

RAPPORT

7 • 2011

Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk

Slutrapport för delprojekt naturvärden



Anders Dahlberg

© Skogsstyrelsen december 2011

Författare

Anders Dahlberg

Omslagsfoto

© Jan Bengtsson

© Niclas Bergius (*goliatmusseron*)

Projektägare

Tomas Thuresson (2005-2006)

Johan Wester 2007-

Projektledare

Jonas Cedergren (2005-2008)

Sverker Rosell 2009-

Projektgrupp

Gunilla Oleskog

Tove Thomasson

Bo Magnusson

Kristina Nilsson

Lasse Bengtsson

Upplaga

Finns endast som pdf-fil för egen utskrift

ISSN 1100-0295

BEST NR 1837

Skogsstyrelsens förlag

551 83 Jönköping

Innehåll

Förord	1
Sammanfattning.....	2
Introduktion	6
Bakgrund	7
Frågeställningar	9
Delprojekt naturvärden	10
Kontinuitetsberoende	12
Skogsstyrelsens definition av kontinuitetsskog 2004	15
En bredare och mer konceptuell definition av kontinuitetsskog.....	16
Olika definitioner ger olika arealer kontinuitetsskog	19
Naturvärden i kontinuitetsskogar	24
Vad har skapat och skapar mångfalden i den svenska skogen.....	24
Mänsklig påverkan och dess effekter på biologisk mångfald	24
Varför finns arter där de finns?	27
Arters beroende av kontinuitet	28
Kontinuitet på bestånds- och landskapsnivå	29
Kontinuitet av levande träd	30
Kontinuitet av död ved	31
Förekomsten av skogslevande boreala arter i olika skogar.....	32
Rödlistade arter	34
Alla skogslevande arter	35
Förekomsten av epifytiska lavar i barrskog	37
Träd-, bestånds- och landskapsnivå	37
Garnlav, långskägg och lunglav	38
Italienska alpskogar – hyggesfritt med hög artmångfald av lavar.....	39
Mykorrhizasvampar, kontinuitet och skogsskötsel	41
Ofta få men potentiellt långlivade mycel	42
Skogsskötsel och mykorrhizasvamp	43
Hyggesfritt skogsbruk positivt för mykorrhizasvamp.....	46
Naturvärden i skog som ”blädats”	46
En jämförelse av påverkan på naturvärden mellan trakthyggesbruk och hyggesfritt skogsbruk.....	54
Litteratur/källförteckning.....	58
Bilaga.....	64

Förord

Skogsstyrelsen startade 2005 projektet "Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk". Projektet var ett treårigt regeringsuppdrag med mål att sammanställa befintlig kunskap samt bygga upp intern kompetens och kunskap inom området. Projektet förlängdes under ytterligare en treårsperiod 2008-2010, under projektnamnet "Hyggesfritt skogsbruk". Projektet löper vidare under ytterligare en treårsperiod 2011-2013, nu med huvudsakligt syfte att bygga upp intern och extern kompetens. Mål är att tillgängliggöra framtagna kunskaper samt att aktivt sprida kunskaper genom olika former av information och utbildningar, internt såväl som externt.

Ett mycket viktigt delprojekt under de första projektåren var det s.k. "Naturvärdesprojektet". Huvudsyftet med detta projekt var att kartlägga och sammanställa befintlig kunskap om vilka naturvärden som kan säkras genom olika former av hyggesfritt skogsbruk. I den s.k. svenska modellen är det tänkt att den biologiska mångfalden skall säkras på tre olika sätt: områdesskydd, hänsyn i det brukade landskapet samt alternativa metoder (alternativ till hyggesbruket). Olika modeller för hyggesfritt skogsbruk är i detta sammanhang därför ett viktigt element.

En sammanfattning av slutsatserna i naturvärdesprojektet har tidigare redovisats i projektets slutrapport för den första treårsperioden (Skogsstyrelsen, 2008) samt i "Kunskapssammanställning och bedömningsgrunder för hyggesfritt skogsbruk" (Skogsstyrelsen 2010). Föreliggande rapport är en mera utförlig sammanställning av det material som insamlats i delprojektet "Naturvärden". Delprojektet har behandlat frågor om betydelsen av kontinuitet, vilka naturvärden som är knutna till lång kontinuitet och hur vi kan identifiera och kartlägga dessa värden. Rapporten är en sammanfattning av den forskning som bedrivits. Den innehåller även en del material som tagits fram specifikt inom delprojektet.

Anders Dahlberg, ArtDatabanken, har varit delprojektledare och är författare till rapporten. Rapporten ingår i Skogsstyrelsens rapportserie, där författarna står för innehållet. Detta innebär att rapporten inte nödvändigtvis beskriver Skogsstyrelsens officiella syn. Skogsstyrelsens slutsatser och ställningstaganden har avrapporterats i projektets slutrapport för den första treårsperioden (Skogsstyrelsen, 2008). Skogsstyrelsen har dessutom tagit fram en policy för hyggesfritt skogsbruk (Protokoll 111/2010).

Umeå och Karlstad, december 2011

Johan Wester

Sverker Rosell

Projektägare

Projektledare

Skogsstyrelsen

Skogsstyrelsen

Sammanfattning

På uppdrag av regeringen genomför Skogsstyrelsen från 2005 projektet ”*Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk*”. Denna rapport redovisar resultaten från delprojektet naturvärden som utrett 1) begreppen kontinuitetsskog och kontinuitetsberoende, 2) vilka naturvärden som finns i kontinuitetsskog, 3) förekomsten av kontinuitetsskog nationellt och regionalt samt 4) delvis också tolkat hur hyggesfri respektive konventionell skogsskötsel påverkar naturvärden knutna till kontinuitetsskog.

Skogsstyrelsen definierade 2004 kontinuitetsskog, k-skog, som skog som varit kontinuerligt trädbevuxen sedan 1700. Syftet var att identifieringen av skogar med höga eller potentiellt höga naturvärden¹ skulle underlättas med hjälp av lokal skogshistoria snarare än artinventeringar.

K-skogar har som regel betydligt högre naturvärden än skogar som uppkommit efter kalavverkning. Det finns dock olika tolkningar av vad som menas med kontinuitet och kontinuitetsskogar liksom om och på vad sätt arter är beroende av kontinuitet. K-skogar behöver inte alltid innehålla höga naturvärden och höga naturvärden kan också finnas i skogar utan lång skoglig kontinuitet. Det fanns därför ett behov av att förtydliga vad kontinuitet är och vilken betydelse kontinuitet och kontinuitetsskogar har för biologisk mångfald.

Bakgrund

Slutavverkning är den skogsbruksåtgärd som mer än andra påverkar biologisk mångfald i skog. Införandet av trakthyggesbruk i stor skala i Sverige från 1950-talet har medfört att ett stort antal skogslevande arter missgynnats, blivit ovanligare och i många fall rödlistats. Gemensamt för dessa arter är att de har speciella miljökrav som dåligt eller inte alls tillgodoses i modernt brukad skog. De är ofta svårspredda och ibland långlivade. Det gäller framförallt många kryptogamer och insekter, men även vissa kärlväxter och andra djur. Dessa arter har sina rikligaste förekomster i skogar som ännu inte trakthyggesavverkats. Oftast har dessa skogar under lång tid i varierande grad brukats extensivt i form av t.ex. dimensionsavverkning och plockhuggning och är bara undantagsvis naturskogsartade i betydelsen minimal mänsklig påverkan. Dessa skogar har haft en lång kontinuitet av levande träd, grov död ved och olika skogsmiljöer.

I takt med att en allt större andel av skogslandskapet omfattas av trakthyggesbruk minskar förekomsten av naturvärden som är knutna till dessa miljöer. Situationen har förvisso förbättrats genom ökande arealer områdesskyddad skog och de senaste 20 årens förbättrade miljöhänsyn vid skogsbruksåtgärder. Sammantaget minskar dock arealen k-skogar och därmed lämpliga skogsmiljöer för naturvärdesarter betydligt mer än vad som skyddas och nyskapas.

Grundprincipen för skogsarters fortlevnad är enkel: de måste finnas i livskraftiga populationer och ha kontinuerlig tillgång på lämplig miljö. I takt med att mindre areal k-skog återstår kommer därför de skogar som inte trakthyggesavverkats att få en allt större betydelse som refugier och spridningskällor för missgynnade arter.

¹ Naturvärden definieras här som förekomst av rödlistade arter och signalarter.

Alla arter kontinuitetsberoende

Alla arter är beroende av att det kontinuerligt finns lämplig livsmiljö inom spridningsbart avstånd. De måste dessutom finnas i tillräckligt stora populationer i landskapet för att spridning och etablering skall lyckas. Artmångfalden i en skog beror därför inte bara på vilka arter som funnits och finns just i en speciell skog, utan också på vad som funnits och finns i det omgivande landskapet. Det som komplicerar begreppet kontinuitet något är att det består av två faktorer: dels (1) att det tar tid för arter att spridas och etablera sig, dels (2) att olika skogsmiljöer tar olika lång tid att utvecklas. Arter som har lång generationstid och dålig spridningsförmåga behöver lång tid för att kunna etableras. De är spridningsbegränsade. För dessa arter är kontinuitet på beståndsnivå viktig och med ökande fragmentering ökar betydelsen. För arter som är mer lättspredda är förekomsten och kontinuiteten av lämpliga miljöer på landskapsnivå viktigare. Dessa arter begränsas främst av tillgängligheten på lämpliga miljöer. Även för dessa arter ökar betydelsen av kontinuiteten på beståndsnivå i takt med att skogslandskapet fragmenteras.

I ett större tidsperspektiv är inte enskilda skogar avgörande för förekomsten och frekvensen av arter, utan den långsiktiga och kontinuerliga tillgången av lämpliga miljöer på landskapsnivå. Men i dagens skogslandskap är förekomsten av skogar med naturvärden avgörande för att många arter skall kunna fortleva och spridas. Trakthyggesbruk försämrar starkt förutsättningarna dessa arter.

Betydelsen av k-skogar skall ses i perspektivet att de grundläggande principerna för att förvalta naturvärden är (1) att utgå från var naturvärdena faktiskt finns och (2) att se till att de miljöer som naturvärden är knutna till kontinuerligt finns och nyskapas i tillräcklig mängd.

Utvecklad definition av kontinuitetsskog

Skogsstyrelsens ursprungliga definition tog som utgångspunkt att en kontinuitetsskog skall ha en dokumenterad trädkontinuitet på minst 300 år som ett indirekt mått på höga naturvärden. Denna kontinuitet är dock svår att dokumentera och har främst kommit att uttolkas som äldre skog med få eller helst inga tecken av mänsklig påverkan, dvs. skog med höga inslag av naturskogselement. Syftet med begreppet är dock inte själva företeelsen k-skogar, utan att hitta skogar med faktiska eller potentiellt höga naturvärden. Förekomsten av naturvärdesarter (rödlistade och signalarter) är inte heller direkt relaterad till om ett skogsbestånd skogsbrukats eller inte, utan snarare om det kontinuerligt funnits levande träd, död ved och lämpliga skogsmiljöer på platsen och i det omgivande landskapet. Det avgörande för hur värdefull en skog är för biologisk mångfald är därför inte om skog kallas kontinuitetsskog, naturskog eller någonting annat, utan om det faktiskt finns höga naturvärden där eller inte. Detta beror både på skogens och på det omgivande landskapets historia. Denna rapport rekommenderar därför att k-skog definieras mer konceptuellt som:

Skog som innehåller naturvärdesarter vars förekomst förklaras av att det under lång tid funnits lämpliga skogsmiljöer och substrat i just denna skog eller i dess närhet.

Vilka arter finns i k-skog?

Många skogslevande naturvärdesarter har sina starkaste, ibland enda, förekomster i k-skogar, eftersom de under miljontals år utvecklats i och anpassats till natur-skogsartade miljöer och dessas dynamik. Det gäller i synnerhet långlivade och svårspredda arter liksom arter som är knutna till skogsmiljöer som inte eller bara begränsat skapas med trakthyggesbruk. Till skillnad från modernt brukade skogar har k-skogar hög grad av trädkontinuitet. De innehåller ofta miljöer med natur-skogselement som tagit lång tid att utvecklas. De har därmed ett större biologiskt arv av arter. K-skogar är även ett resultat av att arter under lång tid kunnat spridas in och etableras från det omgivande landskapet. Minst 20 % av skogslevande växter, djur och svampar bedöms missgynnas och minska som följd av modernt skogsbruk.

Areal kontinuitetsskog

Hur stor areal k-skog det finns i Sverige beror helt på hur begreppet k-skog definieras. Skogsstyrelsens tidigare definition uttolkades med hjälp av uppgifter från riksskogstaxeringen att omfatta äldre skog med låg grad av mänsklig påverkan till 1.8 milj. ha. I denna rapport definieras istället arealen k-skog att omfatta skogar som inte har varit kalavverkade och omfattar merparten av alla skogar uppkomna innan trakthyggesbruket infördes i stor skala under 1950-talet. Trakthyggesbruk har dock tillämpats lokalt-regionalt sedan slutet av 1800-talet, framförallt runt bergsbruken i Bergslagen. Den sammanlagda arealen skog som inte trakthygges-avverkats uppskattas till att omfatta minst 6 miljoner ha. Med hjälp av uppgifter från riksskogstaxeringen och fjärranalys genomförd av Metria redovisas var i landet dessa skogar är belägna och av vilka skogstyper de består.

Hyggesfritt skogsbruk och naturvärden

Hyggesfri skogsskötsel innebär precis som trakthyggesbruk inte per automatik att naturhänsyn och därmed förutsättningarna för önskad biologisk mångfald blir bra eller dåliga. Det beror snarare på omfattningen och utförandet av miljöhänsynen. Det är inte avverkningssättet eller skötselmetoden i sig som arter reagerar på utan snarare på om, i vad grad och hur mycket lämpliga miljöer som kommer att återstå och med tiden nyskapas.

Ofta är områdesskydd det bästa, ibland det enda, sättet att långsiktigt säkerställa och förvalta den fortsatta existensen av naturvärdesarter. Nyckelbiotoper som sparas frivilligt är ett värdefullt komplement genom att det säkerställer små, men många områden med höga naturvärden där arter kan fortleva och spridas ifrån. Övriga frivilliga avsättningar som innehåller naturvärden och är långsiktiga kan även de vara värdefulla. För vissa arter kan naturvårdsinriktad skötsel vara en bra lösning. Trakthyggesbruk, i synnerhet kalavverkning, innebär en stor omställning och missgynnar i princip alla skogslevande naturvärdesarter. En bra generell miljöhänsyn vid avverkning bidrar dock till att vissa naturvärdesarter i viss omfattning kan klara hyggesfasen, då det ger en viss kontinuitet av levande träd och död ved. De arter där detta ger bättre förutsättningar är främst insekter som gynnas av störning och solexponering. Däremot gäller det inte arter som är knutna till trädkontinuitet och mer skuggiga förhållanden.

Hyggesfria metoder innebär ett kontinuerligt trädsikt som möjliggör för många långlivade arter, framförallt mykorrhizasvampar och hänglavar, att överleva och fortleva efter avverkning. Överlevnaden av mykorrhizasvampar är i princip proportionell till hur många träd som blir kvar efter en avverkning. Förekomsten av hänglavar kan till och med gynnas av ökad ljustinstrålning om träd med hänglavar lämnas kvar. Även många arter mossor, insekter, fåglar och kärlväxter bedöms klara sig bättre vid hyggesfritt skogsbruk än vid trakthyggesbruk. Däremot bedöms påverkan på vedlevande arter vara likartad eftersom mängden grov död ved inte kommer att skilja sig. Hyggesfritt skogsbruk innebär i regel att maskinell markberedning ej utförs. Markberedning medför ofta att merparten av den grova döda veden förstörs. Samtidigt kommer dock skogsmaskiner att köra fler gånger i hyggesfria bestånd, vilket medför sönderkörning av ved. Slutresultatet bedöms därför vara likartat. I båda fallen kommer omfattningen och kvalitén på lämnad miljöhänsyn att vara avgörande.

Sammanfattningsvis bedöms hyggesfritt skogsbruk ge bättre förutsättningar för många naturvärdesarter, i synnerhet för mykorrhizasvampar och hänglavar. De bedöms klara en avverkning bättre än vid traditionellt trakthyggesbruk, under förutsättning att god miljöhänsyn lämnas. Men hyggesfritt skogsbruk är inget alternativ till områdesskydd, naturvårdsinriktad skötsel eller frivilliga avsättningar för att gynna skogens biologiska mångfald. Däremot kan hyggesfritt vara ett effektivt kompletterande verktyg för att minska negativa effekter på mark som skall brukas.

Introduktion

Denna Skogsstyrelserapport är en slutredogörelse för det delprojekt inom Skogsstyrelseprojektet ”*Kontinuitetsskog och hyggesfritt skogsbruk*” som arbetat med naturvärden, det så kallade naturvärdesprojektet.

Nedan ges en bakgrund följt av uppdragsbeskrivning för delprojektet. Därefter följer en redogörelse för de aktiviteter som genomförts samt de viktigaste resultaten.

Delprojektet har letts av Anders Dahlberg, vid ArtDatabanken, 2006-2008. Johan Svensson, tidigare vid Skogsstyrelsen och nu vid SLU i Umeå, var delprojektledare till hösten 2006. Ett stort antal särskilt sakkunniga personer har dessutom engagerats för speciella uppgifter.

För detaljerad information om projektet, se Skogsstyrelsen (2008). I denna delprojektrapport ges som mest översiktlig information om projektet.

Bakgrund

I det skogspolitiska beslutet 1993 formulerades nya huvudmål, ett produktionsmål och ett miljömål. Dessa två mål skall väga lika tungt. I miljömålet preciseras bland annat att *”Skogen skall brukas så att växt- och djurarter som naturligt hör hemma i skogen ges förutsättningar att fortleva under naturliga betingelser och i livskraftiga bestånd...”* (Reg. prop.1992/93:226). Detta var en principiellt mycket viktig förändring jämfört med tidigare skogspolitik, där hög och värdefull produktion varit huvudmål.

För att dessa skogspolitiska mål skall uppnås krävs att förvaltning och skötsel av skog i ökande grad miljöanpassas. Skogssektorn och samhället satsar numera förhållandevis stora resurser på en rad åtgärder för att även bevara och stärka skogens biologiska mångfald. Samhällets åtgärder består bland annat av formellt skydd av skogsmark i form av naturreservat, nationalparker, biotopskyddsområden och naturvårdsavtal. Det finns också sedan 2005 en nationell strategi för formellt skydd av skog som beskriver vilka skogstyper som prioriteras och var i landet (Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen, 2005). Den nationella strategin har dessutom brutits ned i mera detaljerade länsvisa strategier, där bl.a. de naturgeografiska förhållandena varit vägledande. Skogssektorns åtgärder som omfattar ca 95 % av all skogsmark består av miljöhänsyn vid alla skogliga åtgärder enligt vad skogsvårdslagen föreskriver och som regel genom certifiering (FSC och PEFC), frivilliga avsättningar, samt rådgivning, inventeringar och ekonomiska stöd.

Ett av målen för 1993 års skogspolitik är också att skapa större variation i bruknings- och skötselformer, vilket bedöms vara gynnsamt för miljön. Detta skall uppnås genom bl.a. avregleringar. I den skogspolitiska utvärderingen SUS 2001 (Skogsstyrelsen och Naturvårdsverket, 2002) konstaterades dock att användningen av andra skogsbrukssätt än trakthyggesbruk inte ökat nämnvärt i Sverige.

Slutavverkning i form av trakthyggesbruk är den skogsbruksåtgärd som mer än alla andra påverkar biologisk mångfald i skogen. Efter mer än 50 års trakthyggesbruk har många arter som framförallt är knutna till miljöer i äldre skogar som inte varit kalavverkade, missgynnats. De minskar i förekomst i dagens mer intensivt brukade skogslandskap och är därför ofta rödlistade. Dessa arter har ibland kommit att kallas kontinuitetsberoende, och de skogar där de huvudsakligen förekommer benämns kontinuitetsskogar. En rad olika arbeten har på senare tid försökt belysa olika aspekter av skoglig kontinuitet för olika arter och artgrupper, t.ex. lavar (Fritz & Larsson, 1997, Ek m.fl., 2001, Johansson, 2010, Fritz, 2009), mossor (Hallingbäck och Weibull 1996, Fenton och Bergeron, 2008), kärlväxter (Brunet, 2007, Hermy & Verheyen, 2007) och för mykorrhizasvampar (Risberg m. fl., 2004, Luoma et al, 2004). Långvarig trädkontinuitet har också varit ett viktigt kriterium för att urskilja och avgränsa nyckelbiotoper. Många skogslevande rödlistade arter och signalarter av mossor, lavar och svampar anses i första hand förekomma i områden med lång trädkontinuitet (Nitare & Norén, 1992, Nitare, 2006). I ett försök att precisera vad som avses med kontinuitetsskogar definierades de av Skogsstyrelsen som skogar som varit kontinuerligt trädbevuxna under minst 300 år (Skogsstyrelsen, 2004). Man föreslog samtidigt en satsning på att utveckla skogsskötsel utan kalavverkning för de av dessa skogar som inte har områdesskydd eller är föremål för frivillig avsättning (Skogsstyrelsen 2004). Detta bedöms vara ett

sätt att förbättra tillståndet för arter som är associerade till framförallt kontinuitetsskogar.

Samtidigt pågår det en diskussion om 1) att arter kan vara beroende av kontinuitet eller om de snarare är beroende av att det finns lämpliga skogsmiljöer och att de kan spridas dit, 2) hur kontinuitetsskogar skall definieras och 3) vilken betydelse kontinuitetsskogar, såsom de definierats, har för biologisk mångfald (se Skogsstyrelsen, 2004).

Riksdagen har 1999 beslutat om mål för miljökvaliteten inom 16 olika sakområden, bland annat skog ("Levande skogar"). Syftena är bl.a. att värna den biologiska mångfalden och naturmiljön och att bevara ekosystemens långsiktiga produktionsförmåga. Flera av delmålen inom miljökvalitetsmålet *Levande skogar* har bedömts svåra att nå. Miljömålsrådet bedömer t.ex. i sin senaste fördjupade utvärdering 2008 att miljökvalitetsmålet för *Levande skogar* är mycket svårt eller omöjligt att nå till målåret 2020, även om ytterligare åtgärder sätts in. Man skriver bl. a:

"Skogens biologiska mångfald är till viss del fortsatt utsatt för utarmning. Avverkningsnivån i skogen är mycket hög, vilket bl.a. beror på att efterfrågan på biobränsle ökar. Skogsresursen nyttjas intensivt. Skogar med mycket höga naturvärden avverkas alltjämt, men även fortsatt bristfällig hänsyn vid föryngringsavverkning påverkar mångfalden negativt. Ett flertal vanliga skogslevande arter minskar. Föryngringsavverkning av naturskogsliknande bestånd är den enskilda åtgärd som bedöms hota flest arter. Samtidigt förbättras vissa grundförutsättningar för den biologiska mångfalden, såsom mängden död ved, förekomsten av grova träd, äldre lövrik skog etc." (Miljömålsrådet 2008).

Mot denna bakgrund initierades 2005 Skogsstyrelseprojektet "*Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk*". Projektet är ett regeringsuppdrag som preliminärt löper fram tom. 2013. Övergripande mål för projektet har varit att samla befintlig kunskap och bygga upp kompetens inom de områden namnet antyder.

Frågeställningar

Projektet som helhet har arbetat med såväl frågor som rör kontinuitetsskogar som hyggesfritt skogsbruk. Frågeställningarna kan alltså sammanfattas som följer:

- Vilka naturvärden finns i kontinuitetsskogar och varför? Hur mycket kontinuitetsskog finns det i Sverige, var finns dessa skogar och hur ska vi hitta dem?
- Kan uthålligt skogsbruk bedrivas utan att marken kalavverkas? För vilka skogar är detta möjligt och på vilka sätt? Hur påverkas olika värden, inklusive naturvärden, vid en jämförelse mellan kalhyggesbruk och hyggesfri skogsskötsel? Vilka konsekvenser har hyggesfritt skogsbruk för det enskilda beståndet respektive regionen?

Uppdraget för naturvärdesprojektet var i korthet att:

- Utredda, definiera och analysera funktionaliteten hos begreppet *kontinuitetsberoende* för skogslevande arter liksom olika definitioner av *kontinuitetsskog*
- Identifiera vilka naturvärden som finns i kontinuitetsskogar
- Analysera den nationella och regionala förekomsten av kontinuitetsskogar
- Diskutera hur naturvärden påverkas vid hyggesfri och konventionell skogsskötsel

Denna rapport behandlar definitionsfrågor, naturvärden, nationell och regional kartering av kontinuitetsskog och skogsskötelsystem och metoder sedda ur ett naturvärdesperspektiv. Uppdraget har avgränsats till att omfatta enbart boreal skog. Ädellöv behandlas i rapporten *Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk i ädellövskogar - slutrapport för delprojekt Ädellöv* (Thomasson, 2008).

Delprojekt naturvärden

För att sammanfatta var kunskaperna och forskningen står i dag vad gäller betydelsen av kontinuitet för skogslevande arter anordnades tre arbetsmöten med 14 experter och forskare från Sverige, Norge, Finland, Danmark och Kanada². Arbetet har resulterat i en vetenskaplig kunskapsöversikt som håller på att publiceras. Det är en uppdatering av den genomgång och kritik kring användningen av kontinuitet som tidigare presenterats av Nordén och Appelqvist (2001) och Rolstad m.fl. (2002). Manuskriptet sammanfattar de ca 130 vetenskapliga artiklar som behandlar olika aspekter av kontinuitet för arter i skogs- och gräsmark, hur kontinuitet har definierats och kan definieras, i vilka skalor i tid och rum kontinuitet är av betydelse och varför kontinuitet är av betydelse. Bland annat tar man upp betydelsen av kontinuitet på bestånds- och landskapsnivå och vilka naturvårds-implikationer det har. De övergripande resultaten är inarbetade i denna rapport (Nordén m.fl., 2011 *Ecological continuity – a review of mechanisms, scales and relevance for forest and grassland biodiversity*, inskickat manuskript).

En utredning om definitionen av kontinuitetsskog och vad kontinuitetsberoende är har gjorts. I detta sammanhang sågs även funktionaliteten i Skogsstyrelsens kontinuitetsskogsdefinition från 2004 över.

Med hjälp av artexperter har ett stort antal skogslevande, såväl rödlistade som inte rödlistade, arters förekomster i olika skogstyper och åldrar av skog klassificerats för att ge ett bättre kunskapsunderlag för att bedöma betydelsen av kontinuitetsskogar.

Inom projektets ram har en litteratursammanställning och utvärdering gjorts av alla tillgängliga studier om betydelsen av kontinuitet för barrskogslevande lavar (Johansson, 2010).

Med hjälp av Metria miljöanalys, Naturvårdsverkets fjärranalysbaserade och pågående Naturtypskartering av Skyddade områden (KNAS) och en bearbetning av satellitbilder (14 Landsatscener, tagna ca 1990 och ca 2000 över Sverige) identifierades gamla skogar och dessas fördelning över skogstyp och geografiska belägenhet för all skogsmark i Sverige. Med gamla skogar avsågs skogar som inte varit kalavverkade och som med det mer konceptuella betraktelsesätt som presenteras i denna rapport är att betrakta som kontinuitetsskogar. Som metodutveckling av satellitbildsanalysen gjordes en studie som gick ut på att testa automatiserade bildanalysmetoder där gamla ortofoton jämfördes med nya satellitdata. Nationell och regional förekomst av kontinuitetsskog rapporteras delvis också i rapporten *Kartläggning och identifiering av kontinuitetsskog* (Björk, 2009).

² Björn Nordén Göteborgs universitet, Per Angelstam SLU, Tor Erik Brandrud NINA Norge, Dominique Cyr Quebecs universitet Kanada, Anders Dahlberg, SLU, Anders Dehlin nätverket skydda skogen, Rasmus Ejrnaes, Århus universitet Danmark, Örjan Fritz SLU, Bengt Gunnar Jonsson, Mittuniversitetet, Mats Lindblad SLU, Sven G Nilsson Lunds universitet, Otso Ovaskainen Helsingfors universitet Finland, Johan Svensson, Skogsstyrelsen, Tove Thomasson, Skogsstyrelsen

Effekterna av olika former av skogsskötsel (naturskog – trakthyggesbruk – skärmträd – blädning) för olika artgrupper har bedömts med hjälp av expertis på ArtDatabanken (se tabell 8).

En naturvärdesinventering av 75 provytor i gamla och nya blädningsbestånd jämförda med intilliggande trakthyggesavverkade skogar och naturskogar utfördes.

Utöver detta har delprojektet medverkat till att etablera demonstrationslokaler i fält och medverkat i två större seminarier där hyggesfritt skogsbruk varit huvudämne.

Definitionsfrågor och terminologi

Begreppen *kontinuitetsskog* och *kontinuitetsberoende* eller *kontinuitetskrävande* har kommit att användas för att 1) beskriva och peka ut skogar med höga naturvärden i form av arter och för att 2) förklara förekomsten av dessa arter. Begreppen är inte enhetligt och accepterat definierade utan har snarare kommit att uttolkas och användas med olika betydelse. För naturvårdare och ekologer har *kontinuitetsskog* använts för att beteckna äldre skogar som innehåller många naturskogsarter³, ofta rödlistade arter och signalarter. Med naturvärde avses i denna rapport förekomst av skogslevande rödlistade arter och signalarter (Tab. 1). Förekomsten av naturvärdesarter i dessa skogar är ofta en följd av att de aldrig kalavverkats utan bara brukats extensivt. Det har i olika sammanhang uttryckts som att dessa arter bokstavligt talat skulle vara kontinuitetsberoende och fordrar en lång obruten kontinuitet av levande träd, naturskogsartade miljö eller grov död ved. Detta har föranlett diskussioner om hur begreppen egentligen används och vad de står för. Vad menas med kontinuitetsskog, och vad menas med påståendet att arter är kontinuitetsberoende (Gauslaa & Ohlson, 1997, Ohlson m.fl., 1997, Nordén och Appelqvist, 2001, Rolstad, 2002, se även Skogsstyrelsen 2004)? Mer än 35 olika varianter av begreppet har använts för att beskriva kontinuitet i allmänhet, på landskapsnivå, lokal nivå och för olika miljöer (Nordén m.fl., 2011). Det finns därför ett behov av att definiera och precisera vad som avses med kontinuitet.

Kontinuitetsberoende

Kontinuitet är ett relativt begrepp. I strikt mening är ingen skogslevande art beroende av vare sig kontinuitet eller kontinuitetsskog. Det är däremot en grundläggande förutsättningen för alla arters existens att det måste finnas lämpliga livsmiljöer. Men det är inte tillräckligt. Arter måste också ha eller ha haft förmåga att spridas och etableras på dessa platser (Berg m.fl., 1995). Det kan också uttryckas som att det måste finnas en kontinuitet av lämpliga miljöer i såväl landskapet som över tid för att arter skall kunna fortleva. I denna bemärkelse är alla arter beroende av kontinuitet. Många skogslevande arter, bl.a. de rödlistade, har sina starkaste populationer i skogsmiljöer med naturskogsqualitéer. Som följd av att just dessa miljöer håller på att försvinna, med kalavverkning och övergång till mer produktivt skogsbruk, minskar deras populationsstorlekar (Berg m.fl., 1995, de Jong, 2002, Gärdenfors, 2010). Det kan därför uttryckas som att dessa arter för sin fortlevnad är beroende av kontinuitetsskog och att deras fortsatta förekomst till stor del beror på om dessa skogsmiljöer kommer att finnas kvar, eftersom miljöerna inte alls eller bara i mycket begränsad omfattning nyskapas i det brukade skogslandskapet. Arter är därför så att säga knutna till och indirekt beroende av dessa kontinuitetsskog, även om de inte bokstavligt talat är kontinuitetsberoende. Det som komplicerar begreppet kontinuitet något är att det består av två faktorer: dels (1) att det tar tid för arter att spridas och etableras på en plats, och dels (2) att det tar olika lång tid för att skapa lämpliga skogsmiljöer för olika arter. Arter som har dålig spridningsförmåga behöver lång tid för att kunna etableras. De är spridningsbegränsade. För dessa arter är kontinuitet på beståndsnivå viktig, och med

³ Naturskog används i flera besläktade men något olika betydelser och kan avse skogar som är helt fria från mänsklig påverkan till skogar som i huvudsak är opåverkade. Oftast menas dock skogar vars strukturer och processer inte påverkats signifikant av människan (Rouvinen och Kouki, 2008). Med naturskogsarter avses arter som har sin huvudsakliga förekomst i naturskogsartade miljöer.

ökande fragmentering ökar betydelsen. För arter som är mer lättspridda är förekomsten och kontinuiteten av lämpliga miljöer på landskapsnivå viktigare. Dessa arter begränsas främst av tillgängligheten på lämpliga miljöer. Även för dessa arter ökar betydelsen av kontinuiteten på beståndsnivå i takt med att skogslandskapet fragmenteras.

Utan tvekan är kontinuitet ett användbart begrepp för att beskriva ekologiska processer. Tabell 1 ger en sammanställning över kontinuitetsbegrepp som använts, hur de definieras eller kan tolkas. Det behövs kontinuitet av lämpliga livsmiljöer inom spridningsbara avstånd för att arter skall kunna fortleva. I praktiken är dock denna generella uttolkning väl vag för att vara mer praktiskt användbar. I någon mening och i någon rumslig och tidlig skala är alla skogslevande arter beroende av kontinuitet. Men det är stor skillnad på både miljökrav och spridningsbarhet för olika arter. Vissa arter är generalister och kan finnas i många miljöer medan andra är specialister med snäva miljökrav. Vissa arter är vanliga, rörliga och lättspridda, medan andra är ovanliga, fastsittande och svårspridda. Den vanliga granbarkborren har till exempel kort livslängd, snabb livscykel, är rörlig och lättspridd och har god tillgång på lämpliga miljöer i skogslandskapet. En kontrast är t.ex. den ovanliga orkidén norna, som är mycket långlivad och bunden till den plats där den etablerats. Den kan förvisso potentiellt spridas långt genom sina små frön, men är i realiteten både kort- och svårspridd och dessutom knuten till speciella och ovanliga miljöer.

Tabell 1. Begrepp kring kontinuitet och naturvärden och hur de definieras eller tolkas i denna rapport.

Begrepp	Definition och tolkning
Kontinuitet	Svenska Akademien (2006); <i>oavbrutet sammanhang</i> . Nationalencyklopedin (1995); <i>obrutet sammanhang i tiden eller rummet. I ekologisk mening avses att ett område, till exempel en skog, mycket länge fått vara ostörd av katastrofala händelser, såsom brand, stormfällning, svåra insektsangrepp eller omfattande mänskliga ingrepp. Kontinuiteten behöver dock inte innebära oföränderlighet</i> . Wikipedia (2011); <i>utan avbrott, ett flytande sammanhang utan fasta hållpunkter, utan att vara uppdelat i steg</i> .
Kontinuitetsskog SKS 2004	I Skogsstyrelsens ursprungliga definition (2004) avsågs områden som varit kontinuerligt trädbevuxna utan väsentliga trädslagsbyten sedan år 1700, dvs. de naturvärdesmässigt potentiellt mest värdefulla ej kalavverkade skogarna.
Kontinuitetsskog SKS 2008	Med denna rapport, och i Skogsstyrelsens meddelande 2008, avses en mer konceptuell definition; "skog med arter vars förekomst förklaras av att det under lång tid funnits lämpliga skogsmiljöer och substrat i just denna skog eller i dess närhet".
Kontinuitetsberoende	Har något felaktigt använts i betydelsen att vissa arter behöver gamla miljöer för sin fortlevnad. Vad som egentligen avses är att arter är beroende av en kontinuerlig tillgång på lämpliga miljöer inom för arten spridningsbara avstånd, dvs. kontinuitetsberoende består av två faktorer: a) att det tar tid för arter att etableras och b) att det tar tid för lämpliga miljöer att skapas.
Kontinuitetskrävande	Se kontinuitetsberoende.
Naturvärden	Naturvärde kan definieras på olika sätt beroende på syfte och perspektiv. Ofta görs det med utgångspunkt från förekomst av arter, men kan även göras utifrån lämpliga substrat och biotoper. I denna rapport avses i första hand förekomst av skogslevande rödlistade arter och signalarter och i andra hand de strukturer som de är knutna till.
Kontinuitetsvärden	Oftast avses samma sak som med naturvärden.

Det krävs således kontinuitet av lämpliga livsmiljöer, att de nyskapas i motsvarande grad som de försvinner, liksom att arter hela tiden förekommer i landskapet i tillräckligt stor mängd inom spridningsbara avstånd för att de skall kunna spridas och etableras allteftersom lämpliga miljöer uppträder. Arter är knutna till att det finns kontinuitet av lämpliga miljöer i tid och rum. Detta har ibland lite slarvigt uttryckts av bland annat naturvårdare, men även av forskare, som att många ovanliga och hotade skogsarter är ”kontinuitetsberoende eller kontinuitetskrävande”. Denna diskussion bottenar i att kontinuitetsbegreppet används med olika betydelse och perspektiv i olika sammanhang och av olika personer. Begreppet har ibland en snäv och ibland en vid innebörd. Det finns därför ofta skäl att vara tydlig och förklara vad man menar när man använder begreppet kontinuitetsberoende/-krävande arter.

För det första är det i bokstavlig mening ett felaktigt påstående att en art är kontinuitetsberoende. Ingen art är kausalt beroende av kontinuitet i sig. Förekomsten av arter är förvisso korrelerad till kontinuitet av substrat och miljöer, men det finns inget kausalt samband. Däremot finns det tydliga samband mellan ålder på träd, mängden eller kvalitén av död ved eller andra substrat och förekomsten av olika arter. De bakomliggande orsakerna till att arter betecknats vara kontinuitetsberoende är snarare en kombination av att det 1) måste finnas lämpliga livsmiljöer och 2) att det tar tid för arter att spridas från omgivningen och lyckas med etablering. Många miljöer och substrat som skogslevande naturvärdesarter är associerade till tar dessutom lång tid att skapa och utvecklas. I många fall kan detta vara svårt att åstadkomma inom ramen för normal skogsskötsel.

För det andra är arter inte kausalt beroende av enskilda bestånd för sin fortlevnad utan av att det kontinuerligt finns lämpliga förutsättningar på landskapsnivå. Vilka arter som kommer att finnas i en skog påverkas därför av hur den biologiska eller ekologiska kontinuiteten i just denna skog och det omgivande landskapet kommer att utvecklas över tid. Den biologiska kontinuiteten kan definieras bestå av ett biologiskt arv eller ekologiskt minne på beståndsnivå och ett på landskapsnivå (Bengtsson m.fl., 2003). Det biologiska arvet är de arter eller strukturer (t.ex. död ved, äldre träd, intakta miljöer i äldre skog) som finns kvar efter t.ex. en avverkning och som möjliggör för arterna att på nytt etableras. Med det ekologiska minnet på landskapsnivå menar man att det finns källområden för arter att spridas ifrån för att kunna återetableras i t.ex. uppväxande skog efter avverkning.

Arters uppträdande är inte statistiskt på ett och samma ställe, utan det finns hela tiden en dynamik i landskapet i var olika arter uppträder, nyetableras och dör ut, allteftersom lämpliga förutsättningar uppkommer och upphör. Det måste därför finnas förutsättningar för att lämpliga miljöer skall skapas. Hur snabbt en art kan kolonisera beror på hur mycket det finns av den och andra konkurrerande arter i landskapet. Arter har lättare att etablera sig om det finns stora populationer i det nära grannskapet än om de är sällsynta och bara finns långt bort.

Den tredje anledningen att nyansera användningen av *kontinuitetsskog* och *kontinuitetsberoende* är pedagogisk. Flera naturvärdesarter, naturskogsarter eller s.k. ”kontinuitetsberoende arter” kan sparsamt förekomma även i brukad skog, framförallt i plockhuggna och dimensionsavverkade äldre skogar, men även i andra skogar utan lång kontinuitet. De kan ha överlevt en kalavverkning med hjälp av den naturhänsyn som lämnats. De kan också ha etablerats om det bara finns lämpliga

miljöer och tillräckligt stora populationer av arterna i den omedelbara närheten. Har begreppen använts okritiskt kan enstaka fynd i dessa skogsbruksmiljöer ge en föreställning om att naturvärdesarter kan finnas i många skogsmiljöer och kanske inte alls associerade till speciella skogskvalitéer, även om arterna har sin huvudsakliga förekomst där.

En okritisk användning av begreppet ”kontinuitetsberoende” kan också förmedla ett statistiskt synsätt, dvs. att arter bara finns i skogar med en lång kontinuitet och att just dessa skogar är enda förutsättning för att dessa arter skall fortleva. Det skulle i så fall innebära att det enda verktyget för att få dessa arter att fortleva är att skydda dessa miljöer. Det är mer biologiskt korrekt med ett dynamiskt perspektiv: att alla arter kan sprida sig och att det snarare är fråga om att det skall finnas lämpliga miljöer inom för varje art spridningsbara avstånd. Detta stämmer bättre med att förekomsten av arter varierar i tid och rum och förmedlar också möjligheterna att sköta skogsmark för att skapa lämpliga skogsmiljöer i tillräcklig mängd för de naturvärden man önskar bevara.

Finns det äldre skog med garnlav i anslutning till en uppväxande ungskog kan den successivt sprida sig in i kanterna av denna, högst 100 meter under en omloppstid, om den gamla skogen med garnlav får stå kvar (Dettki m.fl., 2000). På samma sätt kan marklevande mykorrhizasvampar med sin huvudsakliga hemvist i kontinuitetsskogar, t.ex. kryddspindling, etableras i unga örtrika granskogar – om det i det omedelbara grannskapet finns lämpliga skogar med rikliga förekomster av denna svampart, så att den kan spridas in med sporer. Detta förhållande gäller i princip alla arter.

Skogsstyrelsens definition av kontinuitetsskog 2004

Vanligen avser man med kontinuitetsskogar skogar som ännu inte varit kalavverkade. Sådana skogar har generellt högre naturvärden⁴ än modernt skött skog. För att identifiera och avgränsa kontinuitetsskogar kan man antingen utgå från den faktiska förekomsten av naturvärdesarter eller indirekt utifrån att skogens historik och struktur är sådan att det är stor sannolikhet att dessa naturvärden uppträder. I syfte att underlätta identifiering och öka förståelsen för kontinuitetsskog formulerade Skogsstyrelsen 2004 en definition och förslag på hur begreppet praktiskt bör uppfattas och tillämpas.

Kontinuitetsskog är områden som varit kontinuerligt trädbevuxna utan väsentliga trädslagsbyten sedan år 1700⁵.

⁴ Naturvärde definieras i denna rapport som förekomst av skogslevande rödlistade arter och signalarter (Tab. 1).

⁵ Med ”områden” avses trädbevuxen produktiv skogsmark > 0,25 hektar. Med ”kontinuerligt trädbevuxna” avses skogsmark där virkesförrådet kontinuerligt legat över den nivå som motsvarar gränsen för föryngringsplikt enligt 5 § i skogsvårdslagen ($\approx 0,25\text{--}0,30$ i massaslutenhet), dock lägst $30\text{ m}^3\text{sk/ha}$. Trädslagsbyten som medfört skifte av skogsekosystem under tidsperioden ska ej ha skett. I blandskogsbestånd innebär det att åtminstone ett trädslag funnits kontinuerligt med som lägst volymen $10\text{ m}^3\text{sk/ha}$. Undantag från ovanstående krav på lägsta volym kan göras för vissa lövskogsbestånd präglade av betes- och skottskogsbbruk, där området periodvis haft låga virkesvolymen men kontinuerligt varit bevuxet med lind, alm, andra ädellövträd samt hassel och klibbal. Hit kan även räknas bestånd av asp som utgör mycket gamla kloner, vilka naturligt föryngrats efter brand samt strandskogar där hela ekosystemet långsamt förflyttats som en sammanhållen enhet till följd av landhöjning eller sjösänkning.

Denna definition fokuserar på enskilda bestånd och trädkontinuitet som ett indirekt mått på kvalitet för biologisk mångfald. Kontinuitetsskogar begränsas med detta synsätt till skogar som varit kontinuerligt trädbärande i minst 300 år.

Denna ursprungliga definition har inte fungerat tillfredsställande. Den pragmatiska tanken var att det skulle vara mer praktiskt och effektivt att identifiera potentiellt värdefulla områden för naturvärdesarter, s.k. kontinuitetsvärden, med hjälp av områdets skogshistoria istället för att utföra direkta eller indirekta inventeringar av arter (ungefär på samma sätt som nyckelbiotopsinventeringen). I realiteten var definitionen ett försök att avgränsa skogar som aldrig kalavverkats. Redan i förstudien underströks att den inte fångar in alla skogar som har kontinuitetsvärden. Vissa naturvärden i äldre skog kan överleva trakthyggen i kantzoner eller på enskilda eller grupper av hänsynsträd.

En bredare och mer konceptuell definition av kontinuitetsskog

I arbetet med denna rapport har det visat sig svårt att ge kontinuitet och kontinuitetsskog en entydig, enkel och operativ definition. Det har därför ifrågasatts om Skogsstyrelsens ursprungliga definition av kontinuitetsskog är funktionell. Definitionen utgår från skogens historik, ålder och struktur som ett pragmatiskt sätt att identifiera skogsmark med höga naturvärden (Fig. 1). Det kan ibland vara mer funktionellt att betona den konceptuella betydelsen av kontinuitet för arter, att utgå ifrån var faktiska naturvärden finns, snarare än att precisat försöka definiera och avgränsa vilka skogar som är kontinuitetsskogar. I denna rapport används därför en vidare och mer konceptuell betydelse av begreppet kontinuitetsskog, nämligen:

Kontinuitetsskog är skog som innehåller naturvärdesarter vars förekomst förklaras av att det under lång tid funnits lämpliga skogsmiljöer och substrat i just denna skog eller i dess närhet.

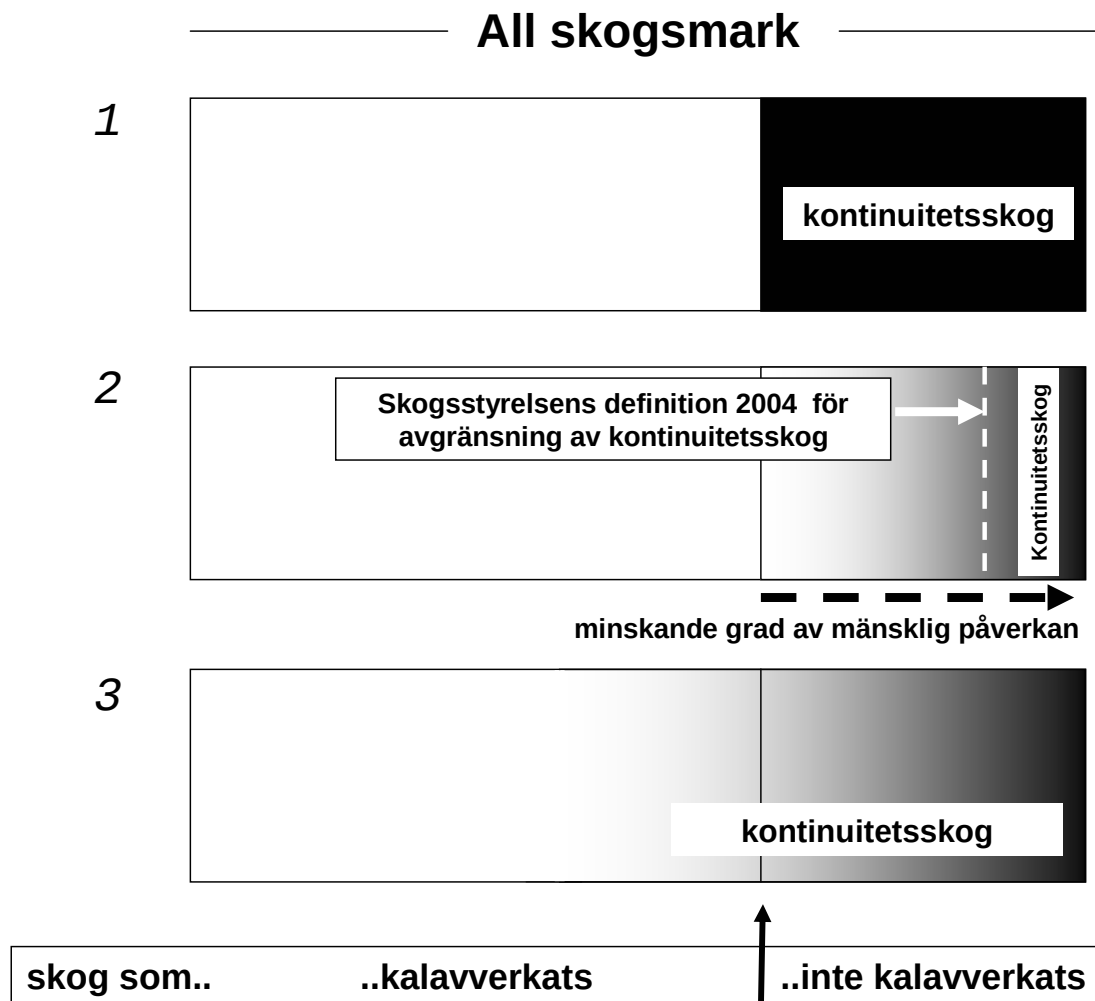
Med denna definition framgår det tydligare att kontinuitet är ett relativt begrepp som beror på sammanhanget. Förutom tveksamheten av att använda begreppet kontinuitetsberoende (se diskussion tidigare) ser vi två skäl för att använda en vidare definition av kontinuitetsskog:

1. Skogsstyrelsens definition (2004) överensstämmer inte till fullo med hur kontinuitetsskog uppfattas och används. Definitionen har av vissa uttolkats bokstavligen. Avgörande har varit trädkontinuitet i minst 300 år, inte områdets naturvärden. Naturvårdare och biologer avser skogar med höga naturvärden, och man utgår i första hand utifrån vilka biologiska värden, arter och strukturer, som faktiskt finns i en skog. Man utgår inte i första hand ifrån hur stor den mänskliga påverkan varit, hur länge marken varit skogbeklädd eller om det varit ett kontinuitetsbrott. Ofta är enstaka träd med hög ålder, belägna i skogar med betydligt lägre medelålder, en viktig faktor för förekomst av naturvårdsintressanta arter. Även om syftet med de båda sätten att betrakta kontinuitetsskog är samma, dvs. att peka ut och avgränsa områden med höga naturvärden, genererar de inte riktigt samma områden eller arealer (Fig. 1). Det är viktigt att vara medveten om att i skogsbrukssammanhang och i all presenterad skogsstatistik används grundtevägd medelålder som ett mått på skogens ålder⁶. I jämnåriga bestånd och framförallt i planterade skogar är den

⁶ Grundtevägd medelålder beräknas som trädens medelålder viktad med deras grundtya eller volym.

grundytevägda medelåldern ett bra mått på skogens ålder. Däremot kommer åldersuppgiften för alla olikåldriga skogar, plockhuggna, dimensionsavverkade eller naturskogsartade skogar, alltid att vara lägre till betydligt lägre än vad de äldsta träden är. En skog med en grundytevägd medelålder på 70 år kan mycket väl ha enstaka gamla träd som är 200 år eller äldre. Naturvärden är som regel associerade till gamla träd. Det är därför viktigt att vara medveten om att såväl yngre som äldre skogar ofta har äldre träd som potentiellt hyser högre naturvärden än vad medelåldern för dessa skogar pekar på. Skogsstyrelsens ursprungliga definition för kontinuitetsskogar avgränsar säkerligen skogar med potentiellt höga naturvärden. Samtidigt kan skogar som varit föremål för omfattande utglesning i form av dimensionshuggningar ha betydande naturvärden som följd av att områdena inte varit kalavverkade, trots att de har en lägre grundytevägd medelålder och spåren av avverkningar är stora.

2. Det är bara i södra Sverige som det med någorlunda god säkerhet går att dokumentera om skogsområden har varit trädbärande sedan år 1700. För skogar i mellersta och norra Sverige finns sällan tillräcklig dokumentation för detta. Det är mycket svårt även vid fältbesök att avgöra om marken varit beskogad i tillräckligt hög grad under 300 år, även om i princip alla äldre skogsområden med stor sannolikhet har en lång kontinuitet av träd. En stor del av den skog som inte tidigare kalavverkats i norra Sverige kan betraktas som kontinuitetsskogar om man har ett mer konceptuellt betraktelsesätt. Detta gäller även om de har varit utsatta för omfattande dimensionshuggningar. I vissa fall har dock dimensionsavverkning och fortsatta huggningar lett att tallbestånd övergått till att bli granbestånd, dvs. kontinuiteten av tall är bruten. Undantag är också områden kring gamla bergsbruk, framför allt i Bergslagen och längs Norrlandskusten liksom kring glasbruk i Småland. Dessa områden är dock bara lokalt omfattande och på nationell basis av mindre betydelse (Arpi, 1959). För förekomsten av naturvärden är det heller inte avgörande om lägsta antalet träd under de senaste 300 åren varit 30, 50 eller 150 träd per hektar. Det viktiga är i stället att enskilda gamla träd med svårspridda arter funnits kvar, eller att det i det omedelbara grannskapet funnits så starka populationer av de naturvårdsintressanta arterna, att de har kunnat etablera sig i det aktuella skogsbeståndet.



Figur 1. Schematisk bild över tre olika synsätt på vad en kontinuitetsskog är. Hela ytan motsvarar all skogsmark i Sverige. Mörktoning indikerar vad som betraktas som kontinuitetsskog med de olika synsätten. Pilen och de lodräta strecken i figurerna visar vilken del av skogsmarken som hittills kalavverkats.

Betraktelsesätt 1-2 utgår från skogens historik, ålder och struktur som ett pragmatiskt sätt att identifiera värdefull skogsmark med avseende på naturvärden. Perspektiv 3 utgår ifrån var faktiska naturvärden finns i skogslandskapet. 1. All äldre skog som inte kalavverkats betraktas som kontinuitetsskog – ett vanligt betraktelsesätt bland många naturvårdsintresserade. 2. Skogsstyrelsens definition (2004) som försöker avgränsa den skog som är äldst (bl.a. en medelålder på mer än 100 år). Rikskogstaxeringen har i sin uttolkning av Skogsstyrelsens definition reducerat arealen ytterligare genom att eftersträva minimal mänsklig påverkan. 3. En ekologisk definition som utgår ifrån var arter faktiskt förekommer i skogslandskapet. Kontinuitetsskog definieras här som en skog som har naturvärdesarter vars förekomst förklaras av att det under lång tid funnits lämpliga skogsmiljöer och substrat i just denna skog eller i dess närhet.

Olika definitioner ger olika arealer kontinuitetsskog

Kontinuitetsskogar har större naturvärden än dagens produktionsskogar. Det är därför angeläget att veta hur mycket kontinuitetsskogar det finns, var de finns, hur mycket som är skyddat och även att kunna följa upp vad som händer med kontinuitetsskogarna.

Hur stora arealer det handlar om beror förstås på hur kontinuitetsskog definieras. En framkomlig väg är att använda skogens historik och strukturer och med hjälp av dessa indirekt kartera kontinuitetsskogar (Skogsstyrelsen, 2004, Björk, 2009). Kontinuitetsskog kan då definieras antingen som skog som inte har kalavverkats eller som äldre skog med liten mänsklig påverkan (Figur 1, betraktelsesätt 1 respektive 2). Däremot är det på grund av den stora arbetsinsatsen närmast en oöverstiglig uppgift att identifiera kontinuitetsskog utifrån förekomsten av olika kontinuitetsberoende arter, t.ex. lavskrika eller goliatmusseron (Fig. 1, betraktelsesätt 3).

Skogsstyrelsens definition från 2004 har uttolkats som skog med en medelålder på mer än 120 år, stor åldersspridning och med få eller inga spår av mänsklig påverkan (Fig. 1 betraktelsesätt 2, Skogsstyrelsen, 2004). Baserat på den definitionen bedöms det totalt i landet finnas 368 000 hektar ”trolig” kontinuitetsskog och 1 875 000 hektar ”möjlig” kontinuitetsskog, sammanlagt ca 2.2 miljoner hektar kontinuitetsskog utanför skyddade områden (Skogsstyrelsen, 2008). Med denna uttolkning identifieras skogsarealer med olika grad av naturskogskaraktär och som ofta har höga naturvärden. Däremot inkluderas inte skogar med trädkontinuitet och där det samtidigt finns stubbar eller andra tydliga spår av extensivt brukande, t.ex. plockhuggning.

Det kan dock finnas skäl och vara funktionellt att också betrakta skogsmark som ännu inte kalavverkats som kontinuitetsskog eftersom den stora skiljelinjen i förekomsten av naturvärden är mellan skog som kalavverkats och inte kalavverkats (Fig. 1, betraktelsesätt 1). Äldre tiders olika brukande av skog med bl.a. plock- och dimensionshuggning lämnade som regel ett betydligt större biologiskt arv än vad dagens skogsbruk gör och avsevärt mer än under kalhuggningens barndom utan naturhänsyn 1950-90. Dessa extensivt brukade skogar har haft både lång tid och förutsättningar från omkringliggande landskap att få arter etablerade som i första hand förekommer i äldre skogsmiljöer.

Det är dock inte helt enkelt att kartlägga och avgränsa icke kalavverkade skogar. Dels är omfattningen av kalhyggesbruk före 1950 ofullständigt känd. I begränsad omfattning förekom trakthyggesbruk före 1950, och i vissa glas- och järnbruksområden åtminstone 150 år tillbaka i tiden. Man bör också ta hänsyn till att även blädningsskogsbruket historiskt och industriskogsbruket efter 1920 lokalt var intensivt, exploaterande och lämnade få levande träd eller andra kontinuitetsbärande strukturer. I sådana fall bör det ha försämrat naturvärdena på liknande sätt som

kalavverkning⁷. Men beaktar man dessa faktorer och begränsningar, kan beräkning av arealerna skog som inte kalavverkats ge en bra kompletterande bild av hur mycket kontinuitetsskog det finns i Sverige.

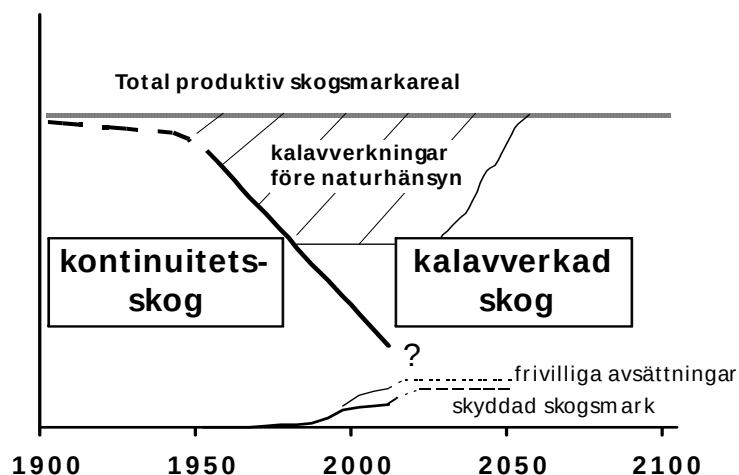
Riksskogstaxeringen beräknade att det finns ca 8,3 milj. ha produktiv skogsmark skog och 3 milj. ha sumpskog (impediment) som är äldre än 70 år, dvs. uppkommen före 1930 (Skogsstyrelsen 2004 och underlag till denna studie), totalt 11,3 milj. ha. Inom ramen för projektet har en motsvarande analys utförts av Metria baserad på satellitbilder. Den landar på ungefär samma siffra, dvs. 12 milj. ha skog äldre än 70 år nedanför fjällnära skogsgränsen. För mer detaljerade resultat se bilaga.

Merparten av denna skog i norra Sverige, och i mindre omfattning i södra och mellersta Sverige, har inte varit kalavverkad. En försiktig bedömning är att minst hälften av arealen inte har varit kalavverkad, dvs. minst 6 milj. ha skogsmark inkl sumpskog eller minst 4 milj. ha produktiv skogsmark. Det innebär att arealen kontinuitetsskog med denna definition är minst dubbelt stor som med uttolkningen av Skogsstyrelsens definition från 2004.

Alla kontinuitetsskogar med denna vidare definition innehåller förstås inte lika höga naturvärden. Värdena beror även på skogens och det omgivande landskapets historia, tillsammans med vad varje skog har för förutsättningar för att hysa olika arter. De mest värdefulla skogarna är som regel redan skyddade som nationalparker, naturreservat, biotopskyddsområden eller naturvårdsavtal, eller är utpekade som nyckelbiotoper. I Skogsstyrelsens förstudie (2004) bedömdes arealen kontinuitetsskog enligt Skogsstyrelsens ursprungliga definition, utanför formellt skyddade områden, vara cirka 1 miljon hektar. Av denna areal bedömdes ungefär hälften (400 000–550 000 hektar) ligga inom frivilligt bevarad skog och 20–25 % (200 000–250 000 hektar) ligga inom områden som planerades för formellt skydd. Till detta kom 700 000–800 000 hektar inom befintliga områden med formellt skyddad skog. Metria Miljöanalys redovisar att det ligger 257 000 ha produktiv skogsmark nedanför fjällnära gränsen inom nationalparker och naturreservat och beräknar att 90 %, 236 000 ha, av dessa är äldre än 70 år (2007)⁸. Men fortfarande finns det stora arealer skogar som har höga naturvärden och som faller utanför dessa kategorier, framförallt i mellersta och norra Sverige. Arealen skog som aldrig kalavverkats blir allt mindre och kommer med nuvarande trend att helt försvinna utanför skyddade områden om ett par decennier (Fig. 2) .

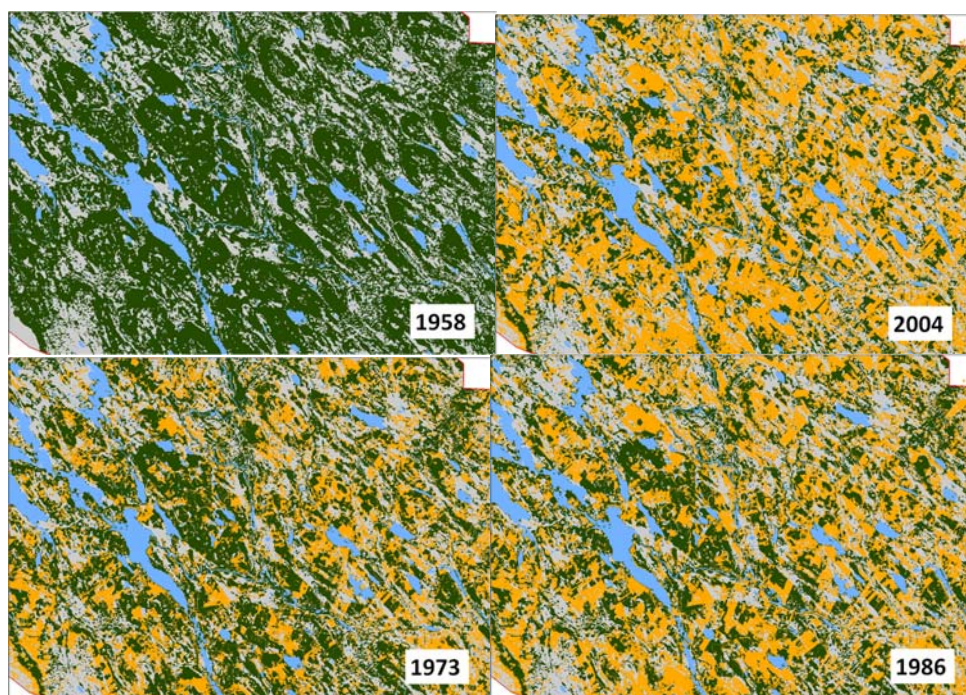
⁷ På motsvarande sätt bör man också beakta att vissa naturvärden klarar avverkningar med dagens miljöhänsyn med hänsynsträd, högstubbar och död ved (se t.ex. Johansson m.fl., 2009).

⁸ Ovanför fjällnära gränsen ligger 1.6 milj. ha skog inom naturreservat och nationalpark. Merparten av dessa är äldre skogar, dock saknas en närmare beräkning av detta. För dessa finns ingen beräkning av hur stor andel av denna som är äldre skog.



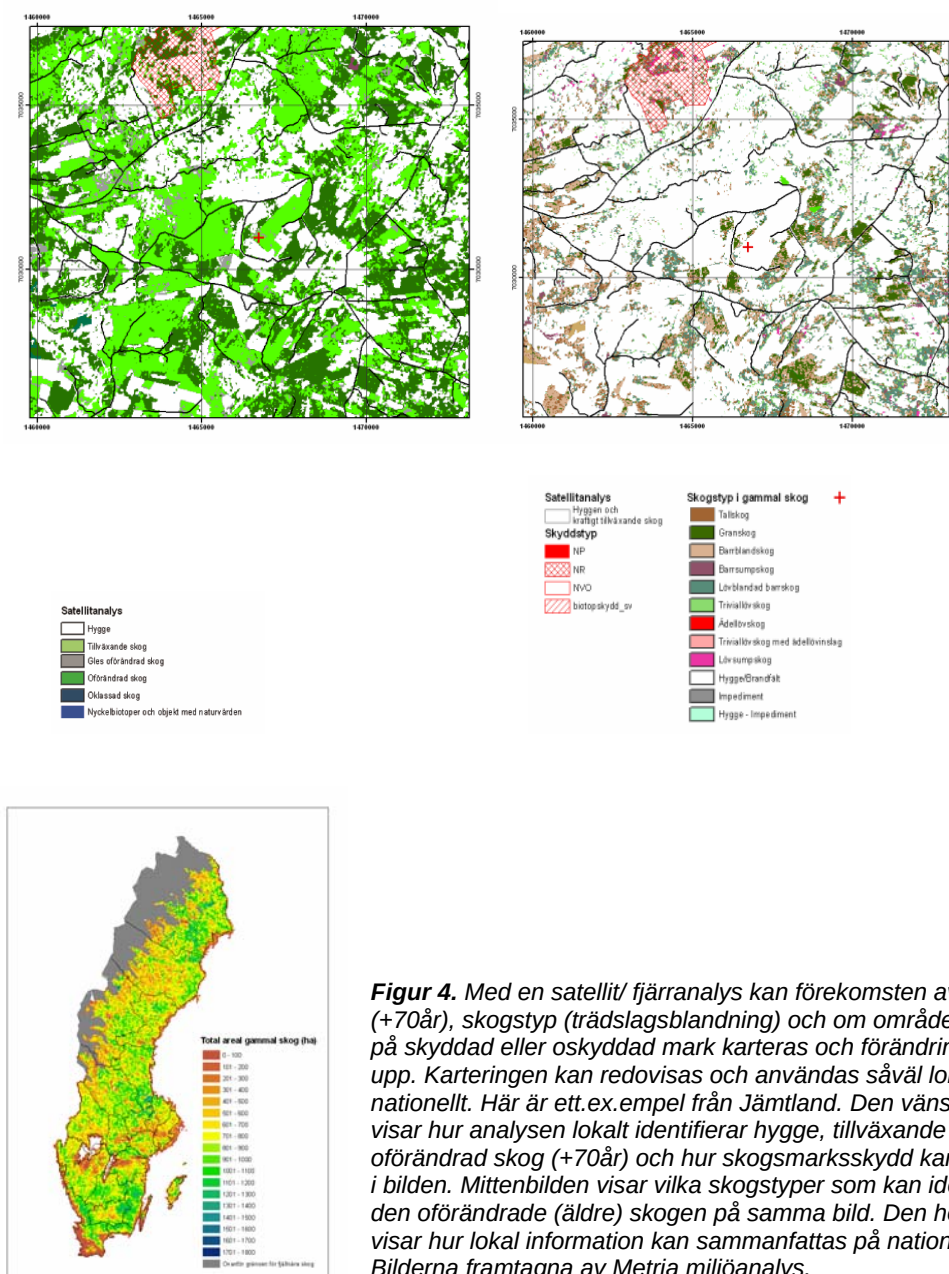
Figur 2. Merparten av produktiv skogsmark i Sverige har avverkats med trakthyggesbruk och arealen kontinuitetsskog blir allt mindre. Figuren visar utvecklingen av arealen traktavverkning och skyddad skog (baserat på uppgifter från Skogsstyrelsen och Naturvårdsverket). Arealen traktavverkad produktiv skog före 1955 har uppskattats till ca. 3 milj. hektar. Skog som inte traktavverkats betecknas som kontinuitetsskog i figuren. Areal skogsmark som avverkats utan naturhänsyn indikeras i bilden.

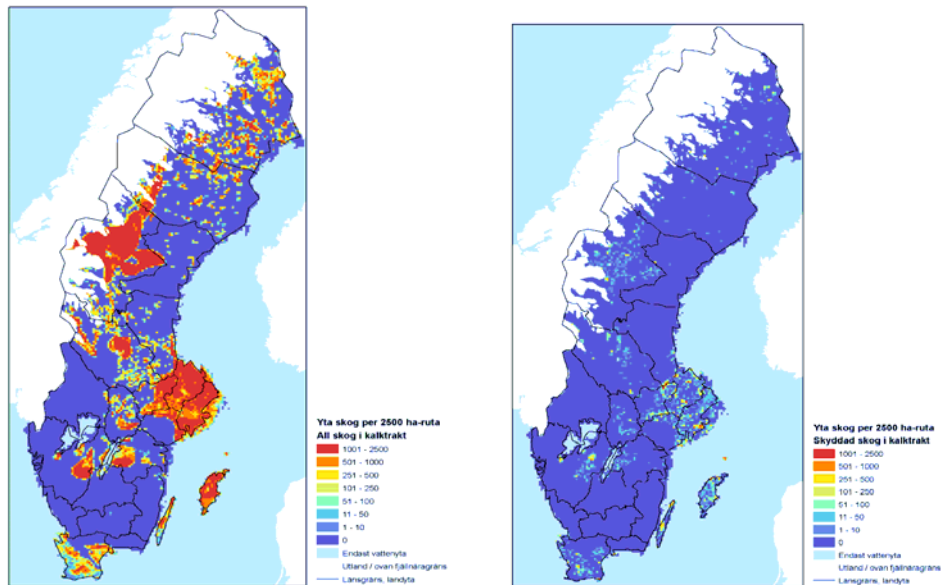
Lokalt och regionalt har merparten av kontinuitetsskog försvunnit. Med hjälp av satellitdata har forskare vid SLU följt trakthyggesbrukets påverkan i Vilhelmina kommun i norra Sverige sedan slutet av 1950-talet (Fig. 3, se även Björk 2009). Bildsviten är ett illustrerande exempel på hur snabbt och omfattande kontinuitetsskog på landskapsnivå omvandlas till kalhygge och rationellt skött skog, ett skeende som fortsatt pågår i Sverige såväl som i Finland och Ryssland.



Figur 3. Skogsmark som avverkats med trakthyggen (gul färg) i Vilhelmina kommun sedan 1958, då Skogsstyrelsen registrerade den första avverkningsanmälan i området. Kartan, som täcker ca 1500 km², visar skog (grön), vatten (blå) och myr, kalffäll och annan öppen mark (grå). Källa: Per Sandström och Johan Svensson, Institutionen för skoglig resursanalys, SLU.

Fjärranalys genom Metria eller Rikskogstaxeringen kNN (se vidare <http://skogskarta.slu.se/>) ger en möjlighet att på beståndsnivå regelbundet följa upp hur förekomsten av äldre skog (+70 år) utvecklas på nationell nivå och kan ge kartunderlag som kan användas för lokal och regional planering (Figur 4, Björk, 2009). Denna fjärranalys kan årligen uppdateras med Skogsstyrelsens fjärranalys-baserade uppföljning av hyggen. På så sätt kan förekomsten av äldre skog hållas aktuell. Detta går att göra för olika skogstyper och presenteras här för kalkbarrskogar.





Figur 5. Exempel på hur satellit/fjärranalys kan användas för att kartera total och skyddad areal av äldre skog (+70 år) av en skogstyp. Dessa bilder redovisar skog som ligger på kalkmark. Bilden till vänster visar förekomsten av skog inom kalktrakter som är äldre än 70 år nedanför fjällnära skogsgränsen. Bilden till höger visar förekomst av skyddad skog inom kalktrakter som är äldre än 70 år nedanför fjällnära skogsgränsen.

Naturvärden i kontinuitetsskogar

Vad har skapat och skapar mångfalden i den svenska skogen

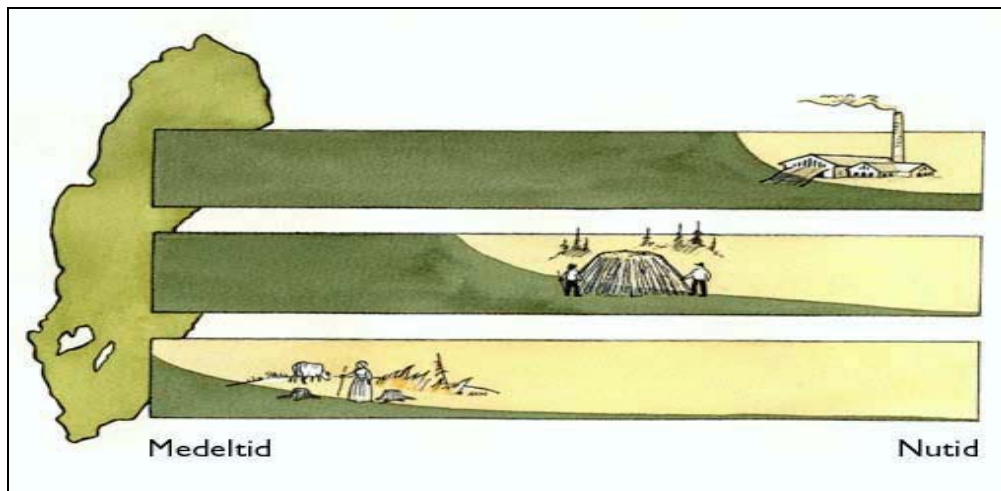
Det svenska skogslandskapet innehåller många olika skogsekosystem med skiftande biologiskt innehåll. Det är en blandning av produktionsmässigt skötta skogar och igenväxta kulturmiljöer och rester av mer eller mindre naturliga skogsekosystem. Variationen av skogstyper och kulturell påverkan är mycket stor från söder till norr och från öster till väster. Vilka arter som rent allmänt förekommer i olika skogsekosystem eller som faktiskt förekommer i ett speciellt skogsområde har flera bakomliggande orsaker.

Den biologiska mångfalden i de svenska skogarna är ett resultat av en lång evolutionär resa i kombination med vilka arter som lyckats sprida sig hit efter den senaste inlandsisen och Sveriges naturgivna förutsättningar. Det är inte att förglömma att skogens innevånare och deras miljö har utvecklats till vad de är idag under mycket lång tid. Det handlar om flera tiotals miljoner år. Detta har förstås inte skett i Sverige, utan där skogarna befunnit sig geografiskt under olika tidsepoker. Sett i ett längre tidsperspektiv har inte de boreala barrskogarna alltid legat som ett brett band runt norra halvklotets landmassor utan likt vandrande nomader förflyttat sig på grund av jordens många nedisningar och ändrat klimat.

Mänsklig påverkan och dess effekter på biologisk mångfald

Skogen har alltid på olika sätt utnyttjats av människan, men omfattningen och intensiteten har varierat. Utnyttjandet har ökat starkt under det senaste århundradet (se t.ex. Emanuelsson, 2009). Redan för 5000 år sedan var skogslandskapet i södra Sverige i hög grad påverkat av mänskligt utnyttjande, medan många skogsområden i Norrlands inland fortfarande kan ha ett mera naturnära tillstånd (t.ex. Östlund m.fl., 1997, Kardell, 2003, Josefsson & Östlund, 2011). Historiskt har skogar använts för många ändamål, t.ex. jakt, husdjursbete och bärplockning. Träd nyttjats som timmer liksom för att producera träkol och tjära. Notera dock att ända fram till andra världskriget var det brännved som svarade för den största delen av virkesförbrukningen i Sverige. Men som ett resultat av ökad efterfrågan på sågtimmer från kontinenten i början av 1800-talet kom sågverksindustrin att utvecklas snabbt, med början i sydvästra Sverige. Det var grovt timmervirke som efterfrågades, och bara de grävsta träden togs ut ur skogarna. Avverkningarna och sågverken flyttade successivt norrut allteftersom tillgången på grovt timmer minskade. Vid dimensionsavverkning avverkades endast de grävsta och kvalitetsmässigt bästa träden, medan resten av träden kvarlämnades. De första försöken med kalavverkning och skogsodling skedde i liten skala redan i slutet av 1800-talet. I Bergslagen började trakthyggesbruk att införas under senare delen av 1800-talet och kom att omfatta 600 000 ha skogsmark (Brynte, 2001). Men dimensionsavverkningar och andra former av exploaterande och utglesande avverkningar fortsatte helt att dominera svenskt skogsbruk fram till omkring 1950 (Ekelund & Hamilton, 2001). Då medförde 1948 års skogsvårdslag och Domänverkets cirkulär nr 1 (Anon, 1950) att trakthyggesbruk fick genomslag i hela landet. Trakthyggesbruk med kalavverkning, markberedning och plantering har sedan dess varit standard för skogsbruk i Sverige.

Sammanfattningsvis har skogar i Sverige, från att de etablerades efter den senaste istiden, utnyttjats och påverkats av människan och hennes aktiviteter. Till en början nyttjades skogen extensivt. Med åkerbrukets införande ca. 4000 år f. Kr. kom lämpliga skogsmarker gradvis att svedjebrukas eller överföras till ängs- och åkermark. Men det är egentligen först i mitten av 1600-talet med bergsbruk och den kommande agrara och industriella revolutionen 100 år senare som nyttjandet av skog intensifierades. Variationen i tidpunkt för när naturskogarna började exploateras var stor (Fig. 6). Successivt och framförallt under de senaste 150 åren har i princip all skogsmark i Sverige övergått från naturskog till produktionsskog.



Figur 6. Den mänskliga påverkan på skogsmarken i Sverige har gradvis ökat från söder till norr (Skogsstyrelsen, 2004).

Skogsbrukets intensifiering ledde i början av 1970-talet till en hyggesdebatt som bl.a. uppmärksammade frånvaron av naturhänsyn. Opinionsbildning, forskning, praktisk skogsskötsel, miljöövervakning och omfattande fältobservationer från skogsintresserade personer har därefter successivt resulterat i starkt ökad kunskap och medvetenhet om vad som krävs för att förvalta biologisk mångfald i skog liksom hur skogsskötsel och naturhänsyn kan samverka. Sedan 1993 har också den svenska skogspolitikens ändrats så att den innefattar två huvudmål av lika vikt: ett produktionsmål och ett miljömål.

En tidig insikt var att 1) artrikedomen generellt är högre i naturskogar än i brukade skogar och 2) arter i naturskog med speciella miljökrav eller med svårigheter att sprida sig inte eller bara i mycket ringa omfattning förekommer i produktionsskog (Berg m.fl., 1995).

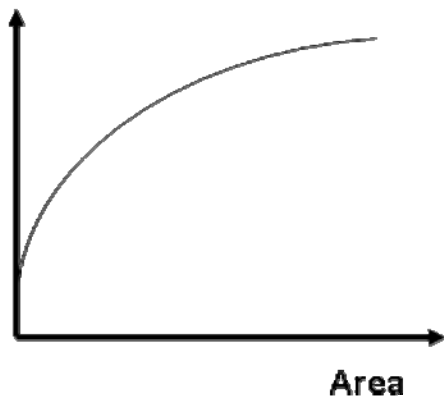
Inom alla skogslevande artgrupper finns såväl arter som (1) missgynnas och minskar av trakthyggesbruk, arter som (2) är indifferent och inte verkar påverkas liksom att det finns arter som (3) gynnas och ökar. Arter som gynnas är som regel opportunisterna och lättspridda och kan dra fördel av de miljöer som skapas på de stora skogsarealer som årligen brukas likartat. Exempel på sådana arter är kruståtel, älg, rotticka och snytbagge. Andra exempel är törnskata, buskskvätta, gulsparr och ortolansparv, vilka i brist på lämpliga miljöer i ett föränderligt jordbrukslandskap i ökande grad kommit att utnyttja lämpliga hyggen. De som missgynnas är arter som är knutna till speciella miljöer som finns i skogar med naturskogsqualitéer, t.ex.

grova träd, grov död ved, och som har svårt att sprida sig. Flertalet skogslevande rödlistade arter tillhör denna grupp.

Övergången från naturskog via exploaterande dimensionsavverkningar till intensivt skötta trakthyggesbrukade skogar förändrar starkt förutsättningarna för olika arter. Det moderna skogslandskapet kommer i ökande grad att domineras av arter som gynnas av skogslandskapets alltmer likartade biologiska förutsättningar; likåldriga skogar av i huvudsak ett träslag och med förhållandevis korta omloppstider.

Ett av de mest studerade och välkända sambanden inom ekologin är att antalet arter ökar med ökad mängd livsmiljö, ett förhållande mellan arter och yta som matematiskt formulerades av svensken Otto Arrhenius för knappt hundra år sedan (Arrhenius, 1921, Fig. 7). Ett annat välstuderat liknande ekologiskt samband är att antalet arter ökar med hur variationsrik en miljö är. En heterogen miljö har större förutsättningar att hysa arter med olika miljökrav än ensartade miljöer. Det kan dock vara på sin plats att påpeka att målet med naturvård inte är att en skog, ett landskap eller ett land skall ha så många arter, vilka som helst, som möjligt. Nej, målet är att bevara alla inhemska arter i livskraftiga populationer.

Antal arter



Figur 7. Ett av ekologins mest välstuderade samband är förhållandet att antalet arter ökar med ytan av en miljö.

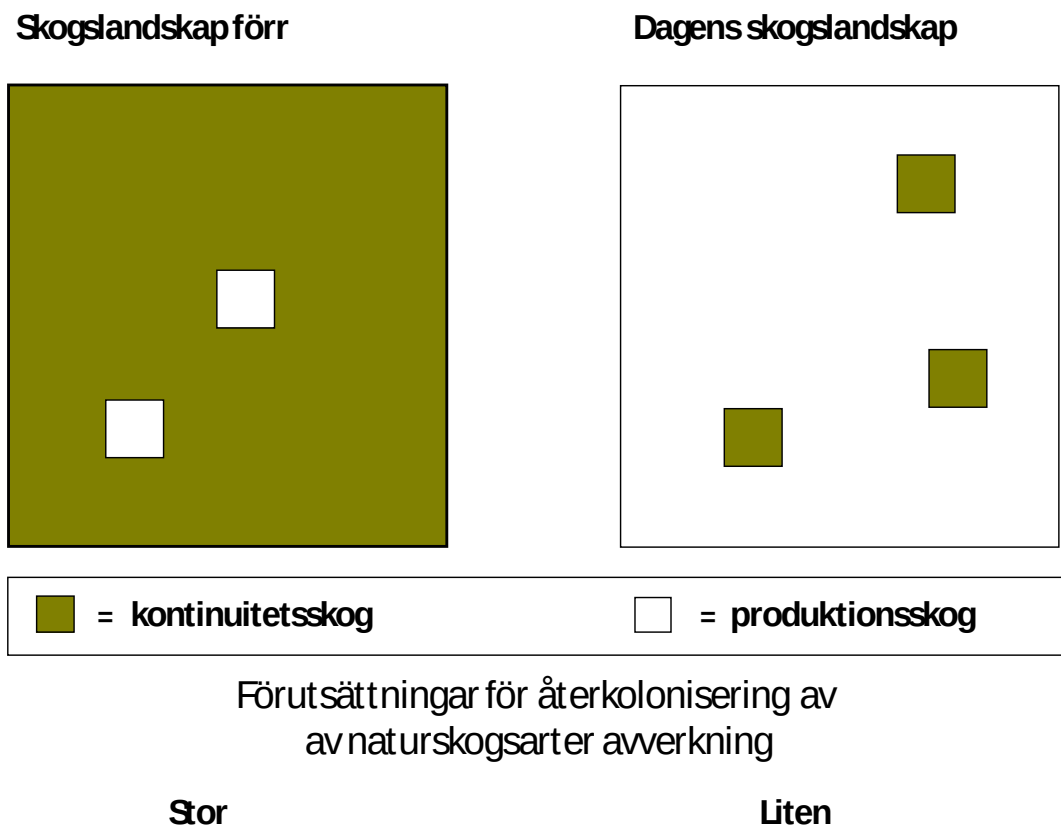
Kontentan av detta resonemang är att antalet skogslevande arter, och storleken på deras populationer i framtidens skogslandskap, kommer att bero på hur mycket det kommer att finnas av deras miljöer i kombination med att dessa miljöer inte ligger för isolerade från varandra. Med detta resonemang, och baserat på skogsekologisk, skogshistorisk och naturvårdsbiologisk kunskap, kom nyligen Skogsstyrelsens forskarbaserade utvärdering av hur mycket av olika skogsmiljöer med höga naturvärden som krävs för att bevara livskraftiga stammar av alla naturligt förekommande arter. Man kom fram till att 8-16 % av skogslandskapets bestånd bör avsättas, beroende på sammansättningen av olika skogsmiljöer och skogsbrukets praxis i olika svenska regioner (Angelstam m.fl., 2010).

Många skogslevande arter bedöms redan idag leva inom alltför små biotopfragment och i skogsmiljöer som inte nyskapas i tillräcklig omfattning i vårt brukade skogslandskap. De har dåliga förutsättningar att långsiktigt kunna fortleva. De kommer under en tid att leva kvar där de finns. Deras populationsstorlekar kommer

dock att minska som följd av lokala utdöenden. Successivt kommer de att dö ut även om miljön inte skulle försämrats ytterligare (Hanski, 2000, Ranius och Kindvall, 2006, Berglund & Jonsson, 2008). Detta fenomen kallas utdöendeskuld.

Varför finns arter där de finns?

Inom biologin är det grundläggande att söka mönster i arters förekomst och att försöka förklara hur och varför de finns just där. Det är uppenbart att alla arter behöver lämpliga livsmiljöer för sin existens. Det är också uppenbart att dessa livsmiljöer kontinuerligt måste finnas inom räckhåll för respektive arts förmåga att sprida sig. Inga arter är heller ensamma på sina spelplaner utan i ständig konkurrens med andra arter. Det pågår en ständig kamp för att fortleva. Skogens biologiska mångfald är därför, till skillnad från odling av tall och gran, inte per automatik förnybar, utan det måste finnas en kontinuitet av lämpliga livsmiljöer i tid och rum för att varje art ska fortleva. Uppstår ett kontinuitetsbrott, upphör också förutsättningarna för arter, och de försvinner från ett bestånd eller en region (Fig. 8). Ska de återkomma måste lämpliga livsmiljöer återskapas, arterna spridas in och återetablering ske. Detta förutsätter att lämpliga miljöer finns inom spridningsbara avstånd.



Figur 8. Förutsättningarna för naturvärdesarter att återetableras i en skog som avverkas skiljer sig åt mellan olika landskap. I landskap med hög andel kontinuitetsskog och ett stort biologiskt arv har naturvärdesarter lätt att återetablera sig (vänstra figuren). I dagens skogslandskap med hög andel produktionsskog och få kontinuitetsskogar är förutsättningarna betydligt sämre.

Denna dynamik är lika pågående i dagens brukade skogslandskap som i det forna naturskogslandskapet. Historiskt är det naturligt att arter dör ut och tillkommer i olika geografiska skalor och av olika anledningar. Förloppet är dock mycket snabbare idag än det någonsin varit. Konsekvenserna av skogsbruk är idag landskapsomfattande och genomgripande. Med detta följer också att det står i vår makt att välja vilken biologisk mångfald vi önskar ha i morgondagens skogslandskap. Det bestämmer vi idag genom hur vi väljer att sköta dagens skogar.

Det är inte samma biologiska förutsättningar efter skogsbrand och efterföljande succession som i en äldre brukad tallskog. På liknande sätt förändras förutsättningarna för arter under en brukad skogs omloppstid. Ett trakthygge och efterföljande ungskog har färre och i huvudsak störningsgynnade arter. Men allteftersom skogen växer upp återetableras arter successivt från äldre skog i det omgivande landskapet. Detta kräver dock både att lämpliga skogsmiljöer hinner skapas innan skogen åter avverkas, och att dessa arter finns i tillräcklig mängd och tillräckligt nära i landskapet så att en återetablering kan ske. Ett sätt att säkerställa en större variation och naturmässigt värdefulla miljökvantiteter i det produktiva skogslandskapet är genom fri utveckling eller naturvårdsanpassad skötsel på områdesskyddad mark tillsammans med en god naturhänsyn på den produktiva skogsmarken.

Arters beroende av kontinuitet

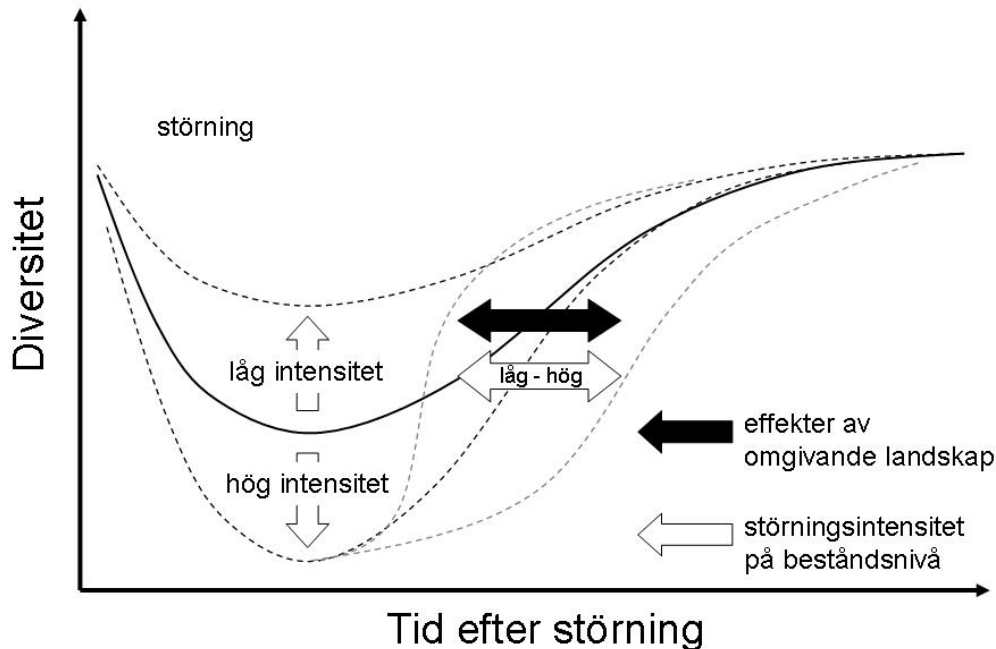
I naturvårdssammanhang har det ofta uttryckts att arter är kontinuitetsberoende eller kontinuitetskrävande. I strikt mening är dock ingen art beroende av kontinuiteten i sig. Arter är snarare beroende av att det finns tillräcklig mängd av lämpliga livsmiljöer i tid och rum. Det är därför mer korrekt att lyfta fram de två huvudfaktorer som förklarar arters förekomst, 1) arters spridningsförmåga och under hur lång tid spridning och etablering har kunnat ske och 2) tillgängligheten av lämpliga livsmiljöer. Arter är begränsade av både spridningsförmåga och tillgång på habitat. Vilken relativ betydelse dessa har beror på den enskilda artens ekologi, hur skogslandskapet ser ut och områdets s.k. biologiska arv samt var och i vilken mängd en art förekommer. Det är svårt och sammanhangsberoende att analysera detta, och det finns därför få studier gjorda (Nordén & Appelqvist, 2001, Berglund & Jonsson 2008, Nordén m.fl., 2011). Men även om de sammantagna bedömningarna är komplexa, är enskilda ekologiska frågor kring spridning och livsmiljöer mycket välstuderade. Det går därför oftast att dra generella slutsatser baserat på den forskning och erfarenhetsbaserade kunskap som finns.

Rent allmänt är det tillgängligheten, eller kontinuiteten, av lämpliga habitat på landskapsnivå som långsiktigt är avgörande för en arts fortlevnad i en region. Möjligheten för en art att återetableras efter t.ex. en avverkning beror på hur genomgripande den lokala störningen varit, hur lång tid det tar att återskapa lämplig miljö och vilket biologiskt arv det kringliggande landskapet har (Fig. 9). Naturen är stadd i ständig förändring, där olika livsmiljöer skapas, förändras och försvinner. De få studier som har lyckats analysera betydelsen av lokal och regional skala, visar också att det är på den regionala skalan som kontinuiteten har större betydelse för att förklara arternas förekomst i dag (Pallto m.fl., 2006, Fenton och Bergeron, 2008, Christensen m.fl., 2008, Nordén m.fl., 2011). Samtidigt är det fundamentalt att förvaltning av arter måste utgå ifrån var arterna faktiskt finns idag och säkerställa att lämpliga livsmiljöer nyskapas allteftersom befintliga försvinner. Det är därför viktigt att prognostisera vad som krävs för att arter fortsättningsvis ska finnas i

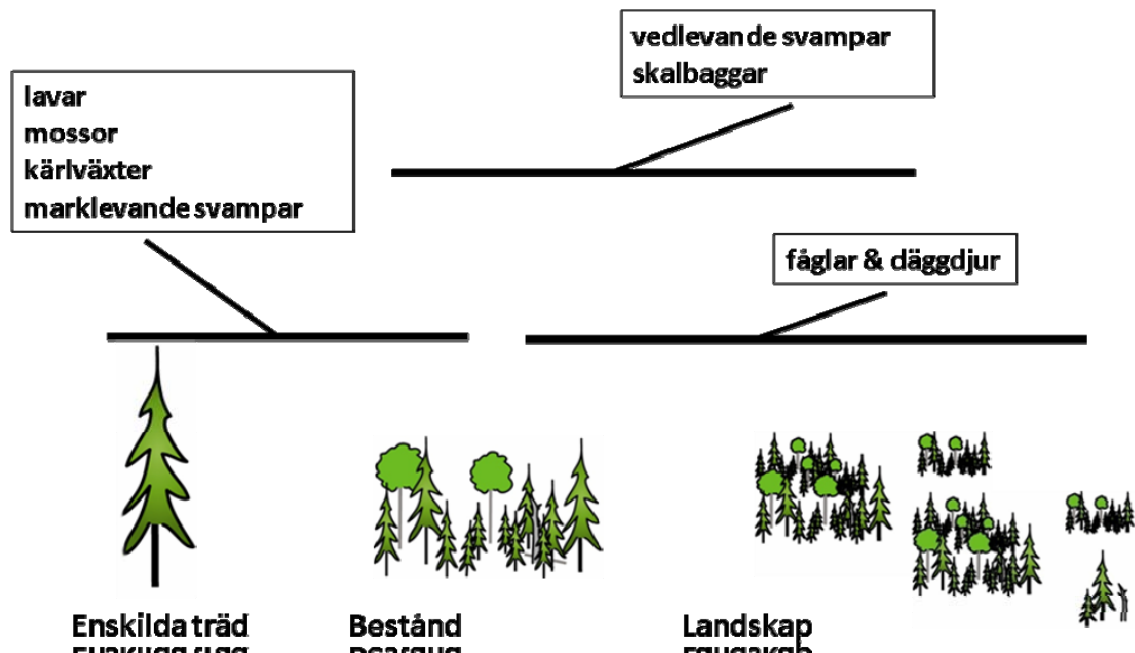
tillräckligt stor mängd i landskapet. Flera av skogslandskapets rödlistade arter finns i dag bara eller nästan uteslutande i kontinuitetsskogar.

Kontinuitet på bestånds- och landskapsnivå

Vissa miljöer och substrat blir ovanligare i skogslandskapet, t.ex. skogar med naturskogskvalitéer, grova gamla träd eller grov död ved. Därför ökar betydelsen av dessa för arter som är knutna till sådana miljöer. Detta gör att kontinuitet på beståndsnivå får allt större betydelse för artgrupper som kärlväxter, marklevande svampar, många lavar och mossor, i synnerhet rödlistade arter och signalarter (Fig. 10). Dessa är ofta ovanliga, svårspredda och ofta minskande i skogslandskapet. För dessa arter är kontinuitet av lämpliga miljöer i anslutning till deras förekomster avgörande för deras fortlevnad i landskapet. Däremot är kontinuitet på beståndsnivå generellt mindre avgörande för rörliga arter som däggdjur, fåglar och insekter vilka aktivt kan söka upp lämplig miljö inom större områden (Fig. 10). Men det förutsätter att miljön förekommer i landskapet inom räckbart avstånd (se t.ex. Rolstad och Gjerde, 2003). På längre sikt är det förekomsten av lämpliga miljökvaliteter på landskapsnivå, inte på beståndsnivå, som är avgörande för arters fortlevnad (Bengtsson m.fl., 2003, Nordén m.fl., 2011).



Figur 9. Generellt samband mellan tid efter störning, exempelvis kalavverkning eller skogsbrand, och hur snabbt arter återetableras på beståndsnivå. Som framgår av de horisontella pilarna beror hastigheten av återetableringen på vilka förutsättningar, det biologiska arvet, som finns i det omgivande landskapet (Johansson, 2010).



Figur 10. I ett kort tidsperspektiv är den geografiska skalan, skogsbestånd – landskap av olika betydelse för olika arter. Många kryptogamarter kan fortleva inom en och samma skog under flera generationer, medan andra artgrupper, som t.ex. skalbaggar, fåglar och däggdjur, hela tiden har större rumslig rörlighet.

Kontinuitet av levande träd

Arter som är beroende av levande träd kan antingen vara knutna till förhållandena ovan mark (barr, blad, grenar och stam eller bark) eller till förhållandena under mark (levande eller döda rötter, alternativt markförhållandena där levande träd finns).

Många arter utnyttjar eller är knutna till grenar, bark och stammar av levande träd. Vissa arter är generalister, är lättspridda och kan utnyttja merparten av levande träd. Andra arter är mer specialiserade, exempelvis lavar kan vara knutna till grov bark som bildas först på riktigt gamla träd. Hål- och risbobyggande fåglar behöver grova och äldre träd. I dessa senare fall är förutsättningen för arternas fortlevnad att det finns en kontinuitet av äldre träd med dessa kvalitéer.

Mykorrhizasvampar är beroende av levande träd. Genom sin mykorrhizasymbios får de den energi de behöver från fotosyntesen via trädens rötter. Mängden, aktiviteten och i viss utsträckning artrikedomen av mykorrhizasvamp beror på hur stor den sammanlagda fotosyntensen är, eller i klartext, hur många träd det finns inom ett område. För många arter mykorrhizasvampar förefaller nyetablering vara ovanlig och för många, framförallt bland de arter som är rödlistade, finns det i regel mycket få mycel (genetiskt unika individer) i varje skog. Ett exempel på detta är den högt skattade mykorrhizasvampen goliatmusseron, som huvudsakligen växer i tallskogar på sandiga marker med lång skoglig kontinuitet i norra Sverige. Den är hittills aldrig påträffad på kalavverkad mark (Risberg m.fl., 2004). På samma sätt som andra klonbildande arter, t.ex. många kärlväxter, lavar och mossor, är mykorrhizasvamparna klonala, och deras mycel kan bli mycket gamla. Potentiellt kan de bli betydligt äldre än vad träd kan bli om det hela tiden finns en kontinuitet av levande träd.

Kontinuitet av död ved

Framför allt många insekter och svampar är beroende av död ved (Siitonen, 2001, de Jong m.fl., 2004, Jonsson m.fl., 2005). Nedgången i tillgänglighet av grov död ved, speciellt av naturligt skapade kvalitéer i det brukade skogslandskapet, uppmärksammades tidigt. Det återspeglas bland annat i att ungefär hälften av de svenska, finska och norska rödlistornas skogslevande arter är knutna till grov död ved (Siitonen, 2001, Dahlberg och Stokland, 2004, Gärdenfors, 2005). Mot denna bakgrund, och att grov död ved är en synlig och mätbar struktur, har en stor del av naturvårdssatsningar i skogen kommit att fokuseras på att öka mängden grov död ved, bl.a. som en indikator i miljömålet Levande Skogar. Förekomsten av grov död ved har varit en viktig faktor för att identifiera områden med höga naturvärden, för att identifiera nyckelbiotoper och vid inrättandet av reservat. På senare år har mängden grov död ved börjat öka i skogslandskapet, från en låg nivå till en mindre låg nivå (Skogsstyrelsen, 2011). Orsaker till detta är ökad miljöhänsyn i samband med skogliga åtgärder samt att mängden död ved ökar i skyddade områden.

Men det är inte bara mängden död ved som påverkar förekomsten av vedlevande arter. Ofta är vedkvaliteten direkt avgörande för om arter förekommer eller inte. Vissa arter är generalister och utnyttjar många olika typer av död ved, medan andra har snäva och precisa krav. Död ved uppkommen efter gallring eller slutavverkning, t.ex. låg- och högstubbar, lågor och lumpar, har andra egenskaper än ved som skapats naturligt genom ett successivt avdöende. För arter som är bra på att sprida och etablera sig kan det vara tillräckligt med en gles förekomst av de vedtyper de uppträder på. Arter med dålig spridnings- och etableringsförmåga kräver en rikligare förekomst av lämpligt substrat. I dagsläget är kunskapen om de vedlevande arternas faktiska förmåga att sprida och nyetablera sig begränsad. En viktig faktor är också hur lång tid det tar för olika vedsubstrat att bildas, någonting som ibland kallas för leveranstid (Tab. 2). En långsamväxande tall i norra Sverige kan t.ex. leva i 600 år innan den dör. Den står sedan kvar som torrträd några hundra år, och bildar så småningom en låga, som därefter kan fungera som lämpligt substrat för svampar och insekter i ytterligare många hundra år (Nordén m.fl., 2011). Leveranstiden för en granskog med miljömässiga naturskogskvalitéer har uppskattats till minst 300 år (Lilja m.fl., 2006).

Tabell 2. Urval av publicerade uppgifter om hur lång tid det tar för några olika vedsubstrat att bli lämpliga för olika arter, s.k. leveranstid.

Typ av vedsubstrat	Leveranstid för lämpliga habitat (år)	Referens
Genomsnittlig ålder hos högstubbar av tall med slagugglebon (i genomsnitt var träden 288 år när de dog och hade varit döda i 236 år när bona påträffades)	524	Bartholin m.fl., 2003
Genomsnittlig ålder på levande tallar med bon av kungsörn	335	Ahlén. & Tjernberg, 1992
Genomsnittlig ålder hos levande tallar med svampen vintertagging, <i>Irpiconodon pendulus</i>	250, minsta ålder 150	Delin 2008
Låga av tall lämplig för raggbock, <i>Tragosoma depesarium</i> (För att ge lämplig vedkvalité behöver tallar växa ca 200 år, därefter tar det ca 3 år innan en låga är lämplig)	200	Wikars, 2003
Ålder hos tall när fruktkroppar av talticka, <i>Phellinus pini</i> , börjar uppträda	>100	Lagerberg, 1945
Ålder på björklågor lämpliga för den brandgynnade större svartbaggen, <i>Upis ceramboides</i> (80-120 år som levande träd och sedan etablering ca 5 år efter trädet dött)	100	Wikars & Orrmalm, 2005

Förekomsten av skogslevande boreala arter i olika skogar

För att sammanfatta kunskapsläget om vilken betydelse olika åldersklasser och skogstyper har för skogslevande arter bedömdes drygt 5 000 skogslevande i huvudsak boreala arter (Tab. 3). Bedömningarna gjordes främst för rödlistade skogslevande arter, men även för så många andra skogslevande arter som möjligt. För varje art bedömdes i vilka åldersklasser (tab 4), i vilka skogstyper och med vilka trädslag arterna förekommer. Bedömningarna utfördes i en tregradig skala: om miljön saknar betydelse (ströfynd kan förekomma), om miljön utnyttjas eller om miljön är viktig. Resultaten finns samlade hos ArtDatabanken. Klassificeringen är baserad på samlade fälterfarenheter, publicerade uppgifter och ArtDatabankens sammanställda uppgifter. Här redovisas för hur många arter som olika åldersklasser utnyttjas eller är viktiga.

En svårighet med bedömningarna är att det ännu bara finns få äldre skogar som varit trakthyggesavverkade och att de ligger i södra Sverige. Det går därför inte att dokumenterat visa vilka naturvärden dessa skogar kommer att innehålla. Men samtidigt finns det stor samlad fälterfarenhet av vilka ekologiska krav olika naturvärdesarter har och i vilken omfattning de förekommer i uppväxande skogar som trakthyggesavverkats. Det finns också en omfattande dokumentation att naturvärdesarter missgynnas av i dagens produktionsskogar (t.ex. Berg m.fl., 1995, Gärdenfors, 2010, Kålås m.fl., 2010, Rassi et.al., 2010). I stora drag bör därför klassificeringen ge en rättvisande bild.

Skogens ålder kan definieras på olika sätt. I produktionssammanhang definieras den ofta som s.k. grundytevägd medelålder, dvs. summan av alla trädets åldrar dividerat med summan av alla trädets volymer. Riksskogstaxeringen använder denna definition. Eftersom varje trädets ålder påverkar medelvärdet i proportion till sin volym är därför ett bestånds medelålder lägre än vad åldern är för de äldsta träden. I modernt brukade skogar är träden likåldriga och beståndets medelålder ungefär

samma som för de äldsta träden. Men i skogar som plockhuggits, självföryngrats och aldrig trakthyggesavverkats kan enstaka träd vara betydligt äldre än beståndets medelålder. Dessa enstaka gamla träd är ofta viktiga bärare av olika naturvärden, t.ex. epifytiska lavar, fågelbon och för mykorrhizabildande svampar. Ett bestånds medelålder är därför ett grovt mått på ett områdes potentiella naturvärden. Oftast är 120-åriga skogar mer värdefulla än 70-åriga skogar. Men samtidigt kan t.ex. skogar med en 70-årig medelålder hysa enstaka gamla träd som är mer än 200 år (se t.ex. Risberg m.fl., 2004). För att bedöma ett bestånds potentiella naturvärden är det därför viktigt att inte bara titta på beståndsålder utan att även beakta förekomsten av äldre träd.

Tabell 3. Antal klassificerade boreala arter för olika artgrupper.

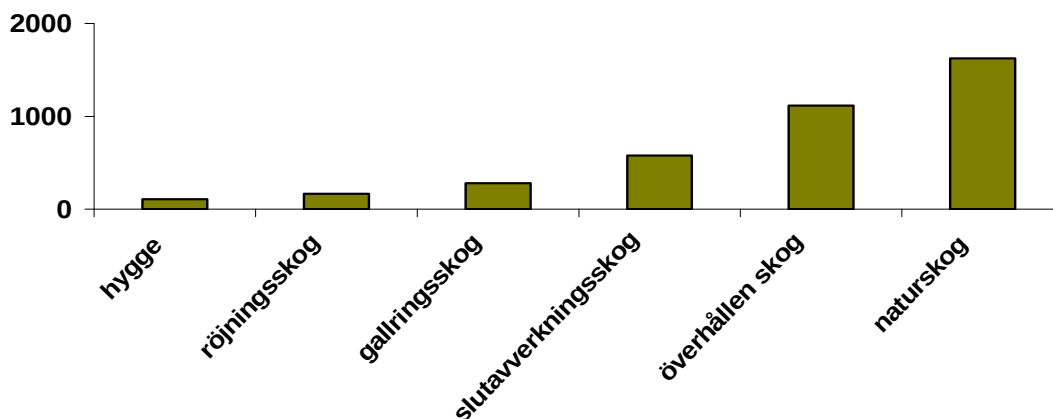
Artgrupp	Antal bedömda skogslevande arter		Bedömda av
	Totalt	varav rödlistade	
däggdjur och fåglar	-	53	Martin Tjernberg
Kärlväxter	206	75	Anders Dehlin (n Sverige), Jörg Brunet, Leif Andersson (s Sverige)
Lavar	410	100	Fredrik Jonsson
Mossor	344	83	Tomas Hallingbäck
Skalbaggar	2133	561	Bengt Ehnström
Svampar	2168	470	Johan Allmer (tickor), Håkan Lindström (spindelskivlingar), Stig Jacobsson, (diverse grupper, bl.a. kremlor), Karl-Henrik Larsson (corticiaceer), Johan Nitare (div. grupper, bl. a. signalarter och fingersvampar), Sonja Kuoljok (marksvampar i norra Sverige), Karl Soop (spindelskivlingar)
Summa	5261	1342	

Tabell 4. Beskrivning av hur åldersklasser definierats.

Åldersklass	Definition
Hygge	Öppna och igenväxande hyggen där träd/buskar har en höjd lägre än ca. två meter.
Röjningsskog	Ungskog fram till skogen sluter sig, dvs. när träden är 2-5 m. Här sker röjning (bortröjda stammar lämnas normalt kvar).
Gallringsskog	Skog som slutit sig, med en trädhöjd på 5-20 meter eller mer. Huvuddelen av avverkat virke tillvaratas. Gallring utförs en till flera gånger innan skogen slutavverkas. Gallringsfasen sträcker sig fram till ca. 10 år före slutavverkning.
Slutavverkningsskog	Slutavverkningsmogen skog, här innefattas också tiden efter den sista gallringen före avverkningen (ca. 10 år).
Överhållen skog	Slutavverkningsskog som ännu inte har avverkats, ofta med inslag av naturskogselement och naturskogskvaliteer.
Naturskog	Skog där det förekommer strukturer som tyder på lång skoglig kontinuitet, t.ex. att enskilda träd har hög ålder, att skogen ofta är självföryngrad, flerskiktad och under lång tid har fått utvecklas fritt. Mängden död ved är vanligen större än i brukad skog.

Rödlistade arter

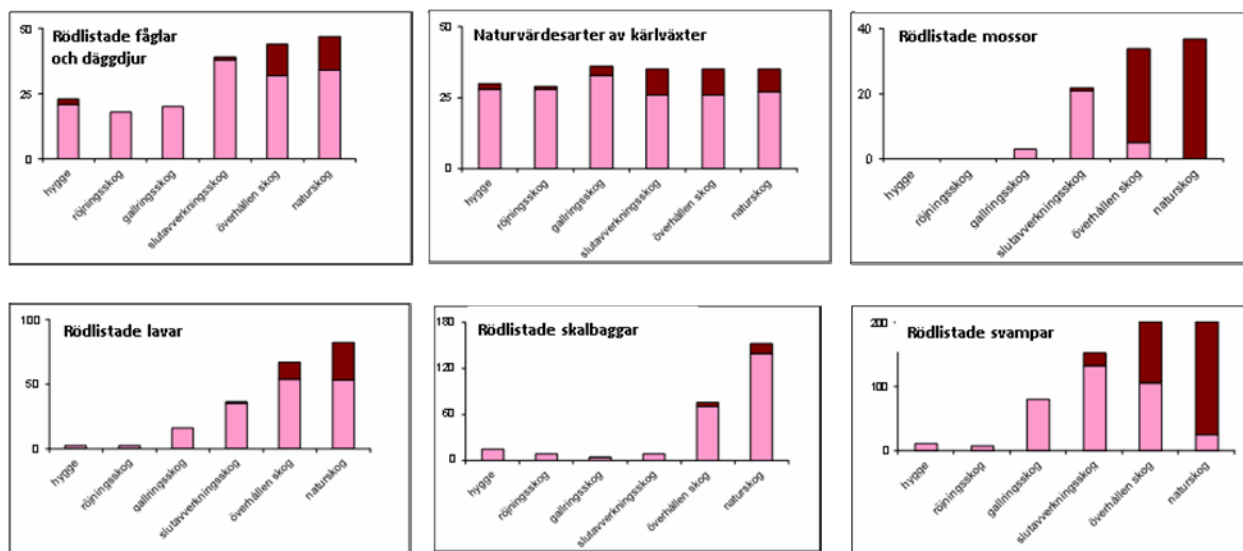
Bedömningarna visar att äldre skog är väsentligt mer betydelsefull för skogslevande rödlistade arter än yngre skog (Fig. 11).



Figur 11. Antal rödlistade skogslevande arter som bedöms förekomma vid olika åldersklasser i boreal skog. Figuren baseras på bedömningar av ca 1300 arter av däggdjur och fåglar, kärlväxter, lavar, mossor, skalbaggar och svampar som var rödlistade 2005.

För att få en mer detaljerad bild redovisas också rödlistade och alla arter för varje artgrupp (Fig. 12). För de allra flesta lavar, mossor, skalbaggar och svampar är antalet rödlistade arter betydligt fler och populationerna starkare i äldre skog och i synnerhet i vad som klassats som naturskog (skog med inslag av naturskogsattribut som olikåldrighet, gamla träd, god tillgång på grov död ved mm, dvs. kontinuitetsskog). Bortsett från kärlväxter är det genomgående betydligt färre rödlistade arter som förekommer i avverkade skogar eller gallringsskogar.

För naturvärdesarter av kärlväxter bedöms däremot ungefär lika många arter finnas vid olika åldrar i brukad skog som i kontinuitetsskog. Däremot är äldre skog viktigare för flera av arterna kärlväxter, dvs. de har starkare förekomster där. Många av dessa kärlväxter är både tåliga och långlivade, de överlever hygges- och ungskogsfasen för att sedan kunna blomma ut när beståndet blir äldre igen. Även för rödlistade däggdjur och fåglar finns det flest arter och starkast populationer i äldre skogar och i synnerhet kontinuitetsskogar, även om många arter också utnyttjar hygges- och ungskogsfasen. Här är det dock bara ett mindre antal arter som har sina viktigaste förekomster i äldre skog.



Figur 12. Antal boreala rödlistade arter som bedöms förekomma i olika åldersklasser hos fåglar och däggdjur, kärlväxter lavar, mossor, skalbaggar och svampar. Hos kärlväxter redovisas rödlistade arter tillsammans med signalarter. Rosa färg symboliserar antalet arter som utnyttjar en åldersklasser och mörkröd färg antalet arter som där har sin huvudsakliga förekomst.

Alla skogslevande arter

För **däggdjur och fåglar** gjordes klassningen bara för rödlistade arter. Fåglar och däggdjur är generellt rörliga och förflyttar sig över förhållandevis stora områden för att finna lämpliga miljöer. De är därför mindre beroende av enstaka bestånd. Det är landskapets innehåll och kontinuitet av lämpliga miljöer som är avgörande.

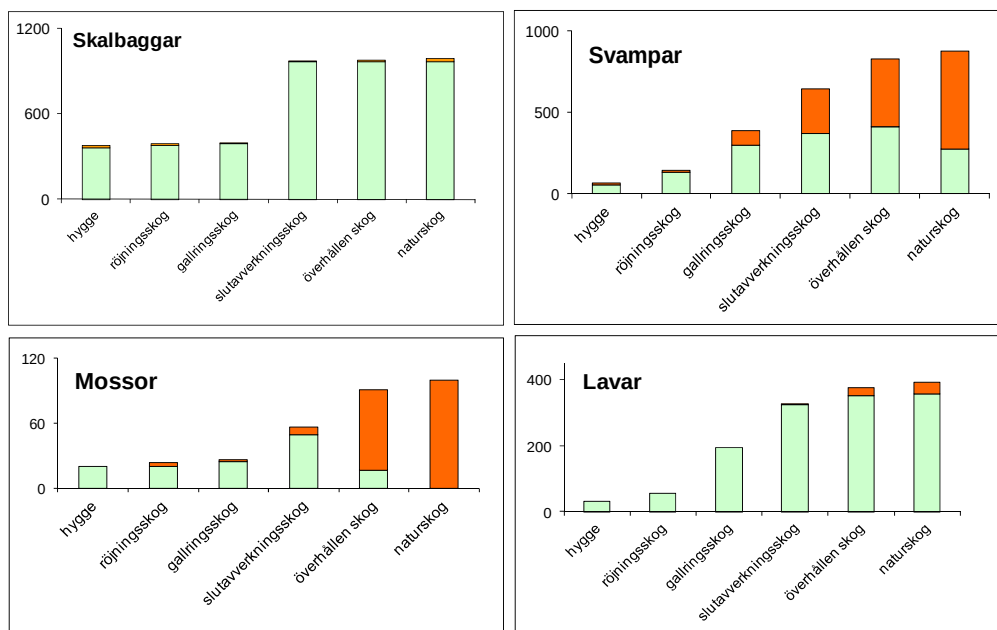
Knappt 400 **kärlväxter** i Sverige har sin huvudsakliga förekomst i skog. Dessa uppskattas utgöra ca 2 % av alla flercelliga arter i skogsmark (Gustafsson & Ahlén, 1996). Av kärlväxter bedömdes ca 200 arter, varav 75 rödlistade. Oavsett om man tittar på alla bedömda arter eller bara de rödlistade arterna framträder samma mönster. Kärlväxter klarar generellt kalavverkningar bättre än andra artgrupper som mossor, lavar, svampar och insekter (t.ex. Berg et al, 1995). Även om många arter missgynnas och minskar i antal och tillväxt överlever det stora flertalet skogslevande kärlväxter kalavverkningar, men har med några få undantag sina starkaste förekomster i äldre skog. De fortlever, om än i svagare populationer, under hygges- och ungskogsfasen, för att sedan få starkare populationer när beståndet blir äldre. Med en god naturhänsyn kan även mer krävande växter som t.ex. guckusko eller knärot överleva i ett uppväxande bestånd. Kärlväxter är långlivade och kan fortleva på ett och samma ställe mycket länge. Samtidigt sker spridning och etablering av skogslevande kärlväxter som regel långsamt. Många av dem har stora frön och sprids oftast bara ett par meter per år. Flertalet kärlväxter bildar också en fröbank som kan möjliggöra att de överlever en hyggesfas och sedan återetableras.

Totalt bedömdes ca 400 arter boreala **lavar**. Precis som för de 100 rödlistade lavararterna, förekommer flest arter lavar totalt i äldre skogar. De har dessutom sina rikligaste förekomster där (Fig. 13). De har ofta inga svårigheter att etablera sig i uppväxande skog, men är starkt spridningsbegränsade eftersom de är beroende av att kunna spridas in från äldre skogar. Beräkningar visar att spridning inte sker mycket längre än cirka 100 m under en omloppstid (Dettki m fl., 2000).

Många frekventa **mossor** i skogslandskapet överlever och förekommer också frekvent i ungskogsfaserna (Fig. 13). Men samtidigt är det många mer specialiserade mossarter som är knutna till fuktiga och skyddade naturskogsmiljöer och därför främst finns i äldre skogar. Naturvärdesarter av mossor klarar sig oftast inte på hyggen med normal miljöhänsyn och klarar sig dåligt även vid förstärkt hänsyn. Mossor är generellt känsliga för långvarig uttorkning genom exponering av sol och vind och missgynnas därför av kalavverkning. Överlevnaden av känsliga mossor efter en avverkning beror därför på hur stor mängd lämpliga skyddande miljöer som sparas.

Figurerna för de totalt bedömda drygt 2000 arter **skalbaggar** och enbart de 560 rödlistade arterna visar en stor skillnad. Det är många skalbaggsarter som i hög grad utnyttjar yngre skogar och även slutavverkningsskogar, dvs. skogar som är starkt påverkade av skogsbruk. De rödlistade skogslevande skalbaggsarterna är i första hand knutna till grova dimensioner av död ved i sena nedbrytningsstadier samt till trädsvampar på döda eller döende träd, dvs. strukturer som huvudsakligen förekommer i naturskogsartade miljöer (Fig. 13). Det finns såväl arter som gynnas av solexponering som av mer skuggiga miljöer. Skalbaggsarter som nyttjar tallved är i högre grad gynnade av exponering än skalbaggar som är knutna till gran.

Drygt 2000 arter barrskogslevande **svampar** bedömdes. 470 av dessa är rödlistade. Arturvalet innefattar drygt 1500 vedlevande arter och knappt 600 mykorrhizasvampar. Generellt visar alla arterna likartat förekomstmönster som de rödlistade arterna, dvs. att betydligt fler arter förekommer i äldre skogsmiljöer än i yngre. Ett mindre antal arter utnyttjar yngre skogsmiljöer (Fig. 13). Bedömningarna visar att många svamparter, både mykorrhiza- och vedlevande svampar, förefaller saknas eller bara sparsamt förekomma i yngre produktionsskog. Återetablering av svamparter förutsätter att arterna finns i grannskapet. Med en stor och under 1900-talet ökande andel av yngre produktionsskog har de arter som inte uppträder och bildar fruktkroppar i dessa skogar fått sämre möjligheter att spridas och etableras i nya skogar.



Figur 13. Förekomsten av alla bedömda boreala lavar, mossor, skalbaggar och svampar i olika åldersklasser. Ljusgrön färg symboliserar antalet arter som utnyttjar en viss åldersklass och orange färg antalet arter som har sin huvudsakliga förekomst i en viss åldersklass.

Förekomsten av epifytiska lavar i barrskog

Inom projektet utförde Per Johansson en litteraturstudie med syfte att belysa effekterna av beståndsalder och störningar för epifytiska lavar i boreala barrskogar (Johansson, 2010, se även Johansson, 2008). Nedan följer en sammanfattning av denna rapport.

Epifytiska lavar växer på träd. I litteraturstudien inkluderas även arbeten om 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. Målet var att ge ett underlag för att bedöma konsekvenserna av skogsbruk i kontinuitetsskogar. Litteraturstudien begränsades till arbeten om epifytiska lavar eftersom de är lämpliga indikatorer för allt som påverkar trädskiktet i en skog. Många lavar används dessutom som signalarter för nyckelbiotoper i skogen, och rödlistade lavar har bedömts som särskilt känsliga för skogsbruk pga. störningskänslighet och dålig spridningsförmåga (Nitare, 2006, Berg m.fl., 1995, Rolstad & Gjerde, 2003). De närmare 70 studierna kom i ungefär lika delar från Nordamerika och Skandinavien, däremot nästan inga från Ryssland. De ekologiska processerna som påverkar epifytiska lavar kan ses på tre nivåer: *träd* – *bestånd* – *landskap*. Det finns många studier av lavar och egenskaper hos enskilda träd, färre men fortfarande förhållandevis många av lavar på beståndsnivå. Däremot finns det endast ett fåtal undersökningar med landskapsperspektiv.

Träd-, bestånd- och landskapsnivå

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 gammelträdslavar. 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 mycket viktiga för mångfalden av lavar. 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 också att chansen ökar för att ovanliga lavar med dålig spridningsförmåga skall kolonisera ett gammalt träd.

Det finns relativt många studier av lavar på beståndsnivå. Ofta visar de hur lavfloran förändras med ökande ålder. Vissa lavar uppträder främst i unga bestånd, medan andra huvudsakligen finns i gamla skogar. De gamla skogarna hyser ofta högre biomassa av lavar och fler sällsynta arter än yngre skogar. Det finns dock problem med många av dessa studier, eftersom de jämför skogsbestånd av både varierande ålder och störningshistorik. På grund av att det är svårt att hitta unga och gamla skogsbestånd av samma skogstyp men med olika typer av störningshistorik påträffades bara en studie där man har tagit hänsyn till både skogshistorik och beståndsålder som faktorer som kan påverka epifytiska lavar. I denna kanadensiska studie av lavar i granskog var mängden och artantalet lavar högre i bestånd som uppkommit efter brand eller storm jämfört med efter avverkning.

Däremot finns det nästan inga studier som undersökt lavfloran i hela landskapsavsnitt med varierande grad av skogsbruk. Ett undantag är en studie av blad- och busklavar i tre brukade och tre "naturliga" landskap i norra Sverige. I den fann man 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 (Dettki och Essén, 1998). I denna studie visas att det går att förutsäga mängden av vissa hänglavar i större landskapsavsnitt. För att göra det använde man kunskap från studier på beståndsnivå, som visade hur mängden lavar varierade med beståndsålder. Man kan också beakta kunskap om arternas biologi och ekologi.

Garnlav, långskägg och lunglav

Garnlav (*Alectoria sarmentosa*) är en s.k. hänglav som ofta är riklig i gamla granskogar i mellersta och norra Sverige. Den är vanligast på gamla och höga träd, och i gamla skogar. I flera studier har man visat att garnlav är ovanligare i kantzoner än i inre, intakta delar av skog. Förmodligen beror det på att den är känslig för mekaniska skador som orsakas av vind och snö. Mycket tyder också på att garnlav har dålig spridningsförmåga. Dessa faktorer medför sannolikt att garnlav är vanligast i gamla skogsbestånd.

Många lavar sprids i första hand inte genom sporer utan vegetativt, genom att små bålfragment bryts av. De är därför starkt spridningsbegränsade. Det tar därmed också tid för hänglavar att återetableras efter att skog avverkats, och det förutsätter att det finns kvarlämnade träd eller näraliggande äldre skog med lavar som de kan återetableras ifrån. Från en kvarlämnad äldre lavrik skog hinner därför inte garnlav att spridas mer än 100 meter in i planterad skog innan det är dags att avverka den igen. Det är därför avgörande med kvarlämnade träd och begränsat avstånd till äldre skog efter en avverkning, för att garnlav ska kunna återetableras i brukad skog.

Långskägg (*Usnea longissima*) är en ovanlig och rödlistad hänglav som i Sverige framför allt växer i gammal granskog. Långskägg har minskat starkt i Sverige, främst som en följd av skogsbruk. Där långskägg finns är den ofta aggregerad, dvs. på vissa granar är den riklig medan andra, till synes lämpliga träd i närheten, helt saknar arten. Detta har tolkats som att arten är mycket svårspriidd. Sannolikt är långskägg känslig för mekaniska skador och kan blåsa sönder i exponerade kantzoner. Man har dock visat att om långskägg väl överlever på träd i t.ex. hänsynsytor på hyggen växer bättre där än i gamla skogar. Detta tolkas som att arten inte begränsas av särskilda betingelser i gammal skog, som t.ex. gynnsamt mikroklimat, utan av dålig spridningsförmåga. Lavar gynnas generellt av att skog är öppen eftersom de behöver solljus för att fotosyntetisera. Granskogar har med upphörande av plockhuggning och en intensifierad skogsskötsel blivit tätare och mörkare sedan mitten av 1900-talet. En norsk studie visar bl.a. att långskägg har gynnats och fått starkare populationer i skogar som blädades i början av 1900-talet i jämförelse med skogar som inte blädats och därför är mer slutna (Storaunet m.fl., 2008).

Lunglav (*Lobaria pulmonaria*) är en stor, välkänd och relativt sällsynt bladlav som är rödlistad och dessutom signalart. Den påträffas framförallt på gamla aspar och sälgar i äldre skogar och är relativt ovanlig i svenska barrskogar. Den växer bäst i fuktiga miljöer med god ljusstillgång, som det ofta är i luckiga, äldre skogar. Den anses allmänt störningskänslig, pga. både fysisk skada vid störning och dålig spridningsförmåga. Avverkning kan innebära att lunglav kan skadas av ökad solinstrålning. Den är känsligare för starkt ljus än t.ex. långskägg och skrynkelav. Transplantationsförsök har dock visat att arten växer lika bra och till och med bättre på lämnade träd i hänsynsytor på kalhyggen än i gammal skog. Spridningssvårigheter anges ofta som förklaring till att lunglav är sällsynt och begränsad till gamla träd och skogar. Undersökningar visar att långdistansspridning sker slumpmässigt över hela landskap, medan vegetativ spridning sker över korta avstånd, inom 50 - 150 m.

Italienska alpskogar – hyggesfritt med hög artmångfald av lavar

Följande intressanta exempel visar att småskaligt skogsbruk i granskog under lång tid kan ge en hög och rik artmångfald av lavar, även för det vi betecknar som naturvärdesarter. I de italienska alperna har små ”hyggen” i form av luckhuggning kontinuerligt tagits upp sedan medeltiden (Fig. 14). Dessa skogar är genomhuggna och saknar gamla träd, men har ändå en rik lavflora av bl.a. arter som minskar i det svenska skogslandskapet (Johansson, 2010). 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. 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.

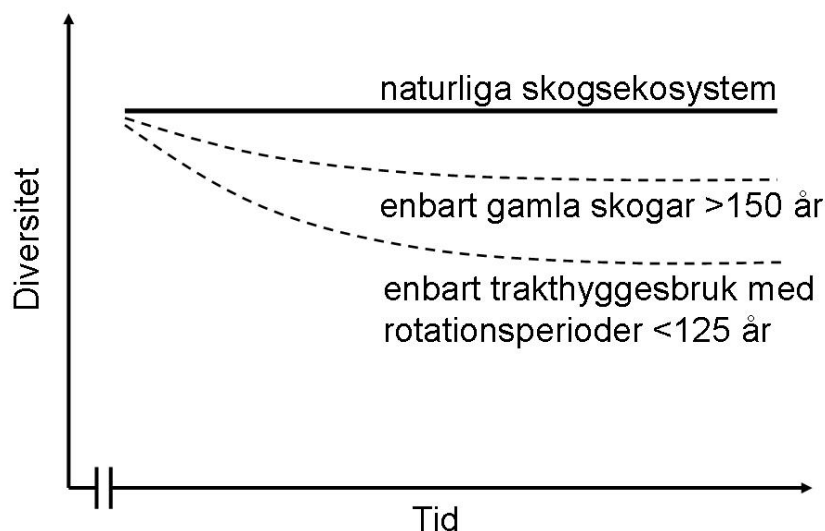
ArtDatabankens lavspecialist Göran Thor besökte för några år sedan dessa skogar och uppmärksammade att artsammansättningen i lavsamhällena till 95-99 procent liknar den i motsvarande skogar i Sverige. Dessutom är ett flertal epifytiska lavar, som är rödlistade i Sverige, vanliga, trots skogsbruket. Eftersom såväl klimatet, berggrunden som fältskiktet i stort sett liknar det i boreala blåbärsgranskogar i

Sverige, är det sannolikt att skillnaderna i skötsel till stor del förklarar varför dessa lavar är vanligare i Italien än i motsvarande skogar i Sverige. Plockhuggningen och de små hyggena i Italien medför med all säkerhet både att chansen att överleva en avverkning ökar jämfört med trakthyggesbruk, och att spridning och kolonisation aldrig begränsas av långa spridningsavstånd.



Figur 14. I italienska alperna finns "välstädade" granskogar med höga, rakstammiga granar och ingen död ved, vilka under mycket lång tid brukats med småskaligt skogsbruk. Här saknas därför lavararter som är knutna till död ved. Däremot är många epifytiska lavar, som är sällsynta och rödlisade i Sverige, vanliga som följd av småskaligt skogsbruk med kontinuitet i trädskiktet. Foto: Sandro Caruso.

Sammanfattningsvis finns det ett starkt samband mellan utvecklingen av artförekomster och tid eftersom såväl spridning som utveckling av lämpliga habitat tar tid. Det är också på sin plats att påpeka att ett hypotetiskt landskap med enbart gamla skogar skulle ge lägre artmångfald av lavar än ett skogslandskap med en naturlig dynamik eftersom det ger en större strukturell variation (Fig. 15). Dessutom kan den strukturella variationen i t.ex. trädhöjd och luckighet, vara viktigare än beståndsålder för artantalet av epifytiska lavar. Det faktum att artantalet ökar med ökad areal är en av ekologins få, generella regler. För epifytiska lavar är det viktigt att lämna kvar gamla träd och trädgrupper där arterna kan överleva en avverkning, och att lämna större skogsbestånd där de också kan utveckla stora populationer.



Figur 15. Tänkbar utveckling av lavdiversitet i barrskog över lång tid med tre olika skötselscenarier. I naturliga skogsekosystem är störningar vanliga, och det finns hela tiden skog i olika successionsstadier och en relativt hög andel gammal skog. Alla arter som förekommer har goda förutsättningar för långsiktig överlevnad. Om all skogsmark används för trakthyggesbruk med korta rotationsperioder, <125 år, kommer alla arter som är knutna till de gamla skogarna successivt att försvinna, enligt Johansson (2010) ca 40 % av arterna. Om landskapet istället skulle bestå enbart av gamla skogar kommer de arter som är knutna till yngre successionsstadier att försvinna. Den andelen är ca 20 %.

Mykorrhizasvampar, kontinuitet och skogsskötsel

Mykorrhizasvamparnas symbios med träd är väl känd och bygger på att svamparna får sin energi i form av kolhydrater från fotosyntesen via trädens rötter. I likhet med andra svampar utgör mykorrhizasvamparnas fruktkroppar bara en mycket liten del av svampens biomassa och aktivitet. Mykorrhizasvamparnas mycel är dessutom aktivt från tidig vår till tidig vinter, så länge skogsmarken är frostfri. Svamparna sköter i princip om hela trädens upptag av vatten och näring. Tillsammans med svamparnas mycel utgör trädens mykorrhizaförsedda finrötter, s.k. mykorrhizarotspetsar, den faktiska kontaktytan mellan marken och trädens mykorrhizarötter.

Det bedöms idag finnas uppemot 1500 olika arter mykorrhizasvampar i Sverige. Drygt hälften av dessa finns i barrskog och bildar mykorrhiza med gran, tall, björk, asp eller sälg. Den andra hälften är framförallt associerade till ädellövträd. Mykorrhizasvampar följer en av ekologins generella mönster för vanligheten hos arter: *det vanliga är att arter är ovanliga och det är ovanligt att arter är vanliga*. Det innebär i klartext att det är få arter mykorrhizasvampar som är vanliga och vitt spridda, medan det är betydligt fler arter som är mindre allmänna eller ovanliga. Generalisterna, som kantarell, eller pepparriska kan bilda mykorrhiza med flera trädslag, kan växa i vitt skilda skogsmiljöer och har därför goda förutsättningar att vara vanliga. Det är dock vanligare att mykorrhizasvampar är specialister, knutna till ett eller få trädslag och att de dessutom bara finns i mer begränsade eller rent av snäva miljöer. Exempel på detta är violgubbe som bildar mykorrhiza med gran men där det dessutom fordras att det är kalkrikt eller näringsrikt och lämplig fuktighet

(Aronsson, 2006). På samma sätt har många fjälltaggsvampar speciella krav på att det skall vara tall eller gran, krav på markegenskaper och för vissa arter att det är kalk i marken (Nitare, 2006). Dessa specialister och åtskilliga andra mykorrhizasvampar påträffas huvudsakligen eller uteslutande i äldre skogar som inte varit kalavverkade, kontinuitetsskogar. Dock har dessa skogar ofta varit föremål för dimensionsavverkningar eller plockhuggningar.

Av de ca 220 mykorrhizasvampar som var rödlistade 2005 är drygt 100 associerade till gran, tall eller triviala lövträd och finns i barrskog (Gärdenfors, 2005). Drygt en tredjedel av dessa är förhållandevis vanliga arter som rödlistas på grund av att arealen av lämpliga miljöer minskar som följd av avverkningar. Ytterligare en tredjedel rödlistas som följd av att arterna är mer ovanliga och att deras livsmiljöer minskar. Slutligen är det en tredjedel som är rödlistade enbart på grund av att de är mycket ovanliga.

Ofta få men potentiellt långlivade mycel

Mykorrhizasvamparnas marklevande mycel är långlivade och kan potentiellt bli mycket gamla om det finns kontinuitet av träd på samma ställe. Normalt bedöms enskilda mycel av mykorrhizasvampar bli ett par decennier gamla. Men förmodligen kan de bli flera hundra år gamla under gynnsamma förhållanden. Tyvärr går det inte att direkt bestämma åldern på mykorrhizasvampars mycel, de lämnar inga årsringar eller någonting annat som är daterbart. Bedömningar att mykorrhizasvampars mycel kan bli gamla baseras istället bl.a. på följande:

- Svampar är klonala och saknar inneboende åldrande.
- Oftast förekommer rödlistade mykorrhizasvamparter bara med ett fåtal mycel inom ett skogsbestånd. Fälterfarenheter pekar på att dessa mycel kan fortleva på samma ställe så länge skogsmiljön inte ändras drastiskt.
- För många naturvärdesarter av mykorrhizasvampar förefaller nyetablering vara ovanlig, mycel och fruktkroppar dyker bara undantagsvis upp på nya ställen i uppvuxen eller nyetablerad skog.
- Mycel med albino fruktkroppar hos bl.a. kantarell och aspsopp har kunnat följas mer än 30 år.
- Mykorrhiza på nya trädrötter etableras huvudsakligen genom tillväxt från befintliga mycel. Nyetablering från sporer bedöms vara ovanlig för naturvärdesarter.
- Genetiska undersökningar visar att mycel från samma individ mykorrhizasvamp ofta är tiotalet till flera hundra kvadratmeter, storlekar som tar flera år att uppnå. Mykorrhizasvampars mycel kan växa till ett par cm per år, men kan också i princip vara stationära mellan år.
- Undersökningar från andra marksvampar, häxringsbildande nedbrytare och patogena marksvampar, har dokumenterat att genetiskt unika mycel potentiellt kan bli mycket stora och gamla, i extremfall upp till 1 km i diameter och mer än 1000 år gamla.

I ett evolutionärt perspektiv har mykorrhizasvampar främst utvecklats där behovet av att effektivt kunna spridas och nyetableras med sporer var lägre än att kunna kontinuerligt växa till, sprida sig och konkurrera som mycel eftersom skogsområden sällan var helt trädlösa. För vedlevande svampar är förhållandena annorlunda. De måste kontinuerligt spridas och etableras i takt med att de bryter ner den ved de växer på. Här har uppenbart evolutionen selekterat för spridning med luft- eller insektsspridda sporer. Men för mykorrhizalevande svampar har inte detta behov varit lika starkt i det historiska skogslandskapet. Samtidigt kan förstås alla mykorrhizasvampar spridas och etableras med sporer. Men precis som inom alla artgrupper förekommer det arter som selekterats till att vara pionjärarter. Dessa arter har en god spridningsförmåga, de är sämre på att konkurrera och fortlever genom att utnyttja nyuppkomna miljöer. Bland mykorrhizasvamparna är t.ex. vårtöra och vanlig laxskivling (som båda uppträder vanligt redan i skogsplantaskolor) exempel på detta. Andra exempel är peppar- och blodrisk som kan uppträda i massförekomst i unga skogar. Men det normala för mykorrhizasvampar är inte att de är pionjärarter, utan de är mer specialiserade med mer långlivade mycel. Nyetablering från sporer är mer ovanligt. Det stora flertalet signalarter och rödlistade mykorrhizasvampar uppträder karaktäristiskt med få mycel och få individer, per skogsområde (Gärdenfors, 2010, se även Molina, 2008). Många av arterna var förmodligen ofta naturligt sällsynta i naturskogstillståndet, men kunde genom potentiellt långlivade mycel och lång trädkontinuitet fortleva i landskapet. Detta är förmodligen anledningen till att flera boreala mykorrhizasvampar bedöms minska och därför är rödlistade.

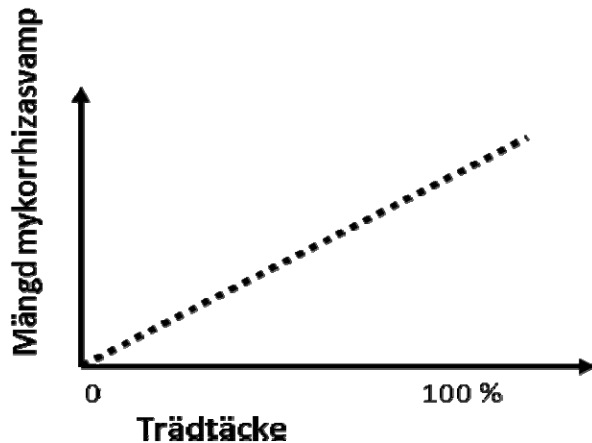
Skogsskötsel och mykorrhizasvamp

Aktiviteten eller biomassan av mykorrhizasvamp är direkt beroende av hur stor trädens sammanlagda fotosyntes är (Fig. 16). En ung skog har lägre fotosyntes än en äldre skog och därmed lägre mykorrhizamängd. På samma sätt har en skog på låg bonitet lägre fotosyntes, och lägre mängd mykorrhiza, än en skog med hög bonitet. Kalavverkning medför i princip att alla mykorrhizasvampar och deras mycel dör. När ett träd avverkas fortlever rotsystemets mykorrhizasvampar på rötternas kolhydratreserver upp till ett år, kanske något mer. Den mer långsiktiga överlevnaden står i direkt förhållande till hur mycket naturhänsyn som lämnas. Avverkas 95 % av träden i ett bestånd försvinner 95 % av mykorrhizasvamparnas livsförutsättningar och därmed lika stor andel av beståndets mykorrhizamängd. Detta förhållande har varit välkänt åtminstone sedan den svenske mykorrhizaforskaren Elias Melins klassiska arbete från 1925. En mer uppdaterad sammanställning över all hittillsvarande framtagna kunskap om hur mykorrhizasvampar påverkas av kalavverkning finns i Jones m.fl. (2003).

Däremot är inte artrikedomen eller, vilket är mer intressant, artsammansättningen i en skog, bara direkt relaterad till trädslag och mängd träd, utan också ett resultat av skogens och landskapets biologiska arv av mykorrhizasvampar liksom beståndets historia och lokala miljöförhållandena. Med de miljömässiga förutsättningarna menas trädslag, närings- och fuktmässiga förhållanden i marken, om det finns kalk i marken, och hur stor variation det är i dessa faktorer, den s.k. strukturella variationen.

I Oregon, USA, pågår en långtidsstudie för att bl. a. undersöka effekter av olika slags skogsskötsel, bland annat hyggesfri skötsel ("retention of green trees")

(Luoma m.fl., 2004). Man har bland annat visat att mängden mykorrhizasvamp försvinner i proportion till mängden träd (fotosynteskapaciteten) som avverkas (Fig. 16).



Figur 16. Förhållandet mellan mängd mykorrhizasvampar och mängden träd, eller egentligen trädens nettofotosyntes, är i princip linjär (omritad från Luoma m. fl., 2004).

Flera studier har sedan 1980-talet undersökt och visat att mycel hos mykorrhizasvampar finns kvar på hänsynsträd som lämnats vid avverkning. På så sätt kan de fortleva in i nästa generation skog (t.ex. Cline m.fl., 2005, Jones m.fl., 2008). Man har bl.a. visat att de kvarlämnade trädens artsammansättning av mykorrhizasvampar är samma som i den icke avverkade skogen (bl.a. Jones m.fl., 2008). En hel del undersökningar har också gjorts för att se hur långt ifrån en skogskant, från ett kvarlämnat träd eller en grupp av hänsynsträd mykorrhizasvamparna finns kvar. Mellan tummen och pekfingret fortlever mykorrhizasvampar så långt som trädens rötter sträcker sig, dvs. 10-20 meter (se t.ex. Jones m.fl., 2003). Längre når inte rötterna. Utanför denna radie kommer mykorrhizasvamparna att försvinna. Förutom att viss mykorrhiza kan fortleva på de enstaka småplantor som brukar finnas måste mykorrhizasvamp här återetableras med framför allt sporer från omgivande skogar. Man har också visat att vid mer än 5-10 m avstånd från hänsynsträd eller skogskant sker en markant påverkan på samhället av mykorrhizasvampar. Sammanfattningsvis finns det en bred kunskap om att kvarlämnade träd vid en avverkning har stor potential att bibehålla sina mykorrhizasvampar och därmed fungera som spridningskälla till nyetablerande trädplantor. Etableringen sker då genom markmycelet.

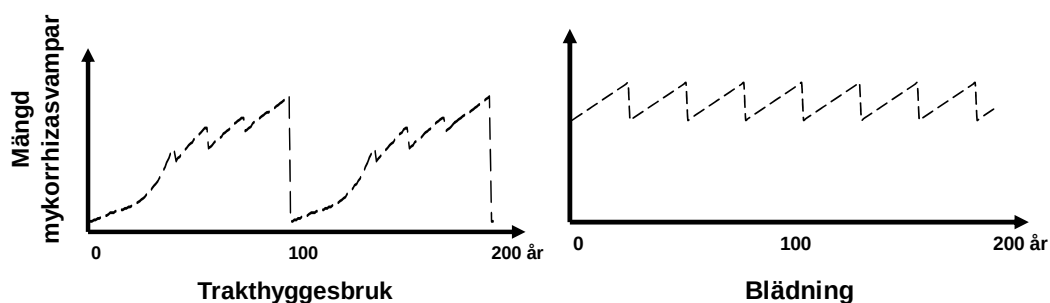
Det finns i princip mykorrhiza överallt där det finns levande trädrötter. Vid skogsplantering har t.ex. alla plantor spontant mykorrhiza med sig redan från plantskolan. Men en uppväxande ungskog får successivt dessa ersatta av kringliggande skogars mykorrhizasvampar, etablerade från sporer och inväxande mycel från lämnade träd. Men, de arter som etableras efter en slutavverkning kommer inte att vara riktigt samma arter som fanns i den gamla skogen. Till en början gynnas lättspridda arter, arter med pionjäregenskaper. Därefter kommer artinnehållet av mykorrhizasvampar att formas av 1) vilka trädslag som planteras eller sås och sedermera röjs fram, 2) skogens övriga miljöegenskaper som markförhållanden och fuktighet, 3) vilka förutsättningar det finns för olika arter att spridas in med sporer

från näraliggande skogar, samt 4) benägenheten hos olika arter att lyckas etablera sig. I skogslandskap med hög andel av modernt skötta skogar saknas många av de arter som har sin huvudsakliga förekomst i kontinuitetsskogar. I sådana landskap är därför förutsättningarna för dessa att kunna spridas in till uppväxande skogar små till försumbara. Svampar bildar förvisso många sporer, i storleksordningen 10-100 miljoner sporer/fruktkropp. Men nästan alla sporer hamnar inom den närmaste metern från en svamp och mindre än 0.1% sprids mer än 100 meter. Även om sporer potentiellt kan spridas mycket långt, och emellanåt gör det, är det mycket ovanligt.

Artsammansättningen mykorrhizasvampar formas istället främst av vilka arter som finns i det omedelbara grannskapet och framförallt av de som dominerar, har flest fruktkroppar. Det är därför troligt att mykorrhizasamhället håller på att selekteras bort från det samhälle som karakteriserade tidigare naturskogsartade förhållanden till arter som är mer anpassade till ett brukat skogslandskap. Inga eller mycket få arter bedöms tillkomma i denna övergång. Resultatet är att flera arter blir ovanligare. Enligt de bedömningar som gjordes inför rödlistan 2005 (Gärdenfors) bedömdes ca. 10 % av barrskogens arter mykorrhizasvampar ha minskat så mycket att de uppfyllde kraven för att bli rödlistade.

Flera studier har undersökt antalet arter i kontinuitetsskog eller i brukade skogar av olika ålder eller som brukats med olika intensitet. Studierna visar att det är fler arter i äldre skog och att många arter huvudsakligen eller uteslutande förekommer i äldre skogar (se t.ex. Smith, 2000, Risberg m.fl., 2004, Kranabetter et al, 2005, Twieg m.fl., 2007).

Mykorrhizasvampar är därför förmodligen den grupp arter som skulle gynnas mest av hyggesfritt skogsbruk i jämförelse med trakthyggesbruk. Med hyggesfritt skogsbruk upphör inte förutsättningarna för mykorrhizasvampar i beståndet, utan de etablerade mycelen kan fortleva och så småningom också etableras på nyetablerade trädets rötter. Denna fortlevnad av mycel kan även ske i mindre omfattning vid trakthyggesbruk genom att enstaka eller grupper av hänsynsträd eller evighetsträd lämnas. Det är därför mycket stor skillnad i förutsättningarna för mykorrhizasvampar att fortleva vid trakthyggesbruk och hyggesfritt skogsbruk (Fig. 17).



Figur 17. Förutsättningarna för att mykorrhizasvampar skall finnas kontinuerligt vid trakthyggesbruk och vid hyggesfritt skiljer sig åt. Vid hyggesfritt skogsbruk reduceras förutsättningarna för svamparna vid varje virkesuttag i förhållande till uttagen volym, ofta cirka 30 %. Därmed finns goda förutsättningar för att merparten av mykorrhizasvamparnas mycel, inklusive mer ovanliga och svårspredda arter, att fortleva. Vid trakthyggesbruk dör och försvinner merparten mykorrhiza och behöver återetableras. På samma sätt som vid hyggesfritt skogsbruk kan förutsättningarna för mykorrhizasvampar att överleva förbättras med förstärkt naturhänsyn och fröträd eller skärmställning.

Rödlistade och flertalet signalarter bland boreala mykorrhizasvampar har sina huvudsakliga förekomster i kontinuitetsskog. De har svårigheter att etablera sig och existera i produktionsskogar. Bland annat är den rödlistade, mycket eftersökta och högt skattade matsvampen goliatmusseron, som förekommer i äldre tallskog, aldrig funnen i ungskog eller tidigare kalavverkad skog. Över lag är mycket få fynd gjorda av rödlistade mykorrhizasvampar i skogar som blivit kalavverkade. Det är förmodligen en följd av att det varit en framgångsrik egenskap att vara långlivad, och att de inte är beroende av god förmåga för sporspridning och nyetablering. I naturskog blir träd äldre och det finns en kontinuitet av levande träd. Markmycel av mykorrhizasvampar kan bli flera tio- till hundratals kvadratmeter stora och långlivade, ofta många decennier gamla och potentiellt flera hundra år gamla.

Hyggesfritt skogsbruk positivt för mykorrhizasvamp

Kombinationen av att mycel av mykorrhizasvampar i princip är odödliga och att de kan fortleva på rotsystemen av träd som lämnas vid avverkning gör att alla former av hyggesfri skogsskötsel är effektiva sätt att försäkra sig om att åtminstone en del av den tidigare skogens mykorrhizasvamparter kommer att finnas i det nya skogsbeståndet. På samma sätt möjliggör även föryngring under skärmställning eller med fröträdsställning att mycel fortlever. Även evighetsträd, eller än hellre grupper av hänsynsträd, bidrar till att mykorrhizasvampars mycel fortlever in i det efterföljande beståndet.

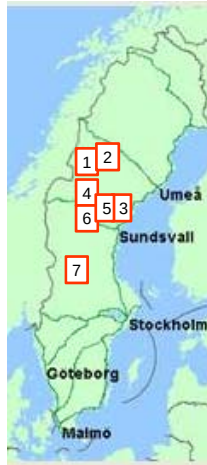
Naturvärden i skog som "blädats"

Inom projektet gjordes en särskild studie för att undersöka vilka naturvärden som finns i skogar som blädats. En uppenbar svårighet är att blädningar i princip upphörde i Sverige för 60 år sedan samt att blädning inte är ett entydigt definierat begrepp utan används för olika typer och intensitet av utglesande huggningar. Det finns därför mycket få aktiva blädningar. De enda långliggande försöken finns i Siljansfors försökspark i Dalarna, där blädning regelbundet skett på två oreplikerade ytor sedan 1925 och 1959. På privat initiativ har en skog i Ångermanland blädats med ca 10 års mellanrum sedan 1960-talet.

Vi undersökte försöken i Siljansfors och skogen i Ångermanland och tog också reda på några andra blädningsförsök⁹. Det finns blädningsförsök som etablerats efter 1992 och där blädning utförts en gång (Oleskog m.fl., 2008; Tab. 5). Eftersom blädningsförsöken är få går det inte på ett bra sätt att undersöka hur olika naturvärden påverkas av upprepad blädning i förhållande till trakthyggesbruk eller orört skogstillstånd. Däremot ger studien indikationer på hur vissa naturvärden påverkas och kan därmed vara till hjälp för att bedöma påverkan på dessa naturvärden genom blädning.

Sammanlagt påträffades 15 objekt med gamla och nya blädningar på sju lokaler. På dessa inventerades 75 olika provytor som i sammanställningen delvis slagits samman och redovisas som 55 ytor. Av dessa har 20 klassats som blädningar (Fig. 18). Förekomsten av rödlistade arter och signalarter i bläddad skog jämfördes mellan naturskogsartad skog med liten mänsklig påverkan, dimensionsavverkad skog samt skog som kommit upp efter kalavverkning.

⁹ Uppgifterna om blädningsobjekt hämtades från Lars Lundqvist, SLU, databasen för långliggande skogliga försök, NOLTFOX samt Skogsstyrelsens personal.



Figur 18. Naturvärden i blådade skogar undersöktes på sju lokaler i Sverige (Dalarna, Västerbotten, Jämtland och Ångermanland).

Inventeringen var begränsad till hänglavar, barklevande lavar och vedlevande svampar. Vi inventerade bara rödlistade arter, signalarter samt ytterligare ett mindre antal arter som vi erfarenhetsmässigt bedömer i huvudsak förekommer i skog med naturskogselement/äldre skog. Marksvampar ingick inte eftersom det är praktiskt omöjligt att inventera marksvampar under en fältsäsong och bara ett besök. Inventeringen utfördes genom att inventeraren, Sebastian Kirppu, under 30 min aktivt eftersökte så många av inventeringsarterna som möjligt i hela försöksytan (i regel 30x30 m). På detta sätt gjordes samma arbets- och tidinsats på varje lokal och en jämförelse mellan antal arter eller fynd per tidsenhet kunde göras.

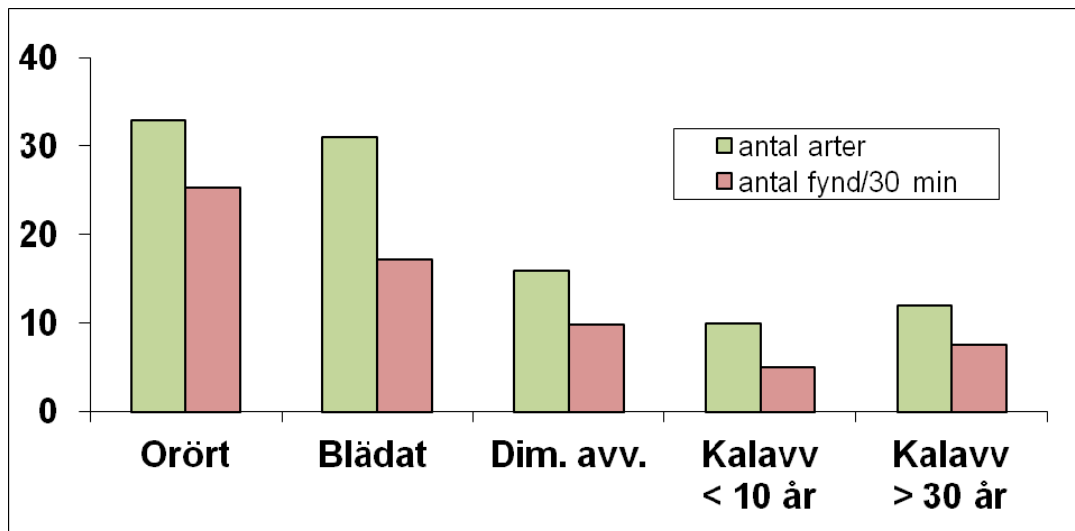
Tabell 5. Sammanställning av uppgifter från 7 lokaler och 75 försöksytor, varav 21 blädade. Med "naturskog" avses skog med liten mänsklig påverkan, men även här har dimensionsavverkningar och plockhuggning skett under 1800-talet eller tidigt 1900-tal. Referenser: 1 - Lundqvist 2005, 2 – databasen över långliggande skogliga försök SilvaBoreal/ NOLTFOX, 3 – uppgifter insamlade i denna studie.

Område	Namn	Landskap	Undersökt skog/skötsel	Referens
1	Bielite	Västerbotten	naturskog; dimensionsavverkat 1989; blädat 1989; 3 upprepningar av vardera behandling	1,2
1	Blaikliden	Västerbotten	naturskog; trakthygge 1950-talet; trakthygge ca 1995	3
1	Sven Duvas torp	Västerbotten	naturskog; trakthygge/fjällskogsblädning ca 1950	3
2	Skikkisjön del 1	Västerbotten	naturskog; blädat 1995; trakhuggen ca 2000	2
2	Skikkisjön del 2	Västerbotten	naturskog; trakthygge ca 1960	2
2	Frostberget	Västerbotten	naturskog; trakthygge ca 1985	3
3	Sidensjö	Ångermanland	naturskog; blädning upprepad ca var 10 år sedan 1960-talet.	3
4	Fagerland	Jämtland	Försök anlagt 1991. naturskog; olika typer av blädning (1991); trakthygge <10 år sedan; trakthygge > 30 år sedan. 2 upprepningar av vardera behandling	2
5	Tvärvägen	Jämtland	naturskog; blädat 1969; blädat 1969+1992; fjällskogsblädat 1969; trakthygge 1973	2
6	Tunsved	Jämtland	kalkbarrskog; blädat 1997	2
6	Fanbyn	Jämtland	blädat 2000; trakthygge ca 1970	2
6	Lund	Jämtland	naturskog; hygge > 30 år	3
6	Tomasgård	Jämtland	naturskog; blädat (1988 och 2003); trakthygge/fjällskogsblädning ca 1940	2
7	Siljansfors	Dalarna	(Försöksyta 82) naturskog; blädat (1959, 1969, 1979, 1990 och 2000), timmerställning samt trakthygge 1950	1,2,3
7	Siljansfors	Dalarna	(Försöksyta 22) naturskog; dimensionsavverkat 1925 och 2006; blädat (1925; 1933; 1940; 1948; 1958; 1967; 1982); trakthygge 1925	1,2,3

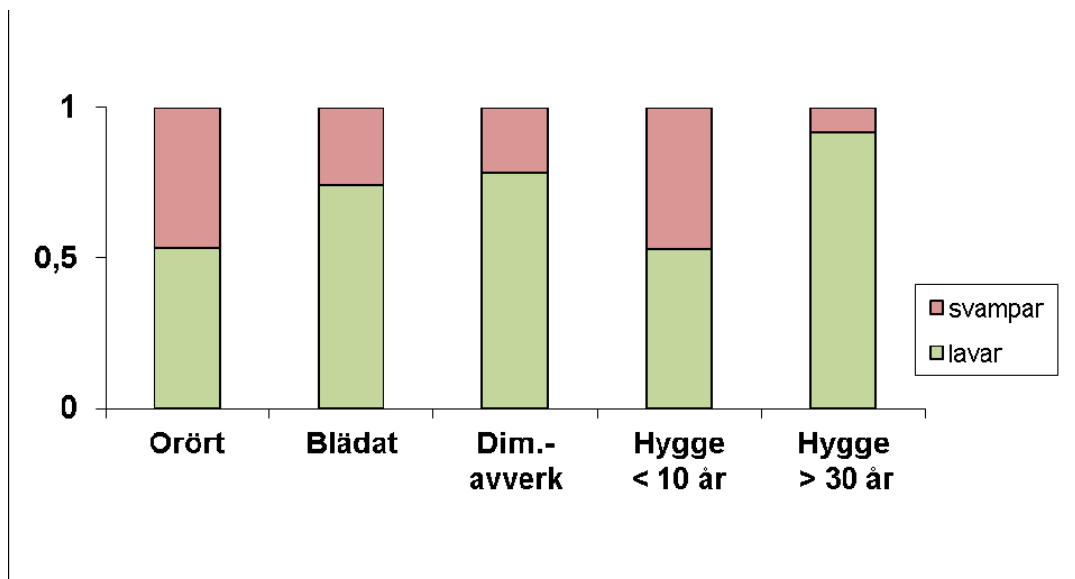
Sammanlagt gjordes ca. 900 fynd av naturvärdesarter omfattande 24 rödlistade arter och 23 signalarter (Tab. 6). Det var ingen skillnad i antal arter eller vilka arter som påträffades i orörda eller blädade skogar (Fig. 19). Däremot var antalet fynd per tidsenhet färre i de blädade skogarna. I de kalavverkade skogarna var såväl antal arter som fynd betydligt lägre. Merparten av fynden (2/3) utgjordes av blad- och hänglavar och knappt en tredjedel av vedlevande svampar (Fig. 20). Fynd av vedlevande arter minskade vid blädning.

Tabell 6. Översikt över inventerade arter. Kolumn 3 anger rödlistade och/eller signalarter. Kolumn 4-8 anger antal fynd totalt i de olika behandlingarna. Kolumn 9-11 anger arternas ekologi. Substrat; t = stående träd, gb = grov bark, h = högstubbe, l = låga, tt = torrträd, dt = döende träd; Trädslag; a = asp, b = björk, g = gran, k = klippal, r = rönn, s = sälg, t = tall, alla = alla trädslag; Levande/dött (ved); l = levande, d = dött.

Svenskt namn	Latinskt artnamn	Rödlist-kategori	Orört	Blådat	Dim. avv.	Hygge < 10 år	Hygge > 30 år	Substrat	Trädslag	Levande /dött
LAV										
garnlav	Alectoria sarmentosa	NT+S	31	25	22	2	1	t	alla	l+d
violettblå tagellav	Bryoria nadvornikiana	NT+S	13	7	1		16	t	alla	l+d
liten spiklav	Calicium parvum	S	3	3				gb	g+t	l
gulnål	Chaenotheca brachypoda		1	1				t+h	g+b	l+d
brunpuddrad nållav	Chaenotheca gracillima	S	2	3			11	t+h	g+b	l+d
nordlig nållav	Chaenotheca laevigata	NT+S	1					h+gb	g+t+s	l+d
vitgrynig nållav	Chaenotheca subroscida		53	47	4			gb	g	l
kattfotslav	Arthonia leucopellaea	S	1	3				t	g	l
vitkaftad svartspik	Chaenothecopsis viridialba	NT+S	9	12	1			gb	g	l
dvärgbägarlav	Cladonia parasitica	NT+S			1			l+h	t	d
slanklav	Collema flaccidum	NT+S		2				t	a	l
sotlav	Cyphelium inquinans		1					gb	g+t	l
knottrig blåslav	Hypogymnia bitteri	NT+S	21	9	1	7		t	alla	l+d
gammelgranslav	Lecanactis abietina		4	8				t	g+k+b	l+d
vedskivlav	Lecidea botryosa	S		1				l+tt	g+t	d
skinnlav	Leptogium saturninum	S		4			3	t	a+s+r+b	l+d
lunglav	Lobaria pulmonaria	NT+S	25	50	1		21	t	a+s+r+b	l+d
skrovellav	Lobaria scrobiculata	NT+S	1	3				t	a+s+r+b	l+d
trädbasdynlav	Micarea globulosella		1							
kortkaftad ärgspik	Microcalicium ahlneri	S						h	t	d
stuplav	Nephroma bellum	S	13	43	3	3	8	t	a+s+r+b	l+d
bårdlav	Nephroma parile	S		13		1	5	t	a+s+r+b	l+d
luddlav	Nephroma resupinatum	S	7	10	1	3		t	a+s+r+b	l+d
korallblavlav	Parmeliella triptophylla	S		5			2	t	a+s+r+b	l+d
norsk näverlav	Platismatia norvegica	VU+S		1				t	g	l+d
gytterlav	Protopannaria pezizoides	S	1	2	1			t	a+s+r+b	l+d
MOSSA										
vedtrappmossa	Anastrophyllum hellerianum	NT+S	2				2	l	g+t+a	d
mörk husmossa	Hylocomiastrum umbratum		1		1			mark		
SVAMP										
lappticka	Amylocystis lapponica	VU+S	1					l	g	d
trädticka	Climacocystis borealis	S				1		dt	g	D
doftskinn	Cystostereum murrai	NT+S	3	1		2		l+tt	g	d
rosenticka	Fomitopsis rosea	NT+S	10			1		l	g	d
harticka	Inonotus leporinus	NT+S		1				dt	g	D
taigaskinn	Laurilia sulcata	VU+S	1	1				l	g	d
kötticka	Leptoporus mollis	S	1					l	g	d
granticka	Phellinus chrysoloma	S	10	13	1	1		dt	g	l+d
ullticka	Phellinus ferrugineofuscus	S	10	6				l	g	d
gränsticka	Phellinus nigrolimitatus	NT+S	11	2	3			l	g+t	d
stor aspticka	Phellinus populicola	NT+S		1			1		a	l
vedticka	Phellinus viticola	S	17	3			1	l	g	d
rynkskinn	Phlebia centrifuga	NT+S	1					l	g	d
gammelgransskål	Pseudographis pinicola	NT+S	95	60	6	9	4	gb	g	l
violmussling	Trichaptum laricinum	NT+S	2					l+h	g+t	d
Summa fynd			353	340	47	30	75			
Antal arter			33	31	16	10	12			
Antal undersökta försöksytor			14	20	5	6	10			
Antal fynd/30 min			25	17	9	5	8			



Figur 19. Sammanställning över antalet naturvärdesarter i medeltal samt antalet fynd per 30 minuter aktiv söktid som påträffades i de undersökta skogarna.



Figur 20. Andelen fynd av naturvärdesarter som var lavar respektive vedlevande svampar i orörda – blädade – dimensionsavverkade och trakthyggesavverkade skogar.

I de tre bestånd som upprepat blädats (Siljansfors och Sidensjö) har antalet arter och frekvensen av vedlevande svampar minskat (Tab. 7). Resultatet är rimligt eftersom blädning som den utförts har inneburit att äldre och grova träd successivt avverkats och ingen grov död ved skapats. Däremot verkar blädning inte ha påverkat förekomsten av hänglavar (garnlav och violettgrå tagellav). Finns träd kvar med hänglavar efter en blädning kommer förmodligen lavarna gynnas av ökat ljus och även kunna spridas till angränsade träd. Detta stämmer med andra uppgifter om att lavar kan gynnas av utglesande eller mindre luckhuggningar (se avsnittet *Förekomsten av epifytiska lavar i barrskog*). En faktor som bidragit till förekomsten av naturvärdesarterna av lavar och vedsvampar på de blädade försöks-

ytorna i Siljansfors är också att de kunnat spridas in från grannskapet. Försöksytorna är små och ligger i anslutning till äldre skog där arterna förekommer.

För ett urval av områdena visas bilder på de undersökta skogarna; orörd, bläddad, tidigare dimensionsavverkad samt återplanterade tidigare kalavverkade bestånd (Fig. 21-24).

Sammanfattningsvis visar undersökningen att förekomsten av naturvärdesarter av lavar påverkas i begränsad omfattning vid blädning och starkt med kalavverkning.

Tabell 7. Sammanställning av fynd från naturvärdesinventeringen av de tre områden där blädning skett flera gånger (Siljansfors blädning 1925 och därefter 6 ggr; Siljansfors 1959 och därefter 4 ggr; Sidensjö har blädats 4 ggr sedan 1960-talet). Kalavverkade ytor planterades efter avverkning.

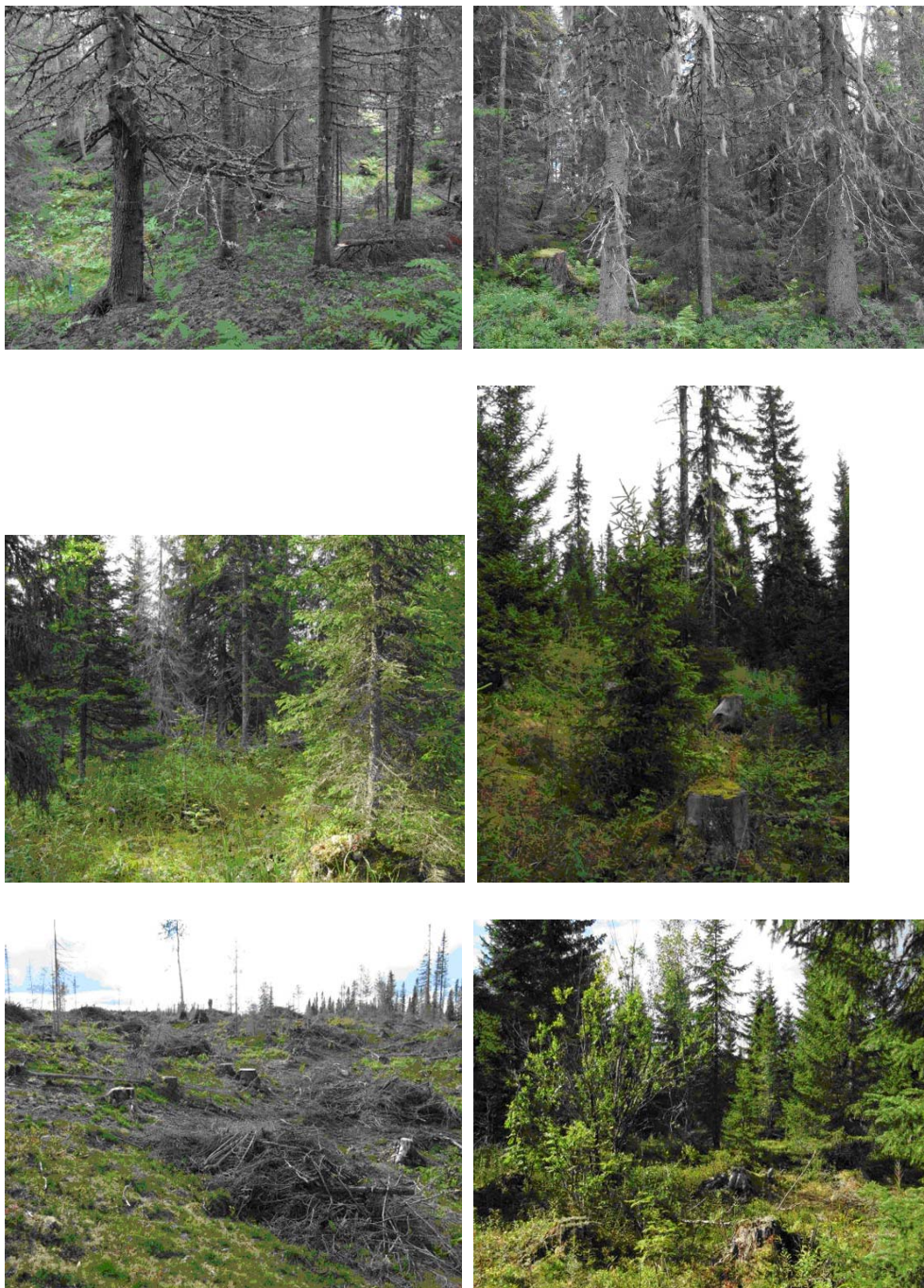
	Siljansfors					Siljansfors				Sidensjö	
	orört	bläddat 1925...	dim.-avv. 1925	kalavv 1925		orört	bläddat 1959...	kalavv ca 1950		orört	bläddat
antal arter	9	2	3	4		6	7	1		7	1
antal fynd/30 min	33	21	23	14		14	16	3		29	2
Svampar											
doftsskinn	2										
gammelgranskål						2	3				
gränsticka										1	
kötticka										1	
rosenticka						1				1	
ullticka	2					2	1			3	
vedticka	1			1						14	
violmussling	1										
Lavar											
dvärgbägarlav			1								
gammalgranlav							3				
garnlav	21	19	21	1			3			1	
kattfotslav	1						3				
liten spiklav	1										
trädbasdynlav						1					
vedtrappmossa				1							
violettt grå tagellav	3	2	1	11		2	1	3		8	2
vitgrynig nållav	1					6	2				



Figur 21. Västerbotten (område 1) ; a) orörd skog (Bielite), b) bläddad skog 1992 (Bielite), c) dimensionsavverkad skog 1992 , (Bielite), d) skog uppkommen efter kalavverkning och planterad på 1950-talet (Blaikliden) och e) skog uppkommen efter kalavverkning och planterad 1995 (Blaikliden). Foto: Sebastian Kirppu.



Figur 22. Sidensjö, Ångermanland (område 3): a) orörd skog och b) skog som blädats vart 10:e år sedan 1960-talet . Foto: Sebastian Kirppu.



Figur 23. Fagerland, blädningsförsök Jämtland (område 4) ; a) orört (C1), b) blädad skog 1992 (30 % volymuttag, c) blädad skog 1992 (50 % volymuttag), d) blädad skog 1992 (85 % volym uttag). I anslutning till blädningsförsök i Fagerland, e) Avverkad skog 2006 samt, f) skog avverkad och planterad på 1960-talet. Foto:Sebastian Kirppu.



Figur 24. Blådningsförsök i Siljansfors (område 7), a) orört, b) blådad skog 1925; 1933; 1940; 1948; 1958; 1967 samt 1982, c) dimensionsavverkad skog 1925 och 2006 samt d) skog uppkommen efter kalavverkning och plantering 1925. Foto: Sebastian Kirppu.

En jämförelse av påverkan på naturvärden mellan trakthyggesbruk och hyggesfritt skogsbruk

Det avgörande för hur naturvärden kommer att utvecklas är inte skogsskötselsättet utan omfattningen av och kvaliteten på naturhänsynen. Hyggesfritt skogsbruk är inte i sig själv en garanti mot artutarmning utan kan vara ett värdefullt och kompletterande verktyg för att förstärka naturvärden på lämpliga skogsmarker som skall brukas. Väl utförd miljöhänsyn vid trakthyggesbruk kan vara av stor betydelse. Naturhänsyn är viktig vid all skogsskötsel, men samma hänsyn kan vara olika funktionell vid olika skogsskötselsystem. Tyvärr saknas det sammanfattande översikter över hur olika skogsskötsel påverkar olika artgruppers naturvärden (men se Johansson m.fl., 2009). För att ändå ge en sammanfattande bild uppdrogs därför åt ArtDatabankens artexperter att baserat på befintliga kunskaper bedöma påverkan på naturvärdesarter vid avverkning med trakthygge, med skärmställning och blädning/hyggesfritt med generell och förstärkt miljöhänsyn. I sina bedömningar kommer de fram till att blädning/hyggesfritt har den minsta påverkan men också att förstärkt hänsyn vid trakthyggesavverkning påtagligt minskar påverkan (Tab. 8).

Tabell 8. Jämförelse mellan hur olika skogsskötselsystem generellt bedöms påverka förutsättningar för och förekomsten av alla arter och naturvärdesarter (rödlisterade arter och signalarter). Med en femgradig skala sammanfattas påverkan på varje artgrupp. Observera att traktthyggesbruk utan lagstadgad generell hänsyn är sämre för alla artgrupper än vad som redovisas i tabellen. Trafikljusen anger grad av påverkan i jämförelse med naturskogsförhållanden. Grönt ljus = ingen påverkan, grön-gult ljus = svag; gult ljus = måttlig, kan innefatta svag påverkan för vissa arter till mycket stark påverkan för andra; gul-rött ljus = stark; rött ljus = mycket stark. Tabellen baseras på bedömningar av ArtDatabankens artexperter.

	Naturskog		Traktthyggesbruk generell hänsyn		Traktthyggesbruk förstärkt hänsyn		Förträdu/skärmtårdsställning		Överhållen skärmtårdsställning		Blädning generell hänsyn		Blädning förstärkt hänsyn		Kommentarer
Arturval	Alla värde	Naturvärde	Alla värde	Naturvärde	Alla värde	Naturvärde	Alla värde	Naturvärde	Alla värde	Naturvärde	Alla värde	Naturvärde	Alla värde	Naturvärde	
Mykorrhizasvampar															Övertrevnad av mykorrhizasvamp till nästa skogsgeneration avgörs av mängd kvarvarande träd. Evighetsräd bäst för att säkerställa fortlevnad av mycel hos krävande arter. Lämnad grov död ved krävs oavsett metod. Omkullblåsa evighetsräd skall inte plockas ut utan ligga kvar. Känsliga för markstörning. Flerarter arter fortlever överleva all skogsskötsel. Gymnas av kvarlämnade träd och bibehållande av mark- och luftfuktighet. Småfåglar och i ex järpe, nötkräka och lavskrika har bättre förutsättningar i flerskiktade bestånd. Förstärkt naturvärds-hänsyn med m bla grova träd, högsrubbar mycket värdetull. Gymnas av hög mark- och luftfuktighet. Känsliga för exponering och utorkning. Gamla träd och evighetsr är en förutsättning för flera specialiserade arter. Gamla träd och evighetsr är en förutsättning för flera specialiserade arter. Lämnad grov död ved krävs oavsett metod. Omkullblåsa evighetsräd skall inte plockas ut utan ligga kvar. Gamla träd och evighetsrader är en förutsättning för flera specialiserade arter.
Vedsvampar															
Kärlväxter															
Fåglar															
Mossor															
Hänglavar															
Övriga bark- och vedlevande lavar															
Skalbaggar															
Teckenförklaring:															
Grad av påverkan = ingen = svag = måttlig = stark = mycket stark = förödande															
Traktthyggesbruk utan generell hänsyn är i alla avseenden sämre än alla alternativen ovan.															
Sammanfattande bedömning alla artgrupper Alla Natur värde															

Såväl hyggesfritt skogsbruk som trakthyggesbruk kan anpassas så att de förbättrar förutsättningarna för arter knutna till naturskogens kontinuitet av levande träd, ved och markmiljöer. Vid blädning med förstärkt hänsyn bedöms mykorrhizasvampar, kärlväxter och mossor i princip kunna få samma förutsättningar som i naturskog. Hyggesfritt skogsbruk kan möjligen också skapa gynnsammare förutsättningar för hänglavar jämfört med tidigare äldre tätare bestånd genom att solinstrålningen ökas samtidigt som de kvarvarande träden med hänglavar inte skadas av för stark vindexponering. Så blir ofta fallet med exempelvis solitära hänsynsträd och träd i små hänsynsytor vid föryngringsavverkning. Lavar knutna till granbark kan gynnas av hyggesfritt skogsbruk genom gynnsamt mikroklimat, speciellt om man lämnar grova äldre träd.

Även glesa skärmar, fröträdsställningar, hänsynsträd och i än högre grad överhållna skärmträdsställningar, kan vara goda kontinuitetsbärare, framför allt för marksvampar, och även vara gynnsamma för marklevande mossor. Åtgärder för att säkerställa och förvalta samt även nyskapa kontinuitetsbärande element som evighetsträd och grov död ved kan ske på all skogsmark och, med lämplig naturhänsyn, vid all skogsskötsel, såväl vid trakthyggesbruk som vid hyggesfri skötsel.

Det är viktigt att lyfta fram betydelsen av miljöhänsyn vid trakthyggesbruk. Omfattningen och kvalitén på denna, urvalet av lämnade enskilda träd eller grupper av hänsyns- och evighetsträd, bedöms ha stor betydelse för många naturvärden. Eftersom trakthyggesbruk omfattar merparten av all skogsmark är därför utformningen av miljöhänsynen viktig för hur naturvärden kommer att utvecklas i framtiden (Johansson m.fl., 2009). Naturvärdesarter av kärlväxter är till exempel möjliga att hitta och miljöerna går att avgränsa vid barmarksplanering. De klarar trakthyggesbruk förhållandevis bra med väl planerad miljöhänsyn.

I jämförelse med trakthyggesbruk gynnar hyggesfritt skogsbruk marksvampar, hänglavar, flera skogslevande fåglar, kärlväxter och mossor knutna till äldre skog, samt även vissa skalbaggar och barklevande lavar. För t.ex. många skalbaggar är den stora bristvaran grov död ved och därför är all naturhänsyn som skapar mer grov död gynnsam. Dock är steget långt från naturskogstillståndet till brukad skog. Däremot bedöms inte arter knutna till död ved eller gamla träd i sig gynnas av hyggesfritt skogsbruk eftersom äldre träd successivt skördas och mängden död ved som skapas inte är högre än vid trakthyggesbruk. En farhåga är att mer död ved kan komma att köras sönder vid hyggesfritt skogsbruk då skogsmaskiner återkommer vid fler tillfällen i samband med avverkningar. Å andra sidan innebär frånvaron av markberedning att mindre mängd död ved förstörs.

Översikten i tabell 8 visar att hyggesfria metoder eller blädning överlag bedöms vara mer gynnsamt för naturvärden jämfört med trakthyggesbruk. Det är dock viktigt att vara uppmärksam på att det bara är en mycket begränsad del av skogsmarken som bedöms vara lämplig för hyggesfritt skogsbruk och att trakthyggesbruk även fortsättningsvis kommer att omfatta i princip all skogsmark (Skogsstyrelsen, 2008). Trakthyggesbruk bedrivs idag på mer än 95 % av den produktiva skogsmarken. Därför kommer utformningen och omfattningen av miljöhänsyn vid trakthyggesbruk i stort att vara mer avgörande för framtida naturvärden jämfört med om hyggesfritt börjar införas i liten skala. Däremot kan hyggesfritt skogsbruk lokalt vara mycket betydelsefullt för att bättre bibehålla och stärka naturvärden. Det

kan t.ex. möjliggöra att naturvärden i form av marksvampar och hänglavar kan fortleva inom ett område.

Hyggesfritt skogsbruk kan vara ett bra alternativ att tillämpa på marker med naturvärden som inte är aktuella för områdesskydd eller som inte uppfyller kraven för nyckelbiotoper. Dessutom kan hyggesfritt skogsbruk vara önskvärt av sociala skäl, till exempel estetik, rekreation, upplevelsevärden och hänsyn till bebyggelse. Hänsyn till kulturmiljöer och fasta fornlämningar kan också motivera alternativa metoder, liksom hänsyn till annan markanvändning såsom rennäring.

Med hjälp av en medveten skogsskötsel, miljöhänsyn vid alla skogsbruksåtgärder, kombinerat med områdesskydd, kan naturvärden bevaras och i vissa fall förbättras. Det avgörande är att det hela tiden lokalt och regionalt finns tillräcklig mängd av de strukturer som naturvärdena kräver, till exempel gamla och grova träd, levande träd eller grov död ved. Med aktuell kunskap om skogsarters ekologiska krav och en kontinuerlig uppföljning av hur naturvärden svarar på olika åtgärder kan naturhänsynen utvecklas och bli alltmer ändamålsenlig.

Litteratur/källförteckning

- Ahlén I & Tjernberg M, 1992. Kungsörn. S. 211-213. I: Artfakta - Sveriges hotade och sällsynta ryggradsdjur 1992. Databanken för hotade arter.
- Angelstam P, Jonsson B-G, Törnblom J, Andersson K, Axelsson R, Roberge J-M, 2010. Landskapsansats för bevarande av skoglig biologisk mångfald - en uppföljning av 1997 års regionala bristanalys, och om behovet av samverkan mellan aktörer. Rapport 4. Skogsstyrelsen.
- Anon. 1950. Domänstyrelsens cirkulärskrivelse 1/50. Kungliga Domänstyrelsen, Stockholm.
- Aronsson G, 2006. Åtgärdsprogram för bevarande av violgubbe (*Gomphus clavatus*). Rapport 5638. Naturvårdsverket.
- Arpi Gunnar (red.), 1959. Sveriges skogar under 100 år. Kungl. Domänstyrelsen, Stockholm
- Arrhenius O, 1921. Species and Area. *Journal of Ecology* 9:95-99.
- Bartholin T, Delin A, Englund Å. & Wikars L-O, 2003. Hur länge står död tallved i skogen? Växter i Hälsingland och Gästrikland 21:26-30.
- Bengtsson J et al, 2003. Reserves, resilience and dynamic landscapes. – *Ambio* 32: 389-396.
- Berg Å, Ehnström B, Gustafsson L, Hallingbäck T, Jonsell M och Weslien J, 1995. Threat Levels and Threat to Red-listed Species in Swedish Forests. *Conservation Biology*. 9: 1629–1633.
- Berglund H, Jonsson B-G, 2008. Assessing the extinction vulnerability of wood-inhabiting fungal species in fragmented northern Swedish boreal forests. *Biological Conservation*. 141: 3029-3039.
- Björk L, 2009. Kartläggning och Identifiering av kontinuitetsskog. Rapport 2009:4. Skogsstyrelsen.
- Brunet Jörg, 2007. Plant colonization in heterogeneous landscapes: an 80-year perspective on restoration of broadleaved forest vegetation. *Journal of Applied Ecology* 44: 563-572.
- Brynte B, 2001. Skogskapital och skogsekonomi i Bergslagen före 1870. *Skogshistorisk tidskrift* 96-111.
- Cline ET, Ammirati JF, Edmonds RL, 2005. Does proximity to mature trees influence ectomycorrhizal fungus communities of Douglas-fir seedlings? *New Phytologist* 166: 993-1009.
- Christensen P, Ecker F, Sandström P, Nilsson M, Hörnfeldt B, 2008. Can landscape properties predict occurrence of grey-sided voles? *Population Ecology* 50:169–179
- Dahlberg A & Stokland N J, 2004. Vedlevande arters krav på substrat – en sammanställning och analys av 3 600 arter. Rapport 7. Skogsstyrelsen. Jönköping.

- Delin A, 2008. Vintertagging (*Irpicodon pendulus*) kräver gamla tallar - 66 tallar i Gävleborgs län provborrade. *Svensk Mykologisk Tidskrift* 29: 50-66.
- de Jong J, 2002. Populationsförändringar hos skogslevande arter i relation till landskapets utveckling. CBM:s skriftserie 7. 95 sidor
- 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, Dahlberg A, Almstedt M, Jonsson B-G, Hysing E, och Silfverling G, 2004. Mer död ved i skogen – en förutsättning för tusentals arters överlevnad. *Fauna och Flora* 99(2): 36-41.
- Dettki H & Esseen PA, 1998. Epiphytic macrolichens in managed and natural forest landscapes: a comparison at two spatial scales. *Ecography*. 21: 613-624.
- Dettki H, Klintberg P, Esseen PA, 2000. Are epiphytic lichens in young forests limited by local dispersal? *Ecoscience* 7: 317-325
- Ek T, Wadstein M och Svensson L, 2001. Lång skoglig kontinuitet och några lavar i östgötska sumpskogar. *Svensk Bot. Tidskr.* 95: 357-369.
- Ekelund H och Hamilton G, 2001. Skogspolitisk historia. Skogstyrelsen rapport nr 8A/2001.
- Emanuelsson U, 2009. Europeiska kulturlandskap - hur människan format Europas natur. Formas.
- Fenton N J och Bergeron Y, 2008. Does time or habitat make old-growth forests species rich? Bryophyte richness in boreal *Picea mariana* forests. *Biological Conservation* 141: 1389 –1399.
- Fritz Ö, 2009. Ecology and conservation of bryophytes and lichens on *Fagus sylvatica*. *Acta Universitatis agriculturae Sueciae* 2009:10 Doktorsavhandling. SLU.
- Fritz Ö, Gustafsson L, Larsson K, 2008. Does forest continuity matter in conservation? A study of epiphytic lichens and bryophytes in beech forest of Southern Sweden. *Biological Conservation*. 141: 655-668.
- Fritz Ö, och Larsson K, 1997. Betydelsen av skoglig kontinuitet för rödlistade lavar. En studie av halländsk bokskog. *Svensk Bot. Tidskr.* 95: 357-369.
- Gauslaa Y and Ohlson M, 1997. Continuity and epiphytic lichens in Norwegian forests. A historical perspective. – *Blyttia* 55: 15-27.
- Gustafsson L och Ahlén I, 1996. Växter och djur. Sveriges Nationalatlas.
- Gärdenfors U, 2005. Rödlistade arter i Sverige 2010. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Gärdenfors U, 2010. Rödlistade arter i Sverige 2010. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Hallingbäck T och Weibull H, 1996. En värdepyramid av mossor för naturvårdsbedömning av ädellövskog. *Svensk Bot. Tidskr.* 90: 129-140.

- Hanski I, 2000. Extinction Debt and Species Credit in Boreal Woodlands: Modeling the Consequences of Different Approaches to Biodiversity Conservation. *Annales Zoologici Fennici* 37:271-280.
- Hanski I och O Ovaskainen, 2002. Extinction Debt at extinction Threshold. *Conservation Biology* 16:666-673.
- Hermý Martin & Verheyen Kris, 2007. Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. *Ecological Research*. 22: 361-371.
- Johansson P, 2008. Consequences of disturbance on epiphytic lichens in boreal and near boreal forests. – *Biological Conservation* 141: 1933-1944.
- Johansson P, 2010. Störningskänslighet hos lavar i barrskogar. Rapport 2010:9. Skogsstyrelsen, Jönköping
- Johansson T, Hjältén J, de Jong J och von Stedink H, 2009. Generell hänsyn och naturvärdesindikatorer – funktionella metoder för att bevara och bedöma biologisk mångfald i skogslandskapet. Världsnaturfonden, WWF, Solna.
- Jones MD, Durall DM, Cairney JWG, 2003. Ectomycorrhizal fungal communities in young forest stands regenerating after clearcut logging. *New Phytologist*. 157: 399-422.
- Jones Melanie D, Twieg Brendan D, Durall Daniel M, et al, 2008. Location relative to a retention patch affects the ECM fungal community more than patch size in the first season after timber harvesting on Vancouver Island, British Columbia. *Forest Ecology and Management*. 255: 1342-1352.
- Jonsson B-G, Kruys N & Ranius T, 2005. Ecology of Species Living on Dead Wood – Lessons for Dead Wood Management. *Silva Fennica* 39(2): 289-309.
- Josefsson T och Östlund L, 2011. Produktionsökning och utarmning – skogsbrukets inverkan på skogslandskapet i norra Sverige sid 322-336. I. Antonsson & Jansson (red) Jordbruk och skogsbruk i Sverige sedan år 1900 – studier av de areella näringarnas geografi och historia. SNA, Stockholm
- Kardell L, 2003. Svenskarna och skogen - Från ved till linjeskepp. Jönköping Skogsstyrelsen.
- Kranabetter JM, Friesen J, Gamiet S et al, 2005. Ectomycorrhizal mushroom distribution by stand age in western hemlock - lodgepole pine forests of north-western British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 1527-1539.
- Kålås JA, Viken Å & Bakken T (red.), 2010. Norsk Rødliste 2010 [Norwegian Red List 2010]. – ArtDatabanken.'
- Lagerberg T, 1945. Skoglig Mykologi 2:a upplagan Stockholm.
- Lilja S m.fl., 2006. Structural characteristics and dynamics of old *Picea abies* forests in northern boreal Fennoscandia. – *Ecoscience* 13: 181-192.
- Lundström A, 2008. Regionala analyser om kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk. Rapport 2008: 7. Skogsstyrelsen, Jönköping
- Luoma DL, Eberhart JL, Molina R et al, 2004. Response of ectomycorrhizal fungus sporocarp production to varying levels and patterns of green-tree retention. *Forest Ecology and Management*. 202: 337-354.

- Miljömålsrådet, 2008. Miljömålen – nu är det bråttom! Naturvårdsverket. Nedladdas från Miljömålsportalen. www.miljomal.nu.
- Molina R, 2008. Protecting rare, little known, old-growth forest-associated fungi in the Pacific Northwest USA: A case study in fungal conservation. *Mycological Research*. 112: 613-638.
- Nationalencyklopedin. 1995. NE Nationalencyklopedin AB. ISBN 91-976242-3-3
- Naturvårdsverket. 2004. Kartering av skyddade områden. Kontinuerlig naturtypskartering. Rapport 5391. Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen. 2005. Nationell strategi för formellt skydd av skog. Stockholm. ISBN 91-620-1243-6.
- Nitare J, 2006. Signalarter. Indikatorer på skyddsvärd skog. Skogsstyrelsen. Jönköping
- Nitare J. 2006. Åtgärdsprogram för bevarande av rödlistade fjälltaggsvampar (Sárcodon). Rapport 5609. Naturvårdsverket.
- Nitare J & Norén M, 1992. Nyckelbiotoper kartläggs i nytt projekt vid Skogsstyrelsen. *Svensk Bot Tidskrift*. 86:219-226.
- Nordén B & Appelqvist T, 2001. Conceptual Problems of Ecological Continuity and its Bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 10: 779-791.
- Nordén B, Dahlberg A, Jonsson B-G, Paltto H, Fritz Ö, Ejrnaes R, Appelqvist T, Lindblad M, Nilsson SG, Svensson J, Brandrud TE, Ovaskainen O, 2011. Ecological continuity – a review of mechanisms, scales and relevance for forest and grassland biodiversity. Inskickat manuskript.
- Ohlson M, Söderström L, Hörnberg G, Zackrisson O, Hermansson J, 1997. Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal oldgrowth swamp forests. *Biological Conservation* 81, 221–231.
- Oleskog G, Nilsson K och Wikström P-E, 2008. Kontinuitetsskogar och Kontinuitetsskogsbruk. Slutrapport för delprojekt Skötsel - hyggesfritt skogsbruk. Rapport 22. Skogsstyrelsen.
- Paltto H, Nordén B, Götmark F & Frank N, 2006. At which Spatial and Temporal Scales does Landscape Context affect Local Density of Red Data Book and Indicator Species? *Biological Conservation* 133: 442-454.
- Peterken G.F, 1981. *Woodland Conservation and Management*. Chapman & Hall, London.
- Rackham O, 1980. *Ancient Woodland; its History, Vegetation and Uses in England*. Edward Arnold, London.
- Ranius T, Kindvall O, 2006. Extinction risk of wood-living model species in forest landscapes as related to forest history and conservation strategy. *Landscape Ecology* 21: 687-698
- Rassi P et al. (eds.), 2010. *The 2010 Red List of Finnish Species*. – Ministry of the Environment and Finnish Environment Institute.
- Risberg L, Danell E, Dahlberg A, 2004. Finns goliatmusseronen enbart i tallskogar som aldrig kalavverkats? *Svensk Botanisk Tidskrift*, 98: 317-327.

- Rolstad J, Gjerde I, Gundersen V.S & Saeterdal M, 2002: Use of Indicator Species to Assess Woodland Continuity: a Critique. *Conservation Biology* 16: 253-257.
- Rolstad J, Gjerde I, 2003. Skoglevende organismers spredningsevne - en litteraturgjennomgang. *Aktuelt fra skogforskningen* 1/03. Norsk institutt for skogforskning.
- Rouvinen Seppo, Kouki Jari, 2008. The natural northern European boreal forests: Unifying the concepts, terminologies, and their application. *Silva Fennica* 42: 135-146.
- Siitonen J, 2001. Forest Management, Coarse Woody Debris and Saproxylic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example. *Ecological Bulletins* 9: 11-42.
- Smith JE, 2000. Occurrence of *Piloderma fallax* in young, rotation-age, and old-growth stands of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) in the Cascade Range of Oregon, USA. *Canadian Journal of Botany*. 78: 995-1001.
- Storaunet KO, Rolstad J, Toeneiet m.fl., 2008. Effect of logging on the threatened epiphytic lichen *Usnea longissima*: a comparative and retrospective approach. *Silva Fennica* 42: 685-703
- Skogsstyrelsen, 2001. Kontrollinventering av nyckelbiotoper år 2000 Meddelande 2001:3 Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skogsstyrelsen, 2004. Kontinuitetsskogar – en förstudie. Skogsstyrelsen, Meddelande 1, 2004, Jönköping.
- Skogsstyrelsen, 2007. Skogsstyrelsens inventering av nyckelbiotoper - Resultat tom 2006 Meddelande 2007:3
- Skogsstyrelsen, 2008. Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk. Meddelande 1 2008. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skogsstyrelsen, 2011. Skogsstatistisk årsbk 2011. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skogsstyrelsen och Naturvårdsverket, 2002. Skogsvårdsorganisationens utvärdering av skogspolitikens effekter – SUS 2001. Meddelande 1-2002. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Storaunet KO, Rolstad J, Toeneiet M, Rolstad E, 2008. Effect of Logging on the Threatened Epiphytic Lichen *Usnea longissima*: a Comparative and Retrospective Approach. *Silva Fennica*. 5: 685-703.
- Svenska Akademien. 2006. Svenska akademiens ordlista över det svenska språket. Svenska akademien, Stockholm. ISBN 91-7227-419-0
- Thomasson T, 2008. Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk i ädellövskogar - slutrapport för delprojekt Ädellöv. Rapport 2008:20. Skogsstyrelsen.
- Twieg BD, Durall D, Simard S, 2007. Ectomycorrhizal fungal succession in mixed temperate forests. *New Phytologist* 176: 437-447.
- Wikars L.-O, 2003. *Tragosoma depsarium* (Coleoptera: Cerambycidae) is temporarily favoured by clear-cuts but depends on old-growth forest [In Swedish with an English summary]. *Entomologisk Tidskrift* 124:1-12.

- Wikars L-O & Orrmalm C, 2005. The occurrence of the threatened wood-living beetle *Upis ceramboides*: a species dependent on high densities of aggregated dead wood. *Entomologisk Tidskrift* 126:161-170.
- 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.

Bilaga

Areal potentiell kontinuitetsskog i Sverige

Bakgrund

Arealen av kontinuitetsskogar (enligt Skogsstyrelsens ursprungliga definition) beräknades i utredningen *K-skogar, en förstudie* till ca 1,7–1,8 milj. ha (Skogsstyrelsen 2004, 2008). Av denna areal beräknades 1 miljon hektar ligga utanför och 700 000 – 800 000 hektar inom befintligt områdesskydd (naturreservat, nationalparker, biotopskyddsområden och naturvårdsavtal). Drygt 90 % av arealen ligger i Norrland, med talldominerade kontinuitetsskogar koncentrerade till norra Dalarna, delar av Härjedalen och Norrbotten samt grandominerade kontinuitetsskogar koncentrerade till fjällnära skogar i norra Sverige. Arealberäkningen baserades på kriterierna att den grundytevägda medelåldern >120 år och att ålderskillnaden mellan det äldsta trädet och den grundytevägda medelåldern var minst 15 år. Som en jämförelse redovisades att arealen produktiv skogsmark >70 år¹ var 8,3 miljoner hektar.

Förstudien, med den ursprungliga definitionen, visade inte var ”kontinuitetsskog” förekommer. Därför har, inom ramen för projektet, gjorts en kompletterande analys genomförd med avseende på:

- hur stor den potentiella arealen kontinuitetsskog är (här definierad som skog som inte kalavverkats)
- var denna är lokaliserad
- hur denna är fördelad på olika skogstyper
- hur stor del som är belägen på produktiv skogsbrukad mark, på områdesskyddad mark (inkl. naturvårdsavtal) och inom nyckelbiotoper

Utgångsmaterial för analysen har varit den miljöanalys som Metria utför på uppdrag av Naturvårdsverket sedan 2004. Metrias analys är fjärranalysbaserad och innebär en ”Naturtypskartering av Skyddade områden” (KNAS) (Naturvårdsverket, 2004). I denna urskiljer man:

1. Tallskogar, i huvudsak homogen tallskog (>70 % tall)
2. Gransskogar, i huvudsak homogen gransskog (> 70 % gran)
3. Barrblandskogar, blandskogar av gran och tall (inget trädslag når >70 %)
4. Barrsumpskog, barr- och lövblandade barrskogar på sumpmark
5. Lövblandade barrskogar, barrskogar med lövträd (>30 % lövträd)
6. Triviallövskogar, i huvudsak homogen lövskog (>70 % triviallövträd)

¹ Grundytevägd medelålder, dvs. äldre till betydligt äldre enskilda träd kan förekomma i bestånd än vad den grundytevägda medelåldern anger.

7. Ädellövskogar, i huvudsak homogena ädellövskogar (>70 % löv, >50 % ädellöv)
8. Triviallövskogar med ädellövinslag, (lövskogar med 20-50 % ädellöv)
9. Lövsumpskog, lövskog på myrmark
10. Övrig skogsmark, en restpost som innefattar nya hyggen, impediment, oklassad skog, oklassad skog på myr

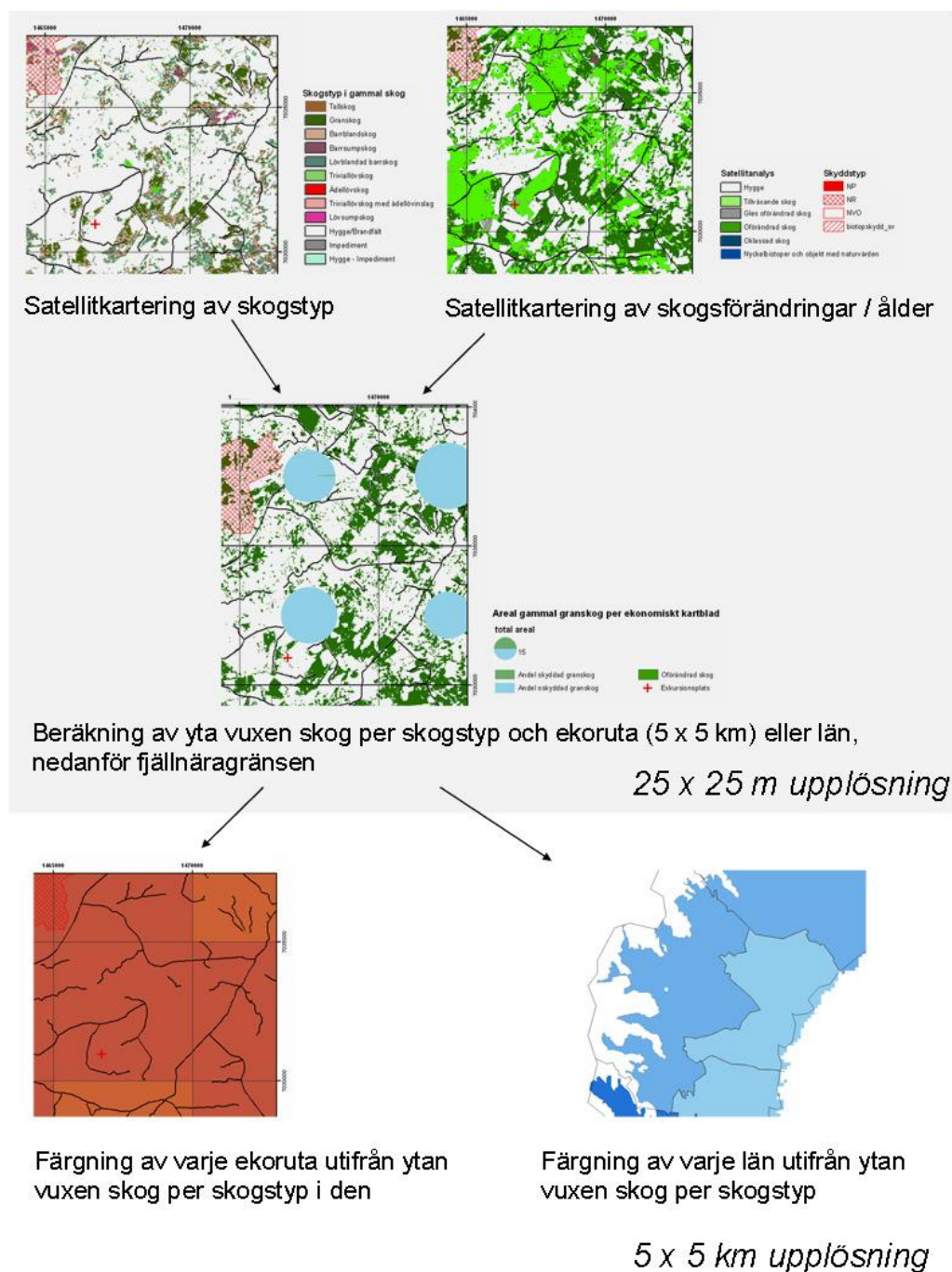
K-skogsprojektets studie innebar att Metrias fjärranalyskartering (KNAS) utökades till att omfatta all äldre skog i Sverige nedanför fjällnära skogsgränsen och med uppdelning på de tio olika skogstyper som anges ovan. Äldre eller vuxen skog identifierades genom en s.k. förändringsanalys. Med hjälp av satellitbilder som tagits vid två olika tidpunkter (1990 resp. 2000) sorterades skogen i fyra olika klasser: *växande skog*, *avverkad skog*, *oförändrad gles skog* (historiska impediment) och *oförändrad skog*. Den oförändrade skogen, dvs. där fjärranalysen inte kunde detektera någon höjdtillväxt, bedömdes vara äldre skog. Sådan oförändrad skog har i studien bedömts vara skog som är >70 år, dvs. skog som etablerats före 1930. Här benämns dessa äldre skogar synonymt som vuxen eller äldre skog. I södra Sverige upphör höjdtillväxten när skogen är yngre än i norra Sverige, men i denna studie har vi schablonmässigt klassificerat skog som äldre skog när fjärranalysen identifierat den som oförändrad skogsmark. Delar av denna undersökning har tidigare presenterats i Thomasson (2008) och Björk (2009).

Inom projektets studie gjordes också beräkningar av förekomster och arealer av äldre kalkbarrskog, eftersom det är en utpekad prioriterad skogstyp där Sverige har ett internationellt ansvar (Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen, 2005). Arealen äldre kalkbarrskog beräknades med hjälp av information över förekomsten av kalkrika jord- och bergarter.

Metod

Studien utfördes av Metria och omfattade hela Sverige, utom området ovanför fjällnäragränsen. Det senare var inte kvalitetssäkrat för indelning i skogstyper med fjärranalys. För fjällnära skog presenteras därför bara summavärden.

1. Förekomsten av äldre skogar och fördelningen av skogstyperna inom dessa baserades på förändringsanalys av Landsat satellitbilder från ca 1990 och 2000 samt uppgifter från *Kontinuerlig Naturtypskartering av Skyddade områden* (KNAS) inom skyddade områden. Det principiella tillvägagångssättet redovisas i fig. 1.



Figur 1. Översikt över Metrias arbetsgång för fjärranalys av äldre skog (=oförändrad skog), fördelad på skogstyper och huruvida de ligger på skyddad eller oskyddad skogsmark. Analysen gjordes med en upplösning på 25 x 25 m för hela Sverige. I kartorna som redovisas är upplösningen 5 x 5 km.

2. Uppgifter om nyckelbiotoper, biotopskyddsområden och naturvårdsavtal; geografiska skikt och skogstypsklassning för dessa tillhandahölls av Skogstyrelsen (uppgifter aktuella 2006). För ca 40 % av objekten saknades skogstypsklassning. Uppgifter om nyckelbiotoper saknades på SCA:s markinnehav. Vidare bedömdes 1,1 % av den totala arealen skogsmark vara påträffad och registrerad som nyckelbiotop (Skogstyrelsen 2007). Det bör påpekas att långt ifrån alla nyckelbiotoper

är påträffade och registrerade av Skogsstyrelsen. Genom en mycket noggrann kontrollinventering har den totala arealen nyckelbiotop i Sverige beräknats vara 3,6 % (4,4 % i norra Sverige och 2,1 % i södra Sverige) (Skogsstyrelsen, 2001).

3. För att bedöma rimligheten i olika naturtypers arealer med en beståndsålder på >70 år, gjordes en jämförelse med uppgifter från Riksskogstaxeringen.

Potentiell areal k-skog

I Metrias fjärranalys klassificerades ca 12 milj. ha skogsmark i Sverige nedanför fjällnära skogsgränsen som 70 år eller äldre² (Tab. 1). Ungefär 60 % av arealen ligger i Norrland, 15 % i Svealand och 25 % i Götaland. I stora drag överensstämmer arealerna i Metrias fjärranalys med Riksskogstaxeringens (Fig. 2 och Tab. 1). Anledningen till att Riksskogstaxeringens siffror landar på 11,3 milj. ha istället för 8,3 milj. ha, som rapporterades i Skogsstyrelsen 2004, är ff a att 2,9 milj. ha sumpskog ingår som impediment. Metria använder den s.k. skogsmasken som avgränsning för skogsmark, dvs. vad som är uttritad som skogsmark på deras underlagskartor. Metrias analys ger en drygt 7 % högre skattning av arealen skog som är äldre än 70 år nationellt än Riksskogstaxeringen (RT).

Det storskaliga mönstret av förekomsten av äldre skog (+70 år) i Metrias fjärranalys överensstämmer med Riksskogstaxeringens beräkningar av gammal skog som den definieras i miljömålen³ (Fig. 3).

Äldre skog, särskilt i Norrland, som kalavverkas idag har oftast inte tidigare varit kalavverkad. Men det gäller inte alltid, och all skog äldre än 70 år är därför inte potentiell kontinuitetsskog. Sådana skogar kan ha varit kalavverkade. Å andra sidan har skog som är yngre än 70 år inte alltid varit kalavverkad. Det är stora regionala skillnader mellan södra och norra Sverige i hur skog har brukats historiskt. Dessa skillnader har sannolikt haft stor påverkan på många arters förekomst. Regionalt har kalavverkningar skett i trakter kring järn- och glasbruk i mellersta och södra Sverige (t.ex. Bergslagen och Glasriket i Småland) i mer än 200 år.

En försiktig bedömning är att minst hälften av skog äldre än 70 år inte varit kalavverkad, dvs. minst 6 milj. ha skogsmark inkl sumpskog eller minst 4 milj. ha produktiv skogsmark. Det innebär att arealen k-skog definierad som inte kalavverkad skog är minst dubbelt så stor som k-skog definierad som skog äldre än 120 år och med stor åldersspridning.

En fördel med Metrias fjärranalys är att den är baserad på att all skogsmark klassificerats i ett rutnät med en upplösning på 25x25 m och lätt går att följa upp över tid. Denna detaljerade lokala information om potentiell kontinuitetsskog kan vara

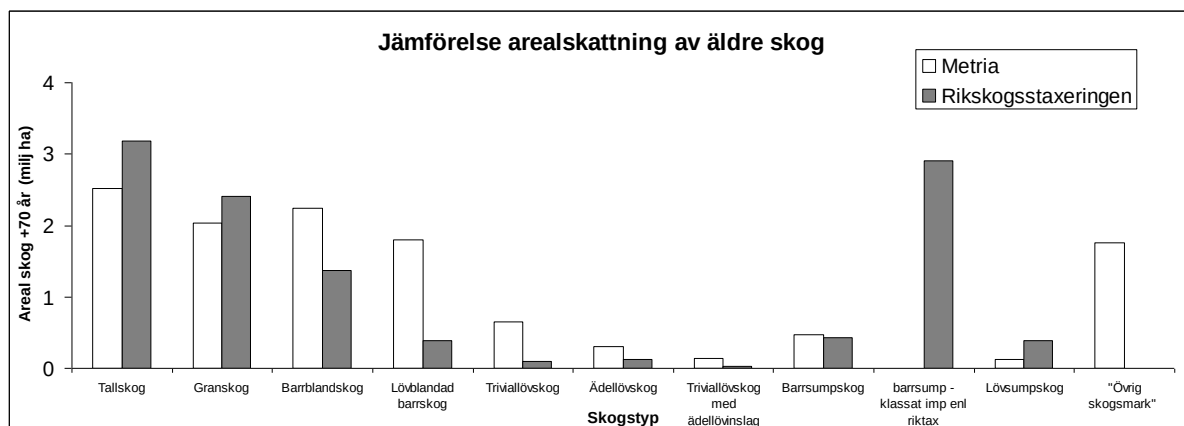
² Precisionen med Metrias fjärranalys kan förbättras något genom att använda ännu äldre satellitdata (MSS från 1975) och på så sätt identifiera skogar etablerade kring 1910. Man uppskattar att detta skulle minska arealen gammal skog med ca. 5 %. Potentiellt skulle också gamla satellitdata från 1960-1975 från gamla fotografiska spionsatelliter (t.ex. Corona) kunna användas. Med hjälp av dessa kan man identifiera skogar som etablerades före 1890-1900.

³ Med gammal skog avses skog med en medelålder av minst 140 år i norra Sverige och 120 år i södra Sverige.

ett bra verktyg för att identifiera, följa upp och prioritera insatser för att bevara befintliga naturvärden.

Tabell 1. A. Metrias fjärranalys, bedömda arealer av skog äldre än 70 år i Sverige nedanför fjällnära skogsgränsen. B. Riksskogstaxeringen (RT), beräknad areal skog äldre än 70 år Inom parentes anges skillnaden i bedömningar av arealer genom Metria fjärranalys och RT(%) . Baserat på RT anges totalareal, alla skogsåldrar (C.) samt areal skog +120 år (D.) för respektive skogstyp. Areal äldre skog (+70 år i kolumn A) med områdesskydd redovisas i kolumn E och andel i % (F). Slutligen redovisas andel av äldre skog i A som är NB i % (G.).

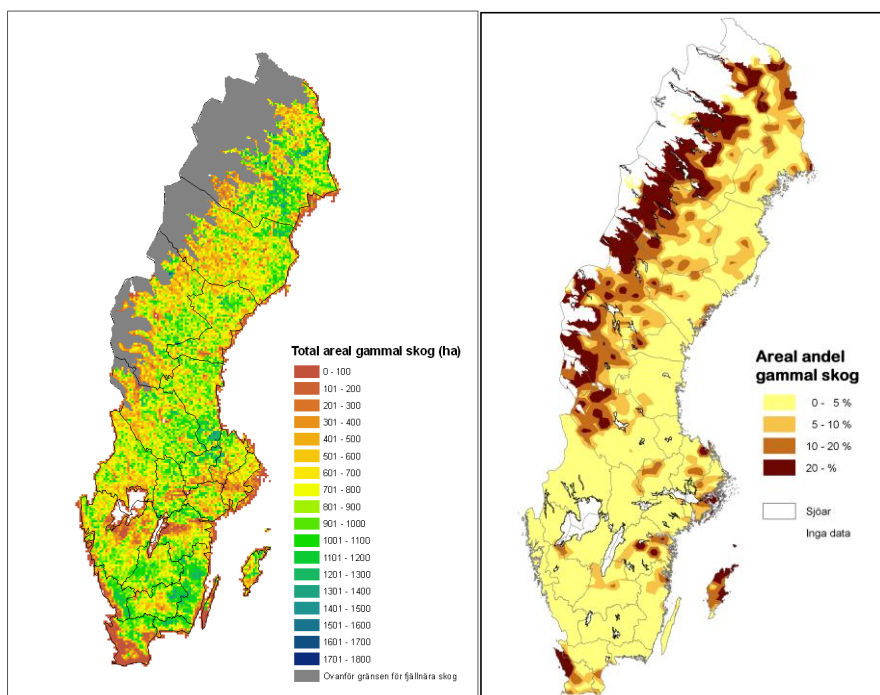
Skogstyp	A. Metrias +70 år (1000 ha)	B. RT +70 år (1000 ha) (differens Metria och RT)	C. Total areal enligt RT 1000 ha	D. Areal + 120 år enl RT	E. Areal (1000 ha) med skydd (Metria)	F. Andel (%) av A med skydd	G. NB utanför skydd (%) av A)
1. Tallskog	2521	3185 (-21 %)	8619	1164	65	2,5	2.0
2. Granskog	2038	2415 (-16 %)	5596	936	46	2,2	4.0
3. Barrblandskog	2248	3825 (+65%)	3100	317	47	2,0	2.3
4. Barrsumpskog	469	410 (+ 14%)	696	119	10	2,0	6.4
5. Lövblandad barrskog	1792	382 (+370)	1530	55	33	1,8	2.0
6. Triviallövskog	653	102 (+ 540%)	1050	5	14	2,1	4.3
7. Ädellövskog	304	118 (+160%)	190	12	13	4,2	10.7
8. Triviallövskog med ädellövskog	144	25 (+ 470)	82	2	6	3,9	4.5
9. Lövsumpskog	128	32 (+300)	231	0.4	3	2,5	8.0
Övrig skogsmark	1751					7	
Barrsumpskog klassad som impediment		2905					
Summa	12050	11309 (+ 7%)	22147	2617	236	2.1	3.2



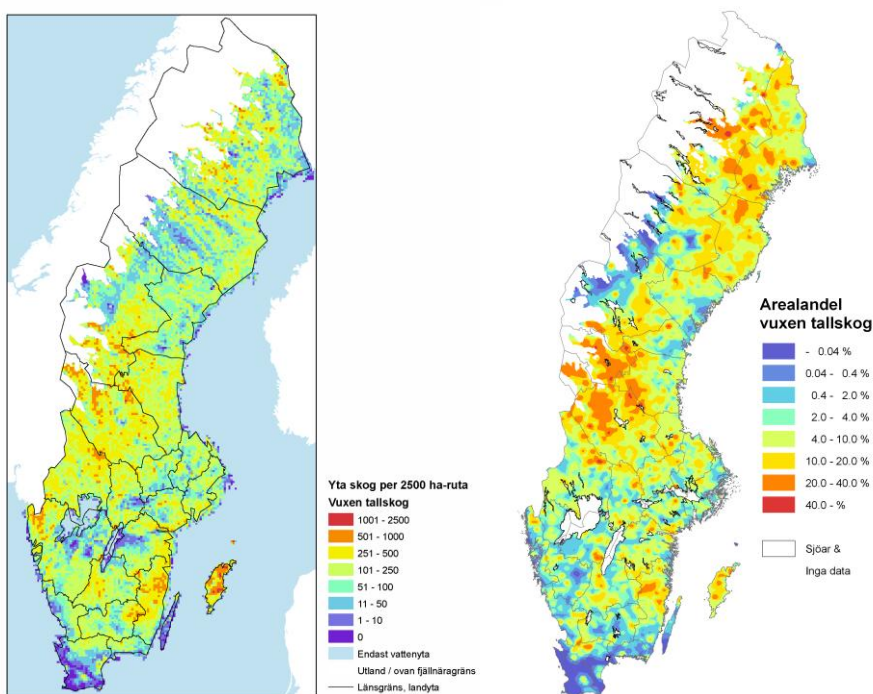
Figur 2. Jämförelse mellan uppskattningarna av arealerna skog äldre än 70 år i Sverige för olika skogstyper genom Metrias fjärranalys och Riksskogstaxeringens uppgifter. Observera skillnader i redovisning; "övrig skogsmark" innefattar nya hyggen, impediment, oklassad skog, oklassad skog på myr.

Fördelningen av gammal skog på olika skogstyper

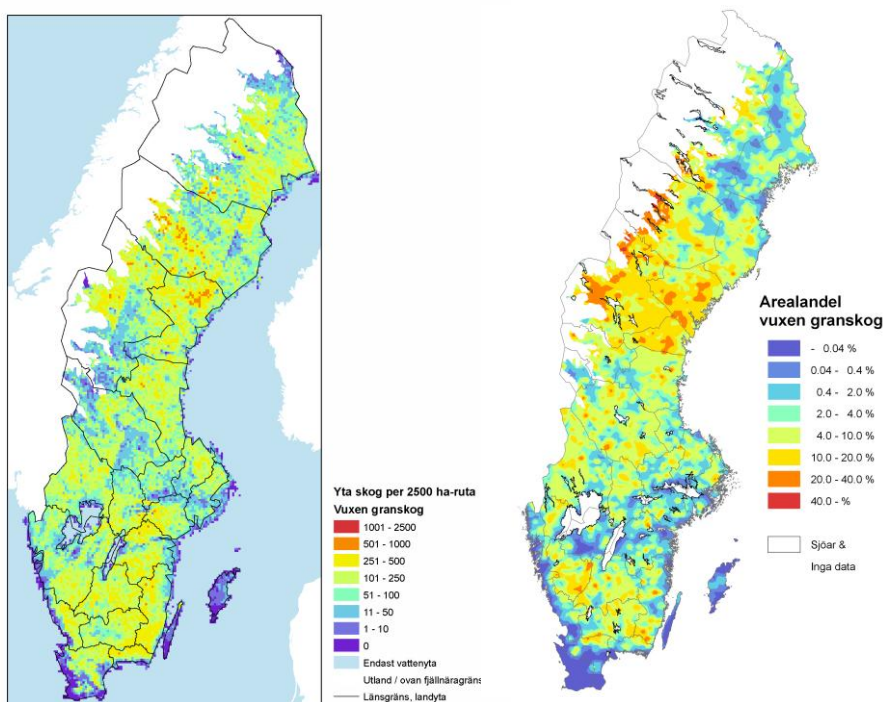
Beroende på att Metria fjärranalys och Riksskogstaxeringen avgränsar skogstyper något olika, skiljer sig beräkningar av olika skogstypers arealer (Tab. 1 o fig. 2). Eftersom osäkerheten är stor för arealberäkningarna redovisas därför detaljerade uppgifter bara för tallskog, granskog och barrblandskog (Fig. 4-6). Ädellövskog redovisas i Thomasson (2008). Äldre tallskog finns framförallt i västra Dalarna och Härjedalen, men även i Norrbotten och västra Dalsland, norra Kalmar län och på Gotland (Fig. 4). Äldre granskog finns framförallt i sydvästra Västerbotten, Ångermanland och nordvästra Jämtland (Fig. 5). Även om beräkningarna från Metria och Riksskogstaxeringen av äldre barrblandskog skiljer sig något åt framgår det att de största arealandelarna finns i norra Svealand/södra Norrland samt i delar av Västerbotten/Norrboten (Fig 6).



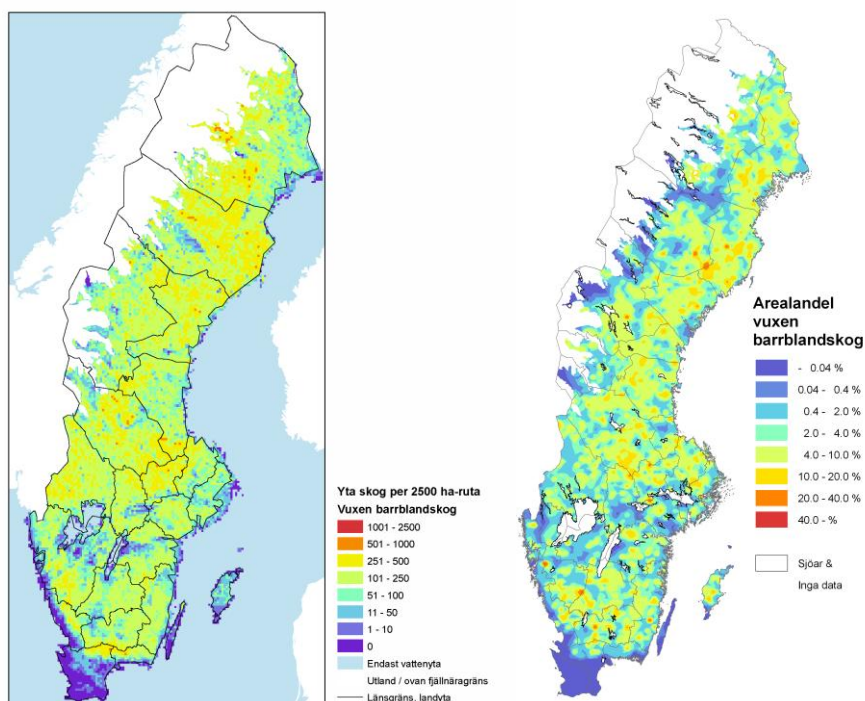
Figur 3. a) (vänster). Utbredningen och andelen skog av alla skogstyper som är äldre än 70 år i Sverige nedanför gränsen för fjällnära skog baserat på Metrias fjärranalys. b) (höger). Andelen gammal skog av skogsmarksarealen exklusive skogsmark inom reservat. Beståndsmedelålder >140 år i Norrland, Dalarna, Värmland och Örebro län. Beståndsålder >120 år i Götaland, Svealand exkl. Dalarna, Värmland och Örebro län. Baseras på Riksskogstaxeringen 2001-2005.



Figur 4. Utbredningen och andelen av tallskog som är äldre än 70 år i Sverige nedanför fjällnära skogsgränsen. I den vänstra bilden redovisas Metrias fjärranalys och i den högra motsvarande beräknade uppgifter från Riksskogstaxeringen. Observera att färgsättningen om var det finns äldre tallskog har olika skala i bilderna.



Figur 5. Utbredningen och andelen av granskog som är äldre än 70 år i Sverige nedanför fjällnära skogsgränsen. I den vänstra bilden redovisas Metrias fjärranalys och i den högra motsvarande beräknade uppgifter från Riksskogstaxeringen. Observera att färgsättningen om var det finns äldre granskog har olika skala i bilderna.



Figur 6. Utbredningen och andelen av barrblandskog som är äldre än 70 år i Sverige nedanför fjällnära skogsgränsen. I den vänstra bilden redovisas Metrias fjärranalys och i den högra motsvarande beräknade uppgifter från Riksskogstaxeringen. Observera att färgsättningen om var det finns äldre barrblandskog har olika skala i bilderna.

Areal gammal skog inom naturreservat och nationalpark samt nyckelbiotoper, biotopskydd och naturvårdsavtal.

Naturreservat, nationalparker, biotopskyddsområden och naturvårdsavtal

Baserat på uppgifter från Naturvårdsverket och Metria redovisas arealerna skyddad gammal skog i naturreservat och nationalparker nedanför fjällnära gränsen uppdelat på skogstyp (Tab. 2), naturgeografisk region (Tab. 3) samt som en kors-tabell med arealer av olika skogstyper i olika naturgeografiska regioner (Tab. 4). Som en jämförelse redovisas också arealerna skyddad mark av olika skogstyper ovanför fjällnära gränsen (Tab. 5).

Baserat på Metrias fjärranalys redovisar vi också länsvis hur stor andel av vuxen skog (+70 år) som har formellt skydd nedanför fjällnära gränsen i form av nationalpark/naturreservat, naturvårdsavtal och biotopskydd (Fig. 7-10).

Tabell 2. Skyddade arealer nedanför fjällnära gränsen (ha) 2007-09-30.

Skogstyp	Naturreservat	Nationalparker	Summa	Strikt skyddad skog
Tallskog	91 840	8 828	100 669	70 796
Granskog	57 839	2 094	59 933	49 047
Barrblandskog	58 363	2 314	60 677	44 455
Barrsumpskog	14 006	1 449	15 455	12 201
Lövblandad barrskog	48 717	1 742	50 459	33 636
Triviallövskog	24 995	987	25 982	17 343
Ädellövskog	16 596	1 050	17 645	13 501
Triviallövskog med ädellövinslag	5 190	186	5 376	4 361
Lövsumpskog	4 829	610	5 439	4 468
Hygge/Brandfält	17 803	596	18 399	7 994
Impediment	34 637	2 715	37 352	26 199
Totalt	374 815	22 571	397 386	284 001
Produktiv skog	340 178	19 856	360 034	257 802

Tabell 3. Skyddad produktiv skog nedanför fjällen (ha) 2007-09-30.

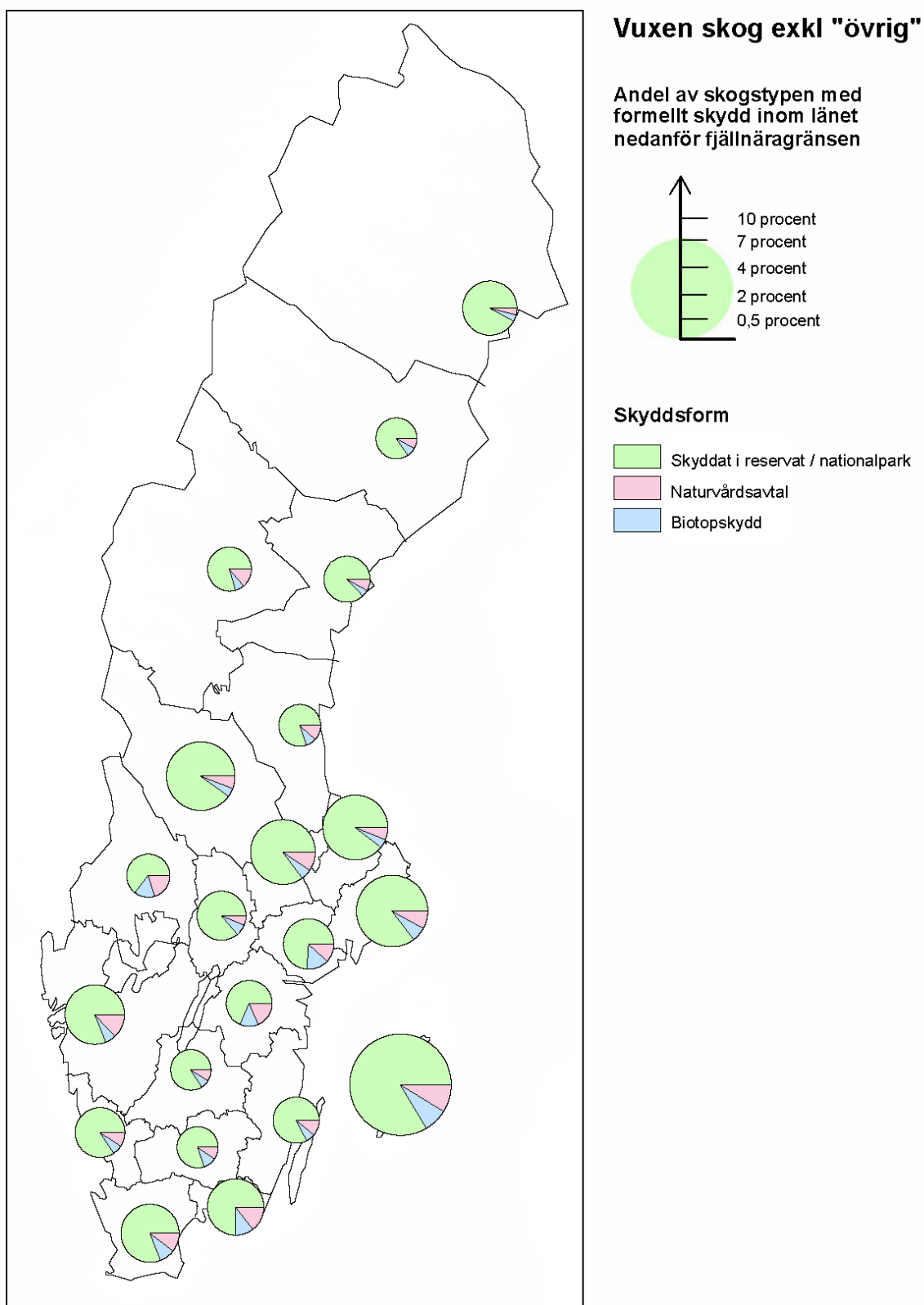
Region	Nationalparker	Naturreservat	Skyddad produktiv skog
Nordboreal region	1 350	69 288	70 638
Sydboreal region	4 814	71 598	76 412
Boreonemoral region	11 924	82 621	94 545
Nemoral region	1 769	14 436	16 206
Totalt	19 857	237 943	257 801

Tabell 4. Skyddad produktiv skog inom naturreservat och nationalparker nedanför fjällen (ha) uppdelad på olika skogstyper i olika regioner (20070930).

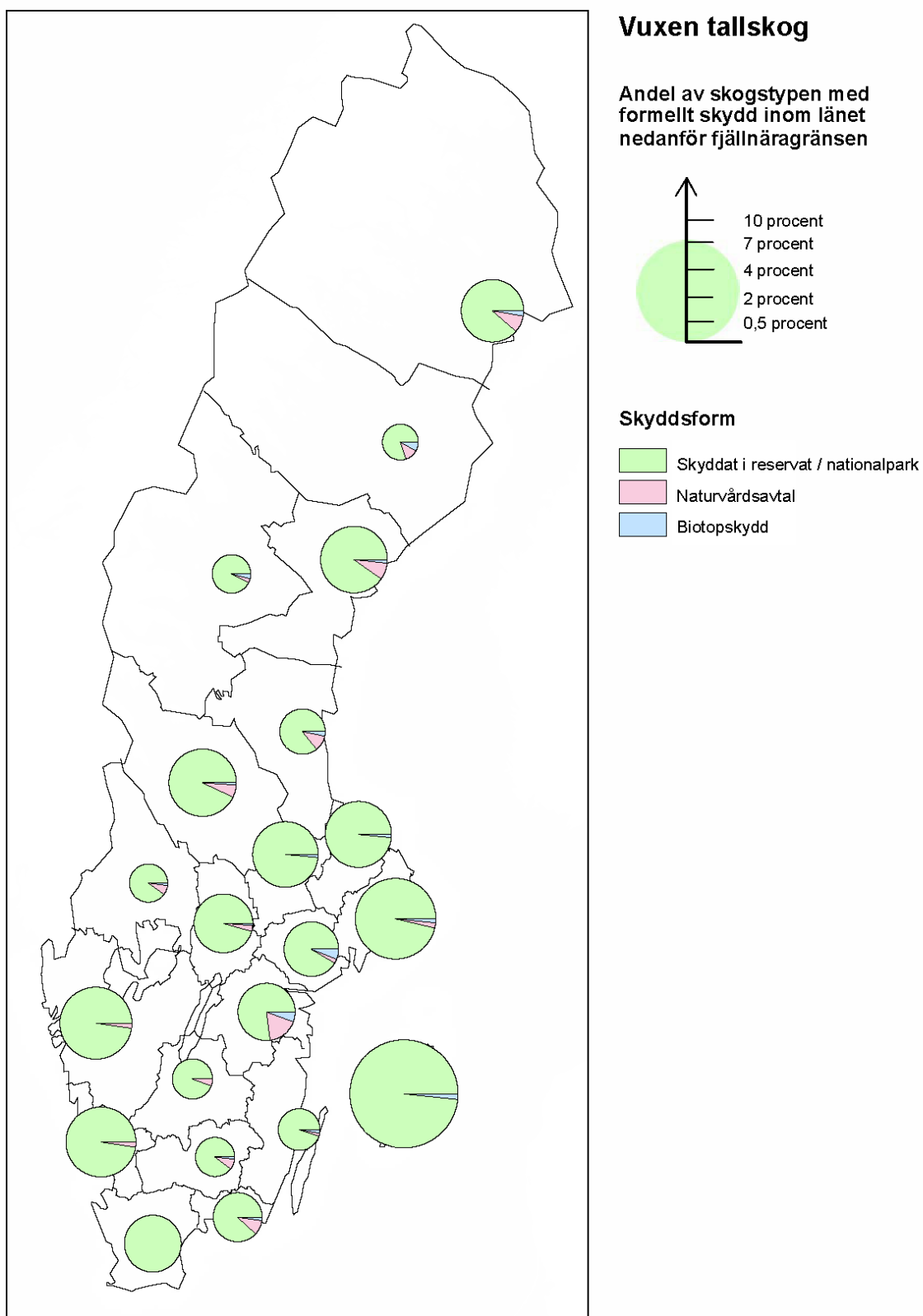
Skogstyp	Nordboreal region	Sydboreal region	Borenemoral region	Nemoral region
Tallskog	14 369	23 929	30 566	1 933
Granskog	23 024	15 152	9 783	1 088
Barrblandskog	15 765	16 944	11 209	536
Barrsumpskog	2 093	1 914	7 628	566
Lövblandad barrskog	10 390	10 299	11 240	1 707
Triviallövskog	2 605	4 380	8 026	2 333
Ädellövskog	0	413	7 588	5 500
Triviallövskog med ädellövinslag	0	137	3 017	1 207
Lövsumpskog	485	625	2 818	539
Hygge	1 909	2 619	2 669	796

Tabell 5. Skyddad skog inom naturreservat och nationalparker i fjällnära området (ha) uppdelad på olika skogstyper i olika regioner (20070930).

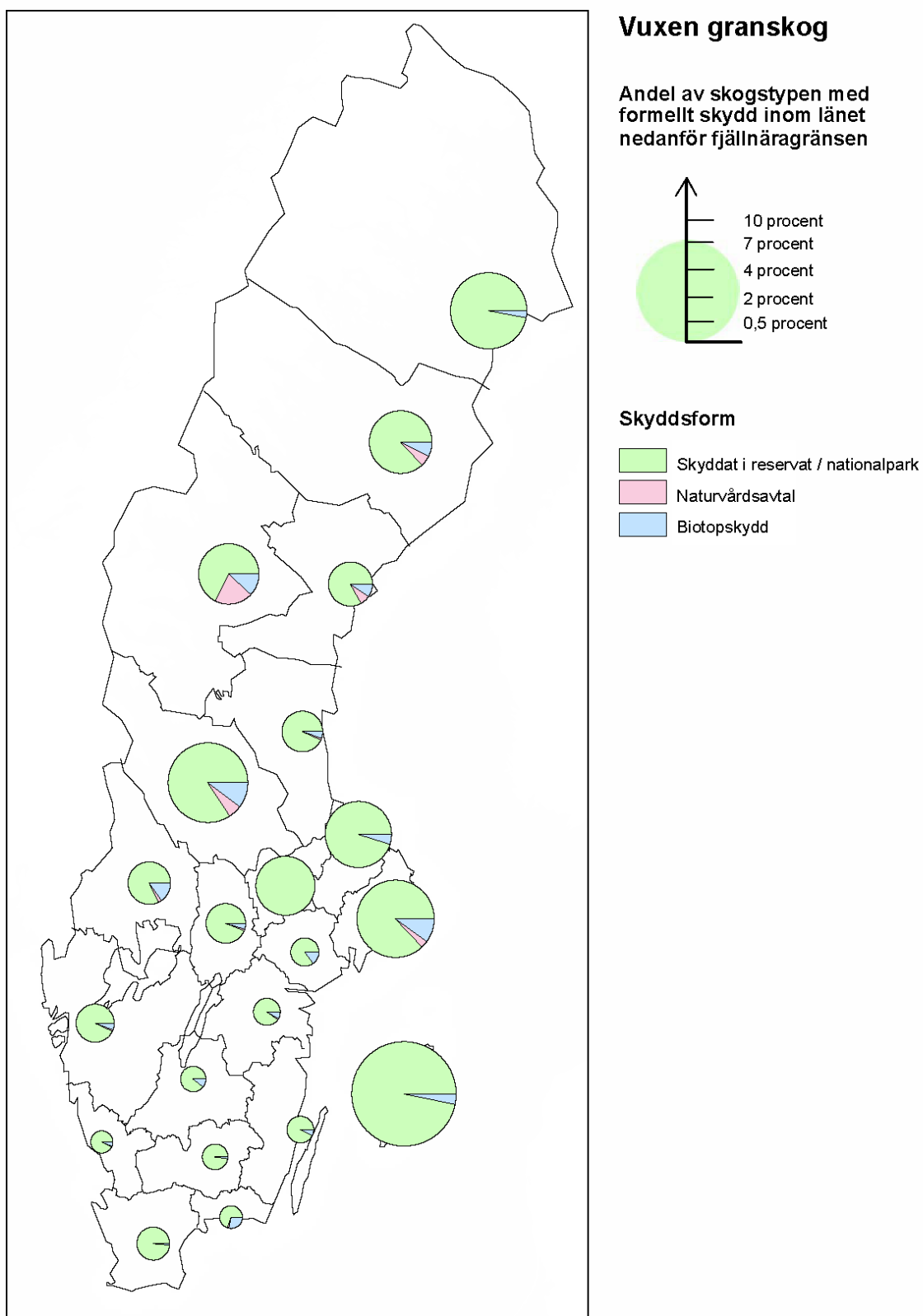
Skogstyp	Naturreservat	Nationalparker	Summa
Hedbjörkskog	670 463	37 969	708 432
Ängsbjörkskog	45 401	6 154	51 555
Fjälltallskog	92 248	13 269	105 517
Fjällgranskog	471 345	26 633	497 978
Fjällbarrblandskog	30 403	1 382	31 785
Lövblandad fjällbarrskog	249 546	5 548	255 094
Hygge	1 476	5	1 481
Totalt	1 560 882	90 960	1 651 842



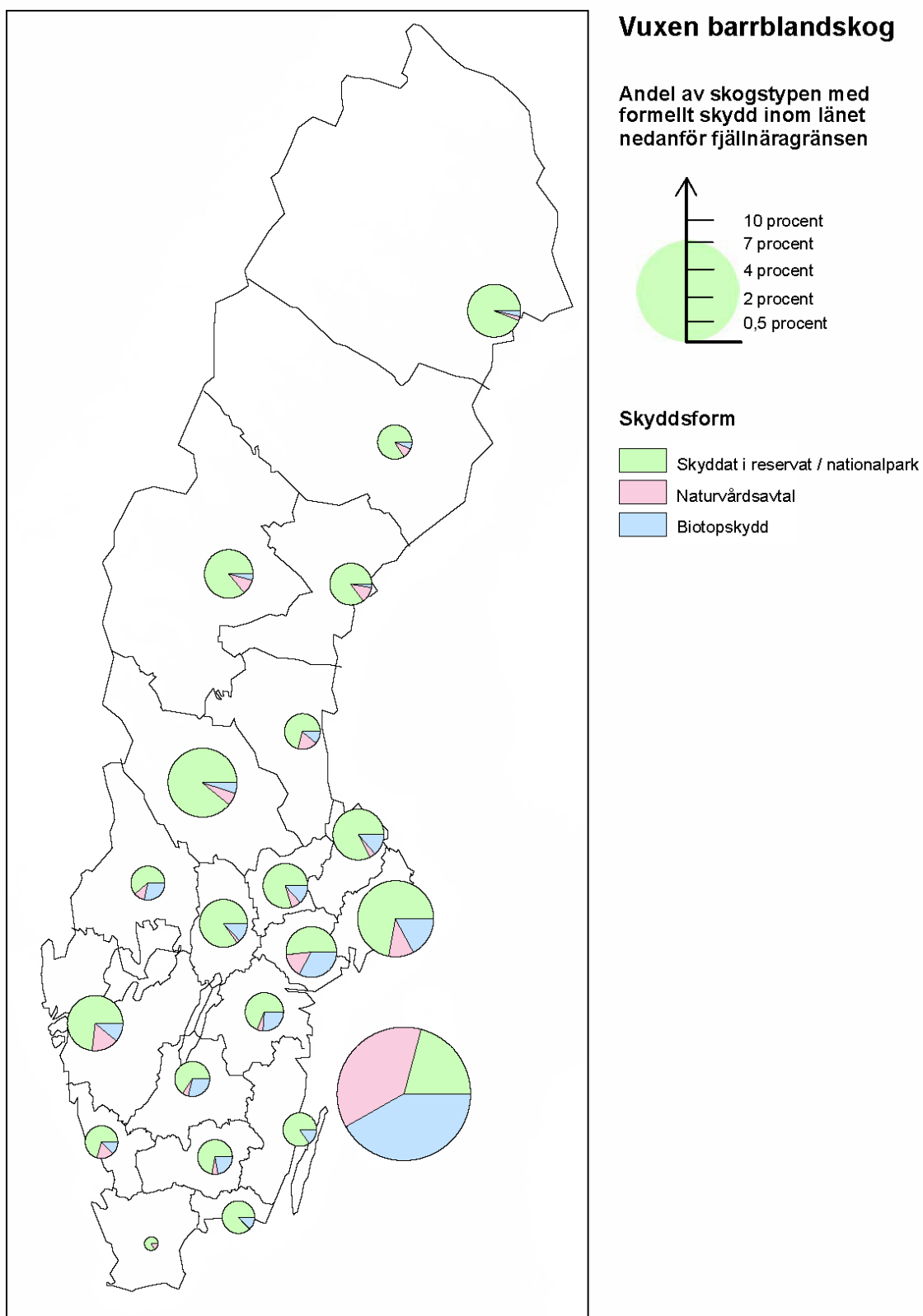
Figur 7. Länsvis redovisning av andelen vuxen skog (+70 år) som är skyddad i form av nationalpark/naturreservat, naturvårdsavtal eller biotopskydd.



Figur 8. Länsvis redovisning av andelen vuxen tallskog (+70 år) som är skyddad i form av nationalpark/naturresevat, naturvårdsavtal eller biotopskydd.



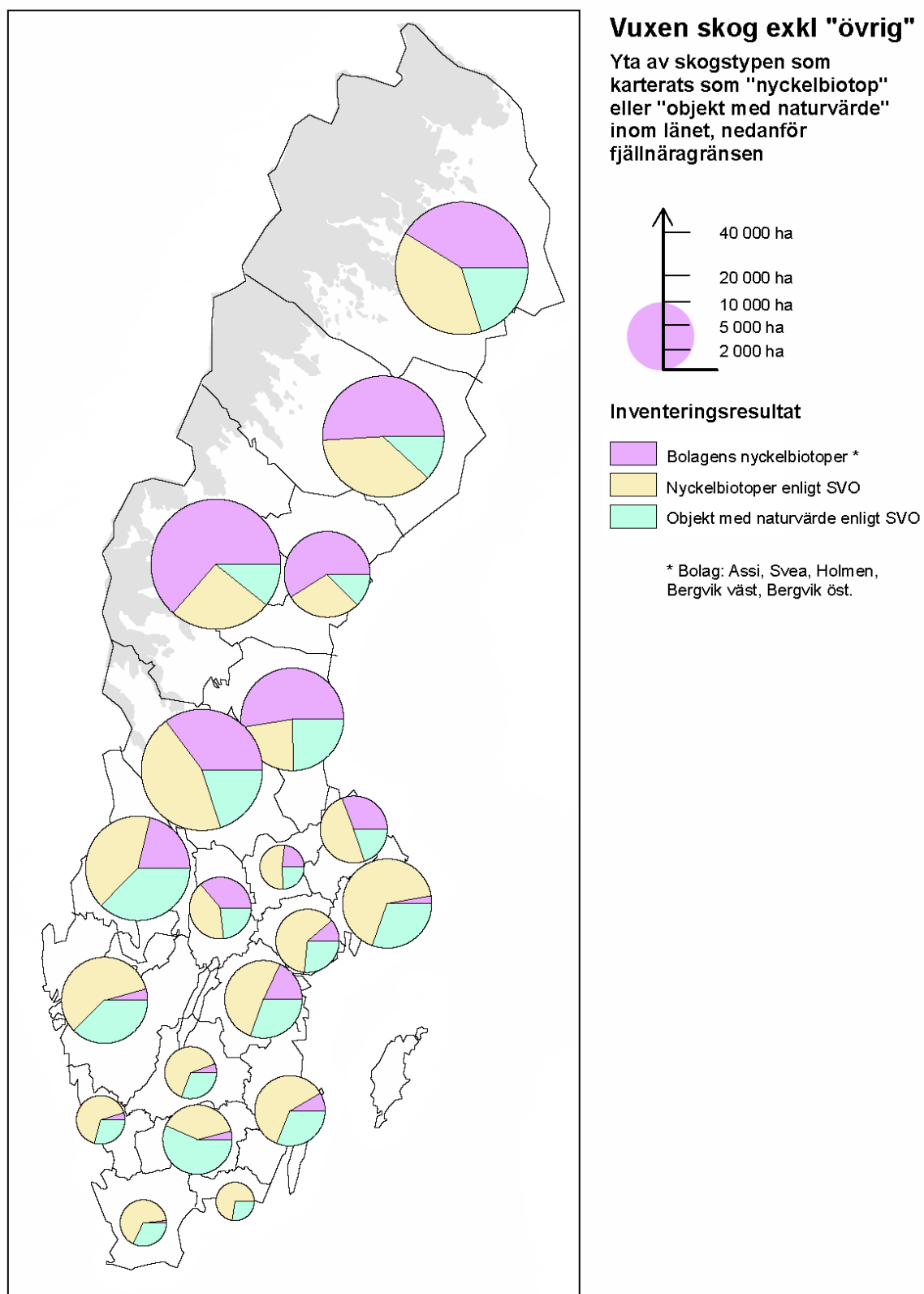
Figur 9. Länsvis redovisning av andelen vuxen granskog (+70 år) som är skyddad i form av nationalpark/naturresevat, naturvårdsavtal eller biotopskydd.



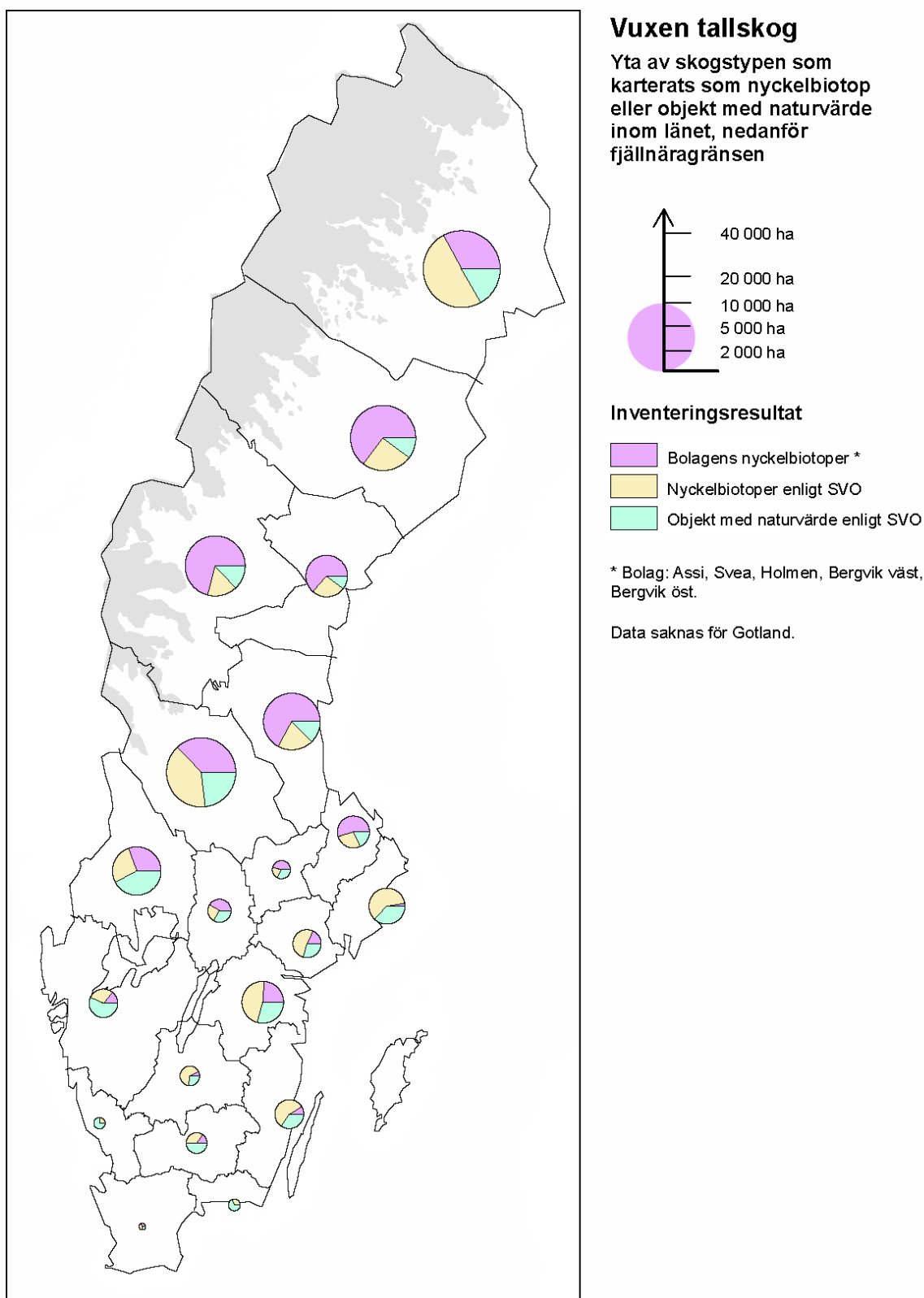
Figur 10. Länsvis redovisning av andelen vuxen barrblandskog (+70 år) som är skyddad i form av nationalpark/naturreservat, naturvårdsavtal eller biotopskydd.

Nyckelbiotoper och objekt med naturvärde

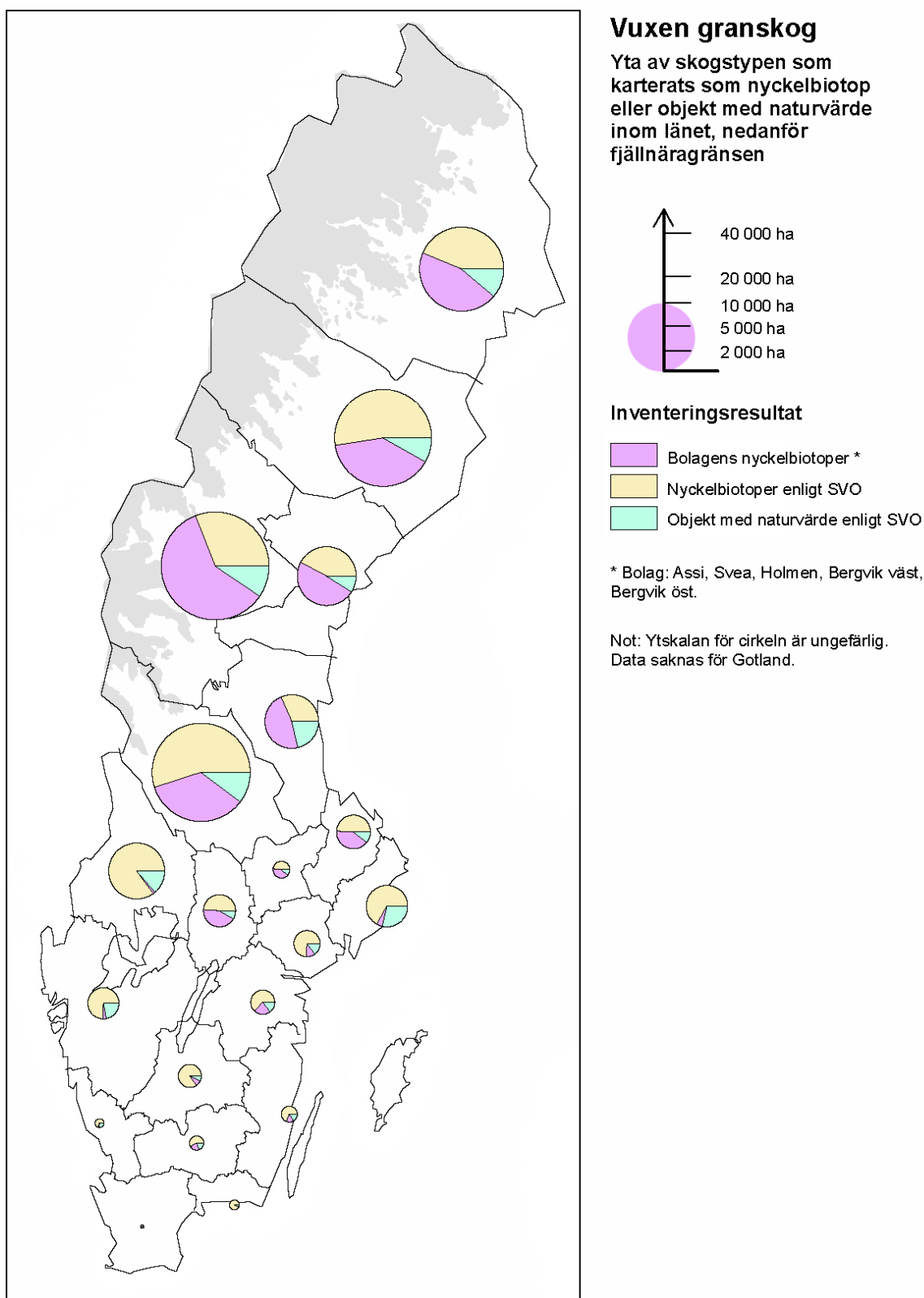
Baserat på uppgifter från Skogsstyrelsen, och analyserade av Metria, redovisas också länsvis arealerna nyckelbiotoper och objekt med naturvärde för all skogsmark, tallskog, granskog och barrblandskog (Fig 11-14). Observera att skogstypsklassning saknades för 40 % av objekten liksom att uppgifterna om nyckelbiotoper från SCA inte var tillgängliga när analysen gjordes, varför den totala arealen i landet av nyckelbiotoper är högre än vad som redovisas.



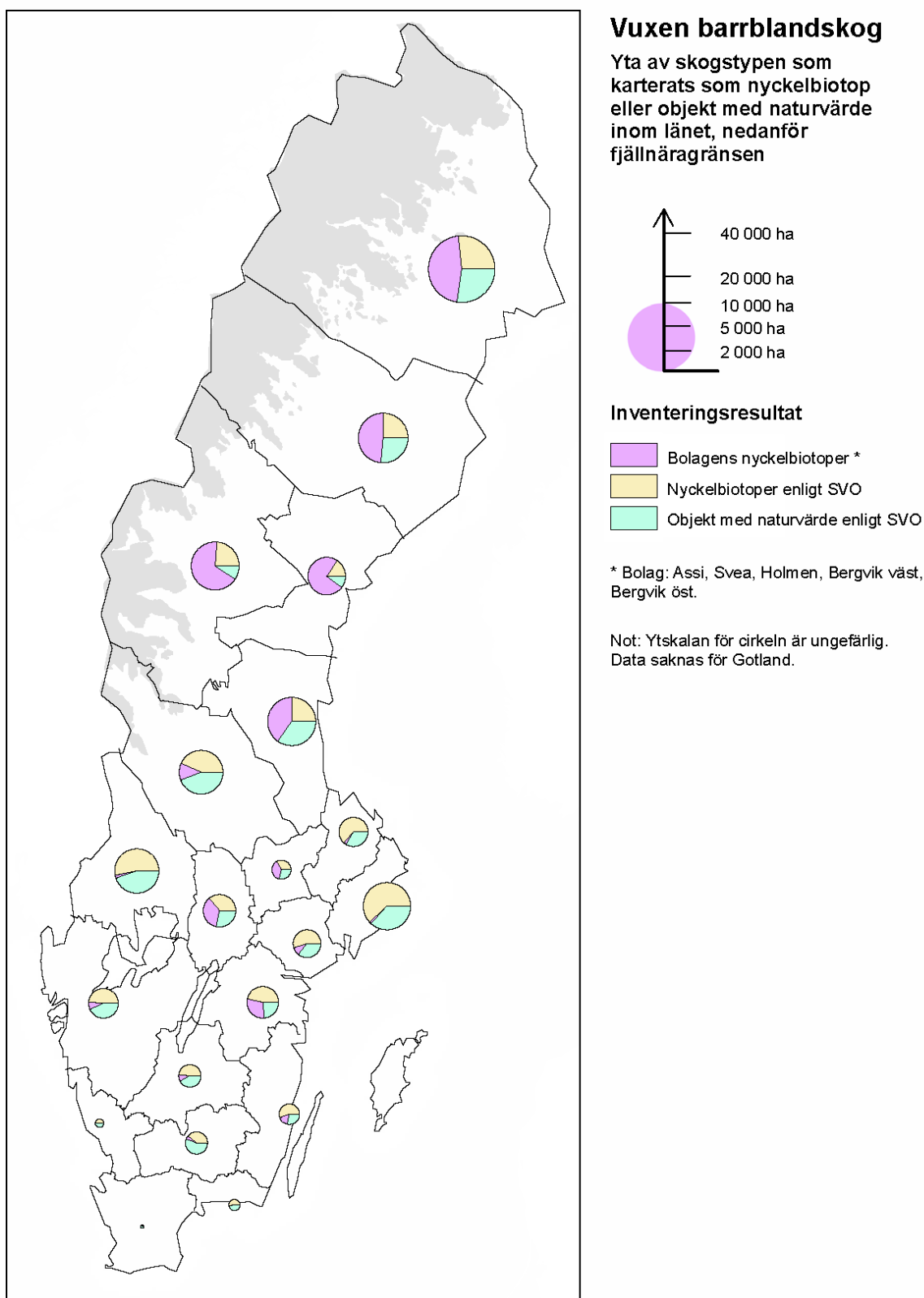
Figur 11. Länsvis redovisning av arealen vuxen skog (+70 år) som har klassificerats som nyckelbiotop eller som objekt med naturvärde.



Figur 12. Länsvis redovisning av arealen tallskog (+70 år) som har klassificerats som nyckelbiotop eller som objekt med naturvärde.



Figur 13. Länsvis redovisning av arealen vuxen granskog (+70 år) som har klassificerats som nyckelbiotop eller som objekt med naturvärde.

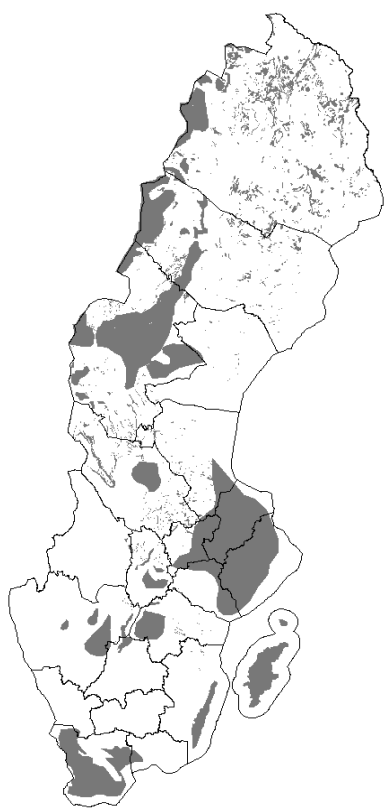


Figur 14. Länsvis redovisning av areal vuxen barrblandskog (+70 år) som har klassificerats som nyckelbiotop eller som objekt med naturvärde.

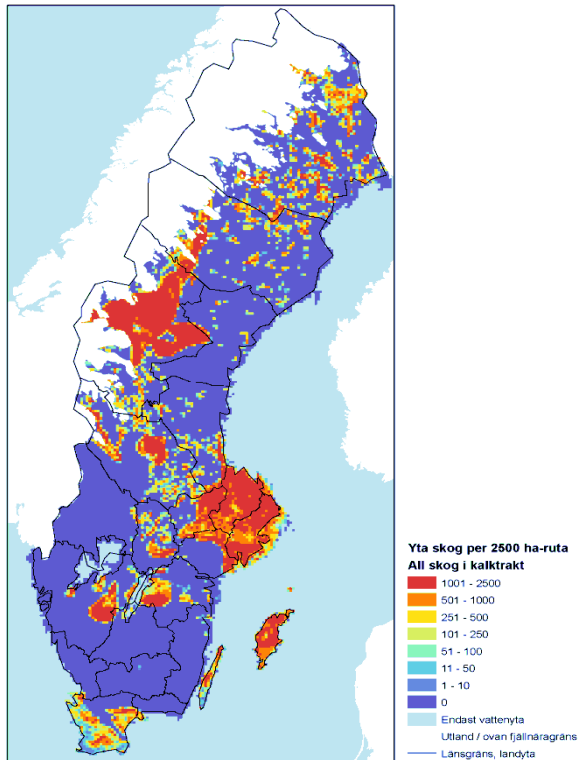
Förekomst av kalkbarrskogar

Redovisningen inkluderar all gammal skog inom områden med kalkrika jord- och bergarter varför arealsiffrorna genomgående är något höga. De bör dock ge en bra bild av var i landet gamla kalkbarrskogar är belägna, hur stor andel som utgörs av tall- gran, barrsump- eller barrblandskog och andel som ligger inom naturreservat (se tab. 6). Förekomsten av och den totala arealen gammal ”kalkbarrskog” och arealen skyddad gammal ”kalkbarrskog” redovisas i fig. 15 och sammanfattas i tabell 6.

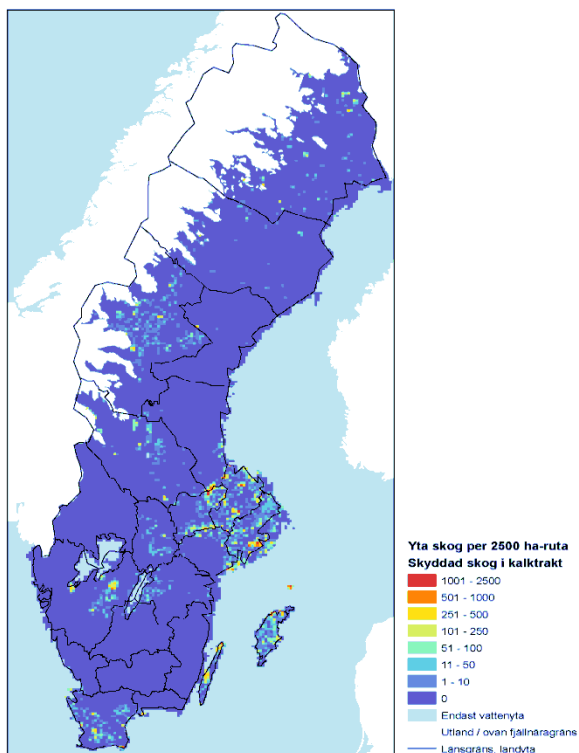
Med hjälp av punktdatabaser från Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) och lämpliga interpolations-tekniker, förslagsvis i kombination med jordartsdata och berggrundsdata, skulle en nationell karta kunna skapas över potentiellt/sannolika kalkrika jordar. Därigenom skulle man kunna erhålla mer detaljerade uppgifter om förekomst av kalkbarrskogar.



Figur 15 a . Kalktrakter i Sverige (grått).



Figur 15 b . Förekomst av skog inom kalktrakter som är äldre än 70 år nedanför fjällnära skogsgränsen.



Figur 15 c . Förekomst av skyddad skog inom kalktrakter som är äldre än 70 år nedanför fjällnära skogsgränsen.

Tabell 6. Sammanställning över uppskattade arealer gamla (+ 70 år) kalkbarrskogar i Sverige identifierade med fjärranalys. Arealuppgifterna om gammal skog baseras på fjärranalys per år 2000 och uppgifterna om areal strikt skyddad skog (naturresevat och nationalpark) liksom per 2006-07-01.

Länsnamn	Uppskattad total areal äldre "kalkbarrskog" (ha)	% av Sveriges andel äldre "kalkbarrskog"	Uppskattad areal äldre "tallkalkbarrskog" (ha)	% areal skyddad äldre "tallkalkbarrskog" (NR och NP)	Uppskattad areal äldre "grankalkbarrskog" (ha)	% areal skyddad äldre "grankalkbarrskog" (NR och NP)	Uppskattad areal äldre "övrig kalkbarrskog"	% areal skyddad äldre "övrig kalkbarrskog" (NR och NP)
Stockholms län	154000	10	51000	5	27000	4	76000	3
Uppsala län	178000	11	41000	3	38000	3	98000	3
Södermanlands län	44000	3	15000	6	5000	3	23000	4
Östergötlands län	39000	2	6000	1	15668	0	17000	1
Jönköpings län	4000	0	1000	0	1000	1	1700	1
Kronobergs län	5	0	0	0	1	0	3	0
Kalmar län	7000	0	3000	25	1500	12	3000	15
Gotlands län	88000	6	74000	8	800	11	13000	3
Blekinge län	1000	0	300	2	300	0	300	4
Skåne län	27000	2	9000	7	11000	2	6000	4
Hallands län	500	0	200	35	200	0	100	16
Västra Götalands län	44000	3	10000	4	12000	3	20000	6
Värmlands län	1000	0	400	0	200	0	500	0
Örebro län	25000	2	5000	1	7000	2	12000	1
Västmanlands län	89000	6	15000	6	10000	6	63000	4
Dalarnas län	102000	7	34000	2	14000	4	54000	2
Gävleborgs län	39000	2	1000	2	7000	4	22000	4
Västernorrlands län	7000	0	900	1	2000	1	4000	2
Jämtlands län	462000	29	94000	1	120000	1	240000	1
Västerbottens län	98000	6	11000	1	35000	1	5000	1
Norrbottnens län	158000	10	34000	2	29000	3	94000	1
Totalt	156000	100	416000	4	341000	2	811000	2

Sammanfattning

En stor del av de skogar som avverkas idag, särskilt i norra Sverige, har inte kalavverkats tidigare och kan betraktas som kontinuitetsskogar. De har en kontinuitet av levande träd och andra naturskogsstrukturer och har därför högre naturvärden än äldre kulturskogar, som tidigare kalavverkats. Men det är stora skillnader i hur skogar brukats i olika delar av Sverige. Omfattningen av kontinuiteten varierar historiskt på bestånds- och landskapsnivå och även innehållet av naturvärden. I södra Sveriges mer agrart påverkade bygder har man avskogat och glesat ut skog för olika ändamål under många årtusenden, och skogen har återkommit regelbundet. I järnbruchsbygderna i mellersta Sverige har kalhyggesbruk förekommit lokalt

åtminstone i mer än 200 år. I den boreala skogen i norra Sverige har man i mycket liten utsträckning historiskt tillämpat kalhyggesbruk.

Den genomförda fjärranalysen visar att arealen potentiell kontinuitetsskog troligen är två-tre gånger större än arealen möjlig och trolig kontinuitetsskog som tidigare redovisats av Riksskogstaxeringen. Rimligen har inte dessa tillkommande arealer ”yngre kontinuitetsskogar” lika höga naturvärden som de ”äldre kontinuitetsskogar”⁴ som tidigare pekats ut. Men de har högre naturvärden än skogar som varit kalavverkade och är därför viktiga att upmärksamma.

Denna typ av fjärranalys är ett möjligt komplement till Riksskogstaxeringens uppgifter om kontinuitetsskog. Med hjälp av fjärranalys identifieras äldre skog (+70 år) med en upplösning på 25*25 m. Detta ger ett kartunderlag som kan användas för lokal och regional planering. Denna typ av fjärranalys kan årligen uppdateras med Skogsstyrelsens fjärranalysbaserade uppföljning av hyggen, och på så sätt kan förekomsten av äldre skog hållas aktuell. Avgränsningen av äldre skog kan förbättras något genom att använda ännu äldre satellitbilder. Man kan också förbättra karteringen med hjälp av gamla flygbilder före 1950, vilket dock kräver ett utvecklingsarbete.

⁴ med kriterierna grundytavägd medelålder >120 år och åldersskillnad mellan äldsta träd och grundytavägd medelålder minst 15 år.

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 rennäring
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 frötäktssbestånd av stjärkek, bergek 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	Effektuppföljning 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 föryngring 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	Når 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	Besöksstudier 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 försöks-verksamhet 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 - föryngring, skador och skötsel
2006:10	Miljökonsekvenser för vattenkvalitet, Underlagsrapport inom projektet Stormanalys

2006:11	Miljökonsekvenser för biologisk mångfald - Underlagsrapport inom projekt Stormanalys
2006:12	Ekonomiska och sociala konsekvenser i skogsbruket av stormen Gudrun
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 litteraturoversikt
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 obstyrt
2006:26	Regional produktionsanalys - Uppskattning av tillgängligt trädbränsle i Dalarnas och Gävleborgs län
2006:27	Referenshägn som ett verktyg i vilt- och skogsförvaltning
2007:1	Utvärdering av ÅBIN
2007:2	Trädslagens 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 litteraturoversikt 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 frötäktso mråden 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 försöksserien de 10 första åren
2008:24	Jämförelse av ekonomi och produktion mellan trakthyggesbruk och blädning i skiktad granskog - analyser på 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	Avverkning 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	Förnygrä - 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 virkesmätningsföreskrifter – Analys och förslag
2010:6	Polytax 5/7 återväxttaxering: Resultat från 1999-2008
2010:7	Behöver omvandlingstalen mellan m ³ f ub 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
2011:1	Polytax 5/7 återväxttaxering: Resultat från 1999-2009
2011:2	Inte klar
2011:3	Möjligheter att förbättra måluppfyllelse vad gäller miljöhänsyn vid förnygringsavverkning: Rapport efter en analys och rådgivande prioritering av åtgärder
2011:4	Fastighetsavtal – vidareutveckling av modell till flygfärdig produkt, Slutrapport
2011:5	Nedre Ångermanälven och Faxälven – förslag till miljöförbättrande åtgärder
2011:6	Upprättade renbruksplaner – 2005-2010
2011:7	Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk – Slutrapport för delprojekt naturvärden

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	Föryngringsavverkning och skogsbilvägar
1998:4	Miljöhänsyn vid föryngringsavverkning - 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 - rennärning
2002:1	Skogsvårdsorganisationens utvärdering av skogspolitikens effekter - SUS 2001
2002:2	Skog för naturvårdsändamål – uppföljning av områdesskydd, frivilliga avsättningar, samt miljöhänsyn vid föryngringsavverkning
2002:4	Action plan to counteract soil acidification and to promote sustainable use of forestland
2002:6	Skogsmarksgödsling - effekter på skogshushållning, ekonomi, sysselsättning och miljö
2003:1	Skogsvårdsorganisationens Årskonferens 2002
2003:2	Konsekvenser av ett förbud mot permetrinbehandling av skogsplanter
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	Stubbaskörd – 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
2011:1	Rillsyn enl 9 kap miljöbalken av verksamhet på mark som omfattas av skogsvårdslagen
2011:2	Skogs- och miljöpolitiska mål – brister, orsaker och förslag på åtgärder
2011:3	Skogliga inventeringsmetoder i en kunskapsbaserad älgförvaltning

2011:4	Uppdrag om nationella bestämmelser som kompletterar EU:s timmerförordning samt om revidering av virkesmätningstagstiftningen
2011:5	Uppföljning av hänsyn till rennäringen
2011:6	Översyn av föreskrifter och allmänna råd för 30 paragrafen SvL – Del 1

Beställning av Rapporter och Meddelanden

Skogsstyrelsen,
Böcker och Broschyrer
551 83 JÖNKÖPING
Telefon: 036 – 35 93 40
växel 036 – 35 93 00
fax 036 – 19 06 22
e-post: bocker@skogsstyrelsen.se
www.skogsstyrelsen.se/bocker

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.

På uppdrag av regeringen genomför Skogsstyrelsen 2005-2013 projektet ”*Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk*”. Denna rapport redovisar resultaten från delprojektet naturvärden. Delprojektet har bl.a. utrett 1) begreppen kontinuitetsskog och kontinuitetsberoende, 2) vilka naturvärden som finns i kontinuitetsskog, 3) förekomsten av kontinuitetsskog nationellt och regionalt samt 4) delvis också tolkat hur hyggesfri respektive konventionell skogsskötsel påverkar naturvärden knutna till kontinuitetsskog.

Hyggesfritt skogsbruk bedöms gynna många naturvärdesarter i förhållande till trakthyggesbruk och kan möjliggöra bättre förvaltning av vissa naturvärden. Men hyggesfritt är inget alternativ till områdeskydd, naturvårdsinriktad skötsel eller frivilliga avsättningar. Det är snarare ett komplement genom att förstärka de biologiska värdena i skog som annars skulle brukats med trakthyggesbruk.