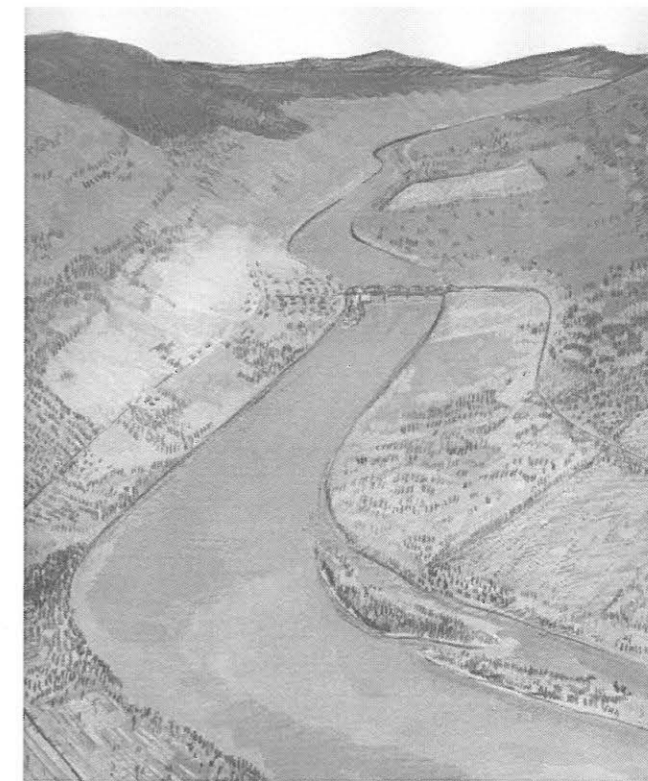




**Balanserad näringstillförsel i ungskogar  
- ekologiska interaktioner i ett bestånds-  
och landskapsperspektiv**



**Johanna Witzell**

---

Arbetsrapport nr 38  
Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap  
Sveriges lantbruksuniversitet  
Alnarp 2008

---

## Innehåll:

Förord	2
Sammanfattning	3
Inledning	4
Material och metod	6
Resultat	7
Syntes och forskningsbehov	20
Litteratur	24

## Förord

Ungskogsgödsling med balanserad näringstillförsel i monokulturer av gran är en möjlighet att öka produktionen i Sveriges skogar. Vi vet dock fortfarande lite om vilka miljökonsekvenser som avsättning av 1, 5 eller 10% av den totala skogsmarksarealen till detta nya skötselkoncept skulle medföra. Syftet med denna litteraturstudie är att bidra med kunskapssyntes som kan användas vid formulering av en miljökonsekvensanalys för granens intensivodling och vid utveckling av en modell för balanserad näringstillförsel i forskningsprogrammet Heureka. Studien ingår i projektet *Analys av miljö-och produktionsmål på region-och landskapsnivå med storskalig intensivodling* (2007-2009, projektledare Johan Bergh, Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap, SLU, Alnarp) som finansieras av Energimyndigheten. Johan Bergh, Lars Edenius, Jörg Brunet och Jesper Witzell har gett värdefulla synpunkter på texten.

Alnarp, april 2008

Johanna Witzell

## Sammanfattning

Skogsproduktionen har en nyckelroll i framtidens hållbara samhälle och i Sveriges mål att bryta oljeberoendet innan år 2020. För att motverka bristen på svensk skogsråvara när allt fler markanvändare gör anspråk på den begränsade skogsarealen behövs nya åtgärder. Ett koncept som har föreslagits som en ny skötselmetod för ökad produktion är att avsätta delar av skogsmarken för ungskogsgödsling med balanserad näringstillförsel i granbestånd. Intensivare skogsodlingsmetoder kan dock leda till förändringar i skogslandskapets struktur (ekosystemens storlek, antal och spatiala organisation samt artrikedom) och funktioner (ekologiska processer och energiflöden). För att kunna utvärdera hur ungskogsgödsling med balanserad näringstillförsel möter miljömålen och samhällets krav på hållbart utnyttjande av skogsresurserna behövs mer kunskap om näringstillförselns påverkan på unga granskogars struktur och funktioner på olika spatiala skalor. Det finns idag få studier som specifikt behandlar effekterna av balanserad näringstillförsel i granungskogar i boreala och hemiboreala skogar. Kunskap och erfarenheter måste därför hämtas från studier som belyser effekter av markanvändning, skogsskötselåtgärder och skogsgödsling i allmänhet. Art- och individrikedom i skogsmiljön är starkt beroende av ekologiska interaktioner mellan organismer. Dessa styrs av komplicerade återkopplingsmekanismer som varierar kraftigt i tid och rum. Simuleringsmodeller kan användas för att fånga en del av denna variation och för att prognostisera miljökonsekvenser vid olika åtgärdsscenarioer. För att utveckla dessa modeller behövs dock information från fleråriga, storskaliga fältförsök.

## Inledning

### Bakgrund

Den nationella och globala klimatpolitiken och Sveriges mål att bryta oljeberoendet innan 2020 (Anon. 2006a, b) sätter stor press att snabbt utveckla alternativa bränslen för fordon, samt för produktion av värme och el. Detta har lett till kraftigt ökat intresse för de förnyelsebara, koldioxidneutrala energikällor som skogen kan bistå oss med. Intresset för skogen är stort även pga av den växande efterfrågan av skogsråvara i dagens skogsindustri (Anon. 2007a). Under år 2006 beräknades bruttoavverkningen uppgå till 76,6 m<sup>3</sup> sk, medan nettoavverkningen var 62,0 milj. m<sup>3</sup> f ub (28,1 milj. sågtimmer, 27,3 milj. massaved, 5,9 milj. brännved och 0,5 milj. övrigt virke) (Skogsstyrelsen 2007) och avverkningarna förväntas öka i framtiden. Marginalen mellan tillväxt och en hållbar avverkningsnivå har emellertid minskat under de senaste åren (Bäcke m. fl. 2007) och avverkningsmöjligheterna påverkas av ökade krav att avsätta skog för naturvårds- och rekreationsändamål. Särskilt gran uppvisar redan ett virkesunderskott (drygt 10% för hela landet; Bäcke et al. 2007). För att motverka brist på svensk skogsråvara när allt fler markanvändare gör anspråk på den begränsade skogsarealen behövs nya åtgärder.

### Ungskogsgödsling med balanserad näringstillförsel i monokulturer av gran

En möjlighet att öka tillväxten i Sveriges skogar är att börja använda nya och intensivare skogsskötselmetoder. Ett koncept som har föreslagits som en ny skötselmetod för ökad produktion är att avsätta delar av skogsmarken för ungskogsgödsling med balanserad näringstillförsel (Bergh m. fl. 1999a). Konceptet baseras på kunskap om att produktionen i våra skogar ofta begränsas av näringstillgången: svenska skogsmarker är ofta kvävefattiga men även andra makro- och mikronäringsämnen kan återfinnas i otillräckliga eller obalanserade mängder. Ungskogsgödsling innebär att man börjar gödsla unga (2-4 m höga) granskogar vartannat år och fortsätter tills skogarna har slutit sig (ca 10 gödslingar). Därefter gödslas de vart femte år (ca 8 gödslingar) fram tills slutavverkning vid 70-75 års

ålder. Barranalyser används för att upptäcka näringsbrister och anpassa gödselgivans innehåll, och markvattenanalyser görs för att kontrollera om näringsämnen har läckt till grundvattnet. Ungskogsgödsling (balanserad näringstillförsel) syftar till att bättre ta tillvara granens produktionspotential i ungskogsfasen utan näringsläckage till grundvattnet. Man har beräknat att under rådande klimatbetingelser kan stamvedsproduktionen i granbestånd öka med 50 - 300 %. Vidare beräknas omloppstiden kunna förkortas med 20 - 60 år (Bergh m. fl. 1999a, b, Linder & Bergh 1996).

Konceptet ungskogsgödsling med balanserad näringstillförsel förutsätter en uppdelning av skogsmarkerna för olika ändamål (diversifiering; Andersson 1998). Konceptet föreslås appliceras enbart på områden som inte hyser speciella miljövärden och som inte ligger inom 100 m från vattendrag eller sjöar (Bergh m. fl. 1999a). Likt andra skogsskötselåtgärder, kan dock även balanserad ungskogsgödsling leda till förändringar i skogsekosystem. Såväl skogslandskapets struktur (ekosystemens storlek, antal och spatiala organisation) som funktioner (ekologiska processer och energiflöden) kan förändras om verksamheten kommer till stånd. Dessa förändringar kan vara mätbara på lokal (mikronivå - beståndsnivå) eller landskapsnivå. Regionala särdrag i landskap och miljöförhållanden kan starkt influera ungskogsgödslingens påverkan på skogsmiljön. För att kunna utvärdera hur applicering av en intensivare gödslingmetodik möter miljömålen och samhällets krav på hållbart utnyttjande av skogsresurserna behövs mer kunskap om näringsoptimeringens påverkan på unga granskogars struktur och funktioner. För att kunskapen ska kunna användas i praktiken är det viktigt att beakta ungskogsgödslingens miljöeffekter på olika rumsliga skalor. Kunskap på habitat- och beståndsnivå behövs för att kunna anpassa och styra skogsskötseln. Effekter av skogsskötselåtgärderna på landskapsnivå och på regional nivå är generellt svåra att prognostisera, men det är kunskap på dessa nivåer som särskilt efterfrågas av beslutsfattare som arbetar med strategisk planering och policyfrågor (Lindenmayer 1999, Watts et al 2005).

## Syfte och avgränsningar

Syftet med denna litteraturstudie är att bidra med kunskapssyntes som kan användas vid utveckling av en modell för balanserad näringstillförsel i forskningsprogrammet Heureka (<http://www.mistra.org/heureka>). Modellen kommer att användas för att prognostisera vilka miljöeffekter som följer avsättningen av 1, 5 eller 10% av den totala skogsmarken (23 milj. ha, Skogsstyrelsen 2007) till ungskogsgödsling med balanserad näringstillförsel. Vidare kan litteraturstudien användas som stöd vid formulering av en miljökonsekvensanalys för granens intensivodling med ungskogsgödsling. Dokumentet fokuserar främst på att komplettera och ytterligare nyansera den bild som den tidigare sammanställningen av Karlsson och Oleskog (2006) ger. Medan Karlsson och Oleskog redovisade ungskogsgödslingens potentiella effekter för ett brett spektrum av arter och artgrupper, fokuserar denna översikt främst på **insekter och fågelfauna**. Genom att betrakta dessa grupper som skiljer sig i mobilitet och spridningskapacitet men är tätt länkade till varandra i det biologiska nätet, söks fördjupad förståelse för ungskogsgödslingens påverkan på arternas samverkan med varandra i skogsmiljön på en större spatial skala.

## Material och metod

Det finns få publicerade empiriska studier som specifikt behandlar effekter av optimerad näringstillförsel i granungskogar i boreala och hemiboreala skogar. Kunskap och erfarenheter måste därför hämtas från studier som belyser effekter av markanvändning, skogsskötselåtgärder och skogsgödsling i allmänhet. I databaserna Web of Science och SCOPUS söktes relevanta, referee-granskade publikationer baserat på nyckelord och strängar av *Norway spruce*, *Picea abies*, *fertilization*, *boreal*, *bird*, *insect*, *fragmentation*, *habitat*, *landscape*, *intensive forest management*, *fertilization*. Sökningen fokuserades på nyare litteratur (fr o m 1990). Denna sökning kompletterades med relevanta studier som refererades till i aktuella publikationer. Ej referee-granskade rapporter med hög regional och/eller ämnesmässig relevans användes som komplement.

## Resultat

### Generella aspekter - biologisk mångfald i unga granskogar

För att kunna bedöma dimensioner och nivå på ungskogsgödslingens miljökonsekvenser, bör en relevant baslinje avsättas. En naturlig jämförelsepunkt för granskogar under en intensiv gödslingsregim är unga granskogar med sedvanlig skötsel. Detta ger delvis andra scenarier och indikatorer än då jämförelsepunkten är naturligt uppkomna skogar. Anlagda granskogar har generellt låga naturvärden. T ex är andelen gamla grova träd, lågor och död ved (ett av de viktigaste substraten för skogens biodiversitet) låg (Siitonen 2001, Tonteri & Siitonen 2001, Dahlberg och Stokland 2004, Hjältén m. fl. 2007, Rudolphi 2007). Av detta följer att ungskogsgödsling troligen skulle ha en begränsad effekt på arter som lever på död ved. På landskapsnivå kan effekterna dock vara annorlunda. Exempelvis kan en hög andel unga granskogar i landskapet försvåra spridning av organismer knutna till äldre skogsbestånd. Trots att unga granskogar erbjuder relativt monotona habitat finns arter som trivs bra i de habitat som dessa skogar erbjuder.

### Ungskogsgödsling med balanserad näringstillgång i ett landskapsperspektiv

Det finns idag ett stort behov att förstå ungskogsgödslingens miljöeffekter i ett landskapsperspektiv. Det finns dock en del förvirring kring vad som egentligen menas med landskapsnivå. I vardagsspråket används ordet landskap för att beskriva geografiska områden med vissa biologiska eller kulturella element (e.g. jordbrukslandskap, skogslandskap). I exempelvis studier om skogsfåglar kan landskapsnivå dock variera från 3 till mer än 600 km<sup>2</sup> (Villard m.fl. 1999). Sanderson och Harris (2000) definierar landskap som ett område som innehåller minst två **ekosystem** (dvs. levande och icke-levande element som bildar ett funktionellt system inom ett avgränsat område). Enligt Villard m.fl. (1999) bör området där landskapsperspektiv studeras vara tillräckligt stort för att omfatta demografiska enheter som är oberoende av varandra. Europeiska landskapskonventionen definierar landskap som "ett område sådant som det uppfattas av människor och vars

karaktär är resultatet av påverkan av och samspel mellan naturliga och/eller mänskliga faktorer” (Lerman 2007). En strikt definition av landskapet t ex i arealmått verkar ovidkommande i detta sammanhang. Vid planering av experiment som söker kunskap på landskapsnivå kan dock de ovannämnda funktionella definitionerna av Villard m.fl. (1999) och Sanderson och Harris (2000) vara användbara.

### **Habitatförlust, fragmentering och kantzoner vid ungskogsgödsling**

De potentiella hot mot organismer som bör övervägas vid avsättning av 1, 5 eller 10 % av skogsmarken till en intensivare gödslingsregim är framförallt **habitatförlust och fragmentering**. Fragmentering syftar på uppdelning av en tidigare sammanhängande habitatarea i flera mindre ytor som är mer eller mindre isolerade från varandra (Andrén 1994, 1996, Fahrig 1997, Villard m. fl. 1999, Schmiegelow & Mönkkönen 2002, Villard 2002). Biotoperna blir därmed mindre sammanhängande, dvs. deras **konnektivitet** minskar (Linkowski & Lennartson 2005). Teoretiskt sett kan habitatets totalyta förbli konstant samtidigt som avstånden mellan de enskilda fragmenten ökar och deras yta minskar. I naturen minskar dock habitatens totalarea nästan alltid när dess rumsliga omfattning ändras (Wiens 1994, Villard m. fl. 1999). Habitatförlust och fragmentering betraktas därför ofta tillsammans. Linkowski & Lennartson (2005) sammanfattar att fragmentering resulterar i mindre och färre biotopfragment som blir mer isolerade från varandra. Såväl ökad distans som ökad ogästvänlighet mellan områden kan bidra till isoleringen. Fragmentering och minskad konnektivitet mellan mindre habitatytor försvårar spridning och utbyte av individer mellan områden (Hanski 1998, Löbel m. fl. 2006). Därmed förhindras eller försvåras kolonisation av nya områden och återkolonisation av gamla biotoparealer. Reducerad total area minskar tillgången på lämplig föda och bohabitat. Allt detta kan öka populationernas och **metapopulationernas** (”population av populationer”; Hanski 1998) utdöenderisk. Enligt metapopulationsteorin (Hanski 1999) kan arter dö ut lokalt men överleva regionalt genom upprepade återkolonisationer.

Skogslandskapets fragmentering kan alltså markant påverka arternas mångfald (Väisänen m. fl. 1986, Andrén 1994, 1996, Fahrig 1997, Laurance m. fl. 2007). Relationen mellan dessa två begrepp är dock inte enkel. Exempelvis kan det vara svårt att definiera **gränsvärden för populationernas överlevnad**. Fragmenteringens negativa effekt på populationen kan accelereras efter att ett visst kritiskt tröskelvärde i habitatens minskning har överstridits. Flera studier har antytt att fragmenteringens effekter blir påtagliga först när endast 10-30% (Andrén 1994) eller 20-40 % (Linkowski & Lennartson 2005) av en lämplig biotop finns kvar. Olika arter kan dock reagera till fragmentering på olika sätt (Haila m. fl. 1993, Debinski & Holt 2000). Specialiserade arter som är mer krävande vad gäller föda eller boendemiljö är generellt sett känsligare för fragmentering än generalister, och arter högt uppe i en näringskedja är känsligare än arter längst ner (Bender m. fl. 1998, Harris & Reed 2002, Linkowski & Lennartson 2005). Arternas respons på fragmentering påverkas även av den omgivande miljön (Watson m. fl. 2005) och respons i naturligt fragmenterade miljöer kan skilja sig från respons i miljöer där fragmenteringen är orsakad av mänskliga aktiviteter (Crozier & Niemi 2003, Schieck & Song 2006). Övervakning av specialistarters respons i yngre granskogar kan dock vara en relativt känslig mätare för fragmenteringseffekten av ungskogsgödsling på olika areala skalor.

Innebörden av skogslandskapets fragmentering och konnektivitet står också i relation till deras rörlighet och spridningsförmåga över områden mellan fragmenten (With m. fl. 1997, Bélisle m. fl. 2001, Linkowski & Lennartson 2005). Arter med hög rörlighet och spridningsförmåga (dvs. god kapacitet att aktivt söka upp sin biotop) kan tolerera större biotopförlust än arter med låg spridningsförmåga. Exempelvis kan flyttfåglar vara mindre känsliga än stationära fågelarter för förändringar i landskapet. Detta påstående har dock inte alltid fått stöd (Bender m. fl. 1998). Förutom fysiska barriärer kan beteendemässiga faktorer påverka arternas rörlighet och spridning i landskapet. Enligt Harris & Reed (2002) kan t ex beteendet att undvika predatorer vara en faktor som styr fåglarnas rörelse i ett fragmenterat landskap. Harris & Reed (2002) hypotiserar att jämfört med stationära fåglar kan flyttande fåglars rörlighet vara mindre hämmad av barriärer. De föreslår att detta kan vara förknippat med beteendemässiga skillnader mellan dessa grupper, t ex kan flyttfåglar

vara mer benägna att använda olika typer av habitat under häckningsperiod och icke-häckningsperiod. Även arternas sociala beteende kan påverka individernas benägenhet att röra sig i landskapets, exempelvis kan solitära fåglars rörlighet lättare än flockfåglars rörlighet inhiberas pga barriärer i landskapet (Harris & Reed 2002). För att bättre kunna prognostisera hur en intensivare gödslingsregim påverkar fågelfaunan på landskapsnivå, behövs studier där rörlighet och habitat användning (jmf. Telleria & Santos 1995) för såväl stationära som migrerande fågelarter kartläggs.

Arternas tolerans mot fragmentering påverkas även av förändringens hastighet. I vissa fall kan även svårspredda arter klara sig bra vid en snabb habitatminskning (Dahlberg & Stokland 2004, Ranius 2000). Landskapets **förändringshastighet** kan vara mer betydelsefull för populationens överlevnad än dess egenskaper efteråt (Dahlberg & Stokland 2004). I denna kontext kan noteras att balanserad näringstillförsel i unga skogar bidrar till **kortare omloppstider** (med 20-40 år i söder och 40-60 år i norr; Bergh et al. 1999a) än trakthyggesbruk, dvs. slutavverkningar i granskogar skulle följa varandra med kortare mellanrum. Denna tidsmässiga skillnad påverkar habitatens bärkraft (t ex tillgång på ljus) och kan ha stor betydelse för arternas succession efter avverkning. Ett kortare avverkning mellanslag kan bidra till uppbyggandet av en större **utdöendeskuld**: habitatförlust kan påverka arter långt efter t ex skötselåtgärdens utförande, dvs. på grund av ekosystemets tröghet kan arter försvinna flera decennier efter åtgärden (Hanski & Ovaskainen 2002). Därför är det viktigt att noggrant klarlägga tidigare skogsskötselåtgärder och landskapshistoria för de områden som kommer att användas för att studera hur en intensivare gödslingsregim påverkar arter.

Det är tänkbart att ungskogsgödsling med korta omloppstider på lång sikt skulle kunna gynna arter med stor spridningsförmåga och stor tolerans mot förändringar i skogslandskapet. Generaliserande prognoser kompliceras dock pga av att ungskogsgödslingens miljökonsekvenser starkt kan påverkas av områdena runt de gödslade granskogsbestånden (den sk. **matrix-effekten**). Omgivande arealer kan vara gynnsamma för populationernas spridning och fungera som buffert som hjälper återkoloniseringen genom

att minska den ekologiska isoleringen mellan habitaterna. En ogästvänlig matrix kan emellertid negativt påverka även de arter som har hög spridningsförmåga (Watts et al. 2005). För **återkolonisering** av ett habitat efter populationens kollaps kan omgivande små populationer ha en stor betydelse (Tschamtko 1992). Förutom att det finns ett tillräckligt stort antal spridningskällor är det viktigt att de är livskraftiga (t ex att de har en hög andel av reproducerande individer).

Avsättning av upp till 10% av skogsmarker för intensivare skötselregim innebär en ökad risk för habitatförlust och fragmentering i skogslandskapet. Genom att träden är av samma art, storlek och åldersgrupp, samt odlas under jämlika förhållanden, uppstår en ensartad habitattyp som kan utgöra en ogästvänlig matrix för arterna i området. Det bör dock uppmärksammas att även om unga granskogars ökning i landskapet skulle öka fragmenteringen och missgynna vissa arter, kan andra arter gynnas (Kareiva 1987). Organismer som kan gynnas av granodlingar inkluderar successionens tidiga arter, samt arter som trivs i kantzoner (se nedan).

Ur produktionsperspektiv bör uppmärksammas att många **skadegörare** kan gynnas av monokulturer och av balanserad näringstillförsel. Det har föreslagits att insekternas bristande förmåga att upptäcka den (i naturen oftast stora) spatiala och temporal variationen i växtlighetens fysikaliska och kemiska egenskaper är en viktig orsak till att skador hålls på tillräckligt låg nivå (Sipura 2000, Kuuluvainen 2002). I homogena granbestånd möter insekter relativt låg variation i växtligheten och risken för omfattande insektangrepp kan öka. Även skadesvampepidemier kan lätt utvecklas i ett homogent skogslandskap (Chou 1991). Dessa risker ökar om planteringarna har smal genetisk bas (kloner) och om förändrade klimatförhållanden, t ex mildare vintrar, torka eller ökad nederbörd, gynnar spridningen av nya och mer aggressiva skadegörare till och i våra skogar (Ayres & Lombardero 2000, Anon. 2007b). Långa avstånd mellan mottagliga monokulturer av gran skulle dock kunna motverka spridningen av vissa skadegörare (t ex insekterbivorer) i landskapet. Vidare kan korta rotationstider motverka förekomsten av vissa skador som långsamt utvecklande svampinfektioner. Jämfört med traditionell skötsel,

kan de korta omloppstiderna vid balanserad näringstillförsel ge bättre möjlighet att byta granbeståndens genetiska material eller t om trädslag om förhållandena förändras markant t ex på grund av skadegörare. På landskapsnivån kan trädslagsbyten i sig påverka biologiska mångfalden positivt eller negativt (Lennartsson & Simonsson 2007).

Storskalig tillämpning av konceptet ungskogsgödsling med balanserad näringstillförsel på upp till 10% av skogsarealen (ca 2 milj. hektar) har potential att markant förändra skogslandskapets struktur. Storleken på de områden som skulle avsättas för ungskogsgödsling inom de närmaste 20 åren påverkar hur stor del av vårt skogslandskap som kommer att utgöras av unga (<40 åriga) eller relativt unga (<75 åriga) produktionsskogar (Gustavsson 2007). För att bevara den biologiska mångfalden på landskapsnivån rekommenderas därför ofta en skiftande blandning av habitat, gamla och unga träd såväl som barrträd och lövträd (Rempel m. fl. 2007). Flera studier visar att fågelartrikedomen ofta är större i strukturellt heterogena skogar, t ex i blandskogar än i rena bestånd av samma ålder, troligen pga att en större växtartrikedom och strukturell diversitet i blandskogarnas krontäcke erbjuder fler nischer för födosök, bobyggnad samt visuellt skydd mot predatorer (James & Wamer 1982, Hobson & Bayne 2000, Steverding & Leuschner 2002, Mitchell m. fl. 2006). Unga granmonokulturer, som dessutom innehåller lite död ved för hålhäckande arter, skulle antagligen vara generellt dåliga för fågelarternas mångfald. Enligt Hobson & Bayne (2000) bör hållbar skogskötsel syfta till en lämplig blandning av barr- och lövträd på såväl bestånds- som på landskapsnivå. En ökad andel lövinslag i granbestånden skulle dock kunna påverka mångfalden positivt och implementera naturvårdshänsyn på bestånds- och landskapsnivå. Relationen mellan andel barr- och lövträd och diversitet är emellertid inte helt enkel; den totala bladmassans volym kan vara en avgörande faktor (Hobson & Bayne 2000). En studie av Archaux och Bakkaus (2007) visar dessutom att barrskogens förmåga att stödja fågellivet inte alltid är sämre än lövskogens. Därför kan placering av rena barr- och lövskogar bredvid varandra kan vara ett effektivt - och ur skötselsynpunkt enklare - sätt att värna mångfalden i landskapet (Archaux & Bakkaus 2007).

Det finns motsatta resultat angående betydelsen av fragmentens rumsliga konfigurering vs. deras area (t ex Trzcinski m. fl. 1999). När det gäller granens odling med intensiv gödslingsregim är det därför svårt att erbjuda ett entydigt svar på frågan om en stor enhetlig areal eller flera mindre områden vore bättre ur miljösynpunkt (den sk. SLOSS-frågan; *Single Large or Several Small*; se även fragmenteringens tröskelvärden på s. 9). Miljökonsekvenserna vid en areal på 5 - 10 % av skogsmarken kan bli särskilt påtagliga först vid en avverkningsfas om avverkningar på relativt stora, närliggande arealer sammanfaller tidsmässigt. Detta skulle kunna leda till kraftigt minskade habitat för många populationer (jfr. Ray 2001). Vid ungskogsgödsling av granskogar kan alltså negativa konsekvenser minskas genom att de gödslade arealerna etableras, sköts och avverkas i varierande rumsliga och tidsmässiga skalor på landskaps- och regionalnivå. Definitionen av kritiska nivåer för granens ungskogsgödslingsareal ur mångfaldsperspektiv beror på vilka arter som beaktas och det ter sig realistiskt att försöka definiera generella tröskelvärden för habitatens fragmentering i landskapet (Mönkkönen & Reunanen 1999). För att klarlägga hur de ungskogsgödslade granbeståndens rumsliga fördelning (gentemot varandra och i relation till den omgivande matrixen) vs. deras totalyta påverkar mångfalden behövs simuleringsstudier av arternas spridningsförmåga och omgivningens (matrixens) permeabilitet för olika arter.

Där implementering av ungskogsgödslingkonceptet orsakar fragmentering, kommer även **kantzoner**, onaturliga gränsområden eller bälten runt fragment (Parker m. fl. 2005, Laurance m. fl. 2007), uppstå i landskapet. På kantzoner sker diverse fysikaliska och biologiska förändringar som kan ha konsekvenser för områdets artsammansättning och ekosystemprocesser (Laurance m. fl. 2007). Mikroklimatet, framförallt temperatur, fuktighet och ljusförhållanden kan skilja sig markant mellan skogskanter och skogens inre delar. I ett landskap kan en övergång från ett mikroklimat till ett annat ske plötsligt (en "hård" kant, t ex en gräns mellan kalhygge och gammal skog) eller via en gradient, då en mjukare övergångszon tar form (jfr. Laurance & Yensen 1991). Vissa arter återfinns i högst eller lägst mängd i kantzoner (*edge species* eller *habitat-interior species*; Sisk m. fl. 1997). Kantzonernas negativa effekter på organismer kan förväntas att vara större vid hårda kanter



där skillnaden mellan vegetationsstrukturer är stora (Sisk m. fl. 1997). Generellt kan förväntas att ju mindre areal ett skogsbestånd har, desto större blir den relativa betydelsen av dess kantzoner för områdets mångfald. Att avsätta större bestånd för ett visst ändamål, som naturvård, istället för att bygga korridorer mellan mindre områden har föreslagits som ett sätt att minska kanteffekternas betydelse (jfr. With m.fl. 1997, Ranius 2000). Det bör dock uppmärksammas att kanteffekter kan variera markant i tid och plats och att omgivningen (matrix) har en stor betydelse för arternas trivsel i kantzonerna (Sisk m. fl. 1997, Laurance m. fl. 2007).

Förutom habitatfläckens storlek har omgivande miljökontext en stor påverkan på arter. Artsammansättningen i olika fragment som befinner sig i en likadan omgivning (bl a vad gäller växtlighet och förstörningar som stormvindar eller motsv.) kan utvecklas mot samma håll (konvergens) (Laurance m. fl. 2007). Däremot kan lokala och slumpmässiga skillnader i landskap och väder leda till att artsammansättningen i fragmenterna utvecklas åt olika håll (divergens). På en landskapskala innebär detta att placeringen av ungskogsgödslade bestånd i olika typer av matrix är ett sätt att påverka en viss mångfald i dessa bestånd, och att vi kan förvänta oss tydliga regionala skillnader i artsammansättningens dynamik (jfr. Järvinen 1980) i intensivt gödslade granskogar. Vidare skulle placeringen av unga granskogar exempelvis i ett monotont talldominerat landskap kunna öka mångfalden på landskaps- och regionalnivå (jfr. Gjerde & Sætersdal 1997). De ovannämnda slutsatserna av Laurance m. fl. (2007) baseras dock på studier som gjordes i artrika sydamerikanska skogar. Det är inte säkert att samma responser skulle gälla i mer monotona skogar. Exempelvis fann australienska forskare att fågelarternas förekomst i eukalyptusskogarnas kanter inte var starkt påverkad av omgivande tallskogars ålder (Tubelis m. fl. 2007). För att få underlag till modellering, behövs storskaliga fältstudier som jämför dessa arter i unga, intensivt gödslade och i traditionellt skötta granbestånd (kanter och interiörer). Vidare behövs studier som utreder hur det omgivande landskapets egenskaper (t ex skogens ålder, artsammansättning) påverkar art- och individrikedomen i och runt ungskogsgödslade granskogar.

### Gödslingens effekt på habitatens kvalitet

Förutom fragmentering och habitatförlust kan granens odling med ungskogsgödsling påverka organismer på ett mer indirekt sätt, genom **minskning av habitatets kvalitet**. Gödsling har potential att påverka t ex insektpopulationer genom att förändra **växtmaterialets kvalitet** (dvs. halter av näringsämnen och försvarskemikalier, sk. *bottom-up* reglering av insektpopulationer). Dessutom kan den, genom ökad biomassa, ge växtätare **mer substrat** (kvantitativ effekt). Gödslingens effekter på växtkvalité och dess konsekvenser på träd- eller beståndsnivå har ofta studerats medan kopplingarna mellan förändrad växtkvalitet och miljöeffekter på landskapsnivå är mindre kända.

Det finns en generell uppfattning att optimalt gödslade växter har högre resistens mot skadegörare än de växter som lider av näringsbrist eller på annat sätt är stressade. Observationer av att skadeinsektepidemier ofta sker till följd av extrema väderförhållanden som orsakar stress till värdväxterna stödjer denna hypotes. Å andra sidan observeras ofta att gödsling leder till ökad betning eller patogenangrepp på växter. Glynn och Herms (2001) hävdar att gödsling generellt tenderar minska trädens förmåga till försvar mot insekter, pga att det finns en fysiologisk "trade-off" i växters allokeringsprioritering mellan tillväxt och försvar. En negativ relation mellan tillväxt och försvar är grundtanken i många ekofysiologiska hypoteser som syftar till att förklara variation i växters tillväxt och kvalitet som substrat för skadegörare (se Stamp 2003 för översikt). Den negativa relationen mellan tillväxt och försvar har dock inte fullt bekräftats i studier som använt meta-analys för att sammanfatta resultat från diverse experiment (Koricheva m. fl. 2004, Leimu och Koricheva 2004). Vidare bör uppmärksammas att inte alla typer av försvarssubstanser (t ex terpenier som är betydelsefulla i barrträd) tenderar minska signifikant till följd av gödsling (Haukioja m. fl. 1998, Koricheva m. fl. 1998). I dag vet vi fortfarande lite om hur intensiv gödsling med balanserad näringstillförsel kan påverka unga granars resistensegenskaper och därmed skogens näringsväv. För att studera detta behövs studier där tillväxt, försvarskemi och resistens jämförs hos ett antal grankloner i bestånd som sköts enligt det nya konceptet och på ett traditionellt sätt.

Näringsoptimering kan även påverka trädens förmåga till återhämtning efter skador genom kompenserande tillväxt. Resultat från studier som testar dessa hypoteser går isär: medan några påstår att växter är mer benägna att kompensera för skador med ny biomassa vid optimal eller nära optimal resurstillgång, hävdar andra att växtbiomassa kompenseras bäst under icke-optimal resurstillgång. Med hjälp av meta-analys av 45 studier publicerade mellan 1983 och 1999, fann Hawkes och Sullivan (2001) att förmågan till kompensatorisk tillväxt var bättre hos vedartade växter vid låg resurstillgång än vid god resurstillgång. Detta resultat kan förklaras genom att betrakta gödslade och ogödslade växters möjlighet att realisera kompensatorisk tillväxt i förhållande till deras maximala tillväxtpotential. Jämfört med växter under optimal näringstillgång, ligger den realiserade tillväxten hos växter under icke-optimala näringsförhållanden mycket längre under den potentiella maximalnivån för RGR (*relative growth rate*). Därför kan en mindre ändring i RGR leda till större kompensatorisk tillväxt i växter under icke-optimala eller stressande förhållanden än i optimala förhållanden (Hawkes och Sullivan 2001). Det är därmed tänkbart att ungskogsgödsling kan försvaga granens förmåga till kompensatorisk tillväxt t ex vid insektskador. Även denna hypotes bör dock testas experimentellt, t ex genom att följa tillväxt hos granar under traditionell skötsel och balanserad näringstillförsel efter att ha skadat dem mekaniskt.

#### **Artspecifika effekter - insekter i grenar och barr och skogsfåglar**

Näringsoptimeringens påverkan på olika artgrupper som nyttjar en viss resurs i granen (t ex barr eller stam) kan förväntas variera kraftigt. Exempelvis kan det förväntas att kvalitetsförändringar i gödslade granar stimulerar olika responser hos frilevande insekter (sugande, betande) och hos de insekter som lever inom granens vävnader (minerare, gallbildande, borrhugg). Vidare är det viktigt att ta hänsyn till huruvida de studerade arterna är specialiserade på gran (*monofager*) eller generalister i sitt födoval (*polyfager*) (jfr. Simon m. fl. 2003). För att fullt ut kunna bedöma ungskogsgödslingens effekter på olika växtätande insekter borde konsekvenserna dessutom betraktas för ett antal parametrar som

tillväxt, reproduktionsförmåga, överlevnad och densitet (Koricheva 1998) och under flera generationer och tillväxtsåonger.

Studier av skogsbrukets påverkan på insektfaunan har oftast koncentrerats på vedlevande arter (Abrahamsson m. fl. 2006, Hjältén m. fl. 2007) samt markfaunan. Medan intensivt skogsbruk generellt anses försämra förhållandena för arter som lever på död ved, verkar effekten på markinsekternas komposition, abundans och diversitet vara relativt liten (Pettersson m.fl. 1995). Insektpopulationer som livnär sig på granskogarnas krontäcke eller på fältsiktsvegetationen har däremot fått mindre uppmärksamhet i forskningen. Dessa populationer kan dock förväntas att lätt bli påverkade av de *bottom-up* effekter som ungskogsgödsling orsakar via förändrad växtkvalité.

Förutom *bottom-up* effekter, kan näringstillförsel bidra till insektpopulationernas dynamik via sk. *top-down* effekter som predation. I ett 7-årigt gödslingsexperiment fann Strengbom m.fl. (2005) ingen signifikant effekt av kvävetillförsel på larvdensitet av *Operophtera brumata* i blåbärsris över en 7-årsperiod. Larvbetningen ökade dock signifikant på ytor som försågs med hägnader för att avskärma insektätande fåglar. Denna effekt var tydligare på gödslade ytor (Strengbom m. fl. 2005). Ökad fågelpredation verkade alltså förklara kvävetillförselns uteblivna effekt på insektlarvpopulationen och insektskadorna. Även om ökad biomassaproduktion och biomassans bättre kvalitet (mer näring, lägre koncentrationer kolbaserade försvarsämnen) vid optimerad näringstillförsel alltså har kan ha potential att stödja större populationer av barrätande insekter, kan fågelpredationen samtidigt öka inom områden där insektstätheten ökar.

Även Pettersson m.fl. (1995) beskriver en komplicerad koppling mellan olika trofnivåer i skogsmiljö och hur skogsskötselns påverkan kan spridas i näringskedjan. De studerade uppkomsten av epifytiska lavar, insekter och tättingar (främst mesar). Eftersom lavarna växer långsamt och deras spridning är begränsad, påverkas de ofta negativt av intensivt skogsbruk där avverkningar sker i snabbare takt än skogens naturliga succession. Pettersson m. fl. (1995) fann bevis på att skogsskötselåtgärder kan leda till minskning av epifytiska

lavar på barrträd och att detta kan ha en negativ effekt på t ex insekter och spindlar som lever på grenar och i lövverket. Dessa förändringar påverkar även tättingar som lever av insekter (Pettersson m. fl. 1995). Eftersom ungskogsgödsling med balanserad näringstillförsel leder till förkortade omloppstider har den potential att försvåra förhållandena för de epifytiska lavarna ytterligare, vilket i sin tur kan påverka negativt insekter som lever på grenar och fåglar som äter dessa insekter. Det bör dock noteras att förekomsten av epifytiska lavar är relativt låg även i traditionella yngre produktionsskogar av gran. Orsakerna till lägre förekomst av lavar i yngre skogar är dåligt kända (Rolstad m. fl. 2001) Resultat från transplantationsstudier (Hilmo 2001) pekar på att miljöförhållanden i ungskogar inte nödvändigtvis är ogynnsamma för de lavar som i regel förekommer i gamla skogar, utan en dålig spridningsförmåga kan vara en viktig förklaring till att dessa arter är ovanliga i ungskogar. Eventuellt skulle lavarnas förekomst i granungskogar alltså kunna stödjas med hjälp av transplanteringar (Hilmo 2001, Hilmo & Såstads 2001), vilket i sin tur skulle kunna påverka positivt insekt- och fågelpopulationer.

Fågelarternas dynamik påverkas främst av förändringar i habitat, variation i födoresurser, väderlek och samverkan mellan arter (Virkkala 2004). Fragmentering och försvinnandet av habitat kan påverka reproduktion genom kvalitativt eller kvantitativt minskade habitat, eller indirekt genom att ändra demografiska processer och relationer mellan arter (Carignan & Villard 2002a). Några studier indikerar att fåglarnas häckningsframgång minskar vid minskning av habitatets storlek (Hoover m. fl. 1995). Förlust och fragmentering av skogar kan följas av ökad bopredation och boparasitism, särskilt nära kantzoner, vilket kan leda till dåliga häckningsresultat (Wilcove 1985, Paton 1994, Robinson m. fl. 1995, Carignan & Villard 2002a och referenser däri). Zquette & Jenkins (2000) fann dock att bopredatorer visade stor spatial heterogenitet i såväl fragmenterade som enhetliga landskap.

Många av de boreala skogarnas karaktäristiska fågelarter är flyttfåglar. I Nordamerika fann Kirk m. fl. (1996) att långtflyttande fåglarna främst återfanns i gamla skogar medan förekomsten av kortflyttare var störst i ungskogar. Däremot fann Mönkkönen & Helle (1989) att i Europa var andel långt flyttande fåglar högre när vegetation var 1-2 m hög och

minskade i senare faser av succession. Flyttfåglar påverkas av väder och förändringar i markanvändning i övervintringsregionerna (Virkkala 2004), vilket gör det svårare att studera hur skötselåtgärderna i svenska ungskogar påverkar flyttande arter och/eller populationer. I framtiden kan globala förändringar i klimatförhållanden ha en svårförutsägbar effekt på fåglar. Exempelvis kan mildare vintrar modifiera skogsskötselåtgärdens effekter på vissa hålhäckande stannfåglar (Virkkala 1987, 2004).

I produktionsskogar förändras habitatet kontinuerligt pga succession och människans påverkan via skötselåtgärder. Den naturliga successionen pågår dock långsamt medan skötselåtgärder kan leda till relativt snabba förändringar i miljön. Att studera skötselmetodernas effekter på fågelpopulationer med hjälp av korttidsstudier är svårt, eftersom effekter lätt kan underskattas på grund av tröghet i systemet (ekosystemprocesserna som studeras är på väg mot en ny balans efter behandling). Linkowski & Lennartson (2005) betonar att det är ytterst viktigt att betrakta livscykel- och populationsammanhang vid bedömning av förändringens effekter. Jämfört med många andra arter verkar fåglarnas tidsmässiga dynamik vara relativt väl studerad. Enligt Hogstad (1993) varierar dock densiteten i de flesta fågelpopulationer kraftigt från år till år, även i ostörda och äldre skogar (Holmes & Sherry 2001), vilket gör det svårt att beskriva ett normalt eller medelår. I en 5-årig studie testade Folkard och Smith (1995) hur gödslingen påverkar fågelarternas abundans och artrikedomen i Yukon. De fann ingen effekt under de första två åren, medan den totala abundansen av de sju vanligaste tättingarna ökade med 46% under studieperiodens sista tre åren. Gödsling hade dock ingen påverkan på artrikedomen sett över hela studieperioden.

Förutom tidsperioden för observationerna, har den spatiala skalan en stor betydelse för fågeldensitetsstudier: ju mindre areal, desto större effekt har slumpen (Hogstad 1993). Om fågelobservationer görs på en liten spatial skala (några hektar), ökar risken för att den temporala variationen påverkas av stokastiska effekter. Resultat från habitatfläckar (*patch level*) inte ovillkorligen kan översättas till landskapsnivå. När ungskogsgödslingens effekter på fågelpopulationer betraktas ur ett regionalt perspektiv är det viktigt att uppmärksamma

att den årliga variationen tenderar att vara större ju högre upp i norr man kommer, troligen pga att miljöförhållandena är mer oförutsägbara i norr (Hogstad 1993, Virkkala 1991, 2004). Som Linkowski och Lennartson (2005) sammanfattar, är empiriska studier dock alltid begränsade, såväl tidsmässigt som i omfattning, och de är alltid antingen framåt- eller bakåtblickande. För att kunna studera dynamiken mellan populationer (t ex fågel- och insektarters) och skogsekosystemets processer, bör nya studier om ungskogsgödslingens effekter genomföras på varierande spatiala och tidsmässiga skalor.

## Syntes och forskningsbehov

Den refererade litteraturen tyder på att en storskalig implementering av konceptet granens ungskogsgödsling med balanserad näringstillförsel har en stor potential att påverka populationer och landskap genom modifiering av ekologiska interaktioner. Flera studier antyder att balanserad näringstillförsel skulle kunna ändra balansen mellan olika mekanismer som reglerar populationerna. Ett exempel på detta är att gödsling kan öka effekten av predatorer och konkurrens inom insektsarten om primärproduktionen ökar och leder till ökad insektsdensitet (Sipura 2000 och referenser däri). Det bör dock uppmärksammas att många studier kring gödslingens effekt på granens kvalitet som bedömdes relevanta för denna kunskapsöversikt handlade om gödslingsexperiment eller sedvanlig skogsgödsling med NPK- eller enbart N-gödsel. Skötsel av granskogar med balanserad näringstillförsel i ungskogsfasen skiljer sig avsevärt från dessa gödslingspraxis pga av dess begränsade rumsliga och tidsmässiga skalor. En av de viktigaste skillnaderna är att näringsoptimering planeras enbart för de mest lämpliga områdena och näring tillförs under hela ungskogsfasen. Man kommer att använda gödselgivor som bestäms efter detaljerade barranalyser, vilket innebär att även andra näringsämnen än N, P och K kommer att tillsättas om det finns behov. Det är därför troligt att ungskogsgödslingens miljöeffekter är tämligen annorlunda än den traditionella skogsgödslingens effekter.

För att kunna analysera hur implementeringen av en intensivare gödselregim i granskogar påverkar miljön på olika skalor behövs ett integrerat tillvägagångssätt som kombinerar en djupgående litteraturgenomgång med simuleringstudier och fältstudier. Litteraturstudien av Karlsson och Oleskog (2006), kompletterad med denna studie, ger en översikt över artspecifika responser och några mekanismer på bestånds- och landskapsnivå som kan påverkas av intensivare gödslingsmetoder (se även Högbom och Jacobson 2002). Ett naturligt nästa steg vore att utforska litteratur för att belysa hur utvalda processer kan påverkas av applicering av granens ungskogsgödslingkoncept i ett regionalt perspektiv. I denna forskning skulle bland annat litteratur kring plantageskogsodling kunna ge värdefull information (se t ex Paquet m. fl. 2006). Vidare behövs mer djupgående kunskapssammanställningar och analyser om enskilda arters eller artgruppers responser. Dessa kan fokusera på artnivå, dvs. förändringar i artsammansättning och/eller artrikedom (t ex nyckelarter, indikatorarter eller artgrupper som använder samma eller olika nicher). Förutom arters förekomst bör även populationers täthet analyseras med hjälp av fältinventeringar (Jansson 2001). Dagens möjligheter till molekylärbiologiska studier gör det dessutom möjligt att betrakta situationen på gennivå.

Simuleringsstudier är ett bra verktyg för att studera och prognostisera miljökonsekvenser vid olika implementeringsscenarioer. Ett pragmatiskt alternativ till simulering av skogsbrukets effekter på mångfalden är att definiera acceptabla dimensioner och nivåer för mångsidigheten i skogens sammansättning, välja ut ett antal relativt känsliga fokalarter (*focal species*) över en relevant gradient av nischer samt utvärdera hur skötselåtgärder påverkar det kritiska ramverket (Lambeck 1997, Roberge 2006, Rempel 2007, Rempel m.fl. 2007). Kunskap om respons hos enskilda, representativa arter utgör en viktig grund för att bättre förstå ungskogsgödslingens påverkan på skogar, särskilt på beståndsnivå (jfr. Rempel 2007). Enskilda arter med varierande habitatkrav kan emellertid förväntas visa annorlunda respons på förändringar i landskapet (Carignan & Villard 2002b) och inför miljöförändringar kan habitatens enskilda arter med stor sannolikhet alltid uppdelas i vinnare och förlorare (Watts m. fl. 2005). Eftersom organismer är kopplade till varandra

genom komplexa näringsvävar och påverkar varandra indirekt, är det svårt att basera en objektiv utvärdering av skötselåtgärdens storskaliga påverkan enbart på biodiversitetsdata (Franklin 1993, Watts m. fl. 2005). Exempelvis Rempel m.fl. (2007) understryker att fågelarternas resiliens (förmåga att klara av förändring) vid skogsskötselåtgärder som leder till minskad andel av mogna skogar och förändrar skogarnas sammansättning, bör betraktas ur hela fågelsamhällets perspektiv snarare än ur perspektivet av några enskilda arter.

I den Brittiska BEETLE (Biological and Environmental Evaluation Tools for Landscape Ecology) simuleringsmodellen betraktas enskilda arter som skyddas intensivt (*target species of intensive conservation effort*); nyckelarter som har stor betydelse för hela ekosystemets funktion (*keystone species*); paraplyarter vars skyddande indikerar att ett antal andra arter skyddas samtidigt (*umbrella species*) eller arter som är särskilt motiverade att skydda (*flagship species*). En variant av paraplyarter är att välja ut arter med kombinationer av ekologiska behov som så väl som möjligt täcker kraven från alla de arter som ska tas hänsyn till i planeringen (*Generic Focal Species*). Inom forskningsprogrammet Heureka har man utvecklat habitatmodeller som kan användas för att värdera hur olika skötselalternativ påverkar sannolikheten att påträffa vissa typer (Edenius & Mikusiński 2005). Dessa modeller har fokuserat på ett antal relativt lättroliga och välbeskrivna arter som speglar olika organismers ekologi (arealkrav och rörlighet). Genom att skala upp data (trädålder och grundyta) från Riksskogstaxeringens provtytor har man kunnat betrakta skogstillståndet på landskapsnivå och konstruera kartor som visar hur andelen av lämpliga livsmiljöer i landskapet varierar i tid. Genom att utveckla en modul för balanserad näringstillförsel till dessa modeller kan ungskogsgödslingens effekter på sannolikheten att påträffa olika arter simuleras.

Refererad litteratur visar hur ekologiska interaktioner mellan arter styrs genom komplicerade återkopplingsmekanismer som varierar kraftigt i tid och rum (t ex Ostfield & Keesing 2000). Det finns därför ett stort behov att testa hur väl typer fungerar som ekologiska indikatorer med hjälp av fältstudier och inventeringar (Edenius och Mikusiński 2005) och få bättre underlag för simulering av den intensivare skogsskötselns

miljökonsekvenser i landskapsperspektiv och på regional nivå (jfr. Mikusiński m. fl. 2007). Såväl i norra som södra Sverige finns redan lämpliga fallstudieområden där intensiv gödsling har utförts (J. Bergh, muntlig information). Korttidsstudier är dock oftast otillräckliga när det gäller att utvinna information om åtgärdens påverkan på miljö och artrikedom. För att erhålla pålitlig information om intensivgödslingens miljöpåverkan behövs fleråriga, storskaliga fältförsök med kontinuerlig uppföljning av relevanta parametrar (bl a art- och individrikedom).

Simuleringar kan även utvecklas för att studera miljöscenarier för **om verksamhet med ungskogsgödsling av granskogar med balanserad näringstillförsel inte kommer till stånd**. Eftersom samhällets krav på skogsråvaran och avverkningar ökar, skulle ett nollscenario (där inga granbestånd avsätts för intensivgödsling) troligen inte innebära att det totala trycket på svensk skogsnatur och landskap minskar. Andra möjligheter att höja uttagen av skogsbiomassa genom ökade GROT-uttag, stubbskörd (Energimyndigheten 2007) eller användning av andra träarter med högre tillväxtpotential än gran (vide, poppel; Christersson 1996; eller exoter som contortatall; Andersson m. fl. 1999) är inte heller problemfria från miljösynpunkt eller opåverkade av den osäkerhet som en klimatförändring orsakar (t ex eventuellt ökade insektangrepp och skadesvampepidemier). Skogsbrukets praktiska möjlighet att öka produktionen genom användande av genetiskt manipulerade trädmaterial dröjer och möts fortfarande av starkt motstånd från samhällets olika delar. Att inte utveckla och tillämpa konceptet ungskogsgödsling med balanserad näringstillförsel kan bidra till en del miljökonsekvenser som realiserar på global nivå och som därför är särskilt svåra att kvantifiera, värdera och kontrollera. Bland annat kan ökade avverkningar i andra länder äventyra den biologiska mångfaldens bevarande och transporter av skogsråvaror från andra länder till Sverige leda till ökad användning av fossila energikällor. Intensivgödslingens nytta och konsekvenser för den biologiska mångfalden bör även vägas mot den eventuella nyttan för klimatet som snabbt växande skog ger genom kolbindning samt mot den effekt som balanserad näringstillförsel i granskogar har på landskapets karaktär och rekreationsvärde.

## Litteratur

- Andersson, M., 1998. Differentiering ger mångbruk i skogen. FaktaSkog 4:98. ISSN 1400-7789.
- Andersson, B., Engelmark, O., Rosvall, O. & Sjöberg, K. 1999. Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbruk med contortatall i Sverige. Skogforsk redogörelse nr 1.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat - a review. *Oikos* 71: 355-366.
- Andrén, H. 1996. Population responses to habitat fragmentation: Statistical power and the random sample hypothesis. *Oikos* 76: 235-242.
- Anon. 2006a. Mervärdesskog. Del 3. Utredningens underlag B, bilagor. Statens offentliga utredningar 2006:81. -371 s.
- Anon. 2006b. På väg mot oljefritt Sverige. Kommissionen mot oljeberoende. - 45 s. Tillgång på <http://www.regeringen.se/sb/d/108/a/66280> (18.4.2008).
- Anon. 2007a. Tillväxt och miljö i globalt perspektiv. Slutsatser och bedömningar ur miljövärdsberedningens promemoria. 2007:1. - 28 s.
- Anon. 2007b. Sverige inför klimatförändringarna - hot och möjligheter. Konsekvenser av klimatförändringar och extrema väderhändelser, kapitel 4, Statens offentliga utredningar 2007:60, s. 193- 531.
- Archaux, F. & Bakkaus, N. 2007. Relative impact of stand structure, tree composition and climate on mountain bird communities. *Forest Ecology and Management* 247:72-79.
- Ayres, M.P., & Lombardero, M.J. 2000. Assessing the consequences of climate change for forest herbivore and pathogens. *The Science of the Total Environment* 262: 263-286.
- Bélisle, M., Descrochers, A., Fortin, M.-J. 2001. Influence of forest cover on the movements of forest birds: A homing experiment. *Ecology* 82: 1893-1904.
- Bender, D.J., Contreras, T.A., Fahrig, L. 1998. Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* 79: 517-533.
- Bergh, J., Linder, S. & Bergström, J. 1999a. Intensivodling av gran. FaktaSkog 2/99. ISSN 1400-7789.
- Bergh, J., Linder, S., Lundmark, T. & Elfving, B. 1999b. The effect of water and nutrient availability on the productivity of Norway spruce in northern and southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 119: 51-62.
- Bäcke, J-O., Joshi, S., Svensson, S.A. 2007. Virkesbalanser för år 2004. Skogstyrelsens rapport 4/2007. - 50 s.
- Carignan, V. & Villard, M.-A. 2002b. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment* 78: 45-61.
- Carignan, V. & Villard, M.-A. 2002a. Effects of variations in micro-mammal abundance on artificial nest predation in conifer plantations and adjoining deciduous forests. *Forest Ecology and Management* 15: 255-265.
- Chou, C.K.S. 1991. Perspectives of disease threat in large-scale *Pinus radiata* monoculture - the New Zealand experience. *Forest Pathology* 21: 71-81.
- Christersson, L. 1996. Renässans för lövträdsodling! FaktaSkog 6/95. ISSN 1400-7789.
- Crozier, G.E., & Niemi, G.J. 2003. Using patch and landscape variables to model bird abundance in a naturally heterogeneous landscape. *Canadian Journal of Zoology* 81: 441-452.
- Dahlberg, A. och Stokland, J.N. 2004. Vedlevande arters krav på substrat - sammanställning och analys av 3 600 arter. Skogstyrelsens Rapport 7/2004.-75 s.
- Debinski, D. M., & Holt, R.D. 2000. A Survey and Overview of Habitat Fragmentation experiments. *Conservation Biology* 14: 342-355.
- Edenius, L. & Mikusiński, G. 2005. Planeringsverktyg för biologisk mångfald i morgondagens skogar . FaktaSkog 2/05. ISSN 1400-7789.
- Energimyndigheten 2007. Miljökonsekvenser av stubbskörd - en sammanställning av kunskap och kunskapsbehov. Rapport 2007:40. -154 s.
- Fahrig, L. 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management* 61: 603-610.

- Folkard, N.F.G. & Smith, J.N.M. 1995. Evidence for bottom-up effects in the boreal forest: Do passerine birds respond to large-scale experimental fertilization? *Canadian Journal of Zoology* 73: 2231-2237.
- Franklin, J.F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? *Ecological Applications* 3: 202-205.
- Gjerde, I., & Sæterdal, M. 1997. Effects on avian diversity of introducing spruce *Picea* spp. plantations in the native pine *Pinus sylvestris* forests of western Norway. *Biological Conservation* 79: 241-250.
- Glynn, C. & Herms, D.A. 2001. Effects of nitrogen fertilization on forest trees in relation to insect resistance and to red-listed insect species. Skogforsk rapport nr. 3.
- Gustavsson L. 2007. Tidningen Skogsvården 1/2007, s. 3.  
[http://www.skogssallskapet.se/skogsvarden/2007\\_1/sv14.php](http://www.skogssallskapet.se/skogsvarden/2007_1/sv14.php) [refererad 19.2.2008].
- Haila Y., Hanski I.K. & Raivio S. 1993. Turnover of breeding birds in small forest fragments: the sampling colonization hypothesis corroborated. *Ecology* 74: 714-725.
- Hanski I. & Ovaskainen O. 2002. Extinction debt at extinction threshold. *Conservation Biology* 16: 666-673.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41-49.
- Harris, R.J. & Reed, M. 2002. Behavioural barriers to non-migratory movement of birds. *Annales Zoologici Fennici* 39: 275-290.
- Haukioja, E., Ossipov, V., Koricheva, J., Honkanen, T., Larsson, S. & Lempa, K. 1998. Biosynthetic origin of carbon-based secondary compounds: cause of variable responses of woody plants to fertilization? *Chemoecology* 8: 133-139.
- Hawkes, C. V., & Sullivan, J. J. 2001. The impact of herbivory on plants in different resource conditions: a meta-analysis. *Ecology* 82: 2045-2058.
- Hilmo, O. & Såstad, S.M. 2001. Colonization of old-forest lichens in a young and an old boreal *Picea abies* forest: an experimental approach. *Biological Conservation* 102: 251-259.
- Hilmo, O. 2002. Growth and morphological response of old-forest lichens transplanted into a young and an old *Picea abies* forest. *Ecography* 25: 329-335.
- Hjältén, J., Johansson, J., Alinvi, O., Danell, K., Ball, J.P., Pettersson, R., Gibb, H., Hilszczanski, J. 2007. The importance of substrate type, shading and scorching for the attractiveness of dead wood to saproxylic beetles. *Basic and Applied Ecology* 8: 364-376.
- Hobson, K.A., Bayne, E. 2000. Breeding bird communities in boreal forest of western Canada: Consequences of 'unmixing' the mixedwoods. *The Condor* 102: 759-769.
- Hogstad, O. 1993. Structure and dynamics of a passerine bird community in a spruce-dominated boreal forest. *Annales Zoologici Fennici* 30: 43-54.
- Holmes, R. T., & Sherry, T. W. 2001. Thirty-year bird population trends in an unfragmented temperate deciduous forest: importance of habitat change. *The Auk* 118: 589-609.
- Hoover, J. P., Brittingham, M. C., & Goodrich J. L. 1995. Effects of forest patch size on nesting success of Wood Thrushes. *The Auk* 112: 146-155.
- Högbom, L. & Jacobson, S. 2002. Kväve 2002 – en konsekvensbeskrivning av skogsgödning i Sverige. Skogforsk redogörelse nr. 6. - 42 s.
- James F. C. & Wamer N. O. 1982. Relationships among temperate forest bird communities and vegetation structure. *Ecology* 63: 159-171.
- Jansson, G. 2001. Övervakningssystem för skogens fåglar- uppföljninga av naturvårdsarbetet. Världsnaturfonden WWF. – 20 s.
- Järvinen, O., 1980. Geographical gradients of stability in European land bird communities. *Oecologia* 38: 51-69.
- Kareiva, P. 1987. Habitat fragmentation and the stability of predator-prey interactions. *Nature* 326: 388-390.
- Karlsson, M. & Oleskog, G. 2006. Miljöpåverkan av skogsgödning. I: Slutrapport för fiberskogsprogrammet (red. Bergh, J. & Oleskog, G.). Arbetsrapport nr 27, SLU, Inst. f. sydsvensk skogsvetenskap. – s. 79-95. ISBN 91-576-7161-3.
- Kirk, D.A., Diamond, A.W., Hobson, K.A. & Smith, A.R. 1996 Breeding bird communities of the western and northern Canadian boreal forest: relationship to forest type *Canadian Journal of Zoology* 74: 1749-1770.

- Koricheva, J., Larsson, S., Haukioja, E., & Keinänen, M. 1998. Regulation of woody plant secondary metabolism by resource availability: hypothesis testing by means of meta-analysis. *Oikos* 83: 212-226.
- Koricheva, J., Nykänen, H. & Gianoli, E. 2004. Meta-analysis of trade-offs among plant antiherbivore defenses: are plants jacks-of-all-trades, masters of all? *American Naturalist* 163: E64-E75.
- Kuuluvainen, T. 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36: 97-125.
- Lambeck, R.J. 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11: 849-856.
- Laurance, W. F., & Yensen, E. 1991. Predicting the impact of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation* 55: 77-92.
- Laurance, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., Andrade, A., Ewers, R.M., Harms, K.E., Luiza, R.C.C., & Ribeiro, J.E. 2007. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. *PLoS ONE* 2(10): e1017. doi:10.1371/journal.pone.0001017.
- Leimu R. & Koricheva J. 2006. A meta-analysis of genetic correlations between plant resistances to multiple enemies. *American Naturalist* 168: E15-E37.
- Lennartsson, T. & Simonsson, L. 2007. Biologisk mångfald och Klimatförändringar. Centrum för Biologisk Mångfald publikationer. Tillgång på <http://www.cbm.slu.se/publ/annat/bmochklimat.pdf> (18.4.2008).
- Lerman, P. 2007. Landskap i svensk rätt. Underlag för landskapskonventionens genomförande. Tillgång på [http://www.raa.se/publicerat/landskap\\_i\\_svensk\\_ratt\\_v\\_1\\_0.pdf](http://www.raa.se/publicerat/landskap_i_svensk_ratt_v_1_0.pdf) (18.4.2008).
- Lindenmayer, D.B. 1999. Future directions for biodiversity conservation in managed forests: indicator species, impact studies and monitoring programs. *Forest Ecology and Management* 115: 277-287.
- Linder, S. & Bergh, J. 1996. Näringsoptimering – granen växer ur produktionstabellerna. Fakta Skog nr 4/96. ISSN 140-7789.
- Linkowski, W.I., Lennartsson, T., 2005. Fragmenterat landskap – en kunskapssammanställning om fragmentering som hot mot biologisk mångfald. Jordbruksverket Rapport 2005:9.
- Löbel, S., Snäll, T. & Rydin, H. 2006. Metapopulation processes in epiphytes inferred from patterns of regional distribution and local abundance in fragmented forest landscapes. *Journal of Ecology* 94: 856-868.
- Mikusiński, G., Pressey, R.L., Edenius, L., Kujala, H., Moilanen, A., Niemelä, J., Ranius T. 2007. Conservation planning in forest landscapes of Fennoscandia and an approach to the challenge of countdown 2010. *Conservation Biology* 21:1445-1454.
- Mitchell, M. S., S. H. Rutzmoser, T. B. Wigley, C. Loehle, J. A. Gerwin, P. D. Keyser, R. A. Lancia, R. W. Perry, C. J. Reynolds, R. E. Thill, R. Weih, D. White, & P. B. Wood. 2006. Relationships between avian richness and landscape structure at multiple scales using multiple landscapes. *Forest Ecology and Management* 221: 155-169.
- Mönkkönen, M. & Helle, P. 1989. Migratory habits of birds breeding in different stages of forest succession: a comparison between the Palaearctic and the Nearctic. *Annales Zoologici Fennici* 26: 323-330.
- Mönkkönen, M. & Reunanen, P. 1999. On critical thresholds in landscape connectivity - management perspective. *Oikos* 84: 302-305.
- Ostfield, R. S. & Keesing, F. 2000. Pulsed resources and community dynamics of consumers in terrestrial ecosystems. *TREE* 15: 232-237.
- Paquet, J-Y, Vandevyvre, X., Delahaye, L. & Rondeux, J. 2006. Bird assemblages in a mixed woodland-farmland landscape: The conservation value of silviculture-dependant open areas in plantation forest. *Forest Ecology and Management* 227: 59-70.
- Parker, T. H., Stansberry, B. M., Becker, C. D. & Gipson, P. S. 2005. Edge and area effects on the occurrence of migrant forest songbirds. *Conservation Biology* 19: 1157-1167.



- Paton, P. W. 1994. The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence? *Conservation Biology* 8: 17-26.
- Pettersson, R.B., Ball, J.P., Renhorn, K.-E., Esseen, P.-A., Sjöberg, K. 1995. Invertebrate communities in boreal forest canopies as influenced by forestry and lichens with implications for passerine birds. *Biological Conservation* 74: 57-63.
- Ranius, T. & Fahrig, L. 2006. Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conservation based on extinction thresholds. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21: 201-208.
- Ranius, T. 2000. Population biology and conservation of beetles and pseudoscorpions associated with hollow oaks. Doctoral thesis, Lund University.
- Ray, C. 2001. Maintaining genetic diversity despite local extinctions: effects of population scale. *Biological Conservation* 100: 3-14.
- Rempel, R.S. 2007: Selecting Focal Songbird Species for Biodiversity Conservation Assessment: Response to Forest Cover Amount and Configuration. *Avian Conservation and Ecology* 2(1): 6. [online] URL: <http://www.ace-eco.org/vol2/iss1/art6/>
- Rempel, R. S., J. Baker, P. C. Elkie, M. J. Gluck, J. Jackson, R. S. Kushneriuk, T. Moore, & A. H. Perera. 2007. Forest policy scenario analysis: sensitivity of songbird community to changes in forest cover amount and configuration. *Avian Conservation and Ecology - Écologie et conservation des oiseaux* 2(1): 5. [online] URL: <http://www.ace-eco.org/vol2/iss1/art5/>
- Roberge, J.-M. 2006. Umbrella species as a conservation planning tool: an assessment using resident birds in hemiboreal and boreal forests. Doctor's dissertation *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae* 2006: 84
- Robinson, S. K., F. R. Thompson, T. M. Donovan, D. R. Whitehead, & J. Faaborg. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* 267: 1987-1990.
- Rolstad, J., Gjerde, I., Storaunet K.O. & Rolstad, E. 2001. Epiphytic lichens in Norwegian coastal spruce forest: Historic logging and present forest structure *Ecological Applications* 11: 421-436.

- Rudolphi, J. 2007 Bryophytes, lichens and dead wood in young managed boreal forests. Doctoral dissertation. Dept. of Ecology, SLU. *Acta Universitatis agriculturae Sueciae* vol. 2007:88. -32 s.
- Sanderson, J. & Harris, L. D. 2000. *Landscape Ecology: A top-down approach*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA.
- Schieck, J., & Song, S. J. 2006. Changes in bird communities through succession following fire and harvest in boreal forest of western North America: literature review and meta-analyses. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 1299-1318.
- Schmiegelow, F. K. A., & Mönkkönen, M. 2002. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest. *Ecological Applications* 12: 375-389.
- Siitonen, J., 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletin* 49: 11-41.
- Simon, N., P., P., Diamond, A. W. & Schwab, F.E. 2003. Do northern forest bird communities show more ecological plasticity than southern forest bird communities in eastern Canada? *Ecoscience* 10: 289-296.
- Sipura, M. 2000. Herbivory on willows: abiotic constraints and trophic interactions. Joensuu yliopisto. PhD dissertations in biology 4.
- Sisk, T.D., Haddad, N.M. & Ehrlich, P. 1997. Bird assemblages in patchy woodlands: modelling the effects of edge and matrix habitats. *Ecological Applications* 7: 1170-1180.
- Skogsstyrelsen 2007. *Skogsstatistisk årsbok 2007*, Jönköping: Skogsstyrelsen, ISBN 91-88462-74-9. - 345 s.
- Stamp N (2003) Out of the quagmire of plant defense hypotheses. *Quarterly Review of Biology* 78:23-55.
- Steverding, M. & Leuschner, Ch. 2002. Auswirkungen des Fichtenanbaus auf die Brutvogelgemeinschaft einer submontan-montanen Waldlandschaft (Kaufunger Wald, Nordhessen). *Forstwissenschaftliches Centralblatt*. 121: 83-96.
- Strengbom, J., Witzell, J., Nordin, A., & Ericson, L. 2005: Do multitrophic interactions override N fertilization effects on *Operophtera* larvae? *Oecologia* 143: 241-250.

- Telleria, J. L. & Santos, T. 1995. Effects of forest fragmentation on a guild of wintering passerines: the role of habitat selection. *Biological Conservation* 71: 61-67.
- Tonteri, T. & Siitonen, J. 2001. Lahopuu talousmetsissä valtakunnan metsien 9. Inventoinnin tulosten mukaan—vertailu luonnonmetsiin. In: Siitonen, J. (Ed.), *Monimuotoinen metsä. Monimuotoisuuden tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja*, vol. 812, pp. 57–72.
- Trzcinski, M. K., Fahrig, L. & Merriam, G.. 1999. Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications* 9:586–593.
- Tscharntke, T. 1992. Fragmentation of *Phragmites* habitats, minimum viable population size, habitat suitability, and local extinction of moths, midges, flies, aphids, and birds. *Conservation Biology* 6: 530-536.
- Tubelis, D.P., Lindenmayer, D.B., Cowling, A. 2007. Bird populations in native forest patches in south-eastern Australia: the roles of patch width, matrix type (age) and matrix use. *Landscape Ecology* 22: 1045–1058.
- Watson, J. E. M., Whittaker, R. J. & Freudenberger, D. 2005. Bird community responses to habitat fragmentation: how consistent are they across landscapes? *Journal of Biogeography* 32: 1353–1370.
- Watts, K., Humphrey, J.W., Griffiths, M., Quine, C. & Ray, D. 2005. Evaluating biodiversity in fragmented landscapes: principles. Forestry Commission information note. ISBN 0-85538-665-7.
- Wiens, J. A. 1995. Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* 137:S97–S104.
- Wilcove, D. 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds *Ecology* 66: 1211-1214
- Villard, M. A. 2002. Habitat fragmentation: major conservation issue or “intellectual attractor”? *Ecological Applications* 12: 319-320.
- Villard, M. A., Trzcinski, M. K., & Merriam, G 1999. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation Biology* 13: 774–783.

- Virkkala, R. 1991. Spatial and temporal variation in bird communities and populations in north-boreal coniferous forests: a multiscale approach. *Oikos* 62: 59-66.
- Virkkala, R. 2004. Bird species dynamics in a managed southern boreal forest in Finland. *Forest Ecology and Management* 195: 151–163.
- Virkkala, R.1987. Effects of forest management on birds breeding in northern Finland. *Annales Zoologici Fennici* 24: 281–294.
- With, K. A.Gardner, R. H. & Turner, M.G. 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous environments. *Oikos* 78: 151-169.
- Väisänen R. A., Järvinen O. & Rauhala P. 1986. How are extensive human-caused habitat alterations expressed on the scale of local bird populations in boreal forests? *Ornis Scandinavica* 17: 282–292.