkstruktur) liksom placering i beståndet (ill solbelyst, skuggigt, in- till rinnande vatten). Förekomst av stora, gamla ädellövträd är viktigt för lavar och mossor (Gustafsson et al. 1992a; 1992b) och insekter (Ranius 2000). För mossor visade sig sluttningar som skuggades av lövträd vara särskilt viktigt (Gustafsson et al. 1992a). Trädhöjd, kronstruktur och lövandel är viktiga faktorer för att förutsäga lavförekomst

(Ask & Nilsson 2004). Förekomst av asp på regional nivå är viktigt för förekomst av ett flertal epifytiska moss- och lavararter (Hazell et al. 1998; Ojala et al. 2000), stamtjocklek och beståndstäthet i aspens närhet var också viktiga faktorer och artrikedomen ökade med tjockare stam respektive tätare skog (Hazell et al. 1998; Ojala et al. 2000). Gustafsson et al. (1992b) fann dock att förekomst av lövskog i det omgivande landskapet var negativt korrelerat med lavförekomst. Detta kan dock bero på att övriga naturvärden i omgivande bestånd ej undersöktes.

Artsammansättningen av örter varierar beroende på andelen barrträd i trädskiktet. Trädslagsblandning och beståndsstruktur påverkar tillsammans artsammansättningen av växter i busk- och fältskikt (även klimat, lutning och bonitet påverkar) (Berger & Puettmann 2000; Chipman & Johnson 2002; Saetre et al. 1997). Lövandelen på beståndsnivå påverkar också relationerna mellan olika artgrupper. Till exempel har rena granbestånd fler arter av mossor men färre arter av kärllväxter än blandbestånd av björk och gran (ca 50% av varje) (Saetre et al. 1997).

Ett fåtal studier visar på vikten av lövinslag för däggdjur. För fladdermöss är lövskog nära vatten ett viktigt habitat (de Jong & Ahlén 1991) och artrikedomen av fladdermöss är positivt relaterat till arealen lövskog i landskapet (de Jong 1995).

Ett annat exempel från Finland är flygekörren, *Pteromys volans*, för vilken blandskog av löv och gran är viktiga reproduktionshabitat. Flygekörren är också beroende av spridningshabitat i form av tall- eller ungskog mellan habitatfläckarna (Reunanen et al. 2000).

Aspbestånd i brukad boreal skog är viktiga habitat för snäckor (Suominen et al. 2003). De förekommer med stor artrikedomen i aspbestånd men inte i omgivande skog. Den totala mängden asp på landskapsnivå föreslås ha betydelse och bestånd på minst 0,05 hektar och med närhet till andra aspbestånd anses särskilt viktiga.



HÄNSYNSKRÄVANDE BIOTOPER OCH VÄRDEFULLA KULTURMILJÖER I SKOGEN

Polytaxinventeringen visar att hänsynskrävande biotoper och värdefulla kulturmiljöer tillhör en av de punkter i skogsvårdslagen där efterlevnaden är lägst (*Skogsstyrelsen 2008b*). Enligt polytaxresultaten följs lagen med avseende på åtgärder för hänsynskrävande biotoper på 44 % av av hyggesarealen, på 31 % lämnades bara delvis hänsyn och på 25 % obetydlig hänsyn. För kulturmiljöer är motsvarande siffror 61 % full hänsyn, 24 % delvis hänsyn och 16 % obetydlig hänsyn.

Ett fåtal studier har utvärderat värdet av hänsynskrävande biotoper för att bevara biologisk mångfald. Resultaten är delvis motstridiga och skiljer sig mellan organismgrupper. Det är dock tydligt att andelen lämpligt habitat på landskapsnivå är viktigt för förekomsten av rödlistade arter (*Paltto et al. 2006*). En studie i Finland visar att "Forest Act habitats" (hänsynskrävande biotoper) som bäckskogar, branter och örtrika skogar hade en begränsad betydelse för bevarandet av biologisk mångfald (*Pykälä et al. 2006*). Författarna menar att det främst beror på att bestånden ofta var små och att populationerna av rödlistade arter och indikatorarter var små. Dessutom förekom uttag av träd i biotoperna. I studien dras slutsatsen att målen för biologisk mångfald som finns i den finska skogsvårdslagen inte uppfylls genom dagens skogsbruksmetoder (*Pykälä et al. 2006*).



Norna, *Calypso bulbosa*

En studie från Litauen visar motsatta resultat; fragment av opåverkad skog kan fungera som refugier och spridningskällor för vedsvamp som hotas av trakthyggesbruk (*Vasiliauskas et al. 2004*). För skalbaggar knutna till ek är andelen nyckelbiotoper av lämpligt habitat inom 1 km viktigt för förekomsten av rödlistade arter men andelen lämpliga habitat är troligtvis ändå för låg för att dessa skalbaggar ska bevaras på sikt (*Franc et al. 2007*).

Värdet av en nyckelbiotop kan skilja sig mellan organismgrupper. Det beror på att de naturvärden som gör att ytan klassades som nyckelbiotop gynnar olika organismgrupper olika mycket. Till exempel fanns det inte fler vedsvampar i nyckelbiotoper avsatta som värdefulla för kärlväxter än i den omgivande skogen (*Sippola et al. 2005*). Däremot förekom vedsvampar knutna till orörd skog även i små nyckelbiotoper under förutsättning att de rätta kvaliteterna av död ved fanns. En annan studie visar motsatt resultat; nyckelbiotoper innehåller inte fler rödlistade kärlväxter än omgivande skog (*Gustafsson 2000*). Däremot är de viktiga för mossor och lavar och 71 % av undersökta nyckelbiotoper visade sig innehålla minst en rödlistad art (*Gustafsson et al. 1999*) samt fler rödlistade mossarter per ytenhet än omgivande skog (*Gustafsson et al. 2004*). Antal förekomster av rödlistade mossor och lavar var dock högre i avverkningsmogna skogar än i nyckelbiotoper (*Gustafsson et al. 2004*).

En annan studie visar att artrikedomen av mossor och lavar samt antalet rödlistade mossor och lavar per ytenhet var större i nyckelbiotoper än i trädgrupper på hyggen och avverkningsmogna brukad skog. Reservat intog en intermediär position men ökade i värde om man också tog hänsyn till förekomsterna av varje art, det vill säga att populationsstorlekarna totalt var större i reservaten (*Perhans et al. 2007*). Ett heterogent landskap innehållande bland annat branter med olika förhållanden är viktigt för hög diversitet av mossor (*Vanderpoorten et al. 2005*).

Landskapets historia avgör avsättningarnas storlek

Värdet av små avsättningar i form av hänsynskrävande biotoper och nyckelbiotoper i förhållande till större avsättningar bestäms av landskapets historia (nyckelbiotoper kan även vara stora, men är oftast mindre än 5 hektar). En modellingsstudie visar att i ett landskap som tidigare inte varit påverkat



” En modellingsstudie visar att i ett landskap som tidigare inte varit påverkat av skogsbruk är det bästa alternativet att avsätta stora områden som reservat medan i ett tidigare brukat landskap är det mer effektivt att avsätta flera mindre ytor.”

Foto: Olli Jännefors / WWF

av skogsbruk är det bästa alternativet att avsätta stora områden som reservat medan i ett tidigare brukat landskap är det mer effektivt att avsätta flera mindre ytor (*Ranius & Kindvall 2006*). Detta beror på att naturvärdena är uppsplittrade i små ytor i det brukade landskapet och om man väljer mindre områden har man chans att välja ut de ytor som har högst naturvärden.

Liknande resultat visar Götmark och Thorell (2003) i en empirisk studie från södra Sverige. Små reservat och nyckelbiotoper hade högre naturvärden, (till exempel mycket död ved och stora träd per ytenhet), jämfört med större reservat. Författarna menade att nyckelbiotoper är viktiga komponenter i nätverket av skyddade områden, speciellt i starkt fragmenterade landskap.

VÄXT- OCH DJURARTER

Enligt Skogsstyrelsens strategi ska hänsyn till rödlistade arter prioriteras vid rådgivning om miljöhänsyn (*Skogsstyrelsen 2008a*). I bestånd med rödlistade arter ska skogsbruket på sådant sätt att de rödlistade arterna kan finnas kvar på sikt. Exempel på hänsyn kan vara att lämna delar av beståndet orört eller att helt låta bli att bruka beståndet, så kallad förstärkt hänsyn. Polytaxresultat visar att full hänsyn tas på 50 % av hyggesarealen, att delvis hänsyn tas på 36 % av arealen och att obetydlig hänsyn tas på 14 % av arealen (*Skogsstyrelsen 2008b*). Den dåliga efterlevnaden beror främst på att de flesta bestånd inte inventeras med avseende på rödlistade arter innan avverkning.

Det är ett faktum att skogsbruk påverkar

artsammansättning och abundans hos många arter och artgrupper (*Penttilä et al. 2004; Siitonen 2001; Siitonen & Martikainen 1994; Stokland & Kauserud 2004*). Tydliga skillnader i artsammansättning av skalbaggar (*Martikainen et al. 1996; Martikainen et al. 2000*) och lägre diversitet av vedsvampar (*Penttilä et al. 2004*) kan ses i avverkningsmogna brukad skog jämfört med naturskog.

I vissa regioner kan artsamhällen i avverkningsmogna brukad skog likna dem i obrukade reservat, trots att reservaten innehåller betydligt större mängder död ved. Det tyder på att äldre brukade skogar kan vara värdefulla för många arter om det finns tillräckligt med lämpligt substrat (*Gibb et al. 2005; Johansson et al. 2007*). De grupper som drabbas hårdast av skogsbruk är arter som

är beroende av strukturer som saknas eller minskat kraftigt i brukad skog till exempel död ved och gamla träd (*Berg et al. 1994a*) samt arter högt upp i näringskedjan (*Komonen et al. 2000*).

Det finns inga studier som direkt utvärderar hur generell hänsyn riktad specifikt mot arter påverkar den långsiktiga överlevnaden av rödlistade arter i landskapet. Däremot finns studier som visar att sparade träd, död ved och hänsynskrävande biotoper utnyttjas av rödlistade arter (till exempel (*Gustafsson et al. 1999; Lindhe et al. 2004; Perhans et al. 2007*)). Resultaten från dessa studier redovisas under rubrikerna trädslagsblandning, hänsynskrävande biotoper och värdefulla kulturmiljöer i skogen, skyddszoner samt träd, trädssamlingar och döda träd.



Foto: B. Christensen / Azoob



Foto: Kantzoner, Skogspann



En storskalig studie visar att en 20 meters skyddsridå kan vara tillräcklig för att bibehålla vattentemperatur, sedimentation och tillförsel av död ved. Med 5 meter bred skyddsridå ökade sedimentationen nedströms, vilket påverkade flodpärlmusslan negativt samt försämrade öringens lekbottenar. På bilderna till höger syns ett exempel på lämnad kantzon vid vatten och ett exempel med obefintlig kantzon.

SKYDDSZONER

Skyddszoner med träd och buskar ska lämnas kvar mot skogliga impediment, hav, sjöar, vattendrag, öppen jordbruksmark samt bebyggelse i sådan utsträckning som behövs av hänsyn till växt- och djurlivet, kulturmiljön och landskapsbildningen (Anonym 1994). Det är dock vanligt att skyddszoner inte lämnas vid avverkning (Skogsstyrelsen 2001). Polytaxresultat visar att full hänsyn tas i 61 % av hyggesarealen, på 28 % lämnades delvis hänsyn och på 10 % obetydlig hänsyn (Skogsstyrelsen 2008b).

Skyddszoner (eller kantzoner) mot ett vattendrag och själva vattendraget är mycket intimt ekologiskt kopplade (Malanson 1993; Naiman et al. 2005; Zinko 2005). Det finns mängder med samband i båda riktningarna och därför bör ett vattendrag och dess kantzon behandlas en ekologisk enhet. Skogsbruksåtgärder som kalhuggning och dikning (både nydikning och restaurering av gamla diken) har stora effekter på hydrologi, vattenkvalitet och artsammansättning i omgivande vattensystem (Joensuu et al. 2002; Nicholls et al. 2003).

Skyddszoner mot vattendrag och sedimentationsbassänger används för att reducera dessa effekter men ofta är effekten av dessa skyddszoner inte tillräcklig (Vuori & Joensuu 1996; Vuori et al. 1998).

I en litteraturgenomgång från Fiskeriverkets sötvattenlaboratorium har man sammanställt internationell litteratur om skyddszoners effekter på fysiska egenskaper i vattnet samt påverkan på vattenlevande arter (Bergquist 1999). Denna visar att skogsbrukets påverkan på vattenkosystemen kan begränsas

genom avsättande av skyddszoner längs vattendragen. Skyddszonerna verkar utjämnande på flödestoppar, minskar erosionen i vattenfåran samt begränsar tillförseln av sediment och näringsämnen från den omgivande marken. Upptaget av näringsämnen ökar med bredden på skyddszonen och den allmänna rekommendationen är därför att skyddszonerna ska vara minst 15 meter breda och ha flerskiktad vegetation för att begränsa påverkan på vattenkvaliteten i vattendraget.

För att undvika förändringar i vattentemperatur ska skyddszonerna vara minst 20 meter breda och ha minst 60 % av den ursprungliga krontäckningen. För att bibehålla oförändrad tillförsel av död ved samt bevara mångfald och produktion av fisk och bottenfauna behövs minst 20–30 meter breda skyddszoner (Bergquist 1999).

För att bevara vattendragens funktion är det viktigast att bevara en orörd vattenregim och vattenföring under lågvattenperioderna. Generellt gör skyddsridåer störst nytta vid små vattendrag högt upp i avrinningsområdet (Bergquist 1999; Nyberg & Eriksson 2001).

I ett storskaligt försök utvärderades effekten av 5 och 20 meter breda skyddsridåer på sedimentation, ved och detritus (nedfallande växt- och djurdelar), vegetation, bottenfauna, fisk och flodpärlmussla (Nyberg & Eriksson 2001). Studien visade att med en 5 meter bred skyddsridå ökade sedimentationen i lekbottenar för öring nedströms hyggen, men ingen ökning skedde med en 20 meter bred ridå.

Mängden ved ökade initialt efter avverkning främst i bäckar med smal (5 meter)

skyddszon eftersom hyggesrester förekom i bäckarna. Vedmängden minskade snabbt åren efter avverkningen. Växtsamhället i bäckarna förändrades efter avverkning om avverkningen innebar förändringar i beskuggning (dvs vid ingen eller smal skyddszon). Gröna trådalger och högre vegetation gynnades samtidigt som Fontinalismossa missgynnades. För bottenfauna och flodpärlmussla noterades inga effekter av avverkningarna och för fisk var effekterna små (5 meters ridå: fler årsungar av öring – färre storväxta, kortvarig ökning av gädda, minskning av lake). Det finns dock en viss osäkerhet när det gäller tolkningen av resultatet på grund av relativt få replikat och att uppföljning endast skedde tre år efter avverkning. Kumulativa effekter av flera hyggen längs ett vattendrag testades inte, något som kan förväntas ha större negativa effekter på vattendragens ekosystem (Nyberg & Eriksson 2001).

Det finns förvånansvärt få studier av hur skyddszoner mot vatten ser ut i dagens skogslandskap. En ekologisk funktionell skyddszon reglerar ljus och temperatur, filtrerar tillrinnande vatten på partiklar och näringsämnen, tillför föda i form av löv och smådjur samt tillför död ved (Henrikson 2007). I en studie av 43 avverkningar vid 38 vattendrag bedömdes om skyddszonen var "ekologisk funktionell" (Olsson 2009). Resultaten visar på att de allra flesta skyddszoner inte är ekologisk funktionella, exempelvis fann man tillfredställande ekologisk funktionell kantzon på endast 6 % av avverkningarna i Stockholmstrakten och i Västernorrland låg siffran på 16 %.



Foto: Lennart Henrikson

Få studier har utvärderat den relativa betydelsen av skyddszoner för landlevande organismer. En finsk studie fann att kantskogar intill vattendrag hyste betydligt fler arter av vedsvampar än vanlig skog (Komonen et al. 2008). En orsak till detta var en högre lövandel i kantskogarna. Eftersom kantskogarna hade en artsammansättning av vedsvampar som skiljde sig från den omgivande skogen kan dessa kantskogar utgöra viktiga källpopulationer för vedsvampar och andra

Skyddszoner längs bäckar och sjöar samt korridorer mellan kalhuggna bestånd utnyttjas av ett flertal viltarter och fåglar och fladdermöss använder dem som jaktområde. Till vänster syns flodpärlmusslan, som gynnas av breda kantzoner.



Foto: Dietmar Nill / naturepl.com

vedlevande organismer, om de även fortsättningsvis undantas från skogsbruk (Komonen et al. 2008). Naturliga kanter och övergångszoner mellan habitat har visat sig ha viktiga ekologiska funktioner som filter eller spridningskorridorer och påverkar flödet av organismer, näringsämnen och störningar i en heterogen miljö, till exempel är antalet vindfällen högre vid kanter (Baldwin & Bradfield 2005). Fragmentering genom skogsbruk skapar ytterligare kantzoner som adderas till den naturliga variationen i landskapet.

Fragmentering på grund av naturliga respektive mänskliga orsaker kan ha rakt motsatt effekt på arters populationstäthet (Elmberg & Edenius 1999). Kanteffekter påverkar utbredning hos många arter och kan leda till att artsammansättningen ändras vid habitatkanter (Ries et al. 2004; Selonen et al. 2005). Tydliga negativa kanteffekter har påvisats för mossor som påverkas upp till 45 meter in i beståndet (Baldwin & Bradfield 2005), liknande mönster finns för skalbaggar (Pohl et al. 2007).

Skyddszoner längs bäckar och sjöar samt korridorer mellan kalhuggna bestånd utnyttjas av ett flertal viltarter och fåglar. Ekorrar födosöker (Potvin & Bertrand 2004), fladdermöss använder dem som jaktområde (de Jong 1995) och duvhök häckar gärna i närheten av konstgjorda flygkorridorer (Penteriani 2002).

Värdet av skyddszonerna varierar dock beroende på en rad faktorer som sluttningsriktning, fuktighet och substrattillgång. Sluttningsriktning påverkar storleken på kanteffekten eftersom solinstrålningen blir större mot en kant som är vänd mot söder (Selonen et al. 2005). Större skyddszoner behövs därför runt skyddsvärda habitat på sydsluttningar än på nordsluttningar (Hylander 2005).

Värdet av skyddszoner för artbevarande varierar också med fuktighet. Med 10 meters skyddszon på varje sida består hela skyddszonen av kanthabitat (Hylander et al. 2002). Sådana smala skyddszoner, till exempel 10 meter på varje sida vid vattendrag, har ändå visat sig vara positiva för vissa arter och förebygger försvinnandet av störningskänsliga mossor vid kalhuggning, åtminstone på kort sikt (Dynesius & Hylander 2007). Dessa skyddszoner är också viktiga för bevarandet av landlevande snäckor (Hylander et al. 2004).

Rödlistade arter knutna till lågor, träd-baser och frisk mark påverkas negativt av kalhuggning även om smala skyddszoner lämnas. Längs sträckor med riklig förekomst av substrat (död ved, block) bör bredare skyddszoner lämnas för att skydda dessa arter från kanteffekter (Hylander et al. 2005).

TRÄD, TRÄDSAMLINGAR OCH DÖDA TRÄD

Död ved är en mycket viktig komponent i skogliga ekosystem och bidrar till ekosystemets struktur och funktion genom att utgöra viktigt habitat för många arter (Grove 2002; Harmon et al. 1986; Siitonen 2001). Förekomst av död ved är viktigt både för landlevande arter (Berg et al. 1994a) och för arter i vatten som bottenfauna och fisk (Eriksson & Näslund 2002).

I ur- och naturskogar är mängden död ved stor (30–90 m³/hektar) och ny ved tillförs genom naturliga störningar (Clark et al. 1998; Fridman & Walheim 2000; Gibb et al. 2005). Mängden död ved i brukade skogar är väsentligt lägre (ca 6 m³/hektar) (Fridman & Walheim 2000; Gibb et al. 2005; Siitonen et al. 2000) och stora delar av den döda veden förstörs vid avverkning och markberedning (Hautala et al. 2004).

Polytaxresultat visar att full hänsyn tas i 63 % av arealen men att på 28 % av den kalhuggna arealen lämnades delvis hänsyn och på 10 % obetydlig hänsyn (Skogsstyrelsen 2008b). Kalhyggen där hänsyn lämnas enligt FSC hade cirka 50 % mer död ved än äldre hyggen där ingen hänsyn lämnats. Den mesta veden var tämligen färsk vilket delvis berodde på att mer nedbruten ved förstördes vid avverkningen (Ekbom et al. 2006). I genomsnitt är den sammanlagda mängden död ved (naturliga och skapade högstubbar, lågor och stående döda träd) på 5–7 år gamla hyggen 4,6 m³/hektar (Skogsstyrelsen 2008b). Tjugo procent av den ursprungliga arealen av en skogstyp (Angelstam & Andersson 2001) eller 20 m² död ved per hektar (de Jong et al. 2004) har föreslagits som tröskelvärdet i det svenska skogslandskapet.

Ett flertal studier har kartlagt förekomsten av insekter på död ved och några utvärderar specifikt den ved som skapas i form av högstubbar och kvarlämnade träd på hyggen. Betydelsen av högstubbar som substrat för vedlevande skalbaggar utvärderades av (Schroeder et al. 2006). Skapade högstubbar utgjorde endast en mycket liten andel av den totala dödvedvolymen och barkarean på landskapsnivå. För de flesta vanliga arter fanns mindre än 1 % av den totala populationen i landskapet på högstubbar. För en art, trädsvampborrare, *Hadreule elongatula*, visade sig högstubbar på hyggen vara det viktigaste substratet (Schroeder et al. 2006). Flera andra studier har kartlagt vilka arter som utnyttjar högstubbar och visar att de utnyttjas av flera grupper av insekter (Hilszczanski et al. 2005; Johansson et al. 2006; Johans-



Högstubbar och kvarlämnade träd är viktiga för många arter. Den här 400 år gamla stubben har blivit bo åt en lappuggla, *Strix nebulosa*, och dess ungar. Foto: Bengt Lundberg / naturepl.com

son et al. 2007; Lindhe et al. 2005; Schroeder et al. 1999) och svampar (Lindhe et al. 2004) men att artsammansättningen på högstubbar skiljer sig från den i liggande ved. Dessa studier utvärderar dock inte hur viktiga högstubbarna är för populationstätheten hos de olika arterna.

Artsammansättningen på och i den döda veden skiljer sig beroende på trädslag (Lindhe et al. 2004), om veden är liggande eller stående (högstubbar/torror) (Gibb et al. 2006a; Hjältén et al. 2007; Jonsell & Weslien 2003), graden av exponering (Lindhe et al. 2005), brandpåverkan (Hjältén et al. 2007; Johansson et al. 2007; Wikars 2002), diameter (Schroeder et al. 1999), och artinteraktioner

(Jonsell et al. 2005). Till exempel styrs vedsvampars succession (Niemelä et al. 1995; Renvall 1995) och artsammansättningen av svamplivande skalbaggar (Jonsell et al. 2005) av svampfloran i den döda veden. Detta betyder att en mångfald av substrat är viktigt för att bevara arter knutna till död ved i boreal skog (Johansson et al. 2007; Jonsell & Weslien 2003; Martikainen et al. 2000; McGeoch et al. 2007; Similä et al. 2003).

Död ved är viktigt i bäckar eftersom veden fungerar som sedimentfällor, ökar habitatets komplexitet och omloppstiden för organiskt material vilket i sin tur leder till ökad förekomst av bottenlevande ryggradslösa djur och fisk (Eriksson & Näslund 2002; Markusson



Foto: Malin Åberg / Anzole

1998; Nyberg & Eriksson 2001). Som en följd av skogsbruk är mängden död ved i bäckar generellt låg (Markusson 1998). Dynamiken av död ved i bäckar är starkt kopplad till dynamiken av död ved i strandzonen och i den omgivande skogen. Det innebär att mängden

” Död ved är en mycket viktig komponent i skogliga ekosystem och bidrar till ekosystemets struktur och funktion genom att utgöra viktigt habitat för många arter.”

död ved i vatten är betydligt högre om den omgivande skogen är skyddad än om den brukas. Nedbrytningen går dock mer långsamt i vatten än i den omgivande skogen och andelen döda lövträd är något högre (Dahlström & Nilsson 2006). Vindfällan i skydds zoner som lämnas efter kalavverkning bidrar med en betydande del av den döda ved som finns i strömmande vatten i brukad skog (Kreutzweiser et al. 2005).

Det saknas studier som direkt utvärderar effekten av lag- och rådgivningsnivån (det vill säga att den döda ved som finns ska sparas) av sparande av träd, trädsamlingar och döda träd på artförekomster/biologisk mångfald. En studie jämför artrikedom, abundans och artsammansättning av skalbaggar på död ved mellan reservat, hänsynsytor (set asides), äldre brukad skog och kalhyggen med lämnad hänsyn (McGeoch et al. 2007). Studien indikerar att hyggerna med lämnad hänsyn bidrar positivt till den totala biolo-

giska mångfalden i landskap med produktionskog. Dock saknas en jämförelse mellan hyggen med och utan lämnad hänsyn. Ett par studier har utvärderat hur mängden död ved på bestånds- och landskapsnivå påverkas av åtgärder inom FSC och visar att mängden död ved kan komma att bli dubbelt eller tredubbelt så stor inom en 100-årsperiod i skog med FSC-åtgärder jämfört med ej certifierad skog (Ranius & Kindvall 2004; Ranius et al. 2003). Dessa studier saknar koppling till effekten av åtgärderna på arters förekomst och abundans och ekologiska processer. Ingen liknande studie har gjorts som utvärderar lagnivån av generell hänsyn.



Foto: Olli Jännesten / WWF

Klibbticka, *Fomitopsis pinicola*

Evighetsträd

Det finns flera skäl att lämna träd vid avverkning. Träden höjer naturvärdet i det uppväxande beståndet och skapar förbindelselänkar mellan olika skogsbestånd (Franklin et al. 1997). Den genomsnittliga volymen av evighetsträd var under perioden 2005–2007 4,2 m³/hektar (Skogsstyrelsen 2008b). Om träd lämnade som hänsyn blåser omkull, är risken stor att vindfällena transporteras utifrån skogen (Uliczka 2003). Ingen studie utvärderar direkt den i Skandinavien normala nivån på 5–10 kvarlämnade träd vid avverkning (7,3 träd/hektar med diameter >15 cm) (Skogsstyrelsen 2001). Däremot finns det flertaliga exempel på arter som gynnas av kvarlämnade träd.

I Amerika är den fläckiga ugglan, *Strix occidentalis caurina*, ett bra exempel. Den kan utnyttja produktionsskogar som är 50–60 år gamla om träd lämnats kvar vid avverkningen. Mängden flygekorrar i avverkade områden står också i direkt proportion till antalet kvarlämnade träd (Franklin et al. 1997). Liknande mönster beskrivs för den Kaliforniska fläckugglan, *Strix occidentalis occidentalis* som är beroende av kvarlämnade träd >100 cm dbh och flerskiktad skog (Moen & Gutierrez 1997). Kvarlämnade träd är också viktiga för små däggdjur eftersom träden bidrar med biomassa i form av till exempel kvistar och barr som djuren kan använda som skydd (Fisher & Wilkinson 2005).

Antalet kvarlämnade träd, trädslag och ålder har mycket stor betydelse för fågelfaunans sammansättning (Rodewald & Yahner 2000; Schieck & Hobson 2000; Tittler et al. 2001). I en studie i Oregon i nordvästra USA uppvisade flera arter tydliga tröskelvärden, det vill säga fågeltätheten ökade ju mer träd som lämnades, upp till en viss gräns då ytterligare lämnade stammar hade en relativt liten effekt. Tröskelvärdena varierade mellan arter men låg vanligen mellan 10 och 30 träd per hektar. För alla arter tillsammans låg tröskelvärdet kring 20–25 träd per hektar (Hansen & Hounihan 1996).

En studie i Pennsylvania visade att kvarlämnandet av 100 träd av varierande art och ålder per hektar innebär en ökning av det totala antalet fågelarter (Rodewald & Yahner 2000). Antalet fågelarter anpassade till tidiga successionsstadier och kantzoner ökade jämfört med ej avverkad skog. Arter knutna till sena successionsstadier och gammal skog minskade. En studie i boreal skog visade att fågelsamhället i större fläckar (>100 träd) i högre grad liknade fågelsamhället i äldre skog än i mindre fläckar (<10 träd) (Schieck &



Foto: Theresia Johansson

Naturvårdsvärdet av kvarlämnade träd beror på egenskaper hos beståndet och tillgången på död ved. För att maximera värdet av kvarlämnade träd föreslås dessa lämnas i grupper i artrika områden samtidigt som död ved bevaras. På så sätt kan en högre andel av arterna överleva förnygringsfasen och etablera sig i det nya beståndet.

Hobson 2000). Fåglar som födosöker i öppna habitat eller vid vatten var vanligast åren efter störning, med tiden blev fågelsamhällena även i de mindre fläckarna mer lik dem i äldre skog. Om grupper av stora träd, särskilt lövträd, sparas på hyggen utnyttjas de av arter knutna till gammal skog (Schieck et al. 2000). Det är dock oklart hur överlevnad och reproduktion fungerar i trädgrupper jämfört med inne i bestånd. En studie visar att bopredation inte ökar på hyggen med kvarlämnade träd jämfört med avverkningsmogen skog (Tittler & Hannon 2000).

Tröskelvärden har också identifierats för salamandrar som behöver >15 m²/hektar grundyta av levande träd för att inte minska i

täthet och artrikedom (Ross et al. 2000). Grodor och paddor gynnas också av ökad slutenhet i beståndet samt av ökad mängd död ved, för ormar är mönstret det motsatta.

Naturvårdsvärdet av kvarlämnade träd beror på egenskaper hos beståndet och tillgången på död ved. För att maximera värdet av kvarlämnade träd föreslås dessa lämnas i grupper i artrika områden samtidigt som död ved bevaras. På så sätt kan en högre andel av arterna överleva förnygringsfasen och etablera sig i det nya beståndet (Vanha-Majamaa & Jalonen 2001).

Flera studier visar att den rumsliga fördelningen av kvarlämnade träd (enstaka träd eller trädgrupper) kan gynna biolo-

gisk mångfald (Hazell & Gustafsson 1999; Schieck et al. 2000). Effekten varierar dock över tid, det vill säga beroende av när i successionen studien genomförts (Schieck & Hobson 2000).

Den strukturella diversitet som adderas med ökad andel kvarlämnade träd (kalhyggefröträdställning-trädgrupper-luckhuggning-ohuggen skog) i form av träd och vegetations-skikt påverkar inte abundans, artrikedom eller diversitet hos kärleväxter (Sullivan et al. 2001). Däremot påverkas artsammansättningen. Kvarlämnande av 7% av beståndets volym (cirka 50 träd per hektar) räcker inte för att behålla den artsammansättning som fanns innan avverkningen (Vanha-Majamaa & Jalonen 2001). Effekten av avverkning på kärleväxters artsammansättning och struktur minskar om fler träd lämnas kvar. En studie visar att effekten av avverkningen minskar avsevärt mellan 15–40% kvarlämnade träd, men det spelar ingen roll om de kvarlämnade träden står i grupper eller utspridd (Halpern et al. 2005).

Liknande mönster redovisas för vedlevande skalbaggar (Sverdrup-Thygeson & Ims 2002) och jordlöpare (Lemieux & Lindgren 2004). Fläckar på 0,1–2 hektar som lämnas vid kalhuggning hyser en liknande artsammansättning av jordlöpare som avverkningsmogen skog. Klimat och graden av störning på landskapsnivå (andelen hyggen/gammal skog/källområden) föreslås påverka hur bra kvarlämnade trädgrupper fungerar för att bevara arter knutna till skog (Lemieux & Lindgren 2004). Artsammansättningen av skalbaggar liknar mer den ohuggna skogen ju mer träd som lämnades kvar vid huggningen (0, 10, 50 m³/hektar) (Hyvärinen et al. 2005).

Vissa moss- och lavararter är beroende av att asp förekommer i landskapet, dock spelar den rumsliga fördelningen av asparna mindre roll (Hazell et al. 1998). Däremot visar en studie av lav- och mosstransplantat på asp att trädgrupper fungerade bättre än enstaka träd (Hazell & Gustafsson 1999). Liknande resultat redovisas i en studie från Oregon, USA (Sillett & Goslin 1999).

För vissa lavararter, som till exempel signalarterna *Lobaria pulmonaria* och *L. quercizans*, ger redan en blädning där cirka 30% av grundytan skördas klart negativa effekter på abundans och fertilitet (Edman et al. 2008). Kvarlämnade aspar är också viktiga för frilevande fotobionter (blågröna bakterier och alger) som ingår i lavar och för epifytiska lavar (Hedenäs et al. 2007; Hedenäs & Hedström 2007).



Lunglav, *Lobaria pulmonaria*

Foto: A. Tiedholm / Azote



Jordlöpare, Carabidae

Foto: Janner Lokantze / Azote



Fiskgjuse, *Pandion haliaetus*

Foto: Britta Östling / BL Bildbyrå

Kvarlämnade träd på hyggen kan bidra till att öka chansen för överlevnad av vissa arter som anses känsliga för skogsbruk, men kvaliteten på träden är viktig (Hazell & Gustafsson 1999; Hedenäs et al. 2007; Hedenäs & Hedström 2007). Gamla, långsamväxande träd har visat sig vara särskilt värdefulla (Uliczka & Angelstam 1999). Evighetsträd (det vill säga gamla hålträd/överståndare eller gamla träd som överlevt störningar och kalhuggning) är värdefulla för många arter och har högre artrikedom, diversitet och utnyttjas av fler taxa av vertebrater och insekter än vanliga avverkningsmogna träd (Mazurek & Zielinski 2004; Ranius 2002a). Förekomst av hållighet vid basen var den mest värdefulla egenskapen hos evighetsträd av *Sequoia sempervirens* (Mazurek & Zielinski 2004) medan förekomst av hållighet högre upp är viktigast för insekter i hålliga ekar i Sverige (Ranius 2002a). Tillgång till stora ekar (>36 cm dbh) till födosök och hålträd är viktigt för mellanspott, *Dendrocopos medius* (Pasinelli 2000). Flera insektsarter kräver grova ekar, dessa arter är

” Fiskgjuse utnyttjar gamla tallar med utplattad krona som boträd. Dessa boträd har blivit allt sällsyntare på grund av ett intensivare skogsbruk.”

också känsliga för fragmentering och förekommer inte i bestånd med mindre än 10 ihålliga ekar (Ranius 2002a). Många insektsarter knutna till gamla ekar kräver exponering och fristående ekar har högre artrikedom och frekvens av många arter än ekar i slutna bestånd (Ranius & Jansson 2000). Fiskgjuse utnyttjar gamla tallar med utplattad krona som boträd. Dessa boträd har blivit allt sällsyntare på grund av ett intensivare skogsbruk. Kvarlämnade boträd på hyggen nyttjas av fiskgjusen men dessa träd är mer exponerade för störningar som storm och berguvpredation (Ewins 1997; Saurola 1997). Det är oklart hur effektivt det är med buffertzoner runt boträd eller boträd i kantzoner mot vatten (Ewins 1997).

Kvarlämnade träd vid avverkning har positiv effekt på diversiteten av mykorrhizasvamp. Plantor nära kvarlämnade träd har högre artrikedom och diversitet av mykorrhizasvamp än plantor som planterats långt från träden. Effekten avtar med ökat avstånd till lämnade träd/trädgrupper (Cline et al. 2005; Outerbridge & Trofymow 2004). Diversitet och abundans av ektomykorrhizasvamp sjunker med ökad avverkning (kalhygge, fröträdställning, skog) och med brandintensitet (Dahlberg et al. 2001; Lazaruk et al. 2005). Vid 20 % kvarlämnade levande träd skiljer sig inte mångfalden av ektomykorrhizasvamp från slutna bestånd. I stickvägarna liknar dock artsammansättningen den på hyggen (Lazaruk et al. 2005).

HYGGEN

Enligt 30 § skogsvårdslagen ska hyggen storlek och form anpassas till natur- och kulturmiljön. Lagen eftersträvar också en begränsning av hyggesstorlek. Lagens krav på hyggen utformning efterlevs till stor del i skogsbruket och 86 % av den undersökta arealen i den senaste polytaxundersökningen lämnade full hänsyn, 12 % delvis hänsyn och endast 2 % lämnade obetydlig hänsyn (Skogsstyrelsen 2008b).

Trakthyggesbruk påverkar skogsekosystemet på ett flertal olika sätt. Abiotiska effekter är till exempel förändrat mikroklimat, förändringar i hydrologi på lokal och regional nivå samt påverkan på erosionsprocesser (Pawson et al. 2006). Fragmentering av landskapet till följd av till exempel trakthyggesbruk inkluderar en reduktion av habitatyta, ökning av kanteffekter och isolering. Ofta följs detta av en kvalitetssänkning av de kvarvarande habitaterna och arter knutna till dessa habitat påverkas negativt (Harrison & Bruna 1999; Watson et al. 2004). Ett exempel är att graden av bopredation hos fåglar påverkas av både kant- och landskapseffekter och ökar med ökad fragmentering (gäller landskap med 10 km radie). Boparasitism ökar med ökad fragmentering på en större skala (landskap med 20 km radie) (Lloyd et al. 2005). Fragmentering är ett påtagligt problem för många arter i Skandinavien (Edman et al. 2004; Komonen et al. 2000) där ytan gammal skog (>150 år) minskat drastiskt och blivit kraftigt fragmenterad (Linder et al. 1997). Andelen hyggen på landskapsnivå har visat sig påverka populationstätheten hos vissa insekter. Responsen är dock artspecifik och det är därför svårt att uttala sig generellt om hur stor andel av landskapet som kan utgöras av hyggen utan att den biologiska mångfalden äventyras (Gibb et al. 2006a).

Det finns inga tydliga resultat som visar hur biologisk mångfald påverkas av hyggesstorlek utan olika artgrupper reagerar olika (Pawson et al. 2006). Hyggen i närheten av vattendrag påverkar fiskfaunan. Om hyggen ligger närmare än fem meter från vattnet missgynnas de flesta fiskar utom gädda.

Hyggen på större avstånd ger upphov till en artrikare fiskfauna, troligtvis på grund av ökat näringsläckage (Markusson 1998). För vissa arter kan hyggen ha en positiv effekt.

Den snabba och tillfälliga ökningen av död ved på hyggen gav upphov till ökad individtät och diversitet av tickor och skalbaggar knutna till tickor i en finsk studie (Selonen et al. 2005). Andra studier visar att



Foto: Peter Robertz



Foto: Huuofoto / BL Bildbyrå

Hallon är en art som kommer upp på mer näringsrik mark efter avverkningen.

insekter som är anpassade till störningar som brand och storm också kan trivas på skapade högstubbar på hyggen (Ahnlund & Lindhe 1992; Schroeder et al. 2006). Små luckor (0,1–1,5 hektar) hade högre artrikedom och diversitet av reptiler än slutna skog. För amfibier var det ingen skillnad, vilket tyder på att de omgivande träden skuggade tillräckligt för att behålla fuktigheten på marken men att ljusinsläppet ökade tillräckligt för att gynna reptiler (Greenberg 2001).

Effekten av trakthyggesbruk kan inte direkt jämföras med effekten av andra störningar som till exempel brand. Vid trakthyggesbruk tas det mesta av veden ut ur skogen medan vid andra störningar skapas stora mängder substrat i form av död ved och skadade träd. Ett flertal studier visar att successionen av växter och djur efter brand skiljer sig från successionen efter kalhuggning (Buddle et al. 2000; Hobson & Schieck 1999; Nguyen-Xuan et al. 2000). Vissa spindelarter är beroende av förhållandena efter brand och saknas helt på kalhuggna ytor (Buddle et al. 2000). Artsammansättningen av fåglar skiljer sig mellan brända och kalhuggna ytor även om mängden levande, kvarlämnade träd är lika. Skillnaderna avtar med tid men består 25 år efter brand/huggning (Hobson & Schieck 1999). För däggdjur är skillnaderna mellan brand och kalhuggning små (Fisher & Wilkinson 2005).

På längre sikt (40–100 år) är skillnaderna små vad gäller biologisk mångfald och artsammansättning av växter, produktion eller kvävecirkulation mellan bestånd som uppkommit efter brand respektive efter kalhuggning (Reich et al. 2001). Detta gäller dock bestånd som förnygrats genom naturlig succession. Om kalhuggning följs av markberedning och plantering kan skillnaderna förväntas vara större även på lång sikt.

SKADOR PÅ MARK OCH I VATTEN

Skador till följd av skogsbruksåtgärder ska undvikas eller begränsas på mark och i vatten. Polytaxresultat visar att full hänsyn tas i 67 % av arealen men att på 25 % av den kalhuggna arealen lämnades delvis hänsyn och på 8 % obetydlig hänsyn. Till skador på mark och vatten räknas i Polytax skador orsakade av spårbildning, körning över vattendrag, skyddsdikning och näringsläckage (Skogsstyrelsen 2008b). Studier som direkt utvärderar hur generell hänsyn mot skador på mark och i vatten påverkar den biologiska mångfalden saknas. Däremot finns studier som utvärderar hur åtgärder som trakthyggesbruk, markberedning, dikning, gödsling samt uttag av grot (grenar och toppar) och stubbar påverkar biologisk mångfald och/eller enskilda organismgrupper.

Skogsbruksåtgärder påverkar fördelning och flöden av näringsämnen i ekosystemet. Trakthyggesbruk med efterföljande markberedning ökar urlakningen av näringsämnen från marken och höga nitrathalter kan ofta uppmätas i bäckar och grundvatten efter kalhuggning (Staaf & Olsson 1994; Wiklander et al. 1991).

Den biologiska mångfalden av vattenlevande växter och djur påverkas negativt av skogsbruksåtgärder som kalhuggning och markavvattning eftersom mängden sediment och näring ökar i vattendragen (Olsson, 1995; Davies et al., 2005). Dikning har liknande negativa effekter på hydrologi, vattenkvalitet och artsammansättning i omgivande vattensystem (Joensuu et al. 2002; Nicholls et al. 2003).

En finsk studie visar att dikning innebär ökat mängd sediment i vatten nedströms dikningen vilket i sin tur innebär att utbredning-



” Studier som direkt utvärderar hur generell hänsyn mot skador på mark och i vatten påverkar den biologiska mångfalden saknas.”

en av mossa (Fontinalis) och ryggradslösa djur minskar (Vuori & Joensuu 1996) samt att artsamhällena blir fattigare (Vuori et al. 1998), detta trots att både sedimentationsbassänger och skydds zoner används. Ökad sedimentation (igen slamning) är sannolikt det allvarligaste problemet i svenska skogsvattendrag. Det finns en mängd observationer som tyder på

detta men få vetenskapliga studier. Dock visade en studie att en inblandning av mer än 20 % fint material (<1 mm) i botten sedimenten gjorde att föryngringen av flodpärlmussla misslyckades (Österling 2006). Det har också visats att utvecklingen av öringsrom nedströms hyggen var lägre än uppströms, på grund av sedimentation med påföljande syrebrist (Nyberg & Eriksson 2001).

Det saknas direkta studier som utvärderar hur skogsbilvägar påverkar abiotiska faktorer som hydrologi och effekter på biologisk mångfald.

Gödsling påverkar artsammansättning

Kväve är den viktigaste begränsande faktorn för skoglig tillväxt i större delen av Sverige och årligen gödslas 25 000 hektar barrskog (Thuresson 2002). Effekterna av gödsling på skogsekosystemet är inte helt klarlagda men troligen gynnas vissa arter medan andra missgynnas. Kvävegödsling orsakar förändringar i fältskiktets sammansättning och mångfald (Nordin et al. 2005; Strengbom & Nordin 2008; Strengbom et al. 2001) men effekten varierar beroende på gödselmedel, giva och vegetationens artsammansättning (Kellner 1993). Ofta är förändringarna övergående men de kan också bestå över en längre tid, särskilt vid upprepade höga givor av gödselmedel (Skrindö & Ökland 2002; Strengbom et al. 2001). De fåtal studier som finns på andra organismgrupper än kärnväxter indikerar förändringar i artsammansättningen av lavar (Eriksson & Raunistola 1993), ektomykorrhizasvamp (Fransson et al. 2000) och små insekter, kräft- och spindeldjur (Lindberg & Persson 2004) som en följd av gödsling. Dessutom påverkas nedbrytarnas näringskedja (Nieminen & Setälä 2001). Övergödning listas också som det näst största hotet efter markanvändning för rödlistade arter i Sverige (Gärdenfors 2000).

Avverkning leder till en påtaglig förändring i artsammansättningen av insekter, kräft- och spindeldjur i marken. Skogsarter minskar och ersätts av arter med ett mer generellt biotopval. De flesta skogsarterna återkoloniserar sedan beståndet när det åter växer upp (Niemi, 1997). Kompaktering av mark och bortförande av biomassa har tydliga negativa effekter på markfaunan. I en Kanadensisk studie minskade densiteten av markfauna med 20 % vid skörd av enbart stammar. Helträdsutnyttjande och borttagande av fältskiktet medförde en 93-procentig minskning jämfört med ohuggen skog (Battigelli et al. 2004). Liknande mönster har visats för ektomykorrhizasvamp, vilkas artsammansättning och diversitet påverkas negativt av stickvägar (Lazaruk et al. 2005). Uttag av grot, vilket är en svagare påverkan på ett hygge än skörd av stubbar, minskade andelen skogsarter ytterligare jämfört med hyggen där grenar och toppar fick ligga kvar (Nittérus et al., 2006). Stubbskörd skulle eventuellt kunna gynna arter som är anpassade till kraftigt störd mark (Ljungberg, 2002; Gärdenfors, 2005).



Skörd av grot och avverkningsstubbar medför fyra huvudsakliga problem som kan ha betydelse för den biologiska mångfalden (Egnell et al. 2007; Jonsell 2007):

1. **Mängden död ved minskar** vilket är negativt för vedlevande organismer. Dels försvinner substrat i form av stubbar, grenar och toppar, och dels körs en del död ved som lämnats för naturvårdsändamål sönder av maskinerna.
2. **Grot och stubbar** som lagras i skogen kan fungera som fångstved för vedlevande insekter. Många vedinsekter har bra spridningsförmåga och attraheras av lukten av nyligen dött virke, det finns därför risk att dessa insekter attraheras i stor mängd till hopsamlat grot och stubbar för att sedan brännas upp i kraftvärmeverk.
3. **Grot och stubbar** i sig utgör strukturer på hyggen som kan utnyttjas av organismer – antingen som skydd att gömma sig under, eller som ytor att växa på.
4. **Näringsinnehållet i marken** riskerar att påverkas, vilket i sin tur kan påverka markorganismer.

Grot-högar har visat sig viktiga för marklevande organismer som hoppstjärtar, kvalster, småringmaskar och tvåvingar men också för större arter som jordlöpare och spindlar (Bengtsson et al., 1997; Persson et

al., 2005). Den ökade tillgången på näring och organiskt material under högarna anses gynnsamt på både kort (Bird & Chatarpaul, 1986; Persson et al., 2005) och lång sikt (Bengtsson et al., 1997; Bengtsson et al., 1998; Gunnarsson et al. 2004). Stubbskörd skulle kunna medföra negativa effekter på vattenlevande organismer eftersom stubbrytning kan medföra större risk för markskador än vid avverkning med grot-uttag och markberedning (Egnell et al. 2007).

SKOGSBILVÄGAR

Med det moderna skogsbruket har medföljt en stor utbyggnad av vägnätet i skogen och det finns nu få större sammanhängande skogsområden som helt saknar vägnät. Det saknas direkta studier som utvärderar hur skogsbilvägar påverkar abiotiska faktorer som hydrologi och effekter på biologisk mångfald.

Effekterna av vägar borde dock till viss del likna effekterna av dikning eftersom avvattnings sker i diken utmed vägarna. Vägar tar dessutom större areal i utrymme och skulle därför kunna fungera som barriärer för vissa arter, exempelvis som vandringshinder för fisk på grund av felaktigt anlagda vägtrummor.

Detta innebär att inte bara landskapet utan även vattensystemen fragmenteras. Hänsyn och effekter på biologisk mångfald av skogsbilvägar överlappar till stor del med hänsyn vid andra skogsbruksåtgärder. Detta diskuteras under avsnittet Skador på mark och i vatten.



En indikatorart är en art som är knuten till speciella förhållanden och som vars förekomst indikerar ett förhållande i miljön som annars kan vara svårt att se, exempelvis kalkrik mark (Uliczka et al. 2003). En signalart för naturvärden i boreal skog i Sverige är de av Skogsstyrelsen utvalda arter som används i nyckelbiotopsinventeringen. Det innefattar totalt cirka 470 arter varav 50 mossor, 110 lavar, 200 svampar, 80 kärlväxter och 30 insekter (Nitare 2000; Uliczka et al. 2003).

För att en art ska fungera som indikatorart (eller signalart) för biologisk mångfald i skog bör den uppfylla vissa kriterier (Ferris & Humphrey 1999; Uliczka et al. 2003). Tabell 3 sammanfattar egenskaper som är viktiga för att en art ska fungera som indikatorart eller signalart.

Det finns flera problem i konceptet med indikatorarter (Lindenmayer et al. 2006). Det mest uppenbara problemet är att det ofta saknas ett orsakssamband mellan indikatorarten och det arten ska indikera. Dessutom finns det stor variation mellan arter i deras reaktion på förändringar i miljön, vilket gäller även närbesläktade arter. Andra problem kan vara okänslighet hos indikatorarter för viktiga miljöförändringar eller bristfällig kunskap för att välja ut lämpliga indikatorarter.

Indikatorvärdet för en art kan variera mellan regioner. Viktiga faktorer som påverkar indikatorvärdet är störningsregim samt landskapets historia. Viktigt också att tänka

Tabell 3. Kriterier som en bra indikatorart/signalart bör uppfylla (Ferris & Humphrey 1999; Nitare 2000; Uliczka et al. 2003):

KRITERIER FÖR INDIKATORART/SIGNALART

- Hög taxonomisk och ekologisk diversitet (många arter i varje habitat eller ekosystem)
- Vara nära associerad med förhållanden och responser för andra arter
- Vara starkt knuten till sitt habitat
- Relativt vanlig med stabil populationsstorlek (det vill säga ofta förekomma på för arten lämpliga lokaler)
- Ha välkänd taxonomi och vara relativt lätt att känna igen i fält
- Välkänd biologi (beteende, habitatkrav, utbredning)
- Känslig för förändringar i sin livsmiljö
- Möjligt att erhålla stora fångster av arten
- Någorlunda vanlig med jämn utbredning – arten ska ofta finnas där naturvärdet är högt
- Starkt knuten till skog med höga naturvärden samt sällan finnas där naturvärdet är lågt
- Lätt att upptäcka i fält
- Lätt att identifiera i fält samt sakna förväxlingsarter

på utdöendeskuld när man mäter biologisk mångfald (Nilsson et al. 2001).

Indikatorvärdet hos en organismgrupp kan också variera mellan skogstyper. Till exempel visar (Nordén & Paltto 2001) att det saknas ett samband mellan beståndsålder och nedbruten död ved och indikatorarter/rödlistade arter i hasselbestånd. Samtidigt var artrikedomen hos svamp på hassel negativt korrelerat med beståndsålder.

STRUKTURER

I dag används först och främst förekomst av olika strukturer som döda träd, lågor, gamla träd samt landskapselement som raver, branter och surdrag som indikatorer på höga naturvärden (Anonym 2008a; Bleckert 2007; Norén et al. 2002). Strukturell diversitet ger upphov till en mängd nischer som ger utrymme för hög diversitet av andra organismer som växter, djur och mikroorganismer.

Inventeringar av strukturer är därför viktigt som grundläggande information för beskrivning av biologisk mångfald i både naturliga och brukade skogar (Ferris & Humphrey 1999). Vetenskapliga studier visar att stora döda träd och gamla träd är bland de viktigaste kännetecknen för skog med hög biologisk mångfald (Nilsson et al. 2001; Ohlson et al. 1997) och anses ha hög potential som naturvärdesindikatorer (Lonsdale et al. 2008).

Total artrikedomen har i flera studier visat sig vara positivt korrelerat till speciella substrat (döda träd, habitatdiversitet, beståndsstorlek och beståndsålder) och skogsbrukspåverkan (Dumortier et al. 2002; Jonsson & Jonsell 1999), däremot saknades ibland samband mellan indikatorarter och dessa faktorer (Jonsson & Jonsell 1999). I en annan studie visade sig hög förekomst av död ved vara en god indikator på artrikedomen av vedlevande arter och dessutom kostnadseffektivt att inventera jämfört med storskaliga artinventeringar (Jutinen et al. 2006).

Strukturer kan också användas indirekt som indikatorer på biologisk mångfald.

Försök visar att tolkning av infraröda flygfotografier kan användas för att förutsäga förekomsten av rödlistade lavar och indikatorarter av lavar. Faktorer som var viktiga för att förutsäga lavförekomst var trädhöjd, kronstruktur och lövandel (Ask & Nilsson 2004). Att enbart gå efter beståndskaraktärer för att avgöra vilka bestånd som är skyddsvärda för bevarandet av en viss art kan leda fel eftersom arters utbredning inte är så förutsägbart, och arter kan saknas i bestånd som ser ut att vara idealiska för dem (Jonsell 2003).

SVAMPAR, LAVAR OCH MOSSOR

Vedsvampar, det vill säga tickor och skinn, används flitigt av naturvärden som indikatorer på biologisk mångfald, skoglig kontinuitet och naturvärden. Mats Karström skapade i början av 1990-talet, inom miljökampanjen Steget före, en värdepyramid där vedsvampar indikerar olika nivåer av naturvärde. I basen på pyramiden finns vedsvampar som indikerar ett visst värde och högre upp hittar man svampar som indikerar mycket höga naturvärden och förekomst av ett flertal sällsynta arter (Karström 1992; Naturvärdsverket 1993). Svampar och lavar är också stora kapitel i Skogsstyrelsens bok "Signalarter" och anses bland annat signalera skoglig kontinuitet eller hög diversitet (Nitare 2000). Specialiserade vedsvampar anses inte bara indikera förekomst av död ved utan också vedens kvalitet i form av nedbrytningsgrad och storlek samt skoglig kontinuitet (Ferris & Humphrey 1999). Lavar föreslås fungera som indikatorer på naturvärden genom sina höga krav på kontinuitet (Ferris & Humphrey 1999; Thor 1998). Lavar kan fungera som indikatorer på substratkvalitet eftersom fler signalarter av lavar förekommer på gamla träd och på träd som växt långsamt än på snabbväxande träd (Uliczka & Angelstam 1999). Det är dock mer tveksamt om lavar kan indikera beståndskontinuitet (Sverdrup-Thygesen 2001, Sverdrup-Thygesen & Lindenmayer 2003). En studie av sumpskogar visar att lavar och svampar som används som indikatorer på kontinuitet reflekterar gammelskogskaraktärer som flerskiktade bestånd med mycket död ved snarare än kontinuitet på beståndsnivå (Ohlson et al. 1997). Liknande resultat har erhållits i en studie av indikatorvärdet hos lunglav, *Lobaria pulmonaria*. Studien visar att lunglav kan indikera naturvärden på landskapsnivå men inte kontinuitet på beståndsnivå eftersom arten var positivt korrelerad till bestånd som utsatts för kraf-



Foto: Thomas Johansson

Brandskiktodyna, *Daldinia concentrica*, är en brandgynnad svamp som fungerar som indikatorart. Studier har visat att förekomst av arten till stor del överensstämmer med förekomst av brandgynnade insekter.

tiga störningar. Lunglav hade inga problem att kolonisera störda bestånd (Kalwij et al. 2005).

Mossor lämpliga indikatorer

Mossor har visat sig lämpliga som indikatorer på habitatkvalitet och effekt av buffertzoner mot vattendrag (Hylander et al. 2002). Få vetenskapliga studier utvärderar direkt olika svamparters värde som indikatorer på biologisk mångfald. (Wikars 2001) undersökte den brandgynnade brandskiktodynans (*Daldinia loculata*) värde som indikator på brandgynnade insekter och fann att förekomst av brandskiktodyna till stor del överensstämde med förekomst av ett flertal brandgynnade insekter. Andra försök att använda svampar som generella indikatorer på biologisk mångfald visar dock på motsatta resultat (Sverdrup-Thygesen 2001).

Både förekomst av vissa lavsläkter och förekomst av busk- och bladlavar kan vara lämpliga indikatorer på total diversitet och täthet av lavar. Busk- och bladlavar är bättre indikatorer än lavsläkten på grund av en mer stabil taxonomi samt att de är lätta att identifiera för icke-specialister. Dessutom finns svårigheter att upptäcka utdöenden om man arbetar med släkten (Bergamini et al. 2005). Inventering av makrolavar i kombination med miljövariabler kan också ge information om artrikedomen hos mikrolavar. För hotade mikrolavar saknas dock ett samband (Bergamini et al. 2007). Gustafsson et al. (2004) fann att förekomst av indikatorarter av mossor är korrelerat till artrikedomen av rödlistade mossor. Vanderpoorten et al. (2005) rapporterar också att total diversitet av arter med högt bevarandevärde är korrelerade.



Foto: Peter Tunander / Azob

Långskägglav, *Usnea longissima*

Lavar kan fungera som indikatorer på beståndstrukturer. Långskägglav är exempel på sådan indikator och växer i huvudsak på gran i gamla naturskogar. Den kräver hög och jämn fuktighet och är därför mycket känslig för uttorkning och vindpåverkan. För att inte fuktigheten på växtplatsen ska förändras behöver den ha minst 10 hektar sammanhängande skog, något som numera är sällsynt på grund av hyggen.



” I dag används först och främst förekomst av olika strukturer som döda träd, lågor, gamla träd samt landskapselement som raver, branter och surdrag som indikatorer på höga naturvärden.”

Vetenskapliga studier visar att stora döda träd och gamla träd är bland de viktigaste kännetecknen för skog med hög biologisk mångfald och anses ha hög potential som naturvärdesindikatorer.

KÄRLVÄXTER

Studier som utvärderar kärlväxternas värde som indikatorer på biologisk mångfald och naturvärden förekommer men resultaten är inte samstämmiga.

En studie visar att artsammansättningen av kärlväxter samvarierar med artsammansättningen hos flera andra icke-vedlevande artgrupper vilket indikerar att kärlväxter kan användas som indikatorer (Saetersdal et al. 2003). En annan studie visar att artrikedomen av kärlväxter också är en kostnads-effektiv indikator på total biologisk mångfald (Juutinen & Mönkkönen 2004).

Motsatta resultat redovisas av (Gustafsson 2000) som visar att kärlväxter är dåliga indikatorer på naturvärden i nyckelbiotoper. Kärlväxter kan ofta indikera markens näringsförhållanden men deras förekomst saknar samband med andra naturvärden som förekomst av död ved, gamla träd och arter knutna till dessa substrat.

Lövträd i boreal skog kan användas som indikatorer på biologisk mångfald eftersom många arter är knutna till lövträd (Ferris & Humphrey 1999). Artrikedomen av träd kan också vara en indikator på hög biologisk mångfald. Till exempel kan artrikedomen av träd användas som en indikator på artrikedomen av storsvampar eftersom varje trädart har artspecifika mykorrhizabildande storsvampar knutna till sig (Schmit et al. 2005).

I planterade talldominerade skogar i Tyskland fungerar förekomst av kortlivade lövträd som björk, rönn och brakved som indikatorer på hög diversitet av växter vilket kan vara användbart i restaureringen av dessa skogar (Kreyer & Zerbe 2006).



Foto: Pete Cairns / naturepl.com

” Studier som utvärderar kärlväxternas värde som indikatorer på biologisk mångfald och naturvärden förekommer men resultaten är inte samstämmiga.”

FÅGLAR

Fåglar utgör en välkänd och välstuderad artgrupp med välutvecklade inventeringsmetoder. Sambandet mellan fågelsamhällets artsammansättning och skogens sammansättning och struktur gör dem till värdefulla indikatorer på biologisk mångfald (Ferris & Humphrey 1999).

Hackspettar är särskilt viktiga som indikatorer på höga naturvärden i skog eftersom de är beroende av död ved; stora gamla träd att bygga bo i och tillgång på insekter som föda (Angelstam & Mikusinski 1994). I lövskog har mellanspett, *Dendrocopos medius*, och mindre hackspett, *Dendrocopos minor*, visat sig fungera bra som indikatorarter på fågeldiversitet. Artsamhället av fåglar är sammankopplade och mönstren är desamma över flera regioner (Mikusinski et al. 2001; Roberge & Angelstam 2006). Ett annat exempel på en fågelart som fungerar som indikatorart är stjärtmes, *Aegithalos caudatus*. Förekomst av stjärtmes, eller egentligen dess krav på habitat, indikerar ett fågelsamhälle (entita *Parus palustris*, blåmes *Parus caeruleus*, mindre hackspett) knutet till stort lövinslag (Jansson 1998). Fåglar (till exempel tretåig hackspett, *Picoides tridactylus*) har visat sig användbara som indikatorer på hållbart skogsbruk i Ontario. Olika arter används för olika skogstyper och beståndsåldrar (McLaren et al. 1998).

DÄGGDJUR

Stora däggdjur används ofta som paraplyarter med argumentet att om man lyckas bevara arter som utnyttjar stora arealer kommer man automatiskt att bevara många andra arter. Det saknas dock vetenskapliga belägg för att så skulle vara fallet och förekomsten av stora däggdjur är knappast kopplat till artrikedomen hos till exempel insekter (Ferris & Humphrey 1999). Däggdjur, bland andra snöskohare, *Lepus americanus*, mård, *Martes martes* och lodjur, *Lynx lynx*, föreslås som indikatorer på hållbart skogsbruk i Ontario. Olika arter fungerar som indikatorer beroende på skogstyp och beståndsålder. Arterna har valts ut genom ett hierarkiskt system med hänsyn taget till artens ekologi, inventeringseffektivitet och sociala aspekter (McLaren et al. 1998).

INSEKTER

Insekter anses ha hög potential som indikatorer på biologisk mångfald, främst på grund av den goda kunskapen om deras förhållanden till olika habitatparametrar. De är dessutom lätta att inventera genom standardiserade metoder och expertkunskap finns för många grupper (Ferris & Humphrey 1999). Artsammansättningen av insekter påverkas av tillgång och mångfald av habitat, störningsgrad och graden av fragmentering och isolering så insekter föreslås därför vara

Stora däggdjur, exempelvis lodjur, *Lynx lynx*, används ofta som paraplyarter med argumentet att om man lyckas bevara arter som utnyttjar stora arealer kommer man automatiskt att bevara många andra arter. Mård, *Martes martes*, föreslås som indikatorer på hållbart skogsbruk i Ontario, USA.



lämpliga indikatorer på biologisk mångfald (Maleque et al. 2006).

Studier av fjärilar visar att det finns samband mellan vissa grupper och mellan vanliga och ovanliga arter. Däremot saknas studier där enskilda arter direkt utvärderas med avseende på indikatorvärde. För fjärilar visade en studie ett samband mellan vanliga och ovanliga arter (Pearman & Weber 2007). Fjärilar föreslås därför vara en grupp där inventering av den totala artrikedomen kan ge information om utbredningen av ovanliga arter.



Björnsninnare, *Arctiidae*, fungerar som en indikator på artrikedomen av nattfjärilar.

Björnsninnare, *Arctiidae*, fungerar som en indikator på artrikedomen av nattfjärilar (Summerville et al. 2004). Däremot visar en studie att det saknas samband mellan diversitet av de närbesläktade grupperna dagfjärilar och nattfjärilar. Samma studie indikerar att habitatvariabler är bättre än otestade indikatorer av närbesläktade taxa (Ricketts et al. 2002).

Ett par studier utvärderar enskilda insekters värde som naturvärdesindikatorer. Den sextandade barkborren, *Pityogenes chalcographus*, indikerar kraftig mänsklig påverkan genom luftföroreningar och intensivt skogsbruk (Grodzki 1997). Ett annat exempel är läderbaggen, *Osmoderma eremita*, som indikerar bestånd med stor artrikedomen av skalbaggar i hålträd (Ranius 2002b).

Jordlöpare fungerade inte som indikatorer på biologisk mångfald i en studie i Vermont, USA. Det förklaras med att de flesta arter i studien var generalister och uppträdde i de flesta undersökta bestånden (Rycken et al. 1997). Däremot förändras artsammansättningen av jordlöpare och kortvingar som en effekt av kalhuggning; dessa grupper kan därför användas som indikatorer på skogsbruksintensitet (Pohl et al. 2007).

AKVATISKA ARTER

Akvatiska arter i sjöar och vattendrag används standardmässigt över stora delar hela världen för att bedöma och beskriva olika typer av antropogen påverkan (Rosenberg & Resh 1993). Artgrupper som används är frilevande alger (många grupper av växtplankton) eller fastsittande alger (kiselalger), makrofyter, insekter (fjädermyggor, med flera) och andra evertebrater (kräftdjur som *Gammarus sp.*, musslor) samt fisk. Bland insekter används ofta EPT-index, där E=Ephemeroptera (dagsländor), P=Plecoptera (bäcksländor), T= Trichoptera (nattsländor).

Många index och bedömningsgrunder för olika typer av påverkan har tagits fram, bland annat i den svenska vattenförvaltningen med koppling till EUs vattendirektiv (Naturvärdsverket 2007). Det finns också ett omfattande insamlat material av fisk från cirka 20 000 lokaler i Sverige (Svenskt elfiskeregister, www.fiskeriverket.se) och bottenfauna (dataläggas för närvarande av Artdatabanken) från cirka 20 000 lokaler i Sverige, som bland annat kan användas som underlag för bedömning av skogsbrukets påverkan på vattenmiljöer.

Tidserier kan relateras till ett förändrat landskapsutnyttjande som till exempel skogsbruk. Bottenfauna kan visa kvaliteter på omkringliggande landskap (Sandin & Johnson 2004). En studie i Karpaterna



Larv från fjädermygga, *Chironomus plumosus*. Fjädermygga är en av flera akvatiska arter som används för att bedöma antropogen påverkan.



Fjärilar föreslås vara en grupp där inventering av den totala artrikedomen kan ge information om ovanliga arter. På bilden, Skäckspinnare, *Endromis versicolora*, vars larver lever på lövträd, främst björk.

visade ett signifikant samband mellan bottenfauna och egenskaper (markslag/markanvändning) hos omkringliggande landskap (Törnblom 2008). I Sverige visade en studie på samband mellan olika skogstyper (lövskog/barrskog) och den taxonomiska sammansättningen hos bottenfauna i mindre bäckar (Setterberg 2009).

Flodpärlmussla är en bra indikator på opåverkade vatten. En studie av 111 vattendrag i Västernorrlands län visade bland annat att intakt skog längs musselvattendraget (50 meter på vardera sidan) generellt gav en

högre status, det vill säga ökad livskraft mätt som rekrytering, hos musselbeståndet än hyggen och annan brukad mark. Studien gav också tröskelvärden för vattenkvaliteten, till exempel pH, totalfosfor, grumlighet, och mängden värd fisk (öringtäthet) (Söderberg et al. 2008). Flodpärlmusslan kan sannolikt vara en bra landskapsindikator (markanvändning, naturgeografiska förhållanden, hydrologiska förhållanden).

SAMBAND MELLAN ARTGRUPPER

Nordén et al. (2007) fann ett positivt samband mellan antalet signalarter hos kryptogamer (vedsvampar, epifytiska och epixyliska lavar och mossor samt marklevande mossor) och den totala artrikedomen hos lavar och vedsvampar vilket visar att antalet signalarter är ett bra mått på den totala artrikedomen av kryptogamer. Signalarter ur dessa artgrupper föreslås vara användbara för att hitta värdefulla miljöer i det brukade skogslandskapet. Indikatorarter av svamp kan dock inte användas för att förutsäga artrikedomen av rödlistade skalbaggar (Sverdrup-Thygeson 2001).

En studie i boreal granskog visar att det finns få samband mellan artrikedomen hos kärlväxter, mossor, epifytiska lavar, vedsvampar och skalbaggar. Endast för lavar och kärlväxter fanns tydliga samband mellan förekomst (Jonsson & Jonsell 1999).

En annan studie visar positiva samband mellan artrikedomen av kärlväxter, bladmossor och levermossor. Förekomsten av makrolavar var inte korrelerad till någon av de andra grupperna. Resultaten förklaras av en positiv respons på ökad markfuktighet för kärlväxter, bladmossor och levermossor (Dynesius & Zinko 2006). Samband saknas också mellan diversitet av de närbesläktade grupperna dagfjärilar och nattfjärilar (Ricketts et al. 2002) samt mellan artrikedomen av fåglar, skalbaggar, tickor och kärlväxter (Similä et al. 2006).

Däremot kunde man hitta gruppvisa indikatorer; skogstyp var en bra indikator på artrikedomen hos kärlväxter och kvalitet och kvantitet av död ved indikerade artrikedomen av vedsvamp. Kvalitet av död ved är också en viktig variabel för att förutsäga förekomst och artrikedomen av rödlistade skalbaggar (Sverdrup-Thygeson 2001).

Det är inte tillräckligt att enbart använda växter som indikatorarter eftersom habitatkraven är olika om man jämför till exempel lavar (gammal skog viktigast) och stannfåglar (lövinslag viktigast). En kombination av indikatorarter är ett steg i rätt riktning för att utveckla ett pålitligt indikatorsystem (Uliczka & Angelstam 2000).

Det finns problem med att använda ovanliga arter som indikatorer. Fåglar, fjärilar och kärlväxter visade en positiv korrelation mellan vanliga arter i de tre grupperna, men mellan ovanliga arter saknades samband. Det fanns heller inget samband mellan vanliga och ovanliga arter inom varje grupp förutom för fjärilar. Fjärilar föreslås därför vara en grupp där inventering av den totala artrikedomen kan ge information om ovanliga arter (Pearman & Weber 2007).

I en test av vattenlevande indikatorarter (Degerman et al. 2004a) visas att en kombination av organismgrupperna fisk, bottenfauna och vattenknutna mossor hade ett större indikatorvärde än de enskilda artgrupperna var för sig.

Man har hittat indikatorer som fungerar gruppvis. Bland annat indikerar kvalitet och mängd av död ved artrikedomen av vedsvamp, samtidigt som kvaliteten på död ved är viktig för att förutsäga förekomst och artrikedomen av rödlistade skalbaggar. Död ved av asp kan alltså indikera förekomst av aspberoende svampar och skalbaggar.



Flodpärlmussla är en bra indikator på opåverkade vatten. En studie av 111 vattendrag i Västernorrlands län visade bland annat att intakt skog längs musselvattendraget (50 meter på vardera sidan) generellt gav en ökad livskraft mätt som rekrytering, hos musselbeståndet än hyggen och annan brukad mark.

SYNTES, SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER

Syftet med den här litteratursammanställningen var att besvara tre frågor:

1. Vilken betydelse har de olika typerna av generell hänsyn för biologisk mångfald?
2. Hur kan den generella hänsynen förbättras för att uppnå miljömålen i skogen med avseende på biologisk mångfald?
3. Finns det goda indikatorer på naturvärden som kan användas enskilt eller i kombination för att snabbt och effektivt bedöma naturvärden och utvärdera betydelsen av generell hänsyn?

På följande sidor följer en sammanfattning av våra slutsatser.



Vissa impediment skulle behöva ett starkare skydd (till exempel ej tillåtet att utföra några huggningar alls), medan andra inte behöver skyddas. Här ett myrimpediment med senvuxen tall.

GENERELLA HÄNSYN

IMPEDIMENT

Forskningen visar att samtidigt som många impediment inte tillför så mycket naturvärds kvalitet så är andra mycket värdefulla och ett viktigt komplement till de naturvärden som finns i omgivande skog. Gemensamt för många impediment är att de på grund av sin låga produktion har undantagits från modernt skogsbruk och därför kan innehålla gammelskogsstrukturer.

Impedimenten definieras dock utifrån skogliga termer (virkesproduktion) som inte är relevanta för naturvärden. Ett impediment kan innehålla höga naturvärden i form av strukturer eller substrat (till exempel död ved) även om produktionen är låg. Impedimenten kan också vara viktiga som tillfälliga habitat, till exempel för att arter ska överleva en hyggesfas, eller för spridning mellan olika biotoper (så kallad stepping stone). Men värdet beror på vilka kvaliteter som finns på impedimentet och hur naturvärdena är fördelade i landskapet. Därmed kan man inte klumpa ihop alla impediment och uttala sig generellt om deras betydelse. Vissa impediment skulle behöva ett starkare skydd (till exempel ej tillåtet att utföra några huggningar alls), medan andra inte behöver skyddas.

SLUTSATSER: Impediment är en skoglig term utan någon egentlig koppling till ett områdes naturvärden. Följdaktligen finns en mycket stor variation av naturvärden inom gruppen impediment. Definitionen är därför olämpligt i relation till frågor som rör biologisk mångfald och dessa bestånd bör värderas individuellt snarare än att klumpas ihop under en gemensam rubrik.

FÖRSLAG: Vi föreslår ett fortsatt skydd tills vidare och att huggningar ej tillåts innan naturvärden i individuella objekt värderats. I framtiden, när impedimentens status utvärderats borde det bli aktuellt med ett starkare skydd för vissa impediment (sumpskogar med mera) medan man kan vara mindre restriktiv på andra (tillåta skogsbruk under förutsättning att man kan förbygga skogen).

FORSKNINGSBEHOV: Det finns ett stort behov att utvärdera naturvärden i olika typer av impediment.

TRÄDSLAGSBLANDNING

Det finns en stor mängd exempel på att ett stort lövinslag samt förekomst av grova och gamla lövträd befrämjar biologisk mångfald i den boreala skogen. Forskningen visar också att äldre lövträd är viktigare än yngre. Det räcker alltså inte med att lövinslaget är stort i ungskogen. Lövträden måste tillåtas att åldras istället för att röjas eller gallras bort. Generell hänsyn som ökar lövinslaget och skapar/bevarar lövträd av hög kvalitet har stor betydelse för mångfalden. Forskningen ger dock inte några konkreta svar på frågan om hur stor lövandel som måste finnas i landskapet för att bevara mångfalden. Rådgivningsnivån eller lagnivån i SVL 30 § ger inte heller några konkreta riktlinjer för hur lövinslaget bör öka eller vilken nivå man bör sträva efter utan verkar vara utformade för att förhindra en fortsatt minskning. Här finns alltså ett behov både av riktade forskningsinsatser och tydligare riktlinjer i rådgivningsnivån och lagnivån.

SLUTSATSER: Det finns mycket starka indikationer på att en ökad lövandel är en viktig naturvärdsåtgärd.

FÖRSLAG: Det bör tas fram tydligare riktlinjer i rådgivnings och lagnivå som anpassas till regionala förhållanden.

FORSKNINGSBEHOV: Det finns ett stort behov av att utvärdera gränsvärden på bestånds och landskapsnivå som underlag för nya riktlinjer.

HÄNSYNSKRÄVANDE BIOTOPER

Även om många arter, framförallt av kärlväxter, klarar sig bra i den brukade skogen så är det helt klart att vissa arter/artgrupper är helt beroende av avsättningar med anpassad skötsel eller fri utveckling. För dessa är bevarande av hänsynskrävande biotoper av hög prioritet. Värdet av många små avsättningar i form av hänsynsytor inom den generella hänsynen istället för några större avsättningar i landskapet kan dock variera beroende på vilka krav arterna har som man vill bevara, och vilka kvaliteter som finns för övrigt i landskapet. Även om rödlistade arter förekommer på små avsättningar är det osäkert hur överlevnaden ser ut på sikt. Det är viktigt att man har ett dynamiskt synsätt när man tittar på värdet av hänsynsytor;



Det finns en stor mängd exempel på att ett stort lövinslag samt förekomst av grova och gamla lövträd befrämjar biologisk mångfald i den boreala skogen. Aspar lämnade på ett hygge kan växa till sig och på sikt bli värdefulla naturvärdesträd.



Dägräsfjäril är en rödlistad art som förekommer i bland annat Östergötland i halvöppna lövskogar med ek och hassel. Förekomsten och populationsstorleken är starkt kopplade till kronäckningen och är därför beroende av att bestånden hävdas genom gallring och bete.

SLUTSATSER: Avsättning av hänsynskrävande biotoper är en åtgärd där nyttan varierar beroende på vilka organismer man beaktar, hur landskapet ser ut och vilka kvaliteter som finns i det uppväxande beståndet. Det kan vara en viktig åtgärd för vissa arter men effekterna för biologisk mångfald på lång sikt är osäker och beror på områdets historik och framtida brukningsmetoder. Fragmenteringseffekter kan innebära att populationer försvinner på längre sikt om det omgivande landskapet saknar lämpliga habitat.

FÖRSLAG: Ambitionen bör vara att tydligare motivera avsättningarna utifrån vilka arter eller andra värden man har för avsikt att bevara. Skogsbruket i anslutning till hänsynsytor bör utformas utifrån detta syfte.

FORSKNINGSBEHOV: Det finns ett stort behov av långtidsstudier av populationsutveckling av hotade arter på hänsynsytor och andra avsättningar.

att naturvärdena är ett resultat av den lokala skogshistoriken, samt att dess framtida värde påverkas av marknyttjandet i det omgivande landskapet. Om den uppväxande skogen kommer att hysa naturvärds kvaliteter kan avsättningarna spela en roll för krävande arters överlevnad under hyggesfasen och avsättningarna blir då en spridningskälla till den nya skogen. Om den nya skogen blir en ren produktionsskog kan nyttan av små, isolerade avsättningar däremot ifrågasättas och då är större avsättningar troligen mera effektivt på lång sikt.

VÄXT- OCH DJURARTER

Litteraturgenomgången ger tydligt stöd för att vissa arter påverkas negativt av skogsbruk och kräver vissa anpassningar för att överleva samtidigt är hänsyn till växt- och djurarter den del i generell hänsyn där efterlevnaden är sämst. En orsak till detta är att bestånden sällan inventeras före en avverkning och även om man vet att det finns rödlistade arter är det inte säkert att man vet vilka krav arterna har. Skydd av arter sker istället oftast indirekt genom avsättningar och generella hänsyn med avseende på strukturer (död ved, hålträd med mera) och hänsynskrävande biotoper. För de flesta rödlistade arter räcker det inte med att spara enstaka objekt för att arterna ska överleva. Det handlar snarare om att bevara vissa miljöer. Det finns dock undantag. Ett exempel kan vara brist på boträd för fågelarter som inte bara födosöker i skogen. Dessa objekt täcks oftast in genom att träd, trädsmalningar och döda träd ska sparas.



Ekoxe, *Lucanus cervus*

SLUTSATS: Det kan vara svårt för markägaren att i praktiken ta hänsyn till alla växt- och djurarter, det vill säga rödlistade arter som finns i beståndet. Hänsynen kan dock vara viktiga för vissa rödlistade arter, där enstaka hänsyn kan ha mycket stor betydelse, till exempel hänsyn till boträd, iden med mera. Åtgärderna bör dock utformas och ses i ett större sammanhang, så att till exempel inte bara boträd sparas utan att miljön i övrigt också är lämplig för arten i fråga.

FÖRSLAG: Utforma tydligare riktlinjer för vilka arter och vilka hänsyn som avses. Vilka rödlistade arter täcks inte in av de övriga hänsynen som ska tas och exakt vilka faktorer är dessa arter beroende av. Även regionala variationer är viktiga att identifiera.

FORSKNINGSBEHOV: Grundläggande ekologisk forskning krävs för att öka kunskaperna om vilka faktorer som påverkar hotade arters överlevnad. Bättre kunskaper om tröskelvärden för begränsande faktorer hos rödlistade arter.



Foto: Thomas Öberg (skog), Olu Järnsten / WWF (eloxe, livskring)

” Det är helt klart att skyddszoner mot till exempel vatten har positiva effekter för bevarandet av arter som missgynnas av skogsbruk, åtminstone på kort sikt.”

SKYDDSZONER

Det är helt klart att skyddszoner mot till exempel vatten har positiva effekter för bevarandet av arter som missgynnas av skogsbruk, åtminstone på kort sikt. Det finns tydliga resultat som visar att för att bevara miljön i strömmande vatten behöver skyddszonerna vara minst 20 meter breda. Särskilt stor hänsyn måste tas där det finns betydande naturvärden eller där erosionsrisken är stor. Däremot saknas studier som utvärderar hur värdefulla skyddszonerna är som tillfälliga habitat och spridningskällor på lång sikt. Vid lämnande av skyddszoner kommer man också snabbt upp över toleransnivån på 2–10 % av virkesvärdet vilket troligtvis

För lavskrikan, *Perisoreus infaustus*, som är en utpräglad skogsart, kan en kantzon fungera som spridningskorridor då lavskrikan undviker att flyga över hyggen (till höger).

är en starkt bidragande orsak till att rådet att lämna skyddszoner inte efterlevs i många fall. Eftersom kantzonerna vid vattendrag spelar så stor roll för artbevarande, men är svårt att åstadkomma är det viktigt med rätt prioriteringar. Hur man prioriterar (till exempel var man avsätter kantzoner, hur breda de är eller hur de är utformade) kan variera beroende på topografi, naturlig störningsdynamik med mera.

SLUTSATS: Skyddszoner har ofta en positiv effekt på biologisk mångfald i terrestra såväl som akvatiska miljöer.

FÖRSLAG: Det finns ett behov av tydligare riktlinjer inte bara för hur breda skyddszonerna bör vara utan också var det är högsta prioritet att lämna skyddszoner.

FORSKNINGSBEHOV: Här finns ett stort forskningsbehov, framförallt att utvärdera effekter av skyddszoner på lite längre sikt, både med avseende på terrestra och akvatiska miljöer. Det finns också ett fortsatt behov av utvärdering av hur skyddszoner bör utformas och vilka habitat som bör prioriteras. Vidare behövs det forskning för att klarlägga hur stor del av ett vattendrag som behöver en ekologiskt funktionell kantzon innan vattendragets ekologiska integritet som helhet påverkas negativt?



Foto: Henrik von Steingk

Det är oomtvistat att död ved är en av de viktigaste komponenterna för biologisk mångfald i skogslandskapet, såväl på land som i vatten. Mängden död ved har ökat generellt under de senaste åren, och det är viktigt att ökningen fortsätter både i äldre skog och på hyggen.

TRÄD, TRÄDSAMLINGAR OCH DÖDA TRÄD

Det är oomtvistat att död ved är en av de viktigaste komponenterna för biologisk mångfald i skogslandskapet, såväl på land som i vatten. Att lämna död ved innebär en relativt låg kostnad för skogsbruket, men stor vinst för naturvärden (*Ranius & Kindvall 2006*). Mängden död ved har ökat generellt under de senaste åren, och det är viktigt att ökningen fortsätter både i äldre skog och på hyggen. Det finns dock inget krav enligt 30 § SVL att skapa död ved vid skogsbruksåtgärder. I många brukade bestånd är volymen död ved så låg att aktivt skapande av död ved är nödvändigt för att öka volymen.

Kvarlämnade träd kan bidra till ökad biologisk mångfald i brukad skog och kan fungera som lämpliga substrat och utgångspunkt för kolonisation samt bidra till långsiktig tillförsel av död ved, förutsatt att det finns källpopulationer närvarande i det omgivande landskapet. Solbelyst död ved, ett viktigt substrat för många vedlevande insekter, är underrepresenterat i Sveriges nyckelbiotoper (*Jönsson & Jonsson 2007*). Eftersom lämnad död ved på hyggen som regel blir solbelyst tills det nya beståndet växer upp, är detta ett exempel på hur den generella hänsynen kan fungera som komplement till nyckelbiotoperna.

Ofta är det bättre att lämna hänsynsytor, det vill säga grupper med träd, än enstaka träd, men vad som är bästa strategin varierar till viss del beroende på vilka artgrupper man

avser att bevara. Kvaliteten på de kvarlämnade träden är också av stor betydelse och gamla grova träd, hålträd och brandskadade träd bör prioriteras när man väljer vilka träd som ska sparas. I vissa fall kan arter klara sig under lång tid på enstaka kvarlämnade träd. Det gäller till exempel arter knutna till ek, sälg, rönn och asp. Dessa träd är alltid värdefullt att spara, även om det bara rör sig om enstaka individer. Om syftet är att bevara arter som kräver skoglig kontinuitet så gäller att ju fler träd man lämnar desto bättre. Vilket antal kvarlämnade träd man väljer borde styras av vilka arter man avser att bevara. Det finns inte något exempel på att ett 10-tal träd räcker för att bevara kontinuitetsarter.

SLUTSATS: Att lämna död ved är en av de åtgärder som ger stor naturvårdsnytta samtidigt som kostnaden är relativt låg. Att lämna gamla träd är troligen också betydelsefullt men effektiviteten av att lämna enstaka träd varierar. Om ambitionen är att alla skogliga arter ska överleva hyggesfasen måste många träd lämnas kvar (minst 25 %). Det är i så fall mer realistiskt att lämna träd med syftet att rörliga arter som gynnas av solexponering kan nyttja träden, medan övriga arter, som kräver trädkontinuitet och mer skuggiga förhållanden, bevaras genom ett nätverk av avsättningar.

FÖRSLAG: Döda träd ska alltid lämnas. Detsamma gäller gamla lövträd. Precis som när det gäller hänsynsbiotoper borde man variera antalet kvarlämnade levande träd och placeringen i landskapet beroende på vilka arter det är man ska ta hänsyn till. Tydligare riktlinjer bör utformas där det preciseras vilka träd och hur många träd som bör sparas och hur de sparade träden bör vara placerade. Detta bör anpassas till regionala förhållanden, naturvärden i landskapet och vilka arter som är särskilt hänsynskrävande i regionen. Dessutom krävs ett aktivt skapande av död ved i många områden.

FORSKNINGSBEHOV: Det finns ett starkt behov av bättre kunskap och riktlinjer om var i landskapet död ved gör mest nytta. Det finns också ett behov av att jämföra betydelsen av olika åtgärder till exempel att lämna döda träd kontra att skapa högstubbar.

HYGGEN

Den litteratur som finns visar på att andelen hyggen på landskapsnivå samt hyggenas bidrag till fragmentering och isolering av habitat har betydelse och innebär negativa konsekvenser för många arter. Däremot finns ingen studie som visar att storleken på enskilda hyggen har betydelse för den biologiska mångfalden. Arter knutna till sena successioner och kontinuitet kan inte överleva på hyggen, däremot utnyttjas substrat som skapas på hyggen av en fauna och flora som skiljer sig från den i slutna skog. Arter som är anpassade till tidig succession efter störning kan utnyttja hyggen om lämpligt substrat finns tillgängligt.

SLUTSATS: Även om trakthyggesbruk har negativ påverkan på många organismer så finns det inga studier som visar att hyggesstorleken i sig, inom de i dag vedertagna gränserna, påverkar biologisk mångfald. Däremot kan andelen hyggen på landskapsnivå påverka förekomst och spridning hos vissa arter. En viktigare fråga är snarare hur hyggena placeras i landskapet i förhållande till hänsynskrävande miljöer, till exempel om hyggena medför spridningsbarriärer eller negativa kanteffekter.

FÖRSLAG: Efterlevnaden av skogsvårdslagen är god när det gäller hyggeshänsyn och någon skärpning av tillsynen är därför inte nödvändig i dagsläget. Däremot är det angeläget att få fram metoder för strategier på landskapsnivå när det gäller hyggenas placering.

FORSKNINGSBEHOV: Det finns ett stort forskningsbehov med avseende på landskapsstrategier.

Timmerman, *Acanthocinus aedilis*



”Arter knutna till sena successioner och kontinuitet kan inte överleva på hyggen, däremot utnyttjas substrat som skapas på hyggen av en fauna och flora som skiljer sig från den i slutna skog.”

Foto: Ola Jennersten / WWF (Timmerman); Peter Robertz (hygge)

SKADOR PÅ MARK OCH I VATTEN

Det finns inga studier som direkt utvärderar hur generell hänsyn tagen för att förhindra skador på mark och i vatten, påverkar den biologiska mångfalden. Men när det gäller motsatsen det vill säga skogsåtgärder som påverkar mark och vatten, till exempel dikning, gödsling samt grot-uttag så finns studier som visar på en negativ miljöpåverkan. Det ger också indikationer på hur förändrade skogsbruksmetoder kan påverka mångfalden.

Uttag av ris och stubbar minskar heterogeniteten av habitat på hyggen vilket kan förväntas leda till att diversiteten av däggdjur och fåglar påverkas negativt. Forskning saknas om hur stor denna påverkan blir. Eftersom effekten av stubbskörd inte är känd för arter på lägre trofiska nivåer, som insekter och smågnagare, är det inte möjligt att bedöma vad effekten av stubbskörd kommer att bli för arter på högre trofiska nivåer.

SLUTSATS: Skador på mark och vatten har visat sig ha negativa effekter på mångfalden. Hur framtida uttag av grot och stubbar utformas kommer att få stor betydelse för mångfalden.

FÖRSLAG: det finns ett stort behovet av ett tydligare regelverk och metoder för uppföljning.

FORSKNINGSBEHOV: Vi behöver mer kunskaper om långsiktiga konsekvenser av markpåverkan samt hur hänsyn bör utformas för att minimera negativa effekter på biologisk mångfald.

SLUTSATSER GENERELL HÄNSYN

Det finns försvinnande få studier som utvärderar den relativa betydelsen av olika generella hänsyn och knapp någon som jämför de nuvarande hänsynen med utökade eller förändrade hänsyn. Det finns inte heller stöd för att enbart generell hänsyn enligt lagnivån kan bevara arter på lång sikt. Nivåerna är generellt för låga i förhållande till föreslagna tröskelvärden (*Angelstam & Andersson 2001; Carlson 2000; deJong et al. 2004; Jansson & Angelstam 1999; Penttilä et al. 2004*). Dessutom behövs områden som undantas från skogsbruk för att skydda hänsynskrävande arter.



Foto: Bert Christensen / Acob

Vi behöver mer kunskaper om långsiktiga konsekvenser av markpåverkan samt hur hänsyn bör utformas för att minimera negativa effekter på biologisk mångfald.

Det finns dock stöd för att alla de faktorer som tas upp i SVL 30 § är viktiga för den biologiska mångfalden, det vill säga hänsynsytor, detaljhänsyn i form av enstaka naturvårdsträd eller död ved, trädkorridorer, ökat lövinslag, speciella hänsyn till vissa djur- och växtarter med mera.

En tidigare litteratursammanställning om skogsbruk och biologisk mångfald föreslår en rad åtgärder som är nödvändiga för att bevara biologisk mångfald i skog. Åtgärderna är till stor del detsamma som den generella hänsynen enligt SVL men inga nivåer i form av minsta areal, mängd substrat med mera anges (*Lindenmayer et al. 2006*).

Litteraturgenomgången i denna rapport ger endast enstaka förslag på ytterligare substrat som är viktiga för mångfalden men som helt har missats i lagstiftningen som till exempel bränd ved och bränd skogsmark. Dessa substrat har utan tvekan mycket stor betydelse, och hänsyn till sådana substrat skulle kunna bestå i att man väntar några år innan man planterar brända hyggen med stora mängder död ved eller att man läm-

nar större mängder substrat efter naturliga bränder.

Det finns också ett antal faktorer som har betydelse men som man inte kommer åt med nuvarande lagstiftning. Exempel på faktorer som påverkar mångfalden, men som inte ingår i SVL 30 § är variation (i träddarter, ålder, luckighet med mera) fragmenteringsgrad, isolering av bestånd, och kontinuitet.



Foto: Ola Jennersten / WWF

Mosippa, *Pulsatilla vernalis*, är en sällsynt art som växer på tallhedar och är en av de arter som minskat med det moderna skogsbruket.

En viktig fråga är vilka nivåer som krävs för att kvarlämnade hänsyn ska ha betydelse. Enligt SVL ska den hänsyn lämnas som gör mest nytta för mångfalden. Hur mycket hänsyn som markägaren ska tåla har varit omdiskuterat och för närvarande räknar man med att markägaren ska tolerera 2–10 % av virkesvärdet. Den övre siffran, 10 %, gäller för avverkningar upp till 250 000 kronor. Omräknat till antal träd blir detta 12–60 träd (om man räknar på ett bestånd på 300 m³/hektar och att varje träd motsvarar 0,5 m³). I praktiken blir dock variationen stor eftersom volym och virkesvärde varierar mellan olika bestånd.

Att lämna 12–60 träd kan ha betydelse för en del störningsgynnade arter som kräver solexponering, för arter som sitter på ek och andra pionjärträd, eller för rovfågelbon. Det finns dock inget exempel på att arter som kräver trädkontinuitet och mer skuggiga förhållanden kan överleva med så få kvarlämnade träd oavsett om träden lämnas utspridda eller i grupp. Om en avverkning ligger under eller strax över lagnivån är därför ur naturvårdssynpunkt inte det mest intressanta, utan snarare hur rådgivningsnivån är utformad och i vilken mån markägarna följer råden.



Guckusko, *Cypripedium calceolus*

Foto: Oja-Järvenpää / WWF



”Eftersom stora delar av skogen i Skandinavien är påverkad av intensivt markutnyttjande som intensifierats de senaste 100 åren, är det av största vikt att restaurera naturvärden för att bevara skogens biologiska mångfald.”

Det är viktigt för den enskilde skogsägaren, men även för den totala effekten av generell hänsyn på biologisk mångfald, att man satsar på den naturvård som fungerar. Här kan det finnas ett behov av en prioriteringsordning för olika åtgärder för att tillse att de mest funktionella åtgärderna prioriteras.

Att lämna generell hänsyn där den gör mest nytta för mångfalden kan ibland vara svårt att åstadkomma eftersom hänsynen görs på beståndsnivå. Ibland kan det vara mer funktionellt att ta större hänsyn i ett bestånd och mindre i ett annat. Det finns inget entydigt svar på frågan hur den generella hänsynen bör fördelas på landskapsnivå för maximal ekologisk funktionalitet.

Vilken fördelning som är att föredra påverkas också av landskapets historia. En modelleringsstudie visar det bästa alternativet i ett landskap som tidigare inte varit påverkat av skogsbruk är att avsätta stora områden som reservat medan det i ett tidigare brukat landskap är mer effektivt att avsätta flera mindre ytor. Detta beror på att i det brukade landskapet är naturvärdena uppsplittrade i små ytor och om man väljer mindre områden har man chans att välja ut de ytor som har de högsta naturvärdena.

Att skapa död ved genom naturvårdsåtgärder i den brukade skogen var mindre effektivt än att sätta av skog som reservat för att minska utdöenderisken i landskapet. Eftersom det ofta är billigare att skapa substrat i den brukade skogen än att sätta av skog som reservat är det ändå svårt att avgöra vilken metod som är mest kostnadseffektiv (Ranius & Kindvall 2006).

FORSKNINGSBEHOV: Kunskap behövs om de delar av den generella hänsynen som inte är utvärderad alls, till exempel skogsbilvägar och hur markskador påverkar den biologiska mångfalden. Det saknas också direkta utvärderingar av de hänsynsnivåer som används i skogsbruket i dag samt kunskap om vilka effekter summan av olika slags hänsyn på landskapsnivå har på mångfalden över tid. Även om många studier påpekar värdet av naturhänsyn (död ved, evighetsträd) är det få studier som ger faktiska värden på hur mycket som behövs. Det saknas också studier om effekten av olika grader av hänsyn på populationsstorlekar av enskilda arter. De studier som finns jämför olika substrat eller skogstyper. För att svara på dessa frågor behövs storskaliga studier där intensivt brukade landskap jämförs med brukande av olika intensitet. Exempel på sådana studier finns från många andra länder, till exempel USA, Kanada, Australien och Finland men inte från Sverige. Det behövs också mer kunskap om hur styrmedel för strategier på landskapsnivå kan utvecklas.

Det finns ett stort behov av att vetenskapligt studera hur olika hänsyn (kantzoner, markskador, tillförsel av död ved etc.) bidrar till att skydda vattenmiljöer (vattendrag, sjöar, våtmarker, källor) i ett avrinningsområdesperspektiv.

KOMPLEMENT TILL GENERELL HÄNSYN

Eftersom stora delar av skogen i Skandinavien är påverkad av intensivt markutnyttjande som intensifierats de senaste 100 åren (Linder & Östlund 1998; Nilsson 1997) är det av största vikt att restaurera naturvärden för att bevara skogens biologiska mångfald (Esseen et al. 1992; Granström 2001; Kouki et al. 2001; Siitonen 2001). Miljömålen kommer inte att uppnås utan omfattande restaureringsåtgärder (Angelstam et al. 2007, Skogs-*vårdstyrelsen* 2007). Detta är särskilt viktigt med tanke på att det annars kan ta upp till 300 år av naturlig succession att erhålla naturskogskaraktärer som flerskiktning och kontinuitet av död ved av olika nedbrytningsstadier (Linder et al. 1997; Ohlson et al. 1997). Utarmningen av skogslandskapet är en pågående process.

Ett flertal studier visar att äldre brukade skogar som tidigare plockhuggits men som ännu ej är kalavverkade kan utgöra habitat för många arter som hotas eller missgynnas av skogsbruk (Gibb et al. 2006b; Gustafsson et al. 2003; Johansson et al. 2007). När dessa skogar huggs ner riskerar därför betydande naturvärden att försvinna (Hjältén 2007a; b).

För att uppnå miljömålet att alla i Sverige naturligt förekommande arter ska bevaras är det nödvändigt att snabbt vända trenden med fortsatt utarmning av skogslandskapet. För att bevara den biologiska mångfalden som förekommer i gamla brukade skogar behöver särskilt värdefulla bestånd avsättas som reservat medan andra kan brukas med alternativa metoder, till exempel kontinuitetsskogsbruk, och förstärkt hänsyn.

Skogsbruket bör anpassas så att skog i alla successionsstadier förekommer i landskapet eftersom artsammansättningen av däggdjur, fåglar, lavar och mossor förändras under successionen (Bosakowski 1997; Boudreault et al. 2002; Boudreault et al. 2000; Fisher & Wilkinson 2005). Särskilt viktigt är det att öka förekomsten av äldre bestånd, till exempel genom förlängda rotationsperioder.

Forskning om restaurering av boreala ekosystem är fortfarande i sin linda (Kuuluvainen et al. 2002; Niemelä 1997; Rydgren et al. 1998) men olika system för att använda naturliga störningsregimer i utvecklandet av ett hållbart skogsbruk har föreslagits (Angelstam 1998; Fries et al. 1997; Nordlind & Östlund 2003) och kan betraktas som restaurering i ett vidare perspektiv. Studier som testar direkta restaureringsmetoder visar att det är möjligt att skapa strukturer som är typiska för den tidiga successionen (död



Foto: Henrik von Shering



Foto: Henrik von Shering

ved, branddödade träd) efter naturliga störningar även om man skördar en del av volymen (Lilja et al. 2005; Vanha-Majamaa et al. 2007). För att bevara diversitet av växter bör skogen brukas så att en mångfald av habitat skapas i tid och rum. Förlängda rotationsperioder behövs för att behålla arter som tar

Restaurering av produktionsskogar genom att till-ska död ved är ett sätt att påskynda den naturliga processen. Mer död ved i skogarna kan på sikt gynna rosentickan, en art som lever på grannlågor i äldre skog.

lång tid på sig att återetablera efter störning (Halpern & Spies 1995). Fortfarande saknas dock studier på de långsiktiga effekterna av sådana åtgärder på biologisk mångfald.

I ett brukat landskap är det viktigt att spara de kvaliteter som finns samt se till att det finns spridningsvägar och substrat tillgängliga för kolonisering i omgivande bestånd. I många områden är det inte tillräckligt att bara spara de naturvärden som finns utan man behöver också skapa naturvärden genom restaurering. Det är summan av all hänsyn på landskapsnivå som är viktig för bevarandet av biologisk mångfald – inte detaljerna var för sig. En större flexibilitet där hänsyn tas till summan av hänsynen på landskapsnivå istället för hänsynen i enskilda bestånd skulle troligtvis kunna generera bättre naturvård – både ekonomiskt och ekologiskt. Mer kunskap behövs om vad och var man ska restaurera för att få bäst effekt för artbevarande. Detta blir än mer aktuellt i och med att stubbrytning och intensivodling kan komma att introduceras i större skala.

NATURVÄRDESINDIKATORER

STRUKTURER

Strukturer är lätta att identifiera och kvantifiera vilket gör att inventeringar av naturvärden kan genomföras på förhållandevis kort tid jämfört med om arter också ska inventeras. Förekomst av lämpligt substrat behöver dock inte betyda förekomst av arter knutna till det aktuella substratet. Områdets historik samt arternas populationsdynamik spelar också in.

Flera studier visar att det finns samband mellan förekomst av strukturer och biologisk mångfald och det är uppenbart att substratbrist är ett hot mot många arter i den boreala skogen och att strukturerna är en förutsättning för dessa arters existens.

Rik förekomst av viktiga strukturer ger möjlighet till fler arter att finnas i ett bestånd och strukturer kan därför ses som effektiva indikatorer på mångfald av arter.

SVAMPAR, LAVAR OCH MOSSOR

Flera arter av svampar, lavar och mossor har höga substratkrav och kan därmed fungera som indikatorer på substrat- och habitatkvalitet. Deras betydelse som kontinuitetsindikatorer är dock mer oklar och behöver utvärderas noggrannare.

En studie visar samband mellan en svampart och diversitet av insekter knutna till brand (Wikars 2001).

I kombination med förekomst av strukturer kan svampar och lavar fungera som indikatorer på höga naturvärden. Vid tolkningen av inventeringsresultat är det viktigt att ha i åtanke att både mossor och lavar indikerar artrikedom inom taxa och inte total artrikedom eller artrikedom av andra artgrupper.

KÄRLVÄXTER

Kärlväxter kan fungera som indikatorer på biologisk mångfald i vissa fall men för att få ett bra mått på naturvärde räcker det inte att bara inventera kärlväxter. Det saknas samband mellan förekomst av kärlväxter och viktiga strukturer vilket betyder att andra artgrupper också måste ingå vid bedömningen av naturvärde för ett bestånd.

FÅGLAR

Fåglar kan fungera bra som indikatorer på höga naturvärden på landskapsnivå tack vare deras välkända habitatkrav. Vissa fågelarters (hackspettar, stjärtmes) indikatorvärde har undersökts i vetenskapliga studier och det har visat sig att förekomst av vissa arter indikerar förekomst av en grupp andra arter (till exempel stjärtmes indikerar förekomst av samhällen bestående av entita, blåmes och mindre hackspett).

INSEKTER

Den litteratur som finns visar att insekter har stor potential som indikatorer på naturvärden. Det är dock få arter som är direkt utvärderade med avseende på indikatorvärde. Många insekter lämnar dessutom artspecifika och identifierbara spår som är synliga långt efter att insekterna i fråga lämnat substratet (Ehnström & Axelsson 2002). Dessa spår skulle också kunna fungera som naturvärdesindikatorer.

SAMBAND MELLAN ARTGRUPPER

Litteratursökningen visar att det är svårt att hitta samband mellan artrikedom hos olika organismgrupper och att indikatorarter oftast endast kan användas för att indikera artrikedom inom taxa eller förekomst av lämpligt substrat för den aktuella arten/artgruppen.

SLUTSATSER NATURVÄRDESINDIKATORER

Resultatet av litteraturstudien visar att indikatorarter potentiellt kan fungera för att identifiera bestånd och landskap med höga naturvärden men få arter har vetenskapligt utvärderade med avseende på indikatorvärde. Tabell 4 sammanfattar de arter som utvärderats samt vad de indikerar. Det är också viktigt att vara noggrann med vilka slutsatser man drar utifrån förekomsten av en indikatorart (Carignan & Villard 2002). De flesta indikatorarter indikerar artrikedom inom

Tabell 4. Exempel på arter som vetenskapligt utvärderats med avseende på indikatorvärde samt vad de indikerar.

INDIKATORART	INDIKERAR	REFERENSER
■ Mindre hackspett <i>Dendrocopos minor</i>	Artrikedom av stannfåglar i lövskog	(Roberge & Angelstam 2006)
■ Mellanspett <i>Dendrocopos medius</i>	Artrikedom av stannfåglar i lövskog	(Roberge & Angelstam 2006)
■ Stjärtmes <i>Aegithalos caudatus</i>	Fågelsamhälle (entita, blåmes, mindre hackspett) knutet till högt lövinslag	(Jansson 1998)
■ Tretåig hackspett <i>Picoides tridactylus</i>	Artrikedom av fåglar i barrskog	(Roberge & Angelstam 2006)
■ Artrikedom av hackspettar	Artrikedom av skogslevande fåglar	(Mikusinski et al. 2001)
■ Brandskikttdyna <i>Daldinia loculata</i>	Artrikedom av brandgynnade insekter	(Wikars 2001)
■ Pityogenes chalcographus	Mänsklig påverkan	(Grodzki 1997)
■ Död ved	Diversitet av saproxiliska arter	(Juutinen et al. 2006)
■ Lunglav <i>Lobaria pulmonaria</i>	Naturvärden i landskapet men INTE kontinuitet på beståndsnivå	(Kalwij et al. 2005)
■ Lövträd	Artrikedom av växter, fåglar	(Ferris & Humphrey 1999; Kreyer & Zerbe 2006)
■ Artrikedom av träd	Artrikedom av storsvampar	(Schmit et al. 2005)
■ Läderbagge <i>Osmoderma eremita</i>	Artrikedom av skalbaggar i hålträd	(Ranius 2002b)

sin egen organismgrupp men korrelationer med andra organismgrupper är ofta svår att hitta. En utvärdering av 178 potentiella indikatorarter från sex artgrupper (mossor på rikbark, lavar på rikbark, hänglavar på barrträd, mossor på sten, mossor på död barrved, tickor och död ved) visade att endast 2 arter (mossorna *Amphidium mougeotti* och *Cynodontium polycarpon*, fungerade som indikatorer på artrikedom inom alla tre studerade områden (Saetersdal et al. 2005).

Monitoring och inventering bör baseras på faktorer som tillsammans utgör viktiga habitat för ett flertal organismgrupper. Om indikatorarter ska användas bör dessa komma från flera olika organismgrupper (Jonsen & Jonsell 1999). Ett sätt är att identifiera två till tre indikatorer på artsammansättning (arter eller artgrupper) som är relevanta för den aktuella skogstypen och knutna till förekomst av andra arter samt två eller tre strukturella indikatorer, till exempel död ved och gamla träd, vilka fungerar som indikatorer på generell artrikedom eller diversitet (Ferris & Humphrey 1999).

Juutinen et al. (2006) föreslår död ved och kärlväxter som en lämplig kombination av kostnadseffektiva och ekologiskt representativa indikatorarter. Dock poängteras vikten av att undersöka hur denna kombination fungerar i olika habitat och regioner eftersom det förekommer stor variation i hur artgrupper korrelerar till varandra, se till exempel (Berglund & Jonsson 2001; Jonsen & Jonsell 1999). För att få ett bra mått på det sammanlagda naturvärdet i ett bestånd rekommenderar vi alltså att man använder en kombination av indikatorarter från olika organismgrupper. En sådan kombination skulle kunna vara strukturer, arter och beståndshistorik.

För att indikatorarter på höga naturvärden ska vara användbara för alla skogsägare krävs ett artsystem med få, känsliga arter som är lätta att känna igen samt utbildning av skogsägare i artkunskap. Högre artkunskap och skoglig utbildning är kopplat till en mer positiv inställning till naturvård (Uliczka et al. 2003).

Valet av indikatorart kan ha stora effekter på hur naturvårdsåtgärder blir utformade och hur effektiva de blir (Eiswerth &



Förekomst av stjärtmes, *Aegithalos caudatus*, indikerar förekomst av samhällen bestående av entita, blåmes och mindre hackspett.

Vår generella slutsats är alltså att indikatorarter kan vara användbara verktyg för att identifiera bestånd med höga naturvärden men att olika artgrupper sällan indikerar varandra. För att dra korrekta slutsatser behöver man använda en kombination av indikatorer från olika artgrupper tillsammans med strukturer och beståndshistorik. De indikatorer som används måste också vara utvärderade i den region de ska användas i eftersom indikatorvärdet kan variera mellan regioner.

FORSKNINGSBEHOV: Utvärderade förslag på lämpliga kombinationer av arter för att indikera biologisk mångfald saknas. Många studier utvärderar artrikedom av en grupp mot artrikedom av en annan grupp. Det finns ett behov av studier som utvärderar specifikt vissa arter som indikatorer på mångfald inom en artgrupp eller totalt.



” Flera arter av svampar, lavar och mossor har höga substratkrav och kan därmed fungera som indikatorer på substrat- och habitatkvalitet.”

Foto: Johnny de Jong (B&B)

Ahnlund, H. & Lindhe, A. (1992) Hotade vedinsekter i barrskogslandskapet - några synpunkter utifrån studier av sömrländska brandfält, hållmarker och hyggen. Entomologisk tidskrift 113:13-22

Angelstam, P. (1998) Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. Journal of vegetation science 9:593-602

Angelstam, P. & Andersson, L. (2001) Estimates of the Needs for Forest Reserves in Sweden. Scandinavian Journal of Forest Research:38-51

Angelstam, P. & Mikusinski, G. (1994) Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest - a review. Annales Zoologici Fennici 31:157-172

Anonym. (1994) Skogsvårdslagen 1993:553, Handbok. Skogsstyrelsen, Jönköping

Anonym. (2009) Svensk FSC-standard för certifiering av skogsbruk. Forest Stewardship Council A. C. - in press

Anonym. (2008a) Naturvärdesbedömning. http://www.ssc-forestry.com/skogsbiologerna/default.asp. 2008-11-27

Anonym. (2008b) Proposition 2007/08:108: En skogspolitik i takt med tiden.

Ask, P. & Nilsson, S.G. (2004) Stand characteristics in colour-infrared aerial photographs as indicators of epiphytic lichens. Biodiversity and Conservation 13:529-542

Attwill, P.M. (1994) The disturbance dynamics of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. Forest Ecology and Management 63:247-300

Axelsson, A.-L. & Östlund, L. (2001) Retrospective gap analysis in a Swedish boreal forest landscape using historical data. Forest Ecology and Management 147:109-122

Baldwin, L.K. & Bradfield, G.E. (2005) Bryophyte community differences between edge and interior environments in temperate rain-forest fragments of coastal British Columbia. Canadian Journal of Forest Research 35:580-592

Barbaro, L., Pontcharraud, L., Vetillard, F., Guyon, D. & Jactel, H. (2005) Comparative responses of bird, carabid, and spider assemblages to stand and landscape diversity in maritime pine plantation forests. Ecoscience 12:110-121

Battigelli, J.P., Spence, J.R., Langor, D.W. & Berch, S.M. (2004) Short-term impact of forest soil compaction and organic matter removal on soil mesofauna density and oribatid mite diversity. Canadian Journal of Forest Research 34:1136-1149

Bayne, E.M., Hobson, K.A. & Fargey, P. (1997) Predation on artificial nests in relation to forest type: Contrasting the use of quail and plasticine eggs. Ecography 20:233-239

Berg, A., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. & Weslien, J. (1994a) Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests - Distribution and habitat associations. Conservation Biology 8:718-731

Berg, Å. (1997) Diversity and abundance of birds in relation to forest fragmentation, habitat quality and heterogeneity. Bird Study 44:355-366

Berg, Å., Ehnström, B., Gustavsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. & Weslien, J. (1994b) Threatened plant, animal and fungus species in Swedish forests: Distribution and habitat associations. Conservation Biology 8:718-731

Bergamini, A., Scheidegger, C., Stofer, S., Carvalho, P., Davey, S., Dietrich, M., Dubs, F., Farkas, E., Groner, U., Karkkainen, K., Keller, C., Lokos, L., Lommi, S., Maguas, C., Mitchell, R., Pinho, P., Rico, V.J., Aragon, G., Truscott, A.M., Wolseley, P. & Watt, A. (2005) Performance of macrolichens and lichen genera

as indicators of lichen species richness and composition. Conservation Biology 19:1051-1062

Bergamini, A., Stofer, S., Bolliger, J. & Scheidegger, C. (2007) Evaluating macrolichens and environmental variables as predictors of the diversity of epiphytic microlichens. Lichenologist 39:475-489

Berger, A.L. & Puettmann, K.J. (2000) Overstorey composition and stand structure influence herbaceous plant diversity in the mixed aspen forest of northern Minnesota. American Midland Naturalist 143:111-125

Berglund, H. & Jonsson, B.G. (2001) Predictability of plant and fungal species richness of old-growth boreal forest islands. Journal of Vegetation Science 12:857-866

Bergquist, B. (1999) Påverkan och skyddszoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet. Fiske-rikerket

Bleckert, S. (2007) Naturvärdesbedömning, naturvärdesinventering och naturvårdsbeskrivning. Sveaskog, Kalix

Bosakowski, T. (1997) Breeding bird abundance and habitat relationships on a private industrial forest in the western Washington Cascades. Northwest Science 71:87-96

Boudreault, C., Bergeron, Y., Gauthier, S., Drapeau, P. (2002) Bryophyte and lichen communities in mature to old-growth stands in eastern boreal forests of Canada. Canadian Journal of Forest Research 32:1080-1093

Boudreault, C., Gauthier, S. & Bergeron, Y. (2000) Epiphytic lichens and bryophytes on Populus tremuloides along a chronosequence in the southwestern boreal forest of Quebec, Canada. Bryologist 103:725-738

Buddle, C.M., Spence, J.R. & Langor, D.W. (2000) Succession of boreal forest spider assemblages following wildfire and harvesting. Ecography 23:424-436

Carignan, V. & Villard, M.A. (2002) Selecting indicator species to monitor ecological integrity: A review. Environmental Monitoring and Assessment 78:45-61

Carlson, A. (2000) The effect of habitat loss on a deciduous forest specialist species: the Whitebacked Woodpecker (Dendrocopos leucotos). Forest Ecology and Management 131:215-221

Cederberg, B., Ehnström, B., Gärdenfors, U., Hallingbäck, T., Ingelög, T., Tjernberg, M. (1997) De trådbärande impedimentens betydelse för rödlistade arter. Artdatabankens rapporter 1. Artdatabanken, SLU, Uppsala

Charron, I. & Johnson, A.E. (2006) The importance of fires and floods on tree ages along mountainous gravel-bed streams. Ecological Applications 16:1757-1770

Chipman, S.J. & Johnson, E.A. (2002) Understorey vascular plant species diversity in the mixedwood boreal forest of western Canada. Ecological Applications 12:588-601

Clark, D.F., Kneeshaw, D.D., Burton, P.J. & Antos, J.A. (1998) Coarse woody debris in sub-boreal spruce forests of west-central British Columbia. Canadian Journal of Forest Research 28:284-290

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

Constible, J.M., Gregory, P.T. & Anholt, B.R. (2001) Patterns of distribution, relative abundance, and micro-habitat use of anurans in a boreal landscape influenced by fire and timber harvest. Ecoscience 8:462-470

Dahlberg, A., Schimmel, J., Taylor, A.F.S. & Johannesson, H. (2001) Post-fire legacy of ectomycorrhizal fungal communities in the Swedish boreal forest in relation to fire severity and logging intensity. Biological Conservation 100:151-161

Dahlström, N. (2005) Function and dynamics of woody debris in boreal forest streams. In, vol. PhD. Mittuniversitetet, Sundsvall, p 21

Dahlström, N. & Nilsson, C. (2006) The dynamics of coarse woody debris in boreal Swedish forests are similar between stream channels and adjacent riparian forests. Canadian Journal of Forest Research 36:1139-1148

de Jong, J. (1995) Habitat use and species richness of bats in a patchy landscape. Acta Theriologica 40:237-248

de Jong, J. & Ahlén, I. (1991) Factors affecting the distribution pattern of bats in Uppland, Central Sweden. Holarctic Ecology 14:92-96

de Jong, J., Dahlberg, A., & Stokland, J.N. (2004) Död ved i skogen: Hur mycket behövs för att bevara den biologiska mångfalden? Svensk Botanisk Tidskrift 98:278-297

de Jong, J., Larsson-Stern, M. & Liedholm, H. (1999) Grönare skog. Skogsstyrelsens förlag, Jönköping

Degerman, E., Henrikson, L., Lingdell, P.-E. & Weibull, H. (2004a) Indikatorer på naturvärde i skogsvattendrag - mossor, bottenfauna, fisk och biotopegenskaper. WWF, Stockholm

Degerman, E., Sers, B., Törnblom, J. & Angelstam, P. (2004b) Large woody debris and brown trout in small forest streams - towards targets for assessment and management of riparian landscapes. Ecological Bulletins 51:233-239

de Jong, J., Dahlberg, A. & Stokland, J.N. (2004) Död ved i skogen: Hur mycket behövs för att bevara den biologiska mångfalden? Svensk Botanisk Tidskrift 98:278-297

Donald, P.F., Fuller, R.J., Evans, A.D. & Gough, S.J. (1998) Effects of forest management and grazing on breeding bird communities in plantations of broadleaved and coniferous trees in western England. Biological Conservation 85:183-197

Dumortier, M., Butaye, J., Jacquemyn, H., Van Camp, N., Lust, N. & Hermy, M. (2002) Predicting vascular plant species richness of fragmented forests in agricultural landscapes in central Belgium. Forest Ecology and Management 158:85-102

Dynesius, M. & Hylander, K. (2007) Resilience of bryophyte communities to clear-cutting of boreal stream-side forests. Biological Conservation 135:423-434

Dynesius, M. & Zinko, U. (2006) Species richness correlations among primary producers in boreal forests. Diversity and Distributions 12:703-713

Easton, W.E. & Martin, K. (1998) The effect of vegetation management on breeding bird communities in British Columbia. Ecological Applications 8:1092-1103

Edman, M., Eriksson, A.M. & Villard, M.A. (2008) Effects of selection cutting on the abundance and fertility of indicator lichens Lobaria pulmonaria and Lobaria quercizans. Journal of Applied Ecology 45:26-33

Edman, M., Gustafsson, M., Stenlid, J. & Ericson, L. (2004) Abundance and viability of fungal spores along a forestry gradient - responses to habitat loss and isolation? Oikos 104:35-42

Egnell, G., Hyvönen, R., Högbom, L., Johansson, T., Lundmark, T., Olsson, B., Ring, E. & von Sydow, F. (2007) Miljökonsekvenser av stubbskörd - en sammanställning av kunskap och kunskapsbehov. 2007:40. Statens Energimyndighet, Stockholm

Ehnström, B. & Axelsson, R. (2002) Insektsnag i bark och ved, 1st edn. Artdatabanken, SLU, Uppsala, Sweden

Eiswerth, M.E. & Haney, J.C. (2001) Maximizing conserved biodiversity: why ecosystem indicators and thresholds matter. Ecological Economics 38:259-274

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

Elmberg, J. & Edenius, L. (1999) Abundance patterns in bird communities in old boreal forest in relation to stand structure and local habitat configuration. Ornis Fennica 76:123- 133

Engelmark, O. & Hytteborn, H. (1999) Coniferous forests. Acta Phytogeographica Suecica 84:55-74

Eriksson, O. & Raunistola, T. (1993) Impact of forest fertilisers on winter pastures of semi-domesticated reindeer. Rangifer 13:203-214

Eriksson, T. & Näslund, I. (2002) Improving freshwater stream habitats: Importance of instream structures and large woody debris - Sweden. Kungliga Skogs- och Lantbruksakademiens tidskrift 141:77-82

Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. (1992) Boreal forests - the focal habitats of Fennoscandia. In: Hansson L (ed) Ecological principles of nature conservation. Elsevier Applied Science, London, pp 252-325

Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. (1997) Boreal forests. Ecological Bulletins 46:16-47

Ewins, P.J. (1997) Osprey (Pandion haliaetus) populations in forested areas of North America: Changes, their causes and management recommendations. Journal of Raptor Research 31:138-150

Ferris, R. & Humphrey, J.W. (1999) A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. Forestry 72:313-328

Fisher, J.T. & Wilkinson, L. (2005) The response of mammals to forest fire and timber harvest in the North American boreal forest. Mammal Review 35:51-81

Franc, N., Götmark, F., Ökland, B., Norden, B. & Paltto, H. (2007) Factors and scales potentially important for saproxylic beetles in temperate mixed oak forest. Biological Conservation 135:86-98

Franklin, J.F., Berg, D.R., Thornburgh, D.A. & Tappeiner, J.C. (1997) Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: Variable retention harvest systems. In: Kohm KA, Franklin JF (eds) Creating a forestry for the 21st century: the science of ecosystem management. Island Press, Washington DC, pp 111-139

Fransson, P.M.A., Taylor, A.F.S. & Finlay, R.D. (2000) Effects of continuous optimal fertilization on belowground ectomycorrhizal community structure in a Norway spruce forest. Tree physiology 20:599-606

Fridman, J. (1999) Skog i reservat - beräkningar från riksskogstaxeringen. Fakta Skog 1999:1-4

Fridman, J. & Walheim, M. (2000) Amount, structure and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. Forest Ecology and Management 131:23-36

Fries, C., Johansson, O., Pettersson, B. & Simonsson, P. (1997) Silvicultural models to maintain and restore natural stands structures in Swedish boreal forests. Forest ecology and management 94:89-103

Gibb, H., Ball, J.P., Johansson, T., Atlegrim, O., Hjäältén, J. & Danell, K. (2005) The effects of management on coarse woody debris volume and quality in boreal forests in northern Sweden. Scandinavian Journal of Forest Research 20:213-222

Gibb, H., Hilszczanski, J., Hjäältén, J., Danell, K., Ball, J.P., Pettersson, R.B. & Alinvi, O. (2008) Responses of parasitoids to saproxylic host and habitat: a multiscale study using experimental logs. Oecologia 155:63-74

Gibb, H., Hjäältén, J., Ball, J.P., Atlegrim, O., Pettersson, R.B., Hilszczanski, J., Johansson, T. & Danell, K. (2006a) Effects of landscape composition and substrate availability on saproxylic beetles in boreal forests: a study using experimental logs for monitoring assemblages. Ecography 29:191-204

Gibb, H., Pettersson, R.B., Hjäältén, J., Hilszczanski, J., Ball, J.P., Johansson, T., Atlegrim, O. & Danell, K. (2006b) Conservation-oriented forestry and early successional saproxylic beetles: Responses of functional groups to manipulated dead wood substrates. Biological Conservation 129:437-450

Girard, C., Darveau, M., Savard, J.P.L. & Huot, J. (2004) Are temperate mixedwood forests perceived by birds as a distinct forest type? Canadian Journal of Forest Research 34:1895-1907

Granström, A. (2001) Fire management for biodiversity in the European boreal forest. Scandinavian Journal of forest research supplement 3:62-69

Greenberg, C.H. (2001) Response of reptile and amphibian communities to canopy gaps created by wind disturbance in the southern Appalachians. Forest Ecology and Management 148:135-144

Grodzki, W. (1997) Pityogenes chalcographus (Coleoptera, Scolytidae) - An indicator of man-made changes in Norway spruce stands. Biologia 52:217-220

Grove, S.J. (2002) Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. Annual Review of Ecology and Systematics 33:1-23

Gustafsson, L. (2000) Red-listed species and indicators: vascular plants in woodland key habitats and surrounding production forests in Sweden. Biological Conservation 92:35-43

Gustafsson, L., Appelgren, L., Jonsson, F., Nordin, U. & Weslien, J.-O. (2003) High occurrence of red-listed bryophytes and lichens in mature managed forests in boreal Sweden. Basic and Applied Ecology 5:123-129

Gustafsson, L., de Jong, J. & Norén, M. (1999) Evaluation of Swedish woodland key habitats using red-listed bryophytes and lichens. Biodiversity and Conservation 8:1101-1114

Gustafsson, L., Fiskesjö, A., Hallingbäck, T., Ingelög, T. & Pettersson, B. (1992a) Seminalar deciduous broad-leaved woods in southern Sweden: habitat factors of importance to some bryophyte species. Biological Conservation 59:175-181

Gustafsson, L., Fiskesjö, A., Ingelög, T., Pettersson, B. & Thor, G. (1992b) Factors of importance to some lichen species of deciduous broad-leaved woods in southern Sweden. Lichenologist 24:255-266

Gustafsson, L., Hylander, K. & Jacobson, C. (2004) Uncommon bryophytes in Swedish forests - key habitats and production forests compared. Forest Ecology and Management 194:11-22

Gärdenfors, U. (2000) Rödlistade arter i Sverige 2000 - The 2000 redlist of Swedish species. Artdatabanken, Uppsala, Sweden

Halpern, C.B., McKenzie, D., Evans, S.A. & Maguire, D.A. (2005) Initial responses of forest understoreys to varying levels and patterns of green-tree retention. Ecological Applications 15:175-195

Halpern, C.B. & Spies, T.A. (1995) Plant-species diversity in natural and managed forests of the Pacific-Northwest. Ecological Applications 5:913-934

Hansen, A.J. & Hounihan, P. (1996) Canopy tree retention and avian diversity in the Oregon Cascades. In: Szaro RC, Johnston DW (eds) Biodiversity in managed landscapes. Theory and practice. Oxford University Press, New York, pp 401-421

Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack, K.J. & Cummins, K.W. (1986) Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. Advances in Ecological Research 15:133-302

Harrison, S. & Bruna, E. (1999) Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? Ecography 22:225-232

Hattori, T. (2005) Diversity of wood-inhabiting polypores in temperate forests with different vegetation types in Japan. Fungal Diversity 18:73-88

Hautala, H., Jalonen, J., Laaka-Lindberg, S. & Vanha-Majamaa, I. (2004) Impacts of retention felling on coarse woody debris (CWD) in mature boreal spruce forests in Finland. Biodiversity and Conservation 13:1541-1554

Hazell, P. & Gustafsson, L. (1999) Retention of trees at final harvest - evaluation of a conservation technique using epiphytic bryophyte and lichen transplants. Biological Conservation 90:133-142

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

Hedenäs, H., Blomberg, P. & Ericson, L. (2007) Significance of old aspen (Populus tremula) trees for the occurrence of lichen photobionts. Biological Conservation 135:380-387

Hedenäs, H. & Hedström, P. (2007) Conservation of epiphytic lichens: Significance of remnant aspen (Populus tremula) trees in clear-cuts. Biological Conservation 135:388-395

Henrikson, L. (2007) Skogsbruk vid vatten, 2 edn. Skogsstyrelsen, Jönköping

Hilszcza ski, J., Gibb, H., Hjäältén, J., Atlegrim, O., Johansson, T., Pettersson, R.B., Ball, J.P. & Danell, K. (2005) Parasitoids (Hymenoptera, Ichneumonidae) of Saproxylic beetles are affected by forest successional stage and dead wood characteristics in boreal spruce forest. Biological Conservation 126:456-464

Hjäältén, J., Johansson, T., Alinvi, O., Danell, K., Ball, J.P., Pettersson, R., Gibb, H. & Hilszczanski, J. (2007) The importance of substrate type, shading and scorching for the attractiveness of dead wood to saproxylic beetles. Basic and Applied Ecology 8:364-376

Hobson, K.A. & Bayne, E. (2000) Breeding bird communities in boreal forest of western Canada: Consequences of "unmixing" the mixedwoods. The Condor 102:759-769

Hobson, K.A. & Schieck, J. (1999) Changes in bird communities in boreal mixedwood forest: Harvest and wildfire effects over 30 years. Ecological Applications 9:849- 863

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., Dynesius, M., Jonsson, B.G. & Nilsson, C. (2005) Substrate form determines the fate of bryophytes in riparian buffer strips. Ecological Applications 15:674-688

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. & Gotthner, T. (2004) Effects of buffer-strip retention and clearcutting on land snails in boreal riparian forests. Conservation Biology 18:1052-1062

Hyvärinen, E., Kouki, J., Marikainen, P. & Lappalainen, H. (2005) Short-term effects of controlled burning and green-tree retention on beetle (Coleoptera) assemblages in managed boreal forests. Forest Ecology and Management 212:315-332

Jansson, G. (1998) Guild indicator species on a landscape scale - an example with four avian habitat specialists. Ornis Fennica 75:119-127

Jansson, G. & Andrén, H. (2003) Habitat composition and bird diversity in managed boreal forests. Scandinavian Journal of Forest Research 18:225-236

Jansson, G. & Angelstam, P. (1999) Threshold levels of habitat composition for the presence of the long-tailed tit (Aegithalos caudatus) in a boreal landscape. Landscape Ecology 14:283-290

Jansson, G. & Saari, L. (1999) Suitable habitat distribution for the Long-tailed Tit (Aegithalos caudatus) as indicated by the frequency of occurrence - a long-term study. Ornis Fennica 76:115-122

Jasinski, K. & Uliczka, H. (1998) De trådbevuxna impedimentens betydelse som livsmiljöer för växt- och djurarter. 16 - 1998. Skogsstyrelsen, Jönköping

- Selonen, V.A.O., Ahlroth, P. & Kotiaho, J.S.** (2005) Anthropogenic disturbance and diversity of species: polypores and polypore-associated beetles in forest, forest edge and clear-cut. *Scandinavian Journal of Forest Research Supplement* 6 20:49-58
- Setterberg, M.** (2009) Landskapet och bottenfaunan – exempel från två små bäckar i Västsverige. Levande Skogsvatten rapport. WWF
- Siitonen, J.** (2001) Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forest as an example. *Ecological bulletins* 49:11-41
- Siitonen, J. & Martikainen, P.** (1994) Occurrence of rare and threatened insects living on decaying *Populus tremula*: a comparison between Finnish and Russian Karelia. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9:185-191
- Siitonen, J., Martikainen, P., Puntilla, P. & Rauh, J.** (2000) Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal 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 multiple-age Douglas-fir forest. *Canadian Journal of Forest Research* 29:1204-1215
- Similä, M., Kouki, J. & Martikainen, P.** (2003) Saproxylic beetles in managed and seminatural scots pine forests: quality of dead wood matters. *Forest Ecology and Management* 174:365-381
- Similä, M., Kouki, J., Mönkkönen, M., Sippola, A.L. & Huhta, E.** (2006) Co-variation and indicators, of species diversity: Can richness of forest-dwelling species be predicted in northern boreal forests? *Ecological Indicators* 6:686-700
- Sippola, A.L., Mönkkönen, M. & Renvall, P.** (2005) Polypore diversity in the herb-rich woodland key habitats of Koli National Park in eastern Finland. *Biological Conservation* 126:260-269
- Sippola, A.L., Similä, M., Mönkkönen, M. & Jokimäki, J.** (2004) Diversity of polyporous fungi (Polyporaceae) in northern boreal forests: Effects of forest site type and logging intensity. *Scandinavian Journal of Forest Research* 19:152-163
- Sjöberg, K. & Ericson, L.** (1992) Forested and open wetland complexes. In: Hansson L (ed) *Ecological principles of nature conservation*. Elsevier Applied Science, London, pp 326-351
- Sjöberg, K. & Ericson, L.** (1997) Mosaic boreal landscapes with open and forested wetlands. *Ecological Bulletins* 46:48-60
- Skogsstyrelsen.** (2001) Skog för naturvårdsändamål uppföljning av frivilliga avsättningar, områdesskydd samt miljöhänsyn vid förnygringsavverkning. Meddelande 2-2002. Skogsstyrelsen, Jönköping
- Skogsstyrelsen.** (2007a) FU levande skogar. 4/2007. Skogsstyrelsen, Jönköping
- Skogsstyrelsen.** (2007b) Riktlinjer för Skogsstyrelsens bedömning av vilken hänsyn till naturmiljön som en skogsägare är skyldig att ta hänsyn till utan ersättning. Skogsstyrelsen. Protokoll nr 72
- Skogsstyrelsen.** (2008a) Fastställelse av strategi för miljöhänsyn vid skogliga åtgärder och åtgärder för dess genomförande. Skogsstyrelsen. Protokoll nr 40
- Skogsstyrelsen.** (2008b) Natur- och kulturmiljöhänsyn vid förnygringsavverkning. Skogsstyrelsen. PM-polytaxresultat 2008
- Skrindö, A. & Ökland, R.H.** (2002) Effects of fertilization on understory vegetation in a Norwegian *Pinus sylvestris* forest. *Applied Vegetation Science* 5:167-172
- Staafl, H. & Olsson, B.A.** (1994) Effects of slash removal and stump harvesting on soil water chemistry in a clearcutting in SW Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9:305-310
- Stephens, S.S. & Wagner, M.R.** (2007) Forest plantations and biodiversity: A fresh perspective. *Journal of Forestry* 105:307-313
- Stokland, J. & Kauserud, H.** (2004) *Phellinus nigroimitatus* - a wood-decomposing fungus highly influenced by forestry. *Forest Ecology and Management* 187:333-343
- Strengbom, J. & Nordin, A.** (2008) Commercial forest fertilization causes long-term residual effects in ground vegetation of boreal forest. *Forest Ecology and Management* 256:2175-2181
- Strengbom, J., Nordin, A., Näsholm, T. & Ericson, L.** (2001) Slow recovery of boreal forest ecosystem following decreased nitrogen input. *Functional Ecology* 15:451-457
- Sullivan, T.P., Sullivan, D.S. & Lindgren, P.M.F.** (2001) Influence of variable retention harvests on forest ecosystems. I. Diversity of stand structure. *Journal of Applied Ecology* 38:1221-1233
- Summerville, K.S., Ritter, L.M. & Crist, T.O.** (2004) Forest moth taxa as indicators of lepidopteran richness and habitat disturbance: a preliminary assessment. *Biological Conservation* 116:9-18
- Sunde, P., Overskaug, K., Bølstad, J.P. & Øien, I.J.** (2001) Living at the limit: Ecology and behaviour of Tawny Owls *Strix aluco* in a northern edge population in central Norway. *Ardea* 89:495-508
- Suominen, O., Edenius, L., Ericsson, G. & de Dios, V.R.** (2003) Gastropod diversity in aspen stands in coastal northern Sweden. *Forest Ecology and Management* 175:403-412
- Sverdrup-Thygeson, A.** (2001) Can continuity indicator species predict species richness or red-listed species of saproxylic beetles? *Biodiversity and Conservation* 10:815-832
- Sverdrup-Thygeson, A. & Ims, R.A.** (2002) The effect of forest clearcutting in Norway on the community of saproxylic beetles on aspen. *Biological Conservation* 106:347-357
- Sverdrup-Thygeson, A. & Lindenmayer, D.B.** (2003) Ecological continuity and assumed indicator fungi in boreal forest: the importance of the landscape matrix. *Forest Ecology and Management* 174:353-363
- Söderberg, H., Norgrann, O., Törnblom, J., Andersson, K., Henrikson, L. & Degerman, E.** (2008) Vilka faktorer ger svaga bestånd av flodpärlmussla? En studie av 111 vattendrag i Västerbotten. Rapport 2008:8. Länsstyrelsen i Västerbotten
- Thor, G.** (1998) Red-listed lichens in Sweden: habitats, threats, protection, and indicator value in boreal coniferous forest. *Biodiversity and Conservation* 7:59-72
- Thuresson, T.** (2002) Skogsmarksgödsling - effekter på skogshushållning, ekonomi, sysselsättning och miljö. Skogsstyrelsen, Jönköping
- Tittler, R. & Hannon, S.J.** (2000) Nest predation in and adjacent to cutblocks with variable tree retention. *Forest Ecology and Management* 136:147-157
- Tittler, R., Hannon, S.J. & Norton, M.R.** (2001) Residual tree retention ameliorates short-term effects of clear-cutting on some boreal songbirds. *Ecological Applications* 11:1656-1666
- Törnblom, J.** (2008) A landscape approach towards ecological integrity of catchments and streams. In: Dept. of Forest Products, vol. PhD. SLU
- Uliczka, H.** (2003) Nature conservation efforts by forest owners - Intentions and practice in a Swedish case study. *Silva Fennica* 37:459-475
- Uliczka, H. & Angelstam, P.** (1999) Occurrence of epiphytic macrolichens in relation to tree species and age in managed boreal forest. *Ecography* 22:396-405
- Uliczka, H. & Angelstam, P.** (2000) Assessing conservation values of forest stands based on specialised lichens and birds. *Biological conservation* 95:343-351
- Uliczka, H., Angelstam, P. & Roberge, J-M.** (2003) Naturvård i skogen kräver användarvänliga indikatorarter. Fakta Skog 2003:2003
- Uotila, A., Maltamo, M., Uutera, J. & Isomäki, A.** (2001) Stand structure in semi-natural and managed forests in eastern Finland and Russian Karelia. *Ecological Bulletins* 49:149-158
- Vanderpoorten, A., Sotiaux, A. & Engels, P.** (2005) A GIS-based survey for the conservation of bryophytes at the landscape scale. *Biological Conservation* 121:189-194
- Vanha-Majamaa, I. & Jalonen, J.** (2001) Green tree retention in Fennoscandian forestry. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16:79-90
- Vanha-Majamaa, I., Lilja, S., Ryoma, R., Kotiaho, J.S., Laaka-Lindberg, S., Lindberg, H., Puttonen, P., Tamminen, P., Toivanen, T. & Kuuluvainen, T.** (2007) Rehabilitating boreal forest structure and species composition in Finland through logging, dead wood creation and fire: The EVO experiment. *Forest Ecology and Management* 250:77-88
- Vasiliauskas, R., Vasiliauskas, A., Stenlid, J. & Matelis, A.** (2004) Dead trees and protected polypores in unmanaged north-temperate forest stands of Lithuania. *Forest Ecology and Management* 193:355-370
- Watson, J.E.M., Whittaker, R.J. & Dawson, T.P.** (2004) Habitat structure and proximity to forest edge affect the abundance and distribution of forest-dependent birds in tropical coastal forests of southeastern Madagascar. *Biological Conservation* 120:311-327
- Wikars, L-O.** (2001) The wood-decaying fungus *Daldinia loculata* (Xylariaceae) as an indicator of the fire-dependent insects. *Ecological Bulletins* 49:263-268
- Wikars, L-O.** (2002) Dependence on fire in wood-living insects: An experiment with burned and unburned spruce and birch logs. *Journal of Insect Conservation* 6:1-12
- Wiklander, G., Nordlander, G. & Andersson, R.** (1991) Leaching of nitrogen from a forest catchment at Söderåsen in southern Sweden. *Water, Air and Soil Pollution* 55:263-282
- Wiktander, U., Olsson, O. & Nilsson, S.G.** (2001) Seasonal variation in home-range size, and habitat area requirement of the lesser spotted woodpecker (*Dendrocopos minor*) in southern Sweden. *Biological Conservation* 100:387-395
- Virkkala, R., Alanko, T., Laine, T. & Tiainen, J.** (1993) Population contraction of the whitebacked woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Finland as a consequence of habitat alteration. *Biological Conservation* 66:47-53
- Vuori, K-M. & Joensuu, I.** (1996) Impact of forest drainage on the macroinvertebrates of a small boreal headwater stream: do buffer zones protect lotic biodiversity? *Biological Conservation* 77:87-95
- Vuori, K-M., Joensuu, I., Latvala, J., Jutila, E. & Ahvonen, A.** (1998) Forest drainage: a threat to benthic biodiversity of boreal headwater streams? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8:745-759
- Young, L., Betts, M.G. & Diamond, A.W.** (2005) Do Blackburnian Warblers select mixed forest? The importance of spatial resolution in defining habitat. *Forest Ecology and Management* 214:358-372
- Zinko, U.** (2005) Strandszoner längs skogsvattendrag. Levande Skogsvatten rapport. WWF
- Österling, M.** (2006) Ecology of freshwater mussels in disturbed environments. In, vol. PhD. Karlstad University, Karlstad
- Östlund, L., Zackrisson, O. & Axelsson, A-L.** (1997) The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Canadian Journal of Forest Research* 27:1198-1206

TACK! Vi tackar Malin Andersson, Bo Fransson och Mattias Sparf, Skogsstyrelsen, för värdefull information om Skogsstyrelsens rådgivningsbudskap, lagnivå och Polytaxresultat. Tack också Linda Berglund, Per Larsson, Lennart Henrikson och Sofi Alexanderson från Världsnaturfonden WWF, för värdefulla kommentarer på rapporten.

TEXT: Therese Johansson, Joakim Hjältén, Johnny de Jong och Henrik von Stedingk, Centrum för biologisk mångfald.

Världsnaturfonden har tagit fram denna rapport i samarbete med



Foto: Stefan Örtenblad / Skogenbild (sid 1), Jerker Lokrantz / Azote (sid. 52), Peter Turander / Azote (sid. 2, 51). Design & produktion: ODELIUS. 4815





Världsnaturfonden WWF är med sina närmare fem miljoner supportrar en av världens ledande ideella miljö- och naturvårdsorganisationer. WWF arbetar för att hejda förstörelsen av jordens naturliga livsmiljöer och bygga en framtid där människor lever i harmoni med naturen genom att:

- bevara världens biologiska mångfald
- verka för att förnybara naturresurser används på ett hållbart sätt
- minska föroreningar och ohållbar konsumtion.

Världsnaturfonden WWF

Ulriksdals Slott

170 81 Solna

Tel 08-624 74 00

Fax 08-85 13 29

info@wwf.se

wwf.se

plusgiro 90 1974-6

bankgiro 901-9746



for a living planet®