

RAPPORT

9 • 2010

Störningskänslighet hos lavar i barrskogar



Per Johansson

© Skogsstyrelsen december 2010

Författare

Per Johansson, Inst för Ekologi, SLU, Uppsala

Projektledare

Jonas Cedergren, Skogsstyrelsen

Delprojektledare

Anders Dahlberg, ArtDatabanken

Framsidesfoto

Garnlavsrik granskog, Lima socken, Dalarna

Fotograf

© *Jan Bengtsson*

Upplaga

Finns endast som pdf-fil för egen utskrift

ISSN 1100-0295

BEST NR 1830

Skogsstyrelsens förlag
551 83 Jönköping

Innehåll

Förord	1
Sammanfattning	2
1. Bakgrund	4
2. Epifytiska lavar	5
2.1. Är lavar störningskänsliga?	6
2.2. Garnlav, långskägg och lunglav	8
3. Italienska alpskogar – kontinuitetsskogsbruk med hög artmångfald	11
4. Frågeställningar och målsättningar	12
5. Slutsatser	14
5.1. Diversitet och beståndsålder (tid efter störning)	14
5.2. Beståndsålder och störningshistorik	14
5.3. Är lavar störningskänsliga?	15
5.4. Hur kan skogsbruk påverka biologisk mångfald på bestånds- och landskapsnivå	16
6. Tillståndet i Sverige	20
7. Forskningsbehov	21
Litteratur/källförteckning	23

Förord

Denna rapport baseras på en litteraturstudie och meta-analys av sambanden mellan förekomsten av epifytiska lavar och skogsålder i boreala skogsekosystem och dessa lavars känslighet för störningar. I rapporten redovisas vad vi vet idag och hur det kan tillämpas för att bedöma effekterna av olika typer av skogsskötsel.

Arbetet ingår i projektet Kontinuitetsskogar och kontinuitetsskogsbruk vilket är ett projekt som leds av Skogsstyrelsen och som pågår under åren 2005-2007. Med kontinuitetsskogar avses skogar som varit kontinuerligt trädklädda i minst 300 år, det vill säga skogar som aldrig kalavverkats. Med kontinuitetsskogsbruk avses skogsskötsel utan kalhyggen.

Några av målen med projektet är att bedöma betydelsen av skoglig kontinuitet för den biologiska mångfalden, ta fram metoder för att identifiera och klassificera kontinuitetsskogar och att ta fram lämpliga skogsskötselmetoder för kontinuitetsskogsbruk i och utanför kontinuitetsskogar.

Skogsstyrelsen

Jonas Cedergren
Projektledare

Anders Dahlberg, ArtDatabanken
Projektledare delprojekt Naturvärden

Sammanfattning

Kontinuitetsskogar hyser ofta hög biologisk mångfald. När produktions- och miljömål skall kombineras i dessa skogar är det därför viktigt att förstå konsekvenserna för biologisk mångfald av olika typer av skogsskötsel, t ex trakthyggesbruk och skogsskötsel utan kalhyggen, s k kontinuitetsskogsbruk.

Epifytiska lavar är en artrik grupp som är direkt beroende av vad som händer med trädskiktet i ett skogsbestånd eller i ett skogslandskap. Många arter används som signalarter och många arter anses ha minskat till följd av skogsbruk. Exempel på sådana lavar är garnlav, långskägg och lunglav. Det finns relativt många studier av dessa arter som visar att de är känsliga för störning. Störningskänsligheten kan bero på att de utsätts för direkta skador vid och efter störning, eller för att de har dålig spridningsförmåga. För det stora flertalet lavar saknas det kunskaper om deras störningskänslighet. Därför måste bedömningar av hur de reagerar på t ex kontinuitetsskogsbruk baseras på generaliseringar. Det är då viktigt att använda tillgänglig information från studier som på något sätt kan belysa detta, t ex studier av lavar i kantzoner och på kvarlämnade träd. Det finns ett flertal sådana studier, men det saknas sammanställningar och utvärderingar av dessa.

Den här rapporten baseras på en litteraturstudie med syfte att belysa (i) betydelsen av tid efter störning och typ av störning för epifytiska lavar i barrskogsekosystem, (ii) störningskänslighet och återhämtningsförmåga hos dessa lavar, och (iii) kunskapsluckor och forskningsbehov. Målsättningen är också att presentera enkla, principiella modeller som visar hur störningar i form av trakthyggesbruk, kontinuitetsskogsbruk och naturliga störningar kan påverka mångfalden av epifytiska lavar på bestånds- och landskapsnivå.

Sammanlagt inkluderades 69 studier om lavar i boreala och andra barrträdsdominerade skogsekosystem i litteraturstudien. Dessa studier härrörde i ungefär lika delar från Nordamerika och Skandinavien. Däremot saknades nästan helt studier från Ryssland. Nästan samtliga studier inkluderade blad- och busklavar, medan skorplavar var underrepresenterade som studiearter. Tyvärr saknas det fortfarande i stort sett studier som samtidigt håller isär betydelsen av enskilda bestånds miljökväligheter och det omgivande landskapet i längre tidsperspektiv, t ex en skogsgeneration. Sådan kunskap är viktig för att bedöma den långsiktiga överlevnaden av enskilda arter och utveckling av biodiversitet i barrskogsekosystem.

Litteraturstudien visade att gamla skogar framför allt hyser många unika arter och stora populationer av hänglavar och s.k. cyanolavar. Däremot var själva artrikedomen, antalet olika lavar, inte markant högre i gamla än i unga skogsbestånd. Detta gällde framför allt i studier där gamla skogsbestånd med naturlig störningshistorik jämfördes med yngre skogsbestånd med liknande störningshistorik. I de flesta studierna av beståndsålder och lavar jämfördes däremot gamla skogar med naturlig störningshistorik som aldrig kalavverkats med yngre skogsbestånd påverkade av mer intensivt skogsbruk. I de fallen var ofta artrikedomen högst i de äldsta skogsbestånden.

Litteraturstudien pekade även på att störning kan ha omedelbara, negativa konsekvenser för lavar, men att de kan klara sig bra om de väl överlever. Framför allt

visade studierna av kanteffekter, transplanterade lavar och skogsbruksexperiment att störning kan ha negativa effekter för lavarnas vitalitet, mängd och förekomst. Resultat som pekar på att de ändå kan överleva störningar, visades främst i studier av lavar på kvarlämnade träd och transplanterade lavar. Återhämtningstakten tycks då begränsas framför allt av spridning och inte av lavarnas tillväxt, som kan vara lika god på hyggen som i gammal, intakt skog. Italienska alpskogar diskuteras som ett exempel på en skogstyp med regelbundna störningar i form av småskaligt skogsbruk, men som hyser många sällsynta lavar. Dessa alpskogar är ett exempel på att skogar inte behöver innehålla gamla träd för att hysa höga biologiska värden när det finns en kontinuitet av dessa biologiska värden på bestånd- eller landskapsnivå.

Med utgångspunkt från litteratursammanställningen framträder flera behov och exempel på studier som behövs för att förbättra kunskapsläget om epifytiska lavar och deras dynamik och respons på störning i boreala skogsekosystem. Exempel på sådana studier är studier på landskapsnivå, studier av kanteffekter, framför allt i nordexponerade kantzoner och studier av lavar på kvarlämnade träd. Generellt behövs det fler långtidsstudier och fler studier som inkluderar skorplavar. Det behövs också bättre kontroll för störningshistorik vid studier av diversitet och beståndsålder.

I dagens boreala skogslandskap i Sverige är andelen gammal skog låg, mindre än 5 procent. Den andelen är ca 4-8 gånger lägre än vad som skulle förväntas i naturliga landskap. Baserat på litteraturstudien är konsekvenserna av detta framför allt att arternas totala populationsstorlekar är kraftigt reducerade i dagens landskap, och att en viss andel arter som har varit unika för gammal skog sannolikt har försvunnit. Reducerade populationsstorlekar innebär i sin tur att kolonisationstakten (återhämtningstakten) i uppväxande bestånd kommer att vara låg. Däremot kan det totala artantalet i ett landskapsavsnitt fortfarande vara relativt högt, eftersom det ofta finns kvar gammal skog och strukturer från tidigare perioder. Ett fortsatt, storskaligt trakthyggesbruk över flera kommande rotationsperioder kommer dock att ytterligare reducera populationerna av epifytiska lavar, och sannolikt eliminera en högre andel arter unika för gammal skog.

Litteraturstudien och enskilda exempel pekar på goda möjligheter att kombinera hög biodiversitet och produktion genom att tillämpa alternativa skogsbruksmetoder, t ex kontinuitetsskogsbruk. Studierna visade exempelvis att många epifytiska lavar har god chans att överleva en avverkning på kvarlämnade träd och i trädgrupper. För att epifytiska lavar ska utveckla stora populationer krävs dock större områden med gammal skog.

1. Bakgrund

Kontinuitetsskogar definieras av Skogsstyrelsen som skogar som har varit kontinuerligt trädbevuxna i minst 300 år utan väsentliga trädslagsbyten (Skogsstyrelsen 2004). Preliminära beräkningar från riksskogstaxeringen visar att det finns minst 1 800 000 hektar kontinuitetsskogar i Sverige. Arealen är till största delen skyddad genom befintliga eller planerade nationalparker, naturreservat och biotopskydd eller genom frivillig avsättning (Skogsstyrelsen 2004). Kontinuitetsskogar uppfattas oftast som gamla skogar. Men kontinuitetsskogar kan också vara yngre skogar utan avbrott i trädkontinuiteten när äldre träd har lämnats kvar i samband med avverkningen. Dagens gamla skogar är ofta kontinuitetsskogar.

Uppskattningsvis ligger minst 200 000 - 400 000 ha av kontinuitetsskogarna på produktiv skogsmark som saknar formellt skydd. Det är mindre än två procent av all produktiv skogsmark i Sverige. I dessa skogar kan det bli aktuellt att förena produktion och miljö genom alternativa, mer skonsamma, avverkningsmetoder.

Kontinuitetsskogar har aldrig påverkats av trakthyggesbruk men har ofta vid upprepade tillfällen plockhuggits. De är som regel flerskiktade och innehåller ofta, men inte alltid, många gamla och döda träd, lågor, stubbar och rotvältor. Dessa strukturer innebär att det finns många ekologiska nischer. Som en följd av denna strukturella variation tillsammans med den långa tidsrymd som arter kunnat etableras förväntas kontinuitetsskogarna hysa hög biologisk mångfald vilket ofta bekräftas vid fältinventeringar. Om produktions- och miljömål ska kombineras i dessa skogar är det därför ytterst viktigt att vi förstår vilka konsekvenser olika former av skogsbruk kan ha långsiktigt för dessa skogars biologiska mångfald.

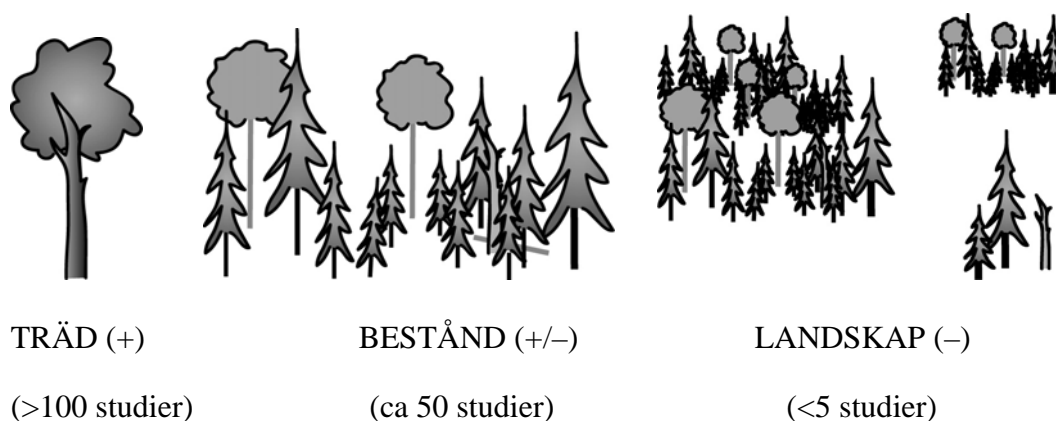
Tyvär finns det få studier av skogslevande arters störningskänslighet och konsekvenserna av kalhyggesfria skogsbruksmetoder för biologisk mångfald, särskilt i ett landskapsperspektiv och över lång tid, dvs mer än en rotationsperiod. Det finns däremot relativt många studier av samband mellan biodiversitet och skogsbeståndsålder, kanteffekter efter avverkning, etc. Det bästa sättet att ge en bild och en fingervisning om vad vi vet om störningar och effekterna av anpassat skogsbruk i kontinuitetsskogar är därför att sammanställa och utvärdera dessa studier.

Den här rapporten är därför en litteraturstudie med syfte att belysa effekterna av beståndsålder och störningar för epifytiska lavar i boreala skogsekosystem. Målsättningen är att resultaten bland annat kan utgöra underlag för att bedöma konsekvenserna av olika former av skogsbruk i kontinuitetsskogar. Litteratursammanställningen kan dessutom peka på kunskapsluckor och forskningsbehov.

Den här litteraturstudien begränsas till studier av epifytiska lavar i boreala och barrträdsdominerade skogsekosystem. Anledningarna till det är att: (i) merparten av landets skogsbruk sker i våra barrskogar, och (ii) epifytiska lavar är helt beroende av vad som händer med trädskiktet i en skog. Därför är de lämpliga indikatorer för processer som påverkar trädskiktet i en skog. Många lavar används dessutom som signalarter för nyckelbiotoper i skogen (Nitare 2000). Rödlistade lavar har också bedömts som särskilt känsliga för skogsbruk pga störningskänslighet och dålig spridningsförmåga (Berg m fl 1994, Rolstad & Gjerde 2003).

2. Epifytiska lavar

Epifytiska lavar är lavar som växer på träd. I den här litteraturstudien inkluderas även av lavar som växer på ved, dvs alla lavar som på något sätt är knutna till träd och substrat som härrör från träd. Allt som påverkar landskapets träd och skogar kommer därmed också att påverka de epifytiska lavarna. Träden bildar skogsbestånd som karaktäriseras av t ex gemensam jordmån och historik. Skogsbestånden bildar hela skogslandskap. Därför kan de ekologiska processerna som påverkar epifytiska lavar ses på tre nivåer: träd – bestånd – landskap (Figur 1).



Figur 1 Förenklad bild av tre nivåer – rumsliga skalor – där olika ekologiska processer kan pågå och påverka epifytiska lavar. Plus- och minustecken indikerar antalet studier av lavar på de här tre nivåerna. I undre raden anges en grov uppskattning av antalet studier. Det finns många studier av lavar och trädegenskaper, färre men fortfarande ett stort antal av lavar på beståndsnivå. Det finns endast ett fåtal studier som jämför lavar i landskap med t ex varierande grad av skogsbruk.

Lavar på trädnivå. Det finns många studier som visar hur lavfloran varierar mellan trädslag och förändras med t ex ökande trädålder, omkrets och höjd. Det finns lavar som är typiska kolonisatörer och som nästan enbart växer på slät bark på unga träd. Andra lavararter är typiska gammelträdlavar. De växer nästan alltid på de äldsta eller största träden. Bland de sistnämnda finns många sällsynta och rödlistade arter. Därför är gamla och stora träd tveklöst mycket viktiga för den biologiska mångfalden.

Det finns flera förklaringar till varför lavfloran förändras när ett träd åldras och växer. Barkens struktur och kemi förändras. Trädet blir större vilket innebär större ytor för lavar att kolonisera. Åldern i sig innebär att chansen ökar för att ovanliga lavar med dålig spridningsförmåga skall kolonisera ett gammalt träd. I skogsmark förekommer gamla träd oftast i bestånd som inte har kalavverkats. Dessa bestånd har därmed lång trädkontinuitet och hyser ofta ett högt antal arter som därmed kan kolonisera varje enskilt träd. Som regel har dessa skogar upprepat brukats i form av dimensionsavverkningar och blädningar. För utförligare diskussioner om samband mellan lavar, träd, trädålder och beståndshistorik, se t ex Esseen 1981, Rolstad & Rolstad 1999, Kantvilas & Jarman 2004, Johansson 2006 och Johansson m fl 2007.

Lavar på beståndsnivå. Det finns relativt många studier av lavar på beståndsnivå, som ofta visar hur lavfloran förändras med ökande skogsålder. Vissa lavar uppträder främst i unga bestånd, medan andra främst finns i gamla skogar. De gamla skogarna hyser ofta högre biomassa av lavar och fler sällsynta arter än yngre skogar. Det finns dock ett problem med många av dessa studier. Det är att de jämför skogsbestånd av både varierande ålder och störningshistorik. Gamla skogar har ofta föryngrats efter skogsbrand och endast brukats extensivt eller inte alls (dvs de är kontinuitetsskogar) medan yngre skogar ofta har en historia av mer intensivt skogsbruk. Det är uppenbart att sådana skillnader kan försvåra jämförelser mellan unga, medelålders och gamla skogar. För en utförligare diskussion om det här problemet och för exempel på studier som har tagit hänsyn både till skogsålder och till typ av störning (men som inte inkluderar epifytiska lavar) se Reich m fl 2001, Uotila & Kouki 2005 och Johansson (manuskript).

Under arbetet med den här litteraturstudien hittade jag endast en studie som har tagit hänsyn till både skogshistorik och beståndsålder som faktorer som kan påverka epifytiska lavar. I granskogar i Nova Scotia fann Cameron (1998) att mängden lavar var signifikant högre i bestånd initierade efter brand eller storm jämfört med efter avverkning. Detta gällde i både unga och gamla skogsbestånd. Artrikedomen av lavarna uppvisade samma tendens, framför allt i äldre skogsbestånd. Bristen på sådana här studier kan förklaras med att det är svårt att hitta unga och gamla skogsbestånd av samma skogstyp men med olika typer av störningshistorik. Trots det är det viktigt att ändå försöka skilja på effekterna av naturlig störning och skogsbruk eftersom störningshistoriken har stora konsekvenser för skogens biologiska mångfald (för lavar se t ex Price m fl 1998).

Lavar på landskapsnivå. Det finns nästan inga studier som har jämfört lavfloran i hela landskapsavsnitt med varierande grad av skogsbruk. Ett undantag är en studie av Dettki & Esseen (1998). De jämförde artsammansättningen och mängden lavar för blad- och busklavar i tre brukade och tre "naturliga" landskap i norra Sverige. De fann att mängden lavar (biomassan) var lägre i de brukade landskapen, men att antalet arter inte skiljde sig nämnvärt. Flera av de mest sällsynta arterna fanns dock endast i det naturliga skogslandskapet. Bristen på sådana här studier beror sannolikt på att det är svårt att hitta jämförbara landskapsavsnitt och tidskrävande att samla in data från så stora "provytor". För att bedöma hur skogsbruk påverkar lavar i hela landskapsavsnitt måste man därför använda antaganden som baseras på studier på träd- och beståndsnivå, och på studier om arternas biologi och ekologi (t ex spridning och tillväxt). Exempelvis har Dettki & Esseen (2003) visat att det går att förutsäga mängden av vissa hänglavar i större landskapsavsnitt. För att göra det använde de kunskap från studier på beståndsnivå, som visade hur mängden lavar varierade med beståndsålder.

2.1. Är lavar störningskänsliga?

Det finns alltså många studier som har visat att vissa lavararter framför allt finns på gamla träd och i gammal skog, både i nemoral och boreal skogsekosystem. Därför antas det ofta att många lavar behöver "lång ekologisk kontinuitet" och att de är störningskänsliga. Ekologisk kontinuitet kan definieras som en obruten tillgänglighet av lämpliga habitat på en och samma plats över tiden. Störningskänslighet kan inkludera både förmågan att överleva en fysisk störning och förmågan att

återkolonisera efter en störning. Empirisk kunskap om dessa processer, överlevnad och kolonisation, är dock begränsad för epifytiska lavar (Figur 2). Det är rimligt att anta att störningskänsligheten varierar mellan arter. I skogsekosystem där naturliga störningar som t ex skogsbrand har varit vanliga, bör många arter vara relativt välanpassade till att klara sådana störningar. Därför kan det kanske antas att många arter i sådana skogsekosystem i någon mån är störningstoleranta och kan överleva i skogsbestånd och landskap som brukas med hög naturvårdshänsyn. Ett exempel på sådana skogar kan vara italienska alpskogar (se *Italienska alpskogar – ett exempel på kontinuitetskogsbruk med hög mångfald*). I andra skogstyper är störningar ovanliga, och arterna där kan antas vara mer känsliga för störningar som skogsbruk.

Vid en snabb översikt av litteraturen, både populärvetenskaplig och vetenskaplig, framstår några arter och grupper av lavar som särskilt störningskänsliga och knutna till gammal skog: flera hänglavar på barrträd, framför allt garnlav *Alectoria sarmentosa* och långskägg *Usnea longissima*, och s k cyanolavar. Det är lavar med cyanobakterier som fotobiont, t ex lunglav *Lobaria pulmonaria*.



Figur 2 Hög artmångfald av epifytiska lavar på en gammal grangren i Dalarna. Vilka arter är känsliga för störningar, som t ex plockhuggning, och vilka arter kan tolerera det och överleva i brukad kontinuitetsskog? (*Bryoria bicolor*, *Cladonia* spp, *Usnea filipendula* m fl, Lybergsgnupen, Dalarna, augusti 2006)

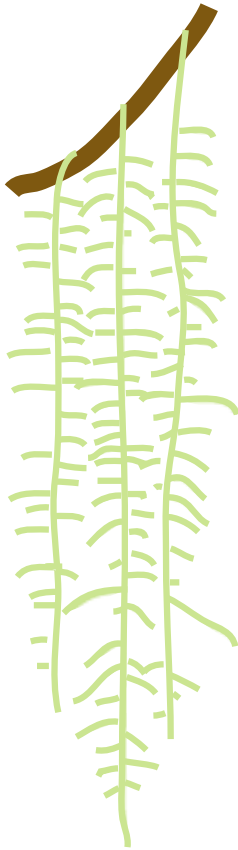
2.2. Garnlav, långskägg och lunglav

Garnlav *Alectoria sarmentosa*. Garnlav är en s k hänglav som ofta är riklig i gamla granskogar i mellersta och norra Sverige. Flera studier har visat att arten är vanligast på gamla och höga träd, och i gamla skogar (Essen 1981, Uliczka & Angelstam 1999, Price & Hochachka 2001, Peterson & McCune 2001, Thuresson 2006). I flera studier har garnlav också visat sig vara ovanligare i kantzoner än i inre, intakta delar av skogen (Sillett 1995, Esseen & Renhorn 1998, Coxson & Stevenson 2005, Esseen 2006). Anledningen till det kan vara att den är känslig för mekanisk skada som orsakas av vind och snö. Mycket tyder också på att garnlav har dålig spridningsförmåga (se Dettki m fl 2000). Artens störningskänslighet är därför ett resultat av både låg motståndskraft mot själva störningen, och av dålig spridningsförmåga. Dessa faktorer medför sannolikt att garnlav är vanligast i gamla skogsbestånd.



Granskog med *Alectoria sarmentosa*, Stådjan, Dalarna, augusti 2003, Foto: Leif Stridvall

Långskägg *Usnea longissima*. Liksom garnlav är långskägg en hänglav som i Sverige framför allt växer i granskog. Den är betydligt ovanligare än garnlav och är rödlistad som Sårbar (Gärdenfors 2005). Långskägg har minskat starkt i Sverige, framför allt som en följd av skogsbruk (Esseen m fl 1981). Arten är idag knuten till gammal granskog, ofta i branter mot norr och öster (Esseen m fl 1981, Gauslaa m fl 1998, Rolstad & Rolstad 1999, Keon & Muir 2002). Det har ofta påpekats att långskägg förekommer aggregerat i de skogar där den finns, dvs på vissa granar är den riklig medan andra, till synes lämpliga träd i närheten, helt saknar arten. Detta har tolkats både som att arten är mycket svårspredd, och att



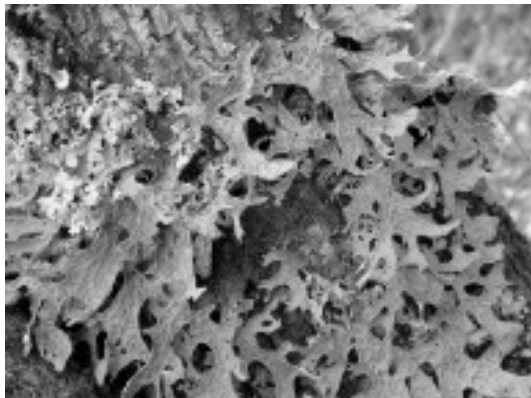
träden skiljer sig åt i egenskaper som påverkar arten (jfr Eseen m fl 1981, Gauslaa m fl 1998).

Långskägg är sannolikt känslig för mekanisk skada på samma sätt som garnlav, dvs att den kan blåsa sönder i exponerade kantzoner. Transplantationsförsök i Oregon visade också att bålar på hyggen och i ungskog oftare hade gått av än bålar i gammal skog (Keon & Muir 2002). Studien visade också att om bålar väl överlevde på hyggen växte de dock bättre där än i gamla skogar. Detta tolkades som att arten inte begränsas av särskilda betingelser i gammal skog, som t ex gynnsamt mikroklimat, utan av dålig spridningsförmåga. När Josefsson m fl (2005) undersökte artens utbredning i en till synes homogen gran-skog visade det sig att den framför allt var vanlig i de delar av skogen som endast påverkats lindrigt av tidigare skogsbruk. I de partier av skogen som var mer påverkade av skogsbruk saknades arten eller var sparsam. Studierna av långskägg och dess uppträdande i gammal gran-skog, i nordvända branter, tyder på att den begränsas både av lokalklimat, spridningsförmåga och störningskänslighet.

Lunglav *Lobaria pulmonaria*. Lunglav är en stor bladlav med både grönalger och cyanobakterier, som är relativt ovanlig i svenska barrskogar. Oftast påträffas den på gamla aspar och sälgar i äldre skogar. Därför anses det ofta att den är störningskänslig, och att den indikerar skoglig kontinuitet och gynnsamma förhållanden för andra sällsynta lavar (Gauslaa 1985, Nitare 2000, Campbell & Fredeen 2004).

Gauslaa m fl (2006) har betonat att arten växer bäst i fuktiga miljöer med god ljusstillgång. Det är villkor som ofta uppfylls i luckiga, gamla skogar. Avverkning kan störa den här balansen och innebära att överlevande exemplar skadas av ökad solinstrålning (Gauslaa & Solhaug 1999). Gauslaa & Solhaug (1996) har också visat att lunglav är känsligare för skada vid starkt ljus än andra arter som långskägg och skynkellav m fl. Transplantationsförsök har dock visat att arten växer lika bra och till och med bättre på kalhyggen än i gammal skog (Hazell & Gustafsson 1999, Gauslaa m fl 2006). Ofta pågår transplantationsförsök dock endast under kortare perioder (1-4 år). Det kan vara först över lång tid som man upptäcker skadliga, habitatberoende klimatepisoder som påverkar lunglavens vitalitet (jfr Gauslaa m fl 2006).

Spridningssvårigheter har också lagts fram som en förklaring till att lunglaven är sällsynt och begränsad till gamla träd och skogar. I en studie i Sydsverige fann Öckinger m fl (2005) att lunglav hade koloniserat nya träd i genomsnitt 35 m från källpopulationer, och som mest på ett avstånd av 75 m.



Lobaria pulmonaria, Västergötland, maj 2001, Foto: Leif Stridvall

För att undersöka hur historiska störningar kan påverka utbredningen av lunglav inventerades arten i ett 1316 ha stort landskapsavsnitt i Schweiz, med omväxlande granskog och öppna betesmarker (Kalwij m fl 2005). Avverkningar, stormfällning och brand hade inträffat på ett par platser mellan 1850 och 1900. Det visade sig dock att lunglav, tvärtemot förväntningarna, inte var ovanligast i dessa relativt intensivt störda skogspartier, utan tenderade att vara vanligare där. Kalwij m fl (2005) föreslog både återkolonisation genom långspridning och att lunglav överlevt i de störda partierna som förklaringar till att arten var så pass vanlig i de störda skogsbestånden.

I samma studie undersöktes också genetisk variation hos lunglav. Resultaten pekade på att långdistansspridning skett slumpmässigt över hela landskapet, medan vegetativ spridning skett över korta avstånd, inom 150 m (Werth m fl 2006). Det visade sig också att den genetiska variationen var högst i det avverkade skogsbeståndet och lägst i det både avverkade, storm- och brandpåverkade beståndet. Detta tolkades som att lavar hade överlevt i högre grad i det avverkade beståndet, medan mortaliteten varit hög i det mest intensivt störda beståndet. Föryngring av lönn i båda de störda bestånden, och effektiv spridning, hade dock medgett effektiv återkolonisation.

Studien i Schweiz visar hur återhämtning kan vara god efter 100-150 år. Författarna betonar också vikten av störningar som föryngrar trädkiktet och därmed substraten för lunglav. Detta har också visats i modelleringsexperiment av Snäll m fl (2005). De visade att lunglav är beroende av störningar som medför föryngring av asp, som var artens huvudsakliga substrat i det studerade landskapet. Studien i Schweiz gjordes i ett landskap där lunglav var relativt spridd, vilket innebär att det finns gott om källpopulationer för återkolonisation i störda skogsbestånd. I andra landskap, där lunglav är ovanlig, kan det förväntas att återkolonisationen efter en störning som orsakar kraftig mortalitet i trädkiktet, kan gå betydligt långsammare. Både Snäll m fl (2005) och Kalwij m fl (2005) visar att kontinuitetsbegreppet måste omfatta både temporala och rumsliga skalor (se Figur 7).

3. Italienska alpskogar – kontinuitets-skogsbruk med hög artmångfald

I de italienska alperna finns det stor erfarenhet av att bedriva ett rationellt skogsbruk i kontinuitetsskogar av blåbärsgrenskogstyp (Figur 3). Skogarna har normalt brukats under århundraden. Under vissa perioder har utnyttjandegraden varit hög, som t ex under första världskriget. Då har skogarna varit relativt öppna, men det



har nästan alltid funnits träd kvar, dvs det har funnits trädkontinuitet. I vissa områden har skogsbruk pågått åtminstone sedan medeltiden, och dessa områden har alltså en trädkontinuitet på åtminstone 500 år. Skogsbruket bedrivs genom att enskilda träd avverkas, och att man tar upp små hyggen på ca 0.2-1 hektar. Det kan jämföras med genomsnittsarealen för svenska hyggen som är 5.5 hektar (Skogsstatistisk årsbok 2005).

Figur 3 I italienska alperna finns exempel på granskog som under mycket lång tid använts för småskaligt skogsbruk genom små hyggen och uttag av enskilda träd. Skogarna ger ett "välstädat" intryck med höga, rakstammig granar och ingen död ved. Men många epifytiska lavar som är sällsynta och rödlistade i Sverige är vanliga i dessa skogar, sannolikt pga av kontinuiteten i trädskiktet. Däremot saknas arter knutna till ved. (Italienska alperna, 2005, Foto: Sandro Caruso)

Göran Thor, vid ArtDatabanken och Institutionen för Naturvårdsbiologi vid SLU i Uppsala, besökte dessa skogar både 2005 och 2006 (Thor & Nascimbene, 2007). Han slogs av två saker: att artsammansättningen i lavsamhället till 95-99 procent liknade den i motsvarande skogar i Sverige, och att ett flertal epifytiska lavar som är rödlistade i Sverige var vanliga, trots skogsbruket. Exempel på sådana arter är *Biatora chrysantha*, *Cetrelia olivetorum*, *Chaenotheca gracilentia*, *Evernia divaricata* och *Menegazzia terebrata*. Eftersom klimatet, berggrunden och örtskiktet i stort sett liknar det i boreala blåbärsgrenskogar i Sverige är det sannolikt att skillnaderna i skötsel till stor del förklarar att dessa lavar är vanligare i dessa skogar i Italien än i motsvarande skogar i Sverige. Plockhuggningen och de små hyggena i Italien medför både att chansen att överleva en avverkning ökar jämfört med trakt-hyggesbruk, och att spridning och kolonisation aldrig begränsas av långa spridningsavstånd.

4. Frågeställningar och målsättningar

Jag har hittills poängterat att det finns många lavar som är knutna till gamla träd och gamla skogar. För ett fåtal välstuderade arter finns det också övertygande exempel på att detta beror på att de är störningskänsliga. Störningskänsligheten kan bero på att de är känsliga för fysisk skada och/eller har dålig spridningsförmåga. För det stora flertalet epifytiska lavar saknas det dock artspecifika studier. Därför måste vi lita till generaliseringar när vi skall bedöma hur de reagerar på kontinuitetsskogsbruk i förhållande till trakthyggesbruk, eller vad beståndsålder och tid efter störning betyder för diversiteten av lavar. Men generaliseringar måste göras på goda grunder och på noggrann utvärdering av bästa tillgängliga information.

Det finns relativt många studier som har jämfört lavdiversitet i unga och gamla skogsbestånd, även om det ofta är skogar med olika typer av störningshistorik som har jämförts (se *Epifytiska lavar – på beståndsnivå*). Det finns också ett flertal studier i boreala och andra barrträdsdominerade skogsekosystem som på olika sätt belyser störningskänslighet hos epifytiska lavar, t ex lavar i kantzoner mot hyggen och transplanterade lavar på hyggen och i intakt skog. I många av dessa studier diskuteras slutsatser som är relevanta för biologisk mångfald, kontinuitetsskogar och skogsbruk, men det finns hittills inga mer omfattande litteraturstudier.

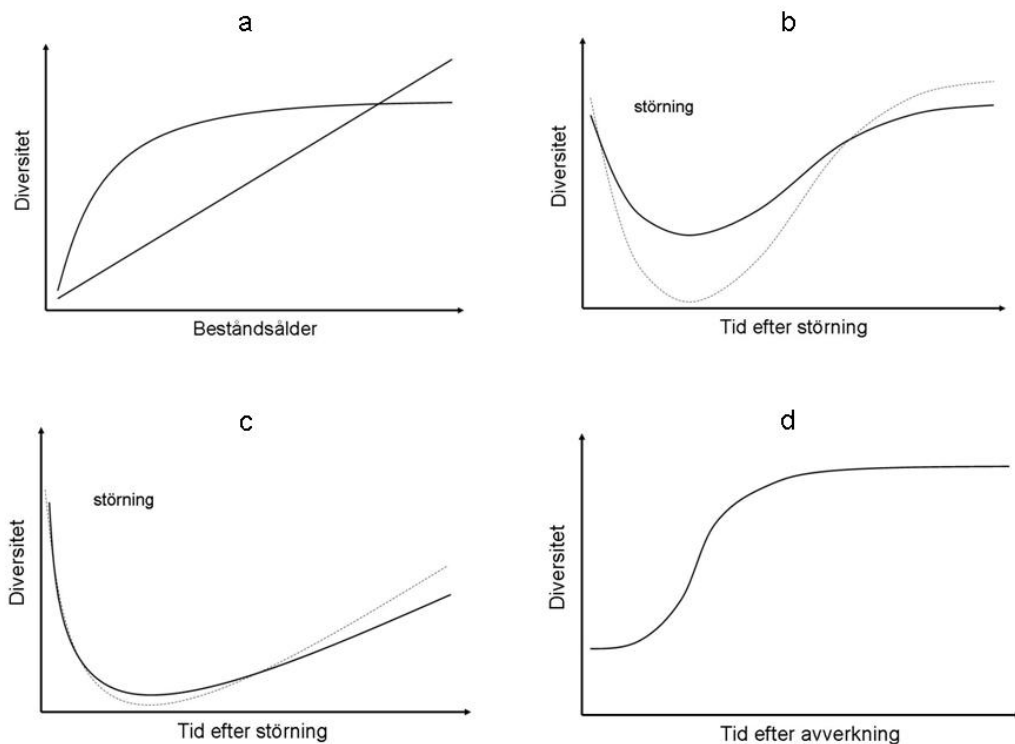
Målsättningen med den här rapporten är därför att göra en litteraturstudie som kan belysa: (i) betydelsen av gamla skogar och störningshistorik för epifytiska lavar, (ii) störningskänslighet och återhämtningsförmåga hos epifytiska lavar, (iii) betydelsen av kontinuiteten av lämpliga miljöer för epifytiska lavar på bestånds- och landskapsnivå och (iv) kunskapsluckor och forskningsbehov. Målsättningen är också att presentera enkla, principiella modeller som visar hur störningar som trakthyggesbruk, kontinuitetsskogsbruk och naturliga störningar kan påverka biologisk mångfald på bestånds- och landskapsnivå.

I litteraturstudien innefattas följande sex kategorier av studier:

1. Studier som jämför diversiteten av epifytiska lavar i skogsbestånd med ökande ålder. Diversitet kan avse antal arter, abundans/mängd (t ex biomassa, antal exemplar, täckning), artsammansättning och förekomst av särskilda arter.
2. Studier av kanteffekter, dvs studier som jämför t ex lavars tillväxt och artrikedom i kantzoner mot hyggen med inre, intakta delar av skogen.
3. Studier av transplanterade lavar, t ex i gammal skog och i avverkad skog.
4. Studier av lavar på träd som lämnats kvar vid avverkning.
5. Studier som jämför effekterna av olika typer av skogsbruk och virkesuttag, t ex för lavars vitalitet och tillväxt.
6. Studier av kolonisation av lavar, t ex på kalhyggen och i gammal skog.

De specifika frågeställningarna är:

1. Hur förändras antalet arter och abundansen/mängden av epifytiska lavar med ökande beståndsålder och går det att skilja på effekter av skogsbruk och naturliga störningar som skogsbrand (Figur 4)? (studier i kategori 1)
2. Hur stor är andelen arten som enbart förekommer i unga, medelålders resp. gamla skogsbestånd? (studier i kategori 1)
3. Är epifytiska lavar störningskänsliga? (studier i kategori 2-6)
4. Finns det genomgående skillnader mellan olika lavararter eller grupper av lavar med avseende på frågeställningarna ovan? (studier i kategori 1-6)



Figur 4 Hypotetiska samband mellan beståndsålder/tid efter störning och biodiversitet på bestånds-nivå (här specifikt för epifytiska lavar, diversitet avser här artantal och abundans/mängd/populationsstorlek). 4a) Diversiteten kan antas öka linjärt över tiden, eller att relativt snabbt plana ut på en maximal nivå som beror på beståndets förutsättningar. 4b) Vid naturlig störning (t ex skogsbrand), eller vid selektiv avverkning reduceras artantalet (fet linje) men många lavar kan överleva på träd och andra substrat som har överlevt störningen alt. lämnas kvar vid avverkningen. Artantalet återhämtar sig relativt snabbt till samma nivå som innan störningen. Abundansen (tunn linje) reduceras mlm kraftigt men återhämtar sig också relativt snabbt eftersom många arter har överlevt i beståndet och snabbt kan kolonisera och tillväxa på både kvarstående träd och nya träd. 4c) Vid intensiva störningar som trakthyggesbruk reduceras både artantal och abundans kraftigt eftersom få eller inga träd blir kvar där lavarna kan överleva. Återhämtningen sker långsamt eftersom kolonisation måste ske från omgivande landskap och trädskiktet till stora delar måste regenereras. 4d) Antal arter av epifytiska lavar i bestånd med stigande ålder efter avverkning i en studie på Vancouver Island, Kanada (efter figur i Trofymov med flera 2003).

5. Slutsatser

I följande stycke presenteras sammanfattande slutsatser från litteraturstudien. För en utförlig bakgrund, metod- och resultatredovisning samt diskussion hänvisas till Johansson (2008). I den här rapporten redovisas dessutom principiella modeller för att illustrera hur diversiteten av epifytiska lavar kan utvecklas över tiden i bestånd och landskap med olika former av skogsbruk. Jag presenterar också en enkel modell som jämför andelen gammal skog i landets boreala landskap med andelen gammal skog i ett naturligt landskap med branddynamik. Med utgångspunkt från litteraturstudien presenteras avslutningsvis angelägna forskningsbehov för att öka kunskapen om epifytiska lavar i boreala skogsekosystem.

5.1. Diversitet och beståndsålder (tid efter störning)

Litteraturstudien visade att gamla skogar framför allt hyste många unika arter och stora populationer av hänglavar och sk cyanolavar. Unika arter var de som i varje studie bara hittades i de gamla skogarna. De var ofta sådana arter som är sällsynta och rödlistade, t ex lunglav och andra lavar med cyanobakterier. Men även många andra lavar, t ex många skorplavar var vanligare i gamla skogar. Däremot var artrikedomen, antalet olika lavar, inte markant högre i gamla än i unga skogsbestånd. Framför allt inte om de yngre skogarna var naturliga, dvs hade uppkommit efter naturliga störningar som skogsbrand. Det beror sannolikt på att det ofta finns kvar träd och andra substrat efter en skogsbrand, där lavarna kan överleva. Därifrån kan de sen kolonisera nya träd i den uppväxande skogen. Utöver de studier som ingick i litteraturstudien, finns det även andra studier som pekar på att epifytiska lavar kan överleva måttliga störningar (Ohlson med flera 1997, Rolstad m.fl. 2001, Josefsson m.fl. 2005). För att de skall göra det är det viktigt att bestånden hyser strukturell mångfald i form av träd, stubbar och ved. Sannolikt är det viktigare än beståndsåldern (tid efter störning) i sig (jfr Pipp m fl 2001).

Medan det totala artantalet endast ökade långsamt med stigande beståndsålder, var det genomsnittliga artantalet per bestånd och per träd i bestånden, dvs tätheten av arter, oftast högre i bestånd över ca 125 år. För att lavarna dessutom skall utveckla stora populationer/hög abundans, krävs det ofta betydligt längre tid. Litteraturstudien pekar på att det tar längst tid för arter med cyanobakterier, mer än 300 år. För hänglavar, som t ex garnlav, pekar studien på att det tar 200-300 år för att de ska nå sin maximala abundans. Blad- och busklavar med grönalger kunde bli vanliga redan efter 50 år, och nå sin maximala abundans vid ca 200 år.

5.2. Beståndsålder och störningshistorik

I många av studierna av beståndsålder och lavar jämfördes gamla skogar med naturlig störningshistorik med yngre skogsbestånd som var föryngrade efter mer intensivt skogsbruk. Dessa studier visade entydigt att artantalet var lägre i de yngre och medelålders skogsbestånden än i gamla skogar. Däremot var detta inte fallet i de studier där de yngre skogsbestånden hade naturligt ursprung, dvs då de hade föryngrats efter skogsbränder. I dessa studier var artantalet ofta relativt konstant över tiden. Däremot kunde artsammansättningen variera mellan unga och gamla skogar. Det här resultatet pekar på betydelsen av att jämföra skogar med

samma störningshistorik i studier av beståndsålder och biologisk mångfald. Där-
emot kan gamla skogar och kontinuitetsskogar användas som referensområden för
sådana studier. Särskilt om kontinuitetsskogsbruk ska tillämpas i intensivt brukade
skogar för att om möjligt återskapa ”naturliga” skogsekosystem och dess arter.

5.3. Är lavar störningskänsliga?

Det är självklart att epifytiska lavar missgynnas av intensiva störningar, som t ex
kalhyggesbruk, som eliminerar i stort sett alla träd. Den kritiska frågan är hur de
klarar en störning när de överlever på kvarlämnade träd och i trädgrupper eller i
kantzoner som uppstår efter störningen. Litteraturstudien visar att störning kan ha
omedelbara, negativa konsekvenser för lavar. Men också att de kan klara sig bra
om de väl överlever.

Framför allt visade studierna av kanteffekter, transplanterade lavar och skogs-
bruksexperiment att störning kan ha negativa effekter för lavars vitalitet, mängd
och förekomst. I studierna framförs flera förklaringar till detta. De förändringar av
mikroklimatet som kan orsakas av en t ex en avverkning kan påverka lavarnas
fysiologi och tillväxt (Palmqvist & Sundberg 2000). Många lavar är känsliga för
torka, och därför påverkas de negativt om vattentillgången minskar. Efter en stör-
ning kan vattentillgången minska som en följd av ökad solinstrålning, vindexpo-
nering och avdunstning. Hög solinstrålning i sig kan också skada lavar om de tidi-
gare inte varit direkt utsatta för intensivt solljus (Gauslaa & Solhaug 1999,
Gauslaa m fl 2001). En bra sammanfattande diskussion om den fysiologiska re-
sponsen hos lavar vid störning som t ex selektivt skogsbruk ges av Hedenås &
Ericson (2003).

Utöver fysiologiska skador kan störningar också ha indirekta effekter på epify-
tiska lavar. I flera av kanteffektstudierna framhövdes mekanisk skada som en
orsak till att många lavar var ovanligare i kantzoner jämfört med i intakt skog (Es-
seen 1985, Esseen 1994, Esseen & Renhorn 1998, Hilmo & Holien 2002, Rheault
m fl 2003). Anledningen till det är att exponeringen för hårda vindar och snö ökar
i en kantzon. Hård vind kan slita sönder lavar, framför allt hänglavar. Snö kan
genom sin tyngd knäcka grenar och kvistar där lavarna växer. Dessutom ökar ris-
ken för vindfällning av träd i en kantzon.

Men även om störningar kan ha negativa effekter för epifytiska lavar, finns det
andra resultat som tyder på att de ändå kan överleva störningarna. I litteraturstu-
dien var det framför allt studier av lavar på kvarlämnade träd och transplanterade
lavar som pekar på detta. Flera studier visade att unga – måttligt gamla skogsbe-
stånd med gamla, kvarlämnade träd hyser högre mångfald och större mängd
epifytiska lavar än motsvarande bestånd utan kvarlämnade träd. Andra studier
visade dessutom att lavar kan överleva på träd som lämnats kvar efter avverkning.
Dessutom visade flera studier att transplanterade lavar på kalhyggen och i ung-
skog hade lika god tillväxt eller t o m bättre tillväxt än lavar i intakt, gammal
skog. Dessa resultat pekar alltså på att lavar kan överleva störningar och sedan
klara sig bra. Detta styrks också av andra studier som har visat att även lavar som
ofta anses som ”gammelskogsarter” kan överleva måttliga störningar (Rolstad m
fl 2001).

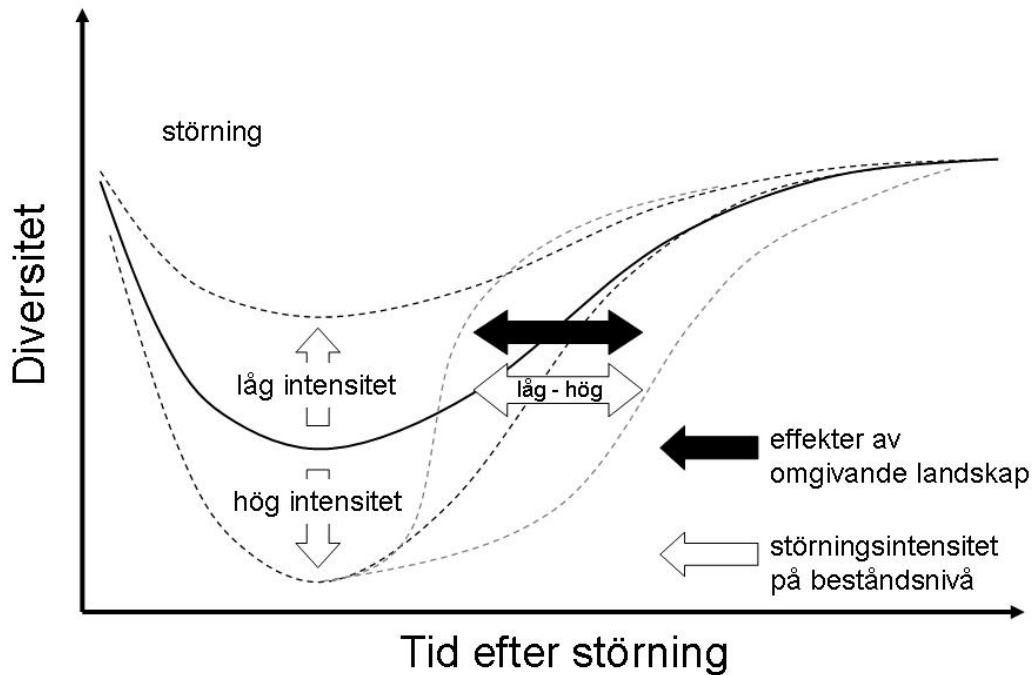
I varje enskilt fall, kommer dock konsekvenserna av en störning, som t ex en avverkning eller en skogsbrand, att bero på störningens intensitet och omfattningen av förändringarna i både mikro- och makroklimatet på platsen. Ju större hyggen och ju färre kvarlämnade träd, desto större blir förändringarna i lokalklimatet, och desto mer ökar risken för negativa effekter för de lavar som har överlevt på kvarlämnade träd eller i kantzoner (jfr Esseene & Renhorn 1998, Chen m fl 1999, Hilmo m fl 2005). Kolonisationstakten, som är viktig för återhämtningen av lavsamhället, kan också antas minska med ökade hyggesarealer och uttag av träd (se Figur 5). Litteraturstudien visade att kolonisationen var högre i intakt än i avverkad skog, vilket indikerar betydelsen av korta avstånd till källpopulationer.

5.4. Hur kan skogsbruk påverka biologisk mångfald på bestånds- och landskapsnivå

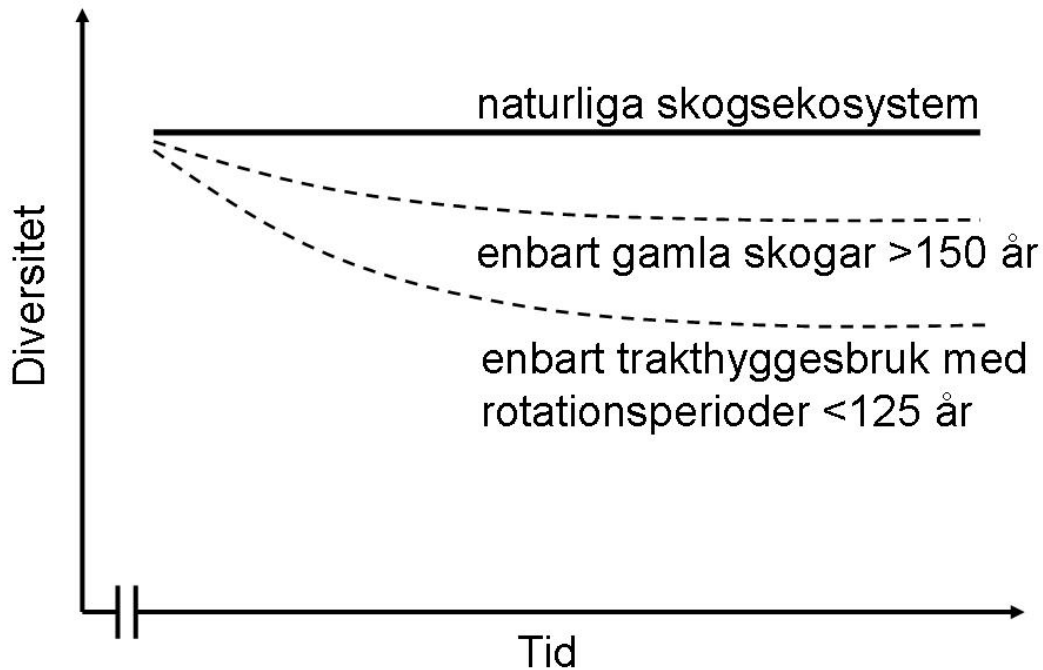
För att bedöma konsekvenserna av skogsbruk i kontinuitetsskogar är det viktigt med specifik kunskap om enskilda arter, situationer, skogsbruksmetoder, etc. Men det är också viktigt att använda sådan specifik kunskap i generella modeller för hur skogsbruk kan påverka biodiversiteten. Modeller kan ofta omsätta detaljkunskap till förståelse för hur hela system fungerar. Därmed kan modeller användas både för konkreta åtgärder och för mer övergripande strategier, såväl som för att vidareutveckla forskning och kunskapsläget.

Litteraturstudien sammanfattar många enskilda resultat och har även tillåtit vissa generaliseringar om lavars motståndskraft och återhämtningsförmåga efter störning. I följande stycke är målsättningen att presentera ytterligare några generaliseringar av hur störningar kan påverka biodiversitet, i form av grafiska modeller (Figur 5 och 6). De tänkbara sambanden mellan biodiversitet och tid efter störning, som presenteras i modellerna, baseras på antaganden om motståndskraft mot störning, tillväxt och kolonisation, samt om betydelsen av beståndsålder (tid efter störning), för epifytiska lavar. Dessa antaganden baseras i sin tur på litteraturstudien.

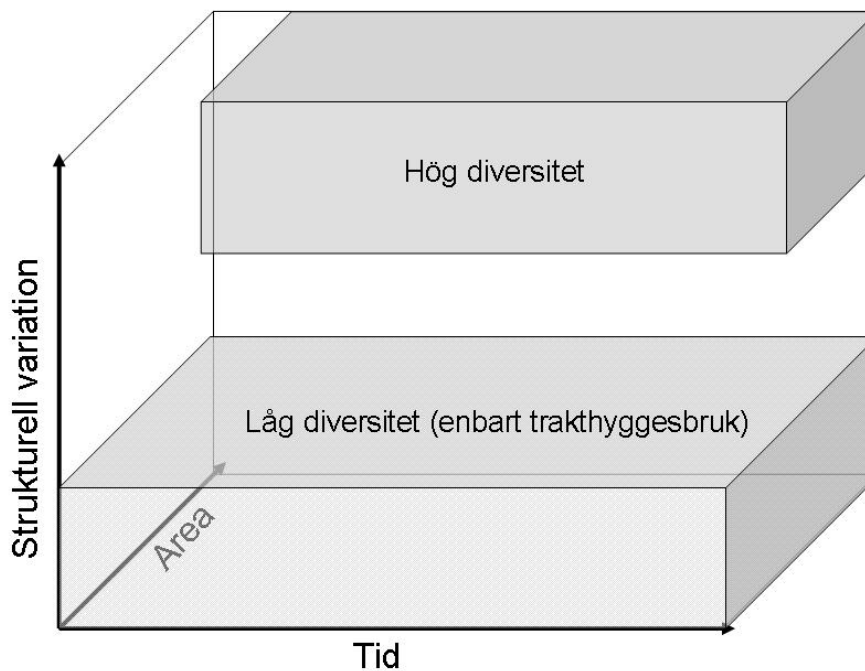
Hittills har jag framhållit tid (beståndsålder/tid efter störning) som en viktig faktor för utvecklingen av biodiversitet. I detta sammanhang är det viktigt beakta att beståndsålder med en skogsbruksvokabulär avser en skogs grundytvågda medelålder. Därför kan skogar med samma "beståndsålder" hysa såväl träd med samma ålder som träd som är olikåldriga och mycket gamla och därmed ha olika förutsättningar för den biologiska mångfalden. Tid är också en viktig komponent i själva definitionerna av kontinuitet och kontinuitetsskogar. Utöver tid finns det andra viktiga faktorer för biodiversitet. Två sådana faktorer är strukturer och areal. För epifytiska lavar har exempelvis Pipp m fl (2001) visat hur strukturell variation, i t ex trädhöjd och luckighet, kan vara viktigare än beståndsålder för artantalet av epifytiska lavar. Därför inkluderar jag avslutningsvis en grafisk modell som betonar dessa tre faktorer: tid, struktur och areal (Figur 7).



Figur 5 Tänkbara samband mellan tid efter störning och biodiversitet på beståndsnivå. I det här exemplet avser figuren specifikt diversitet av epifytiska lavar, men kan även antas gälla för andra artgrupper. Motståndskraft mot störning, kolonisationsförmåga och populationstillväxt kan dock skilja sig mellan artgrupper, vilket kan påverka sambanden. Diversitet avser här främst artantal, men kan också avse enskilda arters populationsstorlek eller lavsamhällets artsammansättning (y-axeln representerar då exempelvis omfattningen av förändringar i artsammansättningen). Vid en störning (t ex avverkning eller skogsbrand) reduceras diversiteten mer eller mindre mycket beroende på störningens intensitet i beståndet (⇒). Hög intensitet ökar mortaliteten i trädskiktet. Därmed reduceras lavarnas substrattillgång och diversiteten minskar drastiskt. Kalavverkning innebär i princip 100 % minskning av diversiteten, enstaka kvarlämnade träd lägre minskning, selektiv avverkning ännu lägre, etc. Samma sak gäller för naturlig störning som skogsbrand; högintensiva bränder resulterar i drastiska minskningar av diversiteten, medan lågintensiva, heterogena bränder innebär lägre minskningar. Störningsintensiteten kommer också att påverka återhämtningstakten eftersom fler kvarlämnade träd innebär att fler lavar, både arter och individer, har överlevt. Därför kan de direkt starta sin tillväxt i det uppväxande beståndet och spridningsavstånden från de överlevande lavarna till nya träd är korta. Men återhämtningstakten kommer också att bero på det omgivande landskapet (↔). Återhämtningstakten blir snabbare (svart pil åt vänster) om det omgivande landskapet hyser stora populationer av arter som kan återkolonisera den uppväxande skogen. Återhämtningstakten minskar (svart pil åt höger) om dessa arter är ovanliga. Eftersom antalet unika lavararter och lavarnas populationsstorlekar är större i gammal skog, kommer återhämtningstakten i ett bestånd som utsatts för störning därför att gå snabbare i ett landskap med en hög andel gammal skog.



Figur 6 Tänkbar utveckling av biodiversiteten i boreala skogslandskap över lång tid, t ex flera rotationsperioder. I många naturliga boreala skogsekosystem är störningar vanliga. Därför finns det hela tiden skog i olika successionsstadier och en relativt hög andel gammal skog. En stor andel av skogen kan definieras som kontinuitetsskog. Därmed har alla arter som förekommer i det här systemet goda förutsättningar för långsiktig överlevnad. Diversiteten är därför konstant över tiden. Om landskapet enbart används för trakthyggesbruk med korta rotationsperioder, <125 år, kommer alla arter som är knutna till de gamla skogarna över tiden att försvinna. Baserat på andelen unika arter i de studier som utvärderades i litteraturstudien kan den andelen vara ca 40 %. Om landskapet istället endast består av gamla skogar kommer de arter som är knutna till yngre successionsstadier att försvinna, och den andelen var ca 20 %. Det är dock osannolikt med stora landskapsavsniitt som endast hyser gammal skog eftersom naturliga störningar som vindfällan och skogsbrand sannolikt inträffar under längre tidsperioder.

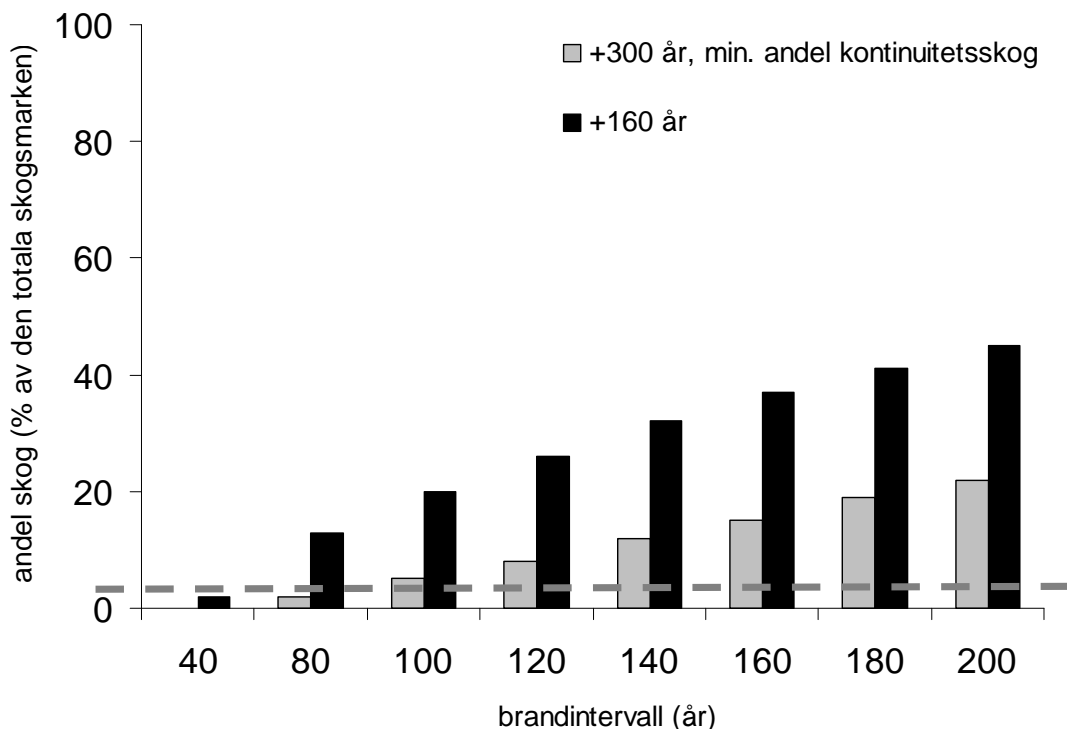


Figur 7 Tre viktiga faktorer för biodiversitet är tid, strukturer och areal. Den här förenklade figuren illustrerar hur dessa tre faktorer samverkar för att skapa förutsättningar för hög och låg diversitet. Diversitet avser i det här fallet artantal av epifytiska lavar, men kan också avse t ex arternas populationsstorlekar, artsammansättning eller andra organismgrupper. Tid är viktigt eftersom antalet kolonisationstillfällen ackumuleras över tiden, dvs ju längre tid som går desto högre är chansen att en art koloniserar beståndet/landskapet. Men antalet arter som kan kolonisera ett bestånd eller landskap är också beroende av den strukturella mångfalden, dvs antalet nischer. Ju fler trädslag, trädåldrar, etc desto fler lavar kan samexistera. Därför kan det antas att artantalet ökar successivt (linjärt) med ökad strukturell variation, medan det med tiden uppstår ett jämviktsläge, där antalet arter vid en given strukturell variation inte ökar längre. Därför är boxen som indikerar "hög diversitet" utsträckt längre längs tidsaxeln än längs strukturaxeln. Det innebär att hög diversitet kan nå relativt snabbt, förutsatt att den strukturella variationen är hög. Areal är viktigt för att den har ett samband med både den strukturella variationen och antalet individer. När arean ökar, ökar också chansen att beståndet/landskapet innehåller viktiga strukturer och variation i dessa strukturer. Dessutom ökar antalet individer successivt med ökad area, och ju fler individer det finns desto högre är chansen att det finns fler arter (här finns undantag). För epifytiska lavar innebär detta sammantaget att hög diversitet kan förväntas i stora landskapsavsnitt som kännetecknas av hög strukturell variation. Litteraturstudien visade att det i dessa landskap bör finnas en hög andel bestånd över 150-200 år, men även unga bestånd. Stora landskapsavsnitt ökar möjligheterna att inrymma både unga och gamla skogsbestånd, och viktiga strukturer för biologisk mångfald. Det innebär att dessa landskap hyser hög rumslig kontinuitet. Låg diversitet kan omvänt förväntas i små områden med liten strukturell variation. I landskap som brukas med enbart trakthyggesbruk blir den strukturella variationen liten även i stora landskap. Därför kan det förväntas att sådana landskapsavsnitt hyser låg diversitet. I praktiken hyser dock de flesta av dagens boreala landskap fortfarande tillräckligt mycket strukturell variation för att hysa relativt hög artmångfald även om många arters populationer är starkt reducerade eftersom andelen gammal skog är låg.

6. Tillståndet i Sverige

Den här litteraturstudien styrker det som ofta har påtalats. Att gammal skog är viktig för fortlevnaden av många växter och djur. Studierna som utvärderades under det här arbetet visade framför allt att gamla skogar hyser en hög andel unika arter och stora populationer. Gamla skogar är ofta kontinuitetsskogar eftersom de bara undantagsvis har varit kalavverkade. Trakthyggesbrukade skogar kommer sannolikt inte att hysa samma mångfald när de blir gamla eftersom de innehåller lägre strukturell variation på såväl bestånds- som landskapsnivå.

Det finns mindre än 5 % skog som är äldre än 160 år från Värmlands län och norrut (www.svo.se; Figur 8). Denna andel kan jämföras med vad den skulle vara i ett naturligt landskap med återkommande skogsbränder. Med brandintervall på 80-100 år skulle andelen skog över 160 år vara 4-7 gånger högre än i dagens landskap (Figur 8). Andelen skog över 300 år (ålderskriterium för kontinuitetsskogar) skulle vara ungefär i nivå med dagens andel gammal skog. Sannolikt skulle dock en större andel skog i det naturliga landskapet kategoriseras som kontinuitetsskog, än den som uppfyller ålderskriteriet, eftersom bränder kan lämna kvar relativt mycket träd. Därför har många naturliga skogar lång trädkontinuitet även om de har brunnit. Brandfrekvensen har också varierat mellan skogstyper och över tiden, och för frisk granskog är det sannolikt att brandintervallen var betydligt längre än 80-100 år (Pitkänen m fl 2003).



Figur 8 Andelen skog över 160 respektive 300 år på landskapsnivå, som en funktion av brandintervall (enligt en negativ exponentiell modell där brandrisken är helt slumpmässig; jfr Lesica 1996). Skog över 300 år kan ses som den uppskattade, minsta andelen kontinuitetsskog i det naturliga landskapet. Streckad linje anger andelen skog över 160 år i dagens boreala skogslandskap (Värmlands, Dalarnas, Gävleborgs, Västernorrlands, Jämtlands, Västerbottens och Norrbottens län; enligt Skogsstyrelsen 2006).

7. Forskningsbehov

Med utgångspunkt från litteratursammanställningen framträder följande behov och exempel på studier för att förbättra kunskapsläget om epifytiska lavar och deras dynamik, respons på störning, etc. i boreala skogar.

- Det behövs bättre kontroll för störningshistorik vid studier av diversitet och beståndsålder. Framför allt behövs det fler studier av beståndsålderssekvenser i naturliga system, dvs jämförelser av unga till gamla skogar med naturlig störningshistorik (se t ex Uotila & Kuoki 2005, som dock inte inkluderar epifytiska lavar).
- Det behövs fler studier på landskapsnivå. Den enda studien som jämför naturliga och brukade landskap är Dettki & Esseen (1998). Denna typ av studier är mycket viktiga för att förstå hur skogsbruk påverkar biodiversitet på landskapsnivå. Det skulle också vara värdefullt med studier på beståndsnivå som jämför ålderssekvenser av produktionsbestånd i landskap med hög respektive låg grad av skogsbruk. Den typen av studier skulle ge värdefull information om t ex återhämtningsprocesser i brukad skog som en funktion av omgivande landskap.
- Det behövs betydligt fler studier av kanteffekter, framför allt som jämför kantzoner i fler situationer, t ex med avseende på exponering. De flesta studier hittills avser kantzoner exponerade mot den södra sektorn där effekterna kan förväntas vara som störst. Vid studier av kantzoner är det en fördel av använda samma avstånd, där 0-20-50-100 meter från störningszonen kan vara lämpliga.
- Det behövs transplantationsstudier av betydligt fler olika arter. Hittills är lunglavar *Lobaria* spp överrepresenterade. Vid studier av transplanterade lavar bör både vitalitet och tillväxt mätas som responsvariabler, eftersom dessa mått kan ge olika utfall och spegla olika biologiska processer.
- Det behövs betydligt fler studier av lavar på kvarlämnade träd. Att närvaron av sådana träd i unga bestånd är positivt för lavdiversiteten verkar klart, men alla sådana studier är hittills från Nordamerika. Även om dessa studier indikerar betydelsen av kvarlämnade träd behövs det dock mer detaljkunskap om både kort- och långtidsprocesser, som t ex vitalitet och tillväxt, på de kvarlämnade träden.
- Studier av skogsbruksexperiment är idag mycket heterogena avseende avverkningsmetoderna som har tillämpats. Det skulle naturligtvis vara önskvärt med standardiserade uttagsvolymmer etc. Detta är dock sannolikt svårt eftersom varje studie kan vara nödvändig att anpassa till nationella eller regionala skogsbruksmetoder.
- Allmänt sett behövs det fler långtidsstudier. I de mer experimentella studierna, i studierna av lavar på kvarlämnade träd och i studierna av kantzoner, är oftast tiden mellan behandling och avläsning kort, mindre än 10 år. Vidare behövs det fler studier som inkluderar skorplavar. Hittills är det

främst i beståndsåldersstudierna som de har inkluderats. Det finns goda möjligheter att även inkludera dem i studier av kanteffekter, skogsbruks-experiment, kvarlämnade träd och kolonisation. Även om de är svåra att transplantera kan förflyttningar av exempelvis grankvistar med skorplavar, tillföra kunskap om hur de reagerar på störning.

Litteratur/källförteckning

- Berg Å m fl, 1995. Threat levels and threats to red-listed species in Swedish forests. *Conservation Biology* 9: 1629-1633.
- Cameron RP, 1998. Effects of forest management practices on forest structure and selected epiphytic lichens in Nova Scotia. Master's thesis, Acadia University.
- Campbell J & Fredeen AL, 2004. *Lobaria pulmonaria* abundance as an indicator of macrolichen diversity in Interior Cedar-Hemlock forests of east-central British Columbia. *Canadian Journal of Botany* 82: 970-982.
- Chen J m fl, 1999. Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology. *BioScience* 49: 288-297.
- Coxson DS & Stevenson SK, 2005. Retention of canopy lichens after partial-cut harvesting in wet-belt interior cedar-hemlock forests, British Columbia, Canada. *Forest Ecology and Management* 204: 97-112.
- Dettki H & Esseen P-A 1998. Epiphytic macrolichens in managed and natural forest landscapes: a comparison at two spatial scales. *Ecography* 21: 613-624.
- Dettki H & Esseen P-A, 2003. Modelling long-term effects of forest management on epiphytic lichens in northern Sweden. *Forest Ecology and Management* 175: 223-238.
- Dettki H m fl, 2000. Are epiphytic lichens in young forests limited by local dispersal? *Ecoscience* 7: 317-325.
- Esseen P-A, 1981. Host specificity and ecology of epiphytic macrolichens in some central Swedish spruce forests. *Wahlenbergia* 7: 73-81.
- Esseen P-A 1985. Litter fall of epiphytic macrolichens in two old *Picea abies* forests in Sweden. *Canadian Journal of Botany* 63: 980-987.
- Esseen P-A 1994. Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer forest. *Biological Conservation* 68: 19-28.
- Esseen P-A, 2006. Edge influence on the old-growth forest indicator lichen *Alectoria sarmentosa* in natural forests. *Journal of Vegetation Science* 17: 185-194.
- Esseen P-A & Renhorn K-E, 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology* 12: 1307-1317.
- Gärdenfors U (red), 2005. Rödlistade arter i Sverige 2005. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Gauslaa Y, 1985. The ecology of *Lobaria pulmonaria* and *Parmelia caperatae* in *Quercus* dominated forests in South-west Norway. *Lichenologist* 17: 117-140.
- Gauslaa Y & Solhaug KA, 1996. Differences in the susceptibility to light stress between epiphytic lichens of ancient and young boreal forest stands. *Functional Ecology* 10: 344-354.

- Gauslaa Y & Solhaug KA, 1999. High-light damage in air-dry thalli of the old forest lichen *Lobaria pulmonaria* – interactions of irradiance, exposure duration and high temperature. *Journal of Experimental Botany* 50: 697-705.
- Gauslaa Y m fl, 1998. Fine-scale distribution of the epiphytic lichen *Usnea longissima* on two even-aged neighbouring *Picea abies* trees. *Journal of Vegetation Science* 9: 95-102.
- Gauslaa Y m fl, 2001. Aspect dependent high-irradiance damage in two transplanted foliose forest lichens, *Lobaria pulmonaria* and *Parmelia sulcata*. *Canadian Journal of Forest Research* 31: 1639-1649.
- Gauslaa Y m fl, 2006. Growth and ecophysiological acclimation of the foliose lichen *Lobaria pulmonaria* in forests with contrasting light climates. *Oecologia* 147: 406-416.
- 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.
- Hedenås H & Ericson L 2003. Response of epiphytic lichens on *Populus tremula* in a selective cutting experiment. *Ecological Applications* 13: 1124-1134.
- Hilmo O & Holien H, 2002. Epiphytic lichen response to the edge environment in a boreal *Picea abies* forest in Central Norway. *The Bryologist* 105: 48-56.
- Hilmo O m fl, 2005. Logging strategy influences colonization of common chlorolichens on branches of *Picea abies*. *Ecological Applications* 15: 983-996.
- Johansson P, 2006. Effects of habitat conditions and disturbance on lichen diversity: studies on lichen communities in nemoral, boreal and grassland ecosystems. Doctoral thesis no. 2006:6, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- Johansson P m fl, 2007. Tree age relationships with epiphytic lichen diversity and lichen life-history traits on ash in southern Sweden. *Ecoscience* 14: 81-91.
- Johansson P. 2008. Consequences of disturbance on epiphytic lichens in boreal and near boreal forests. *Biological Conservation* 141: 1933-1944.
- Josefsson T m fl, 2005. Influence of habitat history on the distribution of *Usnea longissima* in boreal Scandinavia: a methodological case study. *Lichenologist* 37: 555-567.
- Kalwij JM m fl, 2005. Effects of stand-level disturbances on the spatial distribution of a lichen indicator. *Ecological Applications* 15: 2015-2024.
- Kantvilas G & Jarman SJ, 2004. Lichens and bryophytes on *Eucalyptus obliqua* in Tasmania: management implications on production forests. *Biological Conservation* 117: 359-373.
- Keon DB & Muir PS, 2002. Growth of *Usnea longissima* across a variety of habitats in the Oregon Coast Range. *The Bryologist* 105: 233-242.
- Lesica P, 1996. Using fire history models to estimate proportions of old growth forest in Northwest Montana, USA
. *Biological Conservation* 77: 33-39.

- Nitare J, 2000. Signalarter - indikatorer på skyddsvärd skog. Skogsstyrelsens förlag, Jönköping.
- Ohlson M m fl, 1997. Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. *Biological Conservation* 81: 221-231.
- Palmqvist K & Sundberg B, 2000. Light use efficiency of dry matter gain in five macro-lichens: relative impact of microclimate conditions and species-specific traits. *Plant Cell and Environment* 23: 1-14.
- Peterson EB & McCune B, 2001. Diversity and succession of epiphytic macrolichen communities in low-elevation managed conifer forests in Western Oregon. *Journal of Vegetation Science* 12: 511-524.
- Pipp AK m fl, 2001. Effects of forest age and forest structure on epiphytic lichen biomass and diversity in a Douglas fir forest. *Northwest Science* 75: 12-24.
- Pitkänen A m fl, 2003. Long-term fire frequency in the spruce-dominated forests of the Ulvinsalo strict nature reserve, Finland. *Forest Ecology and Management* 176: 305-319.
- Price K m fl, 1998. Windthrown or clearcut – What´s the difference? *Northwest Science* 72: 30-33.
- Price K & Hochachka G, 2001. Epiphytic lichen abundance: effects of stand age and composition in coastal British Columbia. *Ecological Applications* 11: 904-913.
- Reich P m fl, 2001. Influence of logging, fire and forest type on biodiversity and productivity in southern boreal forests. *Ecology* 82: 2731-2748.
- Rheault H m fl, 2003. Edge effects on epiphytic lichens in managed black spruce forests of eastern North America. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 23-32.
- Rolstad J & Rolstad E, 1999. Does tree age predict the occurrence and abundance of *Usnea longissima* in multi-aged submontane *Picea abies* stands? *Lichenologist* 31: 613-625.
- Rolstad J & Gjerde I, 2003. Skoglevende organismers spredningsevne – en litteraturgjennomgang. *Aktuellt fra Skogforsk* 1/2003.
- Rolstad J m fl, 2001. Epiphytic lichens in Norwegian coastal spruce forest: historic logging and present forest structure. *Ecological Applications* 11: 421-436.
- Sillett SC, 1995. Branch epiphyte assemblages in the forest interior and on the clearcut edge of a 700-year-old Douglas fir canopy in western Oregon. *The Bryologist* 98: 301-312.
- Snäll T m fl, 2005. Modelling epiphyte metapopulation dynamics in a dynamic forest landscape. *Oikos* 109: 209-222.
- Skogsstyrelsen, 2004. Kontinuitetsskogar - en förstudie. *Meddelande* 1/2004, Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Thor G & Nascimbene J, 2007. A floristic survey in the Southern Alps: additions to the lichen flora of Italy. *Cryptogamie, Mycologie* 28: 1-27.

- Thuresson K, 2006. Occurrence of the lichen *Bryoria nadvornikiana* in forests of different ages in two areas in Dalarna. Examensarbete, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Trofymov JA m fl, 2003. Attributes and indicators of old-growth and successional Douglas-fir forests on Vancouver Island. *Environmental Reviews* 11 (suppl 1): 187-204.
- Uliczka H & Angelstam P, 1999. Occurrence of epiphytic macrolichens in relation to tree species and age in managed boreal forest. *Ecography* 22: 396-405.
- Uotila A & Kouki J, 2005. Understorey vegetation in spruce-dominated forests in eastern Finland and Russian Karelia: successional patterns after anthropogenic and natural disturbances. *Forest Ecology and Management* 215: 113-137.
- Werth S m fl, 2006. Effect of disturbances on the genetic diversity of an old-forest associated lichen. *Molecular Ecology* 15: 911-921.
- Öckinger E m fl, 2005. Is local distribution of the epiphytic lichen *Lobaria pulmonaria* limited by dispersal capacity or habitat quality? *Biodiversity and Conservation* 14: 759-773.

Av Skogsstyrelsen publicerade Rapporter:

- 1988:1 Mallar för ståndortsbonitering; Lathund för 18 län i södra Sverige
- 1991:1 Tätortsnära skogsbruk
- 1992:3 Aktiva Natur- och Kulturvårdande åtgärder i skogsbruket
- 1993:7 Betespräglad äldre bondeskog – från naturvårdssynpunkt
- 1994:5 Historiska kartor - underlag för natur- och kulturmiljövård i skogen
- 1995:1 Planering av skogsbrukets hänsyn till vatten i ett avrinningsområde i Gävleborg
- 1995:2 SUMPSKOG – ekologi och skötsel
- 1996:1 Women in Forestry – What is their situation?
- 1996:2 Skogens kvinnor – Hur är läget?
- 1997:2 Naturvårdsutbildning (20 poäng) Hur gick det?
- 1997:5 Miljeu96 Rådgivning, Rapport från utvärdering av miljeurådgivningen
- 1997:6 Effekter av skogsbränsleuttag och askåterföring – en litteraturstudie
- 1997:7 Målgruppsanalys
- 1997:8 Effekter av tungmetallnedfall på skogslevande landsnäckor (with English Summary: The impact on forest land snails by atmospheric deposition of heavy metals)
- 1997:9 GIS-metodik för kartläggning av markförsurning – En pilotstudie i Jönköpings län
- 1998:1 Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation
- 1998:3 Dalaskog - Pilotprojekt i landskapsanalys
- 1998:4 Användning av satellitdata – hitta avverkad skog och uppskatta lövröjningsbehov
- 1998:5 Baskatjoner och aciditet i svensk skogsmark - tillstånd och förändringar
- 1998:6 Övervakning av biologisk mångfald i det brukade skogslandskapet. With a summary in English: Monitoring of biodiversity in managed forests.
- 1998:7 Marksvampar i kalkbarrskogar och skogsbeten i Gotländska nyckelbiotoper
- 1999:1 Miljökonsekvensbeskrivning av Skogsstyrelsens förslag till åtgärdsprogram för kalkning och vitalisering
- 1999:2 Internationella konventioner och andra instrument som behandlar internationella skogsfrågor
- 2000:1 Samordnade åtgärder mot försurning av mark och vatten - Underlagsdokument till Nationell plan för kalkning av sjöar och vattendrag
- 2000:4 Skogsbruket i den lokala ekonomin
- 2000:5 Aska från biobränsle
- 2000:6 Skogsskadeinventering av bok och ek i Sydsverige 1999
- 2001:1 Landmolluskfaunans ekologi i sump- och myrskogar i mellersta Norrland, med jämförelser beträffande förhållandena i södra Sverige
- 2001:2 Arealförluster från skogliga avrinningsområden i Västra Götaland
- 2001:3 The proposals for action submitted by the Intergovernmental Panel on Forests (IPF) and the Intergovernmental Forum on Forests (IFF) - in the Swedish context
- 2001:4 Resultat från Skogsstyrelsens ekenkät 2000
- 2001:5 Effekter av kalkning i utströmningsområden med kalkkross 0 - 3 mm
- 2001:6 Biobränslen i Söderhamn
- 2001:7 Entreprenörer i skogsbruket 1993-1998
- 2001:8A Skogspolitisk historia
- 2001:8B Skogspolitiken idag - en beskrivning av den politik och övriga faktorer som påverkar skogen och skogsbruket
- 2001:8C Gröna planer
- 2001:8D Föryngring av skog
- 2001:8E Fornlämningar och kulturmiljöer i skogsmark
- 2001:8G Framtidens skog
- 2001:8H De skogliga aktörerna och skogspolitiken
- 2001:8I Skogsbilvägar
- 2001:8J Skogen sociala värden
- 2001:8K Arbetsmarknadspolitiska åtgärder i skogen
- 2001:8L Skogsvårdsorganisationens uppdragsverksamhet
- 2001:8M Skogsbruk och rennärning
- 2001:8O Skador på skog
- 2001:9 Projekterfarenheter av landskapsanalys i lokal samverkan – (LIFE 96 ENV S 367) Uthålligt skogsbruk byggt på landskapsanalys i lokal samverkan
- 2001:11A Strategier för åtgärder mot markförsurning
- 2001:11B Markförsurningsprocesser
- 2001:11C Effekter på biologisk mångfald av markförsurning och motåtgärder
- 2001:11D Urvalskriterier för bedömning av markförsurning
- 2001:11E Effekter på kvävedynamiken av markförsurning och motåtgärder
- 2001:11F Effekter på skogsproduktion av markförsurning och motåtgärder
- 2001:11G Effekter på tungmetallers och cesiums rörlighet av markförsurning och motåtgärder
- 2002:1 Ekskador i Europa
- 2002:2 Gröna Huset, slutrapport
- 2002:3 Project experiences of landscape analysis with local participation – (LIFE 96 ENV S 367) Local participation in sustainable forest management based on landscape analysis
- 2002:4 Landskapsekologisk planering i Söderhamns kommun
- 2002:5 Miljöriktig vedeldning - Ett informationsprojekt i Söderhamn

- 2002:6 White backed woodpecker landscapes and new nature reserves
- 2002:7 ÄBIN Satellit
- 2002:8 Demonstration of Methods to monitor Sustainable Forestry, Final report Sweden
- 2002:9 Inventering av frötaäktssbestånd av stjäkkek, bergkek och rödek under 2001 - Ekdöd, skötsel och naturvård
- 2002:10 A comparison between National Forest Programmes of some EU-member states
- 2002:11 Satellitbildsbaserade skattningar av skogliga variabler
- 2002:12 Skog & Miljö - Miljöbeskrivning av skogsmarken i Söderhamns kommun
- 2003:1 Övervakning av biologisk mångfald i skogen - En jämförelse av två metoder
- 2003:2 Fågelfaunan i olika skogsmiljöer - en studie på beståndsnivå
- 2003:3 Effektivare samråd mellan rennärning och skogsbruk -förbättrad dialog via ett utvecklat samrådsförfarande
- 2003:4 Projekt Nissadalen - En integrerad strategi för kalkning och askspridning i hela avrinningsområden
- 2003:5 Projekt Renbruksplan 2000-2002 Slutrapport, - ett planeringsverktyg för samebyarna
- 2003:6 Att mäta skogens biologiska mångfald - möjligheter och hinder för att följa upp skogspolitikens miljömål i Sverige
- 2003:7 Vilka botaniska naturvärden finns vid torplämningar i norra Uppland?
- 2003:8 Kalkgranskogar i Sverige och Norge - förslag till växtsociologisk klassificering
- 2003:9 Skogsägare på distans - Utvärdering av SVO:s riktade insatser för utbor
- 2003:10 The EU enlargement in 2004: analysis of the forestry situation and perspectives in relation to the present EU and Sweden
- 2004:1 Effektoppföljning skogsmarkskalkning tillväxt och trädvitalitet, 1990-2002
- 2004:2 Skogliga konsekvensanalyser 2003 - SKA 03
- 2004:3 Natur- och kulturinventeringen i Kronobergs län 1996 - 2001
- 2004:4 Naturlig förnygring av tall
- 2004:5 How Sweden meets the IPF requirements on nfp
- 2004:6 Synthesis of the model forest concept and its application to Vilhelmina model forest and Barents model forest network
- 2004:7 Vedlevande arters krav på substrat - sammanställning och analys av 3.600 arter
- 2004:8 EU-utvidgningen och skogsindustrin - En analys av skogsindustrins betydelse för de nya medlemsländernas ekonomier
- 2004:10 Om virkesförrådets utveckling och dess påverkan på skogsbrukets lönsamhet under perioden 1980-2002
- 2004:11 Naturskydd och skogligt genbevarande
- 2004:12 När vi skogspolitikens mångfaldsmål på artnivå? - Åtgärdsförslag för uppföljning och metodutveckling
- 2005:1 Access to the forests for disabled people
- 2005:2 Tillgång till naturen för människor med funktionshinder
- 2005:3 Besökarstudier i naturområden - en handbok
- 2005:4 Visitor studies in nature areas - a manual
- 2005:5 Skogshistoria år från år 1177-2005
- 2005:6 Vägar till ett effektivare samarbete i den privata tätortsnära skogen
- 2005:7 Planering för rekreation - Grön skogsbruksplan i privatägd tätortsnära skog
- 2005:8a-8c Report from Proceedings of ForestSAT 2005 in Borås May 31 - June 3
- 2005:9 Sammanställning av stormskador på skog i Sverige under de senaste 210 åren
- 2005:10 Frivilliga avsättningar - en del i Miljökvalitetsmålet Levande skogar
- 2005:11 Skogliga sektorsmål - förutsättningar och bakgrundsmaterial
- 2005:12 Målbilder för det skogliga sektorsmålet - hur går det med bevarandet av biologisk mångfald?
- 2005:13 Ekonomiska konsekvenser av de skogliga sektorsmålen
- 2005:14 Tio skogsägares erfarenheter av stormen
- 2005:15 Uppföljning av skador på fornlämningar och övriga kulturlämningar i skog
- 2005:16 Mykorrhizasvampar i örtrika granskogar - en metodstudie för att hitta värdefulla miljöer
- 2005:17 Forskningsseminarium skogsbruk - rennärning 11-12 augusti 2004
- 2005:18 Klassning av renbete med hjälp av ståndortsboniteringens vegetationstypsindelning
- 2005:19 Jämförelse av produktionspotential mellan tall, gran och björk på samma ståndort
- 2006:1 Kalkning och askspridning på skogsmark - redovisning av arealer som ingått i Skogsstyrelsens försöksverksamhet 1989-2003
- 2006:2 Satellitbildsanalys av skogsbilvägar över våtmarker
- 2006:3 Myllrande Våtmarker - Förslag till nationell uppföljning av delmålet om byggande av skogsbilvägar över värdefulla våtmarker
- 2006:4 Granbarkborren - en scenarioanalys för 2006-2009
- 2006:5 Överensstämmelse anmält och verkligt GROT-uttag?
- 2006:6 Klimathotet och skogens biologiska mångfald
- 2006:7 Arenor för hållbart brukande av landskapets alla värden - begreppet Model Forest som ett exempel
- 2006:8 Analys av riskfaktorer efter stormen Gudrun
- 2006:9 Stormskadad skog - förnygring, skador och skötsel
- 2006:10 Miljökonsekvenser för vattenkvalitet, Underlagsrapport inom projektet Stormanalys
- 2006:11 Miljökonsekvenser för biologisk mångfald - Underlagsrapport inom projektet Stormanalys
- 2006:13 Hur drabbades enskilda skogsägare av stormen Gudrun - Resultat av en enkätundersökning
- 2006:14 Riskhantering i skogsbruket
- 2006:15 Granbarkborrens utnyttjande av vindfällan under första sommaren efter stormen Gudrun - (The spruce bark beetle in wind-felled trees in the first summer following the storm Gudrun)
- 2006:16 Skogliga sektorsmål i ett internationellt sammanhang

- 2006:17 Skogen och ekosystemansatsen i Sverige
- 2006:18 Strategi för hantering av skogliga naturvärden i Norrtälje kommun ("Norrtäljeprojektet")
- 2006:19 Kantzonens ekologiska roll i skogliga vattendrag - en litteraturöversikt
- 2006:20 Ägoslag i skogen - Förslag till indelning, begrepp och definitioner för skogsrelaterade ägoslag
- 2006:21 Regional produktionsanalys - Konsekvenser av olika miljöambitioner i länen Dalarna och Gävleborg
- 2006:22 Regional skoglig Produktionsanalys - Konsekvenser av olika skötselregimer
- 2006:23 Biomassaflöden i svensk skogsnäring 2004
- 2006:24 Trädbränslestatistik i Sverige - en förstudie
- 2006:25 Tillväxtstudie på Skogsstyrelsens obsytor
- 2006:26 Regional produktionsanalys - Uppskattning av tillgängligt trädbränsle i Dalarnas och Gävleborgs län
- 2006:27 Referenshågn som ett verktyg i vilt- och skogsförvaltning
- 2007:1 Utvärdering av ÄBIN
- 2007:2 Trädslagets betydelse för markens syra-basstatus - resultat från Ståndortskarteringen
- 2007:3 Älg- och rådjursstammarnas kostnader och värden
- 2007:4 Virkesbalanser för år 2004
- 2007:5 Life Forests for water - summary from the final seminar in Lycksele 22-24 August 2006
- 2007:6 Renskador i plant- och ungskog - en litteraturöversikt och analys av en taxeringsmetod
- 2007:7 Övervakning och klassificering av skogsvattendrag i enlighet med EU:s ramdirektiv för vatten - exempel från Emån och Öreälven
- 2007:8 Svenskt skogsbruk möter klimatförändringar
- 2007:9 Uppföljning av skador på fornlämningar i skogsmark
- 2007:10 Utgör kvävegödsling av skog en risk för Östersjön? Slutsatser från ett seminarium anordnat av Baltic Sea 2020 i samarbete med Skogsstyrelsen
- 2008:1 Arenas for Sustainable Use of All Values in the Landscape - the Model Forest concept as an example
- 2008:2 Samhällsekonomisk konsekvensanalys av skogsmarks- och ytvattenkalkning
- 2008:3 Mercury Loading from forest to surface waters: The effects of forest harvest and liming
- 2008:4 The impact of liming on ectomycorrhizal fungal communities in coniferous forests in Southern Sweden
- 2008:5 Långtidseffekter av kalkning på skogsmarkens kol- och kväveförråd
- 2008:6 Underlag för en nationell strategi för skötsel och skydd av sumpskogar
- 2008:7 Regionala analyser om kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk
- 2008:8 Frötäkt och frötäktområden av gran och tall i Sverige
- 2008:9 Vägledning vid skogsmarkskalkning
- 2008:10 Områden som skogsmarkskalkats inom Skogsstyrelsens försöksverksamhet 2005-2007
- 2008:11 Inventering av ädellövplanteringar på stormhyggen från 1999 i Skåne
- 2008:12 Aluminiumhalter i skogsbäckar och variationen med avrinningsområdenas egenskaper
- 2008:13 Åtgärder för ett uthålligt brukande av skogsmarken - resultat från studier finansierade inom Movib
- 2008:14 Användningen av växtskyddsmedel inom skogsbruket
- 2008:15 Skogsmarkskalkning
- 2008:16 Skogsmarkskalkningens effekter på kemin i mark, grundvatten och ytvatten i SKOKAL-områdena 16 år efter behandling
- 2008:18 Effekter av skogsbruk på rennäringen - en litteraturstudie
- 2008:19 Hyggesfritt skogsbruk i ädellövskog - En litteratursammanställning
- 2008:20 Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk i ädellövskogar - slutrapport för delprojekt Ädellöv
- 2008:21 Skoglig kontinuitet och historiska kartor - en metodstudie för bokskog
- 2008:22 Kontinuitetsskogar och Kontinuitetsskogsbruk - Slutrapport för delprojekt Skötsel - hyggesfritt skogsbruk
- 2008:23 Naturkultur - Utvecklingen i försökserien de 10 första åren
- 2008:24 Jämförelse av ekonomi och produktion mellan trakthyggesbruk och blädning i skiktad granskog - analyser spå beståndsnivå baserade på simulering
- 2008:25 Skogliga konsekvensanalyser 2008 - SKA-VB 08
- 2009:1 Åtgärdsplanering i reglerade vattendrag - arbetsgång och åtgärdsförslag i övre Ångermanälven
- 2009:2 Skog & Historia i Uppland - Gröna Jobb 2004-2008
- 2009:3 Utvärdering av metoder för kvantifiering av epifytiska hänglavar
- 2009:4 Kartläggning och Identifiering av kontinuitetsskog
- 2009:5 Skogsproduktion i stormområdet: Ett underlag för Skogsstyrelsens strategi för uthållig skogsproduktion
- 2009:6 Ekonomisk beskrivning av konsekvenser i samband med ledningsintrång i skogsmark
- 2009:7 Avverknig av nyckelbiotoper och objekt med höga naturvärden - en gis-analys och inventeringsdata från Polytax
- 2009:8 Produktionsanalys i Gävleborgs län
- 2009:9 Skogsstyrelsens erfarenheter kring samarbetsnätverk i landskapet
- 2010:1 Förnygra - Vårda - Skydda - Underlag för Skogsstyrelsens strategi för hållbar skogsproduktion
- 2010:2 Effektiv rådgivning - Slutrapport
- 2010:3 Markägarenkäten. Skogsstyrelsens delrapport för undersökningarna om processen för formellt skydd 2005-2008
- 2010:4 Landskapsansats för bevarande av skoglig biologisk mångfald - en uppföljning av 1997 års regionala bristanalys, och om behovet av samverkan mellan aktörer
- 2010:5 Översön av Skogsstyrelsens virkesmättningsföreskrifter - Analys och förslag
- 2010:6 Polytax 5/7 återväxttaxering: Resultat från 1999-2008
- 2010:7 Behöver omvandlingstalen mellan m^3_{fub} och m^3_{sk} revideras? - En förstudie
- 2010:8 Åtgärdsprogram för bevarande av vitryggig hackspett och dess livsmiljöer 2005-2009 - Slutrapport

2010:9

Störningskänslighet hos lavar i barrskogar

Av Skogsstyrelsen publicerade Meddelanden:

1991:2	Vägplan -90
1991:5	Ekologiska effekter av skogsbränsleuttag
1995:2	Gallringsundersökning 92
1995:3	Kontrolltaxering av nyckelbiotoper
1996:1	Skogsstyrelsens anslag för tillämpad skogsproduktionsforskning
1997:1	Naturskydd och naturhänsyn i skogen
1997:2	Skogsvårdsorganisationens årskonferens 1996
1998:1	Skogsvårdsorganisationens Utvärdering av Skogspolitiken
1998:2	Skogliga aktörer och den nya skogspolitiken
1998:3	Förnygringsavverkning och skogsbilvägar
1998:4	Miljöhänsyn vid förnygringsavverkning - Delresultat från Polytax
1998:5	Beståndsanläggning
1998:6	Naturskydd och miljöarbete
1998:7	Röjningsundersökning 1997
1998:8	Gallringsundersökning 1997
1998:9	Skadebilden beträffande fasta fornlämningar och övriga kulturmiljövärden
1998:10	Produktionskonsekvenser av den nya skogspolitiken
1998:11	SMILE - Uppföljning av sumpskogsskötsel
1998:12	Sköter vi ädellövskogen? - Ett projekt inom SMILE
1998:13	Riksdagens skogspolitiska intentioner. Om mål som uppdrag till en myndighet
1998:14	Swedish forest policy in an international perspective. (Utfört av FAO)
1998:15	Produktion eller miljö. (En mediaundersökning utförd av Göteborgs universitet)
1998:16	De trädbevuxna impedimentens betydelse som livsmiljöer för skogslevande växt- och djurarter
1998:17	Verksamhet inom Skogsvårdsorganisationen som kan utnyttjas i den nationella miljöövervakning
1998:19	Skogsvårdsorganisationens årskonferens 1998
1999:1	Nyckelbiotopsinventeringen 1993-1998. Slutrapport
1999:3	Sveriges sumpskogar. Resultat av sumpskogsinventeringen 1990-1998
2001:1	Skogsvårdsorganisationens Årskonferens 2000
2001:2	Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödsling
2001:3	Kontrollinventering av nyckelbiotoper år 2000
2001:4	Åtgärder mot markförsurning och för ett uthålligt brukande av skogsmarken
2001:5	Miljöövervakning av Biologisk mångfald i Nyckelbiotoper
2001:6	Utvärdering av samråden 1998 Skogsbruk - rennäring
2002:1	Skogsvårdsorganisationens utvärdering av skogspolitikens effekter - SUS 2001
2002:2	Skog för naturvårdsändamål – uppföljning av områdesskydd, frivilliga avsättningar, samt miljöhänsyn vid förnygringsavverkning
2002:4	Action plan to counteract soil acidification and to promote sustainable use of forestland
2002:6	Skogsmarksgödsling - effekter på skogshushållning, ekonomi, sysselsättning och miljön
2003:1	Skogsvårdsorganisationens Årskonferens 2002
2003:2	Konsekvenser av ett förbud mot permtrinbehandling av skogsplantor
2004:1	Kontinuitetsskogar - en förstudie
2004:2	Landskapsekologiska kärnområden - LEKO, Redovisning av ett projekt 1999-2003
2004:3	Skogens sociala värden
2004:4	Inventering av nyckelbiotoper - Resultat 2003
2006:1	Stormen 2005 - en skoglig analys
2007:1	Övervakning av insektsangrepp - Slutrapport från Skogsstyrelsens regeringsuppdrag
2007:2	Kvävegödsling av skogsmark
2007:3	Skogsstyrelsens inventering av nyckelbiotoper - Resultat till och med 2006
2007:4	Fördjupad utvärdering av Levande skogar
2007:5	Hållbart nyttjande av skog
2008:1	Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk
2008:2	Rekommendationer vid uttag av avverkningsrester och askåterföring
2008:3	Skogsbrukets frivilliga avsättningar
2008:4	Rundvirkes- och skogsbränslebalanser för år 2007 – SKA-VB 08
2009:1	Dikesrensningens regelverk
2009:2	Viltanpassad Skogsskötsel – Skogliga åtgärder för att minska skador
2009:3	Ny metod och nya definitioner i uppföljningen av frivilliga avsättningar
2009:4	Stubbsskörd – kunskapssammanställning och Skogsstyrelsens rekommendationer
2009:5	Vidareutveckling av pågående viltskadeinventeringar
2009:6	En märkbar förändring i skogsägarnas vardag – Projekt Skogsägarnas myndighetskontakter
2009:7	Regler om användning av främmande trädslag
2010:1	Vattenförvaltningen i skogen
2010:2	Nationell tillämpning av FLEGT – Forest Law Enforcement, Governance and Trade

Beställning av Rapporter och Meddelanden

**Skogsstyrelsen,
Bokhandeln
551 83 JÖNKÖPING
Telefon: 036 – 35 93 40
växel 036 – 35 93 00
fax 036 – 19 06 22
e-post: bokhandeln@skogsstyrelsen.se
www.skogsstyrelsen.se**

I Skogsstyrelsens Meddelande-serie publiceras redogörelser, utredningar m.m. av officiell karaktär. Innehållet överensstämmer med myndighetens policy.

I Skogsstyrelsens Rapport-serie publiceras redogörelser och utredningar m.m. för vars innehåll författaren/författarna själva ansvarar.

Skogsstyrelsen publicerar dessutom fortlöpande: Foldrar, broschyrer, böcker m.m. inom skilda skogliga ämnesområden. Skogsstyrelsen är också utgivare av tidningen SkogsEko.

Projektet ”Hyggesfritt skogsbruk” är ett nationellt projekt som letts av Skogsstyrelsen under åren 2005-2010. Projektet har bestått av 7 olika delprojekt. I denna rapport presenteras en specialundersökning från delprojektet ”Naturvärden”. Rapporten presenterar en litteraturstudie som sammanfattar kunskapsläget för hur epifytiska lavar i barrskog reagerar och kan återhämta sig efter olika typer av störning. Enkla modeller som visar hur störningar i form av trakthyggesbruk, hyggesfritt skogsbruk och naturliga störningar kan påverka mångfalden av epifytiska lavar på bestånds- och landskapsnivå presenteras. Sammanställningen visar att många epifytiska lavar har god chans att överleva en avverkning på kvarlämnade träd och i trädgrupper.