

Landskapsplanering av skog – för biologisk mångfald och ett varierat skogsbruk

AV GABRIEL MICHANEK, GÖRAN BOSTEDT, JOHNNY DE JONG,
HANS EKVALL, MARIA FORSBERG, ANOUSCHKA HOF,
JÖRGEN SJÖGREN, ASTRID ZABEL VON FELTEN

RAPPORT 6909 • DECEMBER 2019



Landskapsplanering av skog

för biologisk mångfald och ett varierat skogsbruk

Av Gabriel Michanek, Göran Bostedt, Johnny de Jong,
Hans Ekvall, Maria Forsberg, Anouschka Hof,
Jörgen Sjögren, Astrid Zabel von Felten

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: CM Gruppen AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/publikationer

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00, fax: 010-698 16 00

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-6909-4

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2019

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2019

Omslagsfoto: Johnny de Jong



Förord

Rapporten presenterar resultaten av forskningsprojektet ”Landskapsplanering för att främja biologisk mångfald och ett varierat skogsbruk”. Det är ett av sexprojekt inom utlysningen från år 2015 med rubriken; Förvaltning av landskap. Forskningsresultaten syftar till att ge underlag för prioriteringar och genomförande av åtgärder i landskapet samt för uppföljning och utvärdering av miljöarbetet i stort.

Forskningsprojektets syfte har varit att utreda frågor kring strategisk planering av skogslandskapet för att motverka fragmentering och likformighet med syfte på rättsliga och ekologiska förutsättningar. En sådan landskapsplanering skulle öka möjligheterna att uppfylla våra förpliktelser mot EU och internationellt, liksom våra nationella mål för biologisk mångfald, samtidigt som det skapar förutsebarhet för skogsägare.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag vilket syftar till att finansiera forskning till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.

Denna rapport är författad av Gabriel Michanek, projektledare (Juridiska institutionen, Uppsala universitet); Göran Bostedt (Centrum för miljö- och naturresursekonomi, Institutionen för skogsekonomi, SLU Umeå och Institutionen för nationalekonomi, Umeå universitet); Johnny de Jong (Centrum för biologisk mångfald, SLU Uppsala); Hans Ekvall (Institutionen för skogsekonomi, SLU Umeå); Maria Forsberg (Juridiska institutionen, Uppsala universitet); Anouschka Hof (Resource Ecology Group, Wageningen University, Nederländerna och Institutionen för vilt, fisk och miljö, SLU Umeå); Jörgen Sjögren (Institutionen för vilt, fisk och miljö, SLU Umeå); Astrid Zabel von Felten (Bern University of Applied Sciences, School of Agricultural, Forest and Food Sciences, Schweiz).

Författarna ansvarar för rapportens innehåll.

Naturvårdsverket och projektgruppen november 2019

Innehåll

FÖRORD		3
1	SAMMANFATTNING	9
2	SUMMARY	13
3	INLEDNING	14
3.1	Programmets kärnfrågor	14
3.2	Terminologi	15
3.3	Miljömål på tre nivåer	16
3.3.1	Internationellt och inom EU	16
3.3.2	Nationellt	16
3.3.3	Miljömålen och forskningsprogrammet	17
3.4	Vad krävs för att bevara livskraftiga populationer?	17
3.5	Den svenska skogsförvaltningen och rätten	19
3.6	Samhällsekonomisk effektivitet	20
3.7	Landskapsplaneringens funktioner	21
3.7.1	Urval av arter som indikatorer för naturvärden	21
3.7.2	Information om landskapet i beslutsunderlag	21
3.7.3	Strategi, proaktivitet och förutsebarhet	22
3.7.4	Legitimitet m.m.	22
3.7.5	Adaptiv förvaltning	22
3.7.6	Samhällsekonomisk effektivitet och rättvisa	22
3.8	Erfarenheter och kunskaper om landskapsplanering idag	23
3.8.1	Naturvårdsarbetet	23
3.8.2	Reglerad landskapsplanering av skog i andra länder	24
3.8.3	Andra naturresurser	25
3.8.4	Miljö kvalitetsmål, regionala handlingsplaner m.m.	26
3.8.5	Landskapskonventionen	26
3.8.6	Ekosystemansatsen internationellt och inom EU	26
3.8.7	Fysisk planering	27
3.8.8	Tidigare forskning om landskapsplanering	27
3.9	Projektets mål, syfte och avgränsningar	28
3.10	Rapportens disposition	29
4	LANDSKAPSPLANERING BASERAD PÅ INDIKATORARTER	31
4.1	Inledning	31
4.2	Metodik	31
4.2.1	Utgångspunkter	31
4.2.2	Studieområdena	32
4.2.3	Indikatorerna	32
4.2.4	GIS-arbetet	36
4.2.5	Zonation	36
4.2.6	Tolkning av resultaten – landskapsplanering	37
4.3	Resultat	38

5	RÄTTSLIGA FRÅGOR I SAMBAND MED LANDSKAPSPLANERING AV SKOG	39
5.1	Inledning	39
5.2	Planens proaktiva funktion och kopplingen till EU:s artskydd	40
5.2.1	Gällande rätt – artskydd och ekologiskt funktionella nätverk	40
5.2.2	Landskapsplanering som ett proaktivt instrument för en grön infrastruktur	41
5.3	Landskapsplanering och certifiering av skog	42
5.4	Skogsägares rätt till ersättning och konsekvenser för naturskyddet	44
5.4.1	Rättsläget i Sverige	44
5.4.2	Principiell diskussion	45
5.5	Intresseavvägning och rättslig styrning	46
5.6	Adaptiv skogsplanering	48
5.7	Kunskapsunderlag för planer	49
5.7.1	Allmänt	49
5.7.2	Strategiska miljöbedömningar	50
5.8	Deltagande och påverkan	50
5.9	Landskapsplaner och intensivt skogsbruk	51
5.10	Alternativa utformningar av en skoglig planering – plannivåer och planers rättsverkan	52
5.10.1	Inledning	52
5.10.2	Landskapsplan enbart - utan rättsligt bindande verkan	53
5.10.3	Landskapsplan enbart – med rättsligt bindande verkan	53
5.10.4	Landskapsplan kombinerad med operativa skogsbruksplaner	54
6	AVGIFTS-FONDSYSTEM FÖR SKOGLIG LANDSKAPSFÖRVALTNING	55
6.1	Inledning	55
6.2	Avgifts-fondssystem – Allmänna principer	55
6.3	Val av avsatta områden, kontinuitet och hållbarhet	56
6.4	Utrymme för nya idéer och styrmedlets varaktighet	56
6.5	Administrativa kostnader	58
6.6	Vertikal och horisontell rättvisa	58
6.7	Utformningen av avgiften	59
6.8	En enkel simulering av finansiella effekter	59
6.9	Ett exempel på ett avgifts-fondssystem	61
6.10	Resultat från fallstudieanalysen	62
6.10.1	Förutsättningar för den finansiella analysen	62
6.10.2	Finansiella beräkningar	62
6.10.3	Ekonomiska bakgrundsvariabler	64
6.10.4	Skogsskötsel	64
6.10.5	Skogsskötelprogram och Scenarier	64
6.10.6	Simuleringar av skogslandskapens utveckling	66

7	ATTITYDER TILL LANDSKAPSPLANERING	69
7.1	Workshop-studie	69
7.2	Skogsägares attityder till landskapsplanering	70
7.3	En enkätundersökning av privatskogsägare	72
7.4	Enkätundersökningens resultat	74
8	LANDSKAPSPLANERING AV SKOG – ETT EXEMPEL	76
8.1	Inledning	76
8.2	Grundläggande regler	76
8.3	Planeringsnivåer och rättslig bundenhet	76
8.4	Innehållet i landskapsplanen	77
8.5	Förfarandet vid landskapsplanering av skog	78
8.6	Beslutsunderlagets kvalitet	78
8.7	Deltagande och överklagan	78
8.8	Ekonomisk fördelning och styrning	79
	KÄLLFÖRTECKNING	80
	BILAGA 1	88
	Zonation Kolmården	88
	Landskapsplan Kolmården	89
	Zonation Norrbotten	90
	Landskapsplan Norrbotten	91
	Zonation Småland	92
	Landskapsplan Småland	93
	BILAGA 2	94
	Publikationer i forskningsprogrammet	94
	Presentationer vid konferenser m.m.	94

1 Sammanfattning

Forskningsprogrammet har utrett frågor om landskapsplanering av skog för att främja biologisk mångfald och ett varierat skogsbruk. En övergripande slutsats är att landskapsplanering kan bidra till att bättre än idag uppnå målet ”Levande skogar”. De viktigaste slutsatserna och lärdomarna från detta forskningsprogram är dessa (avsnittsnummer inom parentes):

- En landskapsplanering bör koppla till ett tydligt mål. Ett mål skulle kunna vara att skapa förutsättningar för livskraftiga populationer av de arter som vi förbundit oss att bevara enligt Art- och habitatdirektivet, och Fågeldirektivet (4.1).
- En landskapsplan bör inte bara fokusera på vilka värden som finns i landskapet, utan också på vilka värden som borde finnas för att nå uppsatta mål. Landskapsplanen bör därför innehålla skötselalternativ som bevara, restaurera, skötsel för att öka naturvärden, skötsel för skogsproduktion, och eventuellt också intensivskogsbruk. För att klara de mest krävande arterna bör man skapa konnektivitet mellan naturvärdesbestånd (3.4, 3.7.1, 3.8.1).
- Genom att använda ett GIS-baserat datorprogram, t.ex. Zonation, kan man på ett objektivt och transparent sätt få fram en landskapsplan som kan fungera som underlag för diskussion mellan berörda parter (4.2.5).
- En landskapsplanering behöver inte innebära mer avsättningar än i dagens skogsbruk, men eftersom konnektiviteten ökar blir naturvårdsnyttan större, och naturvårdsarbetet blir mer proaktivt. Hur mycket avsättningar som behövs beror på en mängd faktorer som t.ex. befintliga naturvärden, bonitet och fragmenteringsgrad (4.2.6).
- Den största nackdelen med landskapsplanering är att olika markägare påverkas olika mycket. Landskapsplanering bör därför kombineras med ekonomiska styrmedel (4.10). Se även nedan.
- En landskapsplanering av skog kan främja en skogsförvaltning som proaktivt och strategiskt bevarar livsmiljöer i skogslandskapet, ett förhållningsätt som EU-kommissionen rekommenderar vid genomförandet av art- och habitatdirektivet och fågeldirektivet. Planeringen kan tillgodose en ”kontinuerlig ekologisk funktionalitet” i landskapet. Därmed motverkas konflikter med artskyddsförordningen i enskilda fall och landskapsplanen skapar bättre förutsebarhet för skogsägare än idag (5.2.1).
- Landskapsplanering av skog har skett i USA sedan 1976, genom National Forest Management Act (NFMA, §1604) och anknytande lagstiftning. Även om planeringen endast omfattar federalt ägda ”National Forests”, är konkurrensen om skogen mellan olika allmänna intressen i huvudsak densamma som i Sverige. Planeringen i USA anses i många fall ha proaktivt skyddat livsmiljöer och därmed har konflikter med artskyddet i Endangered Species Act kunnat undvikas (3.1). Lagstiftningen och erfarenheterna av planeringen i USA kan ge vägledning för ett eventuellt svenskt lagstiftningsarbete om landskapsplanering av skog. Den amerikanska lagstiftningen har regler om bl.a. intresseavvägning, kunskapsunderlag, adaptivitet och deltagande.

- Om landskapsplaneringen av skog ska kunna beakta och prioritera intressen utifrån de specifika förutsättningarna i landskapet, bör lagstiftningen som utgångspunkt ge planmyndigheten betydande frihet i bedömningen. Vissa intressen behöver dock ges laglig prioritet, såsom efterlevnad av miljökvalitetsnormer (5.5). Detsamma gäller artskyddsreglerna, där dock planen kan fylla en proaktiv funktion som motverkar konflikter med skogsbruket och samtidigt bidrar till genomförandet av EU-rättens krav på skydd för arter och livsmiljöer (se ovan).
- Landskapsplanering av skog bör utgå från ett underlag som har hög vetenskaplig kvalitet och som möjliggör deltagande och påverkan från skogsägare och andra intressenter (5.8). Så som lagstiftningen ser ut idag kommer det i många fall sannolikt att krävas en strategisk miljöbedömning inför planarbetet. (5.7). Vidare bör en landskapsplanering av skog (såsom i USA) vara adaptiv, eftersom naturen ständigt förändras (t.ex. på grund av klimatförändringen) på sätt som inte kan förutses och eftersom kunskapsläget i sig förändras (5.6).
- Det är en politisk fråga om Sverige ska underlätta för ett intensivt skogsbruk som undantas från vissa krav i skogsvårdslagen (såsom naturvårdshänsynen i 30 §). I forskningsprogrammet tar vi inte ställningen till denna fråga i sig. Om en sådan politisk vilja finns är det centralt att intensivt skogsbruk endast tillåts på skogsmarker som saknar betydelse från naturvårdssynpunkt, om även miljömålen för skogen ska kunna nås. Landskapsplanen är ett ändamålsenligt instrument för att identifiera sådana områden (5.9).
- Planeringen av skog kan ske genom en landskapsplan enbart eller genom en landskapsplan som kombineras med en lokal skogsbruksplan. En anknytande fråga är hur respektive plan ska styra enskilda skogsägare respektive myndigheter. När det gäller enskilda är den frågan intimt förknippad med rätten till intrångsersättning enligt 2 kap. 15 § regeringsformen. I rapporten diskuteras olika alternativ (5.10) och vilka konsekvenserna blir, inte minst ur ersättningshänseende. Ersättningsbedömningen är delvis komplicerad och kontroversiell (5.4).
- En generös tillämpning av ersättningsrätten, där markägare t.ex. ges ersättning för att följa lagkrav om artskydd, skapar ett ökat tryck på den allmänna naturvårdsbudgeten och kan därmed försvåra möjligheten att nå miljömål och att genomföra EU-rättens krav om artskydd (5.4.2). Landskapsplanen kan, tillsammans med ett skattefondssystem (se nedan), bidra till en mer optimerad naturvård och en jämnare fördelning av kostnaderna för att bevara biologisk mångfald.
- En landskapsplan måste hantera frågan om horisontell och vertikal rättvisa. Ett sätt är att inrätta en fond. I ett sådant system betalar skogsägare en viss avgift, och de medel som genereras genom avgiften används för att kompensera skogsägare som genom en landskapsplan får ta ett större ansvar för bevarandet (6.2).

- Ju större område planen och fonden berör desto lättare kan det bli det att skapa horisontell rättvisa. Anledningen är dels heterogeniteten i den rumsliga fördelningen av skyddsvärda områden, dels fasta administrativa kostnader, vilket ger problem om fonden avser små geografiska områden. Dessa problem kan utjämnas genom att använda större administrativa områden för fonden. I förlängningen kan "landskapet" definieras som nationen och avgifts-fondssystemet skulle då involvera alla skogsägare i landet (6.6).
- En avgift för att finansiera en sådan fond kan utformas så att den *i sig* har en positiv effekt på biologisk mångfald. Exempelvis skulle en avgift på avverkad volym ge incitament att fördröja avverkningen, vilket skulle förlänga rotationsåldern, vilket i sin tur är gynnsamt för biologisk mångfald (6.7).
- En simulering av de finansiella effekterna av ett avgifts-fondssystem genomfördes i tre lika stora skogsområden, ett i Norrbotten, ett i Östergötland och ett i Kronoberg. De visar att ett avgifts-fond system i regel har relativt goda möjligheter att fungera som ett självfinansierat policyalternativ i den meningen att "vinnande" fastigheter kan genom en avgift finansiera förlusten för "förlorande" fastigheter (6.10.6).
- Ett självfinansierat avgifts-fondssystem är dock inget självändamål. Frågan om hur den finansiella bördan av landskapsplanering skall fördelas mellan skogsägarkollektivet och det övriga samhället är en fråga om vertikal rättvisa. Att stödja fonden via allmänna skattemedel kan anses förbättra denna vertikala rättvisa, och kan motiveras av det faktum att hela samhället åtnjuter det sociala värdet av den biologiska mångfalden i skyddade områden (6.6).
- En enkätundersökning riktad till privatskogsägare visade att respondenterna kunde delas in i två distinkta grupper. Den första gruppen är helt och hållet emot alla restriktioner av sin nuvarande frihet att bestämma placeringen av avsättningar, och till återkommande nyckelbiotopsinventeringar. Denna grupp utgjorde ca. 70 % av respondenterna (5.4).
- Den andra gruppen som identifierades av enkätundersökningen skulle inte få en minskad välfärd av ökad samhällelig styrning av avsättningar, baserade på biologiskt värde av avsatta områden. De skulle dessutom få en positiv välfärd om dessa beslut tas i samråd med skogsägarna. Denna grupp, som utgjorde ca. 30 % av respondenterna är även positiva till återkommande nyckelbiotopsinventeringar (5.4). För att skapa legitimitet bör landskapsplanering möjliggöra deltagande och påverkan för berörda parter och utgå från ett underlag med hög vetenskaplig kvalitet.

2 Summary

The research program has investigated questions about landscape planning of forests to promote biodiversity and varied forestry. An overall conclusion is that landscape planning promotes the achievement of the Swedish Parliament's environmental objective "Living forests".

The programme studied three Swedish forest landscapes. 16 species, listed in the EU nature conservation directives, were used as indicators. Landscape data were collected from landowner forestry planning and from available GIS layers. The Zonation program identified the areas that best matched the species requirements and the areas were then sorted by priority. Subsequently, different forest management options were identified for the respective areas, taking into account habitat connectivity. The example shows how a planning basis can be produced.

In order to resolve deficiencies in current forest management, landscape planning should be integrated into the legal system. Judicial landscape planning can serve as a preventive model, which the European Commission has recommended in order to overcome conflicts between species protection and forestry as well as to improve predictability. The National Forest Management Act (NFMA) in the United States shows how issues of adaptability, knowledge base and participation in such planning can be addressed. The NFMA may in several aspects serve as a guide in a Swedish legislative work with landscape planning.

Legally binding plans, with restrictions on land use, will entitle forest owners the right to compensation, under certain preconditions. It is possible to support a landscape plan through a fund where forest owners pay a certain fee, and where the funds are used to compensate forest owners who take greater responsibility for conservation. The greater the area of the plan and the fund, the easier it can be to create such horizontal justice. A simulation of the financial effects of a fee-fund system in three forest landscape areas shows that a fee-fund system generally has relatively good opportunities to function as a self-financed policy alternative. However, self-financing is not an end in itself, but a matter of vertical justice.

A survey of private forest owners revealed a group (about 70%) who is totally against all restrictions on their current freedom, and to recurring key biotope inventories. The second group (approx. 30%) is more positive towards increased government intervention, especially if decisions are taken in consultation with the forest owners. This group is also positive for recurring key biotope inventories. The survey indicates the importance of forest owners' participation in the landscape planning.

3 Inledning – Forskningsprogrammets utgångspunkter

3.1 Programmets kärnfrågor

Den globala biologiska mångfalden minskar kraftigt. Därför finns politiska överenskommelser och lagstiftning internationellt och inom EU som ålägger Sverige samt andra stater att vända trenden, bl.a. genom att skydda arter och bevara och restaurera livsmiljöer. I Sverige finns många skyddsvärda arter och livsmiljöer i våra skogar. För att värna dessa har Riksdagen antagit miljökvalitetsmålet ”Levande skogar”. Enligt Naturvårdsverkets utvärderingar kommer dock varken detta eller andra riksdagsmål om naturskydd nås inom utsatt tid med dagens styrmedel.

Ett viktigt skäl till den bristande måluppfyllelsen är att den svenska skogsförvaltningen inte tillräckligt beaktar förutsättningarna i skogslandskapet. I stället är förvaltningen fragmenterad genom att fokuserar på de enskilda skogsfastigheterna och skogsbestånden. Kraven på naturhänsyn i skogslagstiftningen riktas till den enskilde skogsägaren och dennes åtgärder på fastigheten. Det gör i grunden även kraven i samband med certifiering av skog, även om det här ska tas viss hänsyn till landskapets ekologi.

Ett annat problem är att kraven i skogsvårdslagstiftningen i väsentlig utsträckning är likformiga, trots att förutsättningarna vid de olika skogsfastigheterna kan variera mycket. En grundbult i den svenska skogsmodellen är att skogsägare har en grundläggande frihet att förvalta sin skog under eget ansvar. Denna ordning gäller för skogsvårdsförfattningarna men utmanas idag av de mer strikta regler som gäller enligt miljöbalken (1998:808) med tillhörande författningar, främst artskyddsförordningen (2007:845). De olika ambitionsnivåerna i de närliggande författningarna har skapat ett oförutsebart, motstridigt och svårtillämpat regelkomplex.

Uppgiften i forskningsprogrammet har varit att utreda och diskutera en kompletterande rättslig styrning, närmare bestämt en planering av skogslandskapet, som syftar till att motverka fragmenteringen och likformigheten i dagens skogsförvaltning och därmed öka möjligheterna att uppfylla våra förpliktelser mot EU och internationellt, liksom våra nationella mål för biologisk mångfald, samtidigt som planeringen kan skapa förutsebarhet för skogsägare.

Vid en landskapsplanering där miljökraven specificeras utifrån behovet i olika områden (i stället för att vara i princip lika för alla) uppkommer olika typer av rättvisefrågor, främst av två slag. Den ena är hur kostnadsansvaret kan fördelas mellan skogsägare (horisontell rättvisa). Den andra frågan är hur den totala ekonomiska bördan bör fördelas mellan skogsägarna och samhället i stort (vertikal rättvisa). Forskningsprogrammet behandlar även dessa frågor.

Forskningsprogrammets problematik och arbetsuppgifter utvecklas i de följande delavsnitten av detta kapitel och därefter mer ingående i rapportens övriga delar.

3.2 Terminologi

I texten förekommer några förkortningar av fackbegrepp. Det fullständiga namnet anges första gången begreppet används, därefter endast förkortningen. Några centrala termer i rapporten bör förklaras kort här.

Horisontell rättvisa: Rättvisa inom en grupp, i denna rapport främst skogsägarkollektivet.

Konnektivitet: Sammanhanget i landskapet, bl.a. möjligheten för djur och växter att sprida och etablera sig på nya platser. En hög konnektivitet innebär en hög sannolikhet att arter kan sprida sig, medan en låg konnektivitet innebär en liten sannolikhet för spridning, d.v.s. beståndet ligger isolerat från spridningskällan. I praktiken påverkas konnektiviteten inte bara av avstånd utan även av kvaliteten hos omgivande habitat (matrix).

Kontinuerlig ekologisk funktionalitet: Fortplantningsområden och viloplatsen behåller sin ekologiska funktionalitet så att de kan fortsätta tillhandahålla alla de element som en viss art behöver för att kunna vila eller fortplanta sig med framgång (EU-kommissionen, 2007, s. 44).

Landskapsplanering av skog: Planering av skötsel inom hela skogslandskapet. Vi tar i rapporten även upp *skogsbruksplaner* som möjligt komplement till landskapsplaner. Skogsbruksplaner avser enskilda skogsfastigheter.

Skogsägare och *markägare:* Personer som äger skogsmark, men även personer med nyttjanderätt till skog.

Nuvärde: Det nuvarande värdet av en framtida summa pengar eller ström av nettointäkter. Framtida nettointäkter diskonteras (viktas ned) med en diskonteringsränta, och ju högre diskonteringsränta som används, desto lägre blir nuvärdet.

Vertikal rättvisa: Rättvisa mellan olika grupper i samhället, exempelvis rättvisa mellan skogsägare och övriga samhällsmedborgare.

I rapporten förkortas vissa EU-rättsakter på följande sätt:

- *Fågeldirektivet:* Europaparlamentets och rådets direktiv 2009/147/EG av den 30 november 2009 om bevarande av vilda fåglar.
- *Art- och habitatdirektivet:* Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter.
- *Ramvattendirektivet:* Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.
- *Marina strategiska direktivet:* Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/56/EG av den 17 juni 2008 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på havsmiljöpolitikens område.
- *Havsplaneringsdirektivet:* Europaparlamentets och rådets direktiv 2014/89/EU av den 23 juli 2014 om upprättandet av en ram för havsplanering.

3.3 Miljömål på tre nivåer

3.3.1 Internationellt och inom EU

Det är vetenskapligt belagt att den globala mångfalden minskar kraftigt, bl.a. i skogsekosystemen (IPBES, 2019). Det globala samfundet har erkänt problemets brådskande karaktär och internationella överenskommelser har slutits om mål och åtgärder för att bevara skogens mångfald. Ett exempel är FN:s hållbarhetsmål som antogs 2015 och som bl.a. omfattar hållbart brukande av skogar (mål 15). Ett annat är 1992 års konvention om biologisk mångfald. Parterna till denna överenskommelse (däribland Sverige) beslutade 2015 i Nagoya att stoppa förlusten av biologisk mångfald och att ekosystemen senast 2020 ska vara resilienta och fortsätta att erbjuda väsentliga ekosystemtjänster (COP 10 Decision X/2, Annex, 12). Samtidigt antogs de så kallade Aichimålen. Det femte målet innebär att, senast 2020, förlusten av alla naturliga livsmiljöer, däribland skogar, ska åtminstone halveras och om möjligt hindras nästan helt ("close to zero"), samt degradering och fragmentering minska väsentligt (COP/10/INF/12/Rev.1).

För att uppfylla Nagoyabeslutets mål har EU-parlamentet antaget en egen strategi för EU (Europaparlamentets resolution av den 20 april 2012 om vår livförsäkring, vårt naturkapital – En strategi för biologisk mångfald i EU fram till 2020 (2011/2307(INI)). I punkt 75 uppmanas medlemsstaterna att "anta och genomföra skogsbruksplaner, där hänsyn tas till lämpliga samråd med allmänheten, inklusive effektiva åtgärder för bevarande och återvinning [eng. "recovery"] av skyddade arter och livsmiljöer och relaterade ekosystemtjänster". En skillnad mot konventionen om biologisk mångfald är att EU-rätten har ett skarpt regelverk och en relativt effektiv myndighetsorganisation för att genomdriva krav mot medlemsstaterna.

3.3.2 Nationellt

Sverige har antagit egna nationella miljömål för skogen. Skogsvårdslagen (1979:429) ändrades 1994. Sedan dess ska skogen "skötas så att den uthålligt ger en god avkastning samtidigt som den biologiska mångfalden behålls" (1 §). Dessa två mål är likställda (se närmare (prop. 1992/93:226, s.27).

Vidare har riksdagen antagit flera miljö kvalitetsmål om biologisk mångfald, bl.a. "Ett rikt väx- och djurliv". Här ska särskilt lyftas fram målet "Levande skogar" från 1999: "Skogens och skogsmarkens värde för biologisk produktion ska skyddas samtidigt som den biologiska mångfalden bevaras samt kultur- miljö värden och sociala värden värnas." Riksdagen har i nio preciseringar angett vad målet innebär (Naturvårdsverket, 2019b), bl.a.:

- "Skogens biologiska mångfald är bevarad i samtliga naturgeografiska regioner och arter har möjlighet att sprida sig inom sina naturliga utbredningsområden som en del i en grön infrastruktur."
- "Naturtyper och naturligt förekommande arter knutna till skogslandskapet har gynnsam bevarandestatus och tillräcklig genetisk variation inom och mellan populationer."
- "Hotade arter har återhämtat sig och livsmiljöer har återställts i värdefulla skogar."

Enligt en utvärdering 2019 är miljö kvalitetsmålet ”Levande skogar” ”inte uppnått och kommer inte kunna nås med befintliga och beslutade styrmedel och åtgärder” (Skogsstyrelsen, 2019a, s. 73). Inte heller övriga miljö kvalitetsmål kopplade till biologisk mångfald, såsom ”Ett rikt växt- och djurliv”, kommer att nås inom utsatt tid (Naturvårdsverket, 2019, s. 16). Enligt de senaste årens utvärderingar av miljö kvalitetsmålen finns det flera anledningar till att målen inte nås.

En är bristen på och fragmenteringen av livsmiljöer och spridningsvägar i landskapet, vilket bl.a. försvårar för hotade arter att återetablera sig efter en störning. Många arter har svårt att hävda sig i det traditionella trakthyggesbruket, varför ökningen av hyggesfria metoder anses som en viktig åtgärd för att nå miljömålen (Naturvårdsverket, 2018, s. 249; Naturvårdsverket, 2017, s. 200). Även om en ökning har skett av hård död ved råder det fortfarande brist på död ved av lämplig kvalitet liksom av gammal skog med bibehållen skoglig kontinuitet (Naturvårdsverket, 2017, s. 199 f.; Westling, 2015, s. 14). Trots bristen på dessa skogar avverkas de fortfarande. Det finns med andra ord ett behov av att skydda befintliga värden, att restaurera och återskapa nya liksom att etablera spridningsvägar i landskapet (Naturvårdsverket, 2019, s. 278 f.; Naturvårdsverket, 2018, s. 250; Sandström et al., 2015, s. 28 ff.). För detta behövs kunskap om var naturvårdsinsatser behövs liksom en landskapsansats vid förvaltning av skog. För att nå miljömålen behövs strategisk landskapsplanering. (Naturvårdsverket, 2019, s. 299 f.; Riksrevisionen, 2018, s. 6 och 34 ff.).

3.3.3 Miljömålen och forskningsprogrammet

Internationella överenskommelser och beslut inom EU ålägger Sverige att skydda skoglig biologisk mångfald. De nationella miljö kvalitetsmålen, såsom ”Levande skogar”, är som sådana inte bindande lagkrav, men de är politiska mål som antagits av riksdagen och där genomförandet utvärderas årligen. Miljö kvalitetsmålen innebär även ett förtydligande av bevarandemålet i 1 § skogsvårdslagen (se ovan) liksom av målet i 1 kap. 1 § miljö balken att bevara den biologiska mångfalden (därigenom påverkar riksdagsmålen indirekt rättstillämpningen som rör skogsbruk i enskilda fall). Utgångspunkten i forskningsprogrammet är att diskutera landskapsplanering av skog som ett verktyg för att uppfylla miljömålen.

3.4 Vad krävs för att bevara livskraftiga populationer?

Det finns flera argument för en landskapsplanering som syftar till att bevara livskraftiga populationer (och därmed uppnå målen i naturvårdsarbetet), med andra ord en naturvårdsstrategi på landskapsnivå. Argumenten har stark koppling till den forskning som produceras inom naturvårdsbiologi och landskapsekologi, två vetenskapliga discipliner med stark koppling till varandra, vars teoretiska grund utvecklades starkt under 1980-talet (Soulé, 1986). Inspirationen kom till stor del från den öbiogeografiska forskningen

som formulerades av MacArthur och Wilson (1967). Forskningen handlar mycket om migration, utdöenden, betydelsen av populationsstorlek, och det finns starka samband till populationsekologi, metapopulationsdynamik och populationsgenetik (Akçakaya och Sjögren-Gulve, 2000; Andrén och Andren, 1994; Beissinger och McCullough, 2002; Fahrig, 2002; Hanski, 1999, 1997; Hansson, 1992; Harris, 1984; Lande, 1988; Margules et al., 1982; Soulé, 1986). Det handlar också om arters och populationers hela livscykel och hur olika populationer interagerar med varandra (Appelqvist, 2005; Lindenmayer och Hobbs, 2007).

Inom ekologiska studier kan det ofta vara tillräckligt med att studera individers beteende inom ett skogsbestånd för att lära sig mer om födosöksbeteende, predation, parning mm., men inom naturvårdsbiologin blir det nödvändigt att öka den geografiska skalan på studierna till en landskapsnivå. Med landskap menar man helt enkelt den arena som en population (alternativt meta-population) använder, och som krävs för att populationen ska vara livskraftig (i motsats till landskapskonventionen som har en mer antropocentrisk definition, nedan 3.9). Den geografiska utbredningen av landskapet varierar således avsevärt mellan olika organismgrupper. Landskapet för en population med röd skogsmyra blir betydligt mindre än för en population av vargar. Inom det praktiska naturvårdsarbetet har landskapets geografiska utbredning dock varken definierats utifrån vargens, eller den röda skogsmyrans krav. Den geografiska utbredningen av ett landskap inom naturvårdsarbetet är snarare anpassat efter spridningsbegränsade arter som förekommer i metapopulationer, och som det finns bevarandeargument för att koppla ihop. Arter som lätt rör sig mellan kontinenter (vargar), samt arter som visserligen rör sig korta sträckor men som inte direkt är spridningsbegränsade (röd skogsmyra) behöver inte landskapsplanering utan andra åtgärder för sin överlevnad, t.ex. förekomst av habitat med rätt kvalitet. Den funktionella arealen på ett landskap med syftet att bevara spridningsbegränsade arter med fragmenterad utbredning hamnar oftast på ca 100–10 000 ha.

Med utvecklingen av naturvårdsbiologin blev det tydligt att:

- Små populationer löper stor risk att dö ut, både av slumpmässiga och deterministiska faktorer.
- Det är större chans att lyckas bevara en population om man utgår från stora populationer, det vill säga det kan vara en fördel att utgår från värde-trakter där förutsättningarna redan från början är bra, istället för att försöka förstärka små och isolerade populationer.
- Det finns en positiv koppling mellan habitatareal och populationsstorlek, och därmed också till överlevnad.
- Det finns en positiv koppling mellan konnektivitet mellan populationer och populationernas överlevnad, d.v.s. fragmentering av habitat som leder till isolering är negativt för långsiktig överlevnad.
- Små habitatarealer (små populationer) är inte problematiskt om konnektiviteten är bra mellan optimala habitat.

Dessa slutsatser har blivit grundläggande inom olika myndigheters och organisationers naturvårdsarbete. Även om vi inte har fullständiga kunskaper om varje arts minsta livskraftiga population eller spridningsmöjligheter så har man försökt tillämpa slutsatserna som ett teoretiskt ramverk. Det finns också betydande forskning kring hur man kan bedöma, mäta och utvärdera naturvårdskvaliteter genom olika indikatorer eller signalarter. Med hjälp av indikatorer kan man identifiera kärnområden som sedan utgör grunden i mer landskapsövergripande strategier.

Ungefär hälften av skogslandskapet i Sverige är uppdelat på ett stort antal små eller medelstora skogsfastigheter med samma krav på produktion och miljöhänsyn, trots att förutsättningarna varierar avsevärt. Resultatet har blivit ett fragmenterat landskap med små, och isolerade kärnområden för biologisk mångfald det vill säga en direkt motsats till det som forskningen visat behövs för att bevara populationer. Som en följd av detta finns ett stort antal arter (ca 2000, Artdatabanken, 2015) med osäker framtid. Det handlar mest om arter med specifika habitatkrav i kombination med dålig spridningsförmåga, det vill säga höga krav på habitatareal och/eller konnektivitet.

Naturvård handlar inte bara om artbevarande. Naturvård handlar också om att bevara sociala och estetiska värden, och att bevara förutsättningar för att nyttja de ekosystemtjänster som vi behöver, t.ex. möjligheten att producera skog eller långsiktigt hållbart fiske. Även om landskapsplanering kan vara en fördel även inom andra aspekter av naturvård så är behovet inte lika tydligt som när det gäller artbevarandet.

3.5 Den svenska skogsförvaltningen och rätten

Den svenska skogsmodellen vilar på principen om ”frihet under ansvar”. Den infördes 1994 och innebar att skogsbruket avreglerades till förmån för ökad frihet men även ökat ansvar för skogsägaren och skogssektorn som helhet. Modellen bygger på tanken att lagstiftningen (här skogsvårdslagen med tillhörande författningar) sätter en miniminivå vad gäller krav på skogsägaren, t.ex. miljöhänsyn, och att skogsägaren därutöver förväntas gå längre på frivillig basis, t.ex. genom certifiering, frivilliga avsättningar och naturvårdsavtal (prop. 1992/93:226, 37 ff.).

Sedan avregleringen 1994 har dock mycket hänt på det miljöpolitiska området. Miljöbalken trädde i kraft 1999 och samma år antog riksdagen det svenska miljömålssystemet med de ovan nämnda miljökvalitetsmålen ”Levande skogar” och ”Ett rikt växt- och djurliv”. Sverige blev medlem i EU 1995. Det innebar bl.a. krav på att implementera fågeldirektivet och art- och habitatdirektivet, vilket har skett genom bl.a. artskyddsförordningen. Miljömålen och författningskraven under miljöbalken ställer i många fall långtgående krav på miljöhänsyn i skogen.

Den parallella framväxten av en mer strikt miljölagstiftning utmanar idag den svenska skogsmodellen om frihet under ansvar. Det är främst i fråga om artskydd som det uppstår en krock i ambitionsnivå mellan de två lagstiftningarna - skogsvårdslagen och miljöbalken med tillhörande artskyddsförordning. Med

en förenklad omskrivning, och vid en strikt tolkning av reglerna, kan man sammanfatta kraven med att alla skogsbruksåtgärder som stör fåglar och listade arter eller som gradvis försämrar deras fortplantningsområden och viloplatsar är förbjudna utan undantag. Nya proaktiva instrument behöver utvecklas för att förena skogsbruket med artskydd och för att nå uppsatta miljö- och produktionsmål för skogen. EU-kommissionen föreslår att medlemsstaterna skapar ett förebyggande styrinstrument med fokus på att upprätthålla *kontinuerlig ekologisk funktionalitet* i landskapet (kapitel 5.2.1).

3.6 Samhällsekonomisk effektivitet

En samhällsekonomisk bedömning tar ofta sin utgångspunkt från en tänkt samhällsplanering (som får representera samhällets preferenser), vars uppgift i detta fall är att bestämma den optimala mängden och fördelningen av naturvärden i skogen genom att balansera dessa värden mot alternativkostnaden av bevarande, t.ex. i termer av förlorade virkesvärden. I fokus är här samhällsekonomisk effektivitet, det vill säga att den uppoffring samhället gör för att uppnå t.ex. ett visst nationellt miljömål, skall generera så stora miljövärden som möjligt. Som kontrast till samhällets planering står den enskilde skogsägaren, vars mål det i normalfallet oftast antas vara att minimera sin privata kostnad för naturskyddet i termer förlorade virkesvärden.

Här är det troligt att planeringsmyndigheten, som agerar på samhällets vägnar och som viktar exempelvis konnektivitet mellan naturvärden starkare än den enskilde skogsägaren, kommer att komma fram till en annan optimal rumslig prioritering av naturskydd än skogsägaren. Detta gör att den rumsliga fördelning av naturskydd som spontant uppstår inom ramen för exempelvis ett certifieringssystem, och inom ramen för den ovan nämnda ”friheten under ansvar” i den svenska skogsmodellen, kommer att vara samhällsekonomiskt ineffektiv, vilket i förlängningen skapar ett samhällsekonomiskt argument för reglering och planering från ett landskapsperspektiv.

Denna reglering kan utformas på olika sätt, men i detta projekt har vi valt att fokusera på en rättsligt bindande landskapsplan i kombination med ett avgifts-fondsystem. Den huvudsakliga uppgiften för avgifts-fondsystemet är att korrigera den horisontella orättvisa vad avser den finansiella bördan för olika skogsägare, så att enskilda skogsägares finansiella börda inte blir större än vad som anses rimligt inom ramen för grundlagens rätt till ersättning när ”*pågående markanvändning inom berörd del av fastigheten avsevärt försvåras*” (2 kap. 15 § regeringsformen, 1974:152, kapitel 5.4.1). En andra uppgift är att skapa större acceptans för landskapsplanen. Utformningen av avgifts-fondsystemet kan i sig också skapa incitament för skogsägare att exempelvis överhålla skog, vilket är gynnsamt för biologisk mångfald. Hur ett avgifts-fondsystem för en sådan landskapsplanering kan designas, samt de finansiella effekterna av detta system för enskilda skogsägare diskuteras närmare i kapitel 6.

3.7 Landskapsplaneringens funktioner

Mot bakgrund av vad som anförts ovan gör vi bedömningen att en landskapsplanering bör ha vissa centrala funktioner.

3.7.1 Urval av arter som indikatorer för naturvärden

Samhällets mål är att bevara alla naturligt förekommande arter i livskraftiga populationer, inte bara inom hela riket utan också inom alla naturgeografiska regioner. Det praktiska naturvårdsarbetet är dock inte inriktat på alla arter, utan på så kallade naturvårdsintressanta arter. Det är arter som missgynnas av storskaligt brukande som innebär att man på landskapsnivå minskar variationen och där vissa substrat och habitat blir sällsynta. Om man kan skapa ett landskap där naturvårdsarterna klarar sig, så bevarar man även mer vanliga arterna som generellt är mindre habitatspecifika och har bättre spridningsförmåga.

De naturvårdsintressanta arterna är oftast sällsynta och rödlistade. En del av dem är också hotade. Ett antal av de naturvårdsintressanta arterna finns specificerade i art- och habitatdirektivet. För dessa arter gäller inte bara ett mål om att bevara arterna utan ett juridiskt bindande skyddskrav. Dessa arter kräver t.ex. äldre skogar, stora mängder död ved, kontinuitet, konnektivitet, våtmarker och variation av substrat och habitat. Därmed skulle de arter som finns med i art- och habitatdirektivet kunna fungera som *indikatorer* på höga naturvärden. Det övergripande målet med landskapsplaneringen i det här projektet är därmed att skapa ett landskap där det finns förutsättningar för våra utvalda indikatorarter att överleva. För att uppnå detta mål i praktiken krävs dock en hel del utvecklingsarbete, och projektets syfte är därför snarare att visa på en modell för hur detta kan göras (kapitel 4.2 om Zonation).

3.7.2 Information om landskapet i beslutsunderlag

Naturvårdsverket gör följande bedömning 2019:

”En effektiv naturvård bygger på att såväl skogsbruket som ansvariga myndigheter har kännedom om var i landskapet områden med höga naturvärden är lokaliserade. Den påbörjade 10-åriga inventeringen av nyckelbiotoper har avbrutits. Behovet av ett fördjupat kunskaps- och planeringsunderlag om skogens naturvärden kvarstår dock”
(Naturvårdsverket, 2019, s. 278).

En landskapsplanering bör tillhandahålla geografisk information om skogslandskapets värden. Det handlar exempelvis om förekomster av vissa arter och vissa livsmiljöer i hela landskapet och konnektivitet mellan livsmiljöerna. Informationen bör vidare visa på enskilda livsmiljöer som måste skyddas (på grund av artskyddsreglerna), men även på situationer där det finns alternativa skyddsmöjligheter. Informationen bör klargöra förutsättningarna för olika slag av skogsbruk, exempelvis om vissa områden kan användas för intensivt skogsbruk utan att skada förutsättningarna för artbevarandet. Informationen bör vara vetenskapligt grundad, dels för att skyddet ska bli kostnadseffektivt,

dels för att motverka restriktioner som är oproportionerligt hårda för den enskilde skogsägaren. Förutsättningen för adekvat information antas öka om de enskilda skogsägarna aktivt deltar i planeringen.

3.7.3 Strategi, proaktivitet och förutsebarhet

Landskapsplanering bör möjliggöra strategiska beslut av hela skogslandskapets förvaltning. Planen bör exempelvis ange vilka av flera livsmiljöer av samma slag som bör skyddas för att upprätthålla en ekologisk funktionalitet. Genom att planen på ett tidigt stadium gör en sådan prioritering minskar risken för efterföljande konflikter i enskilda fall mellan produktionsintressen och skyddsintressen. Det gäller särskilt tillämpningen av förbuden i artskyddsförordningen. Planen får alltså en proaktiv funktion. Skogsägare och andra får tidig information om vilka restriktioner som sannolikt kommer att gälla (planen kan dock ändras senare). Planen skapar därmed förutsebarhet (kapitel 5.2).

3.7.4 Legitimitet m.m.

Liksom andra restriktioner i användningen av mark finns det risk för att landskapsplaner kommer att uppfattas som något negativt hos berörda skogsägare, varför det har betydelse om dessa involveras i ett tidigt stadium av planprocessen (kapitel 7). Medverkan från skogsägare är även väsentligt för att få god information om naturvärdena på de olika fastigheterna och för att genomföra planen i praktiken. Planförfarandet bör därför främja en aktiv medverkan från skogsägare genom bl.a. samråd. Även andra aktörer, såsom kommuner och miljöorganisationer, bör ges utrymme att medverka i planförfarandet, i syfte att skapa legitimitet och berika beslutsunderlaget (kapitel 5.8).

3.7.5 Adaptiv förvaltning

Naturen är dynamisk samtidigt som vår kunskap om hur den kommer att utvecklas är otillräcklig. Till detta kommer att mänskliga aktiviteter och deras konsekvenser inte alltid kan förutses. Exploatering, andra fysiska ingrepp, bränder och förorening kan påverka skogslandskapet, liksom klimatförändringen. En plan för skogslandskapet behöver övervakas och landskapsplaner kan därför behöva ändras, trots att detta motverkar förutsebarheten (nedan kapitel 5.6).

3.7.6 Samhällsekonomisk effektivitet och rättvisa

Landskapsplaneringen bör även leda till en fördelning av kostnaderna som uppfattas som rättvis (kapitel 6). Naturligen måste utformningen av lagstiftning och föreskrifter göras i form av ett samarbete mellan juridisk, ekologisk och ekonomisk expertis, samt berörda parter (framförallt skogsägarparten, men även miljöorganisationer).

Vad gäller kostnadsfördelningen är det centralt att skilja mellan horisontell och vertikal rättvisa. Horisontell rättvisa innebär att den ekonomiska börda som skogsägarna totalt bär för ett landskapsplanerat skogsbruk uppfattas som fördelade på ett rättvist sätt. Som diskuteras senare i rapporten kan ett avgifts-fond system utformas för att hantera denna fråga. Vertikal

rättvisa handlar om hur den ovan nämnda totala ekonomiska bördan fördelas mellan skogsägarna och samhället i stort. Detta är kopplat dels till frågan om det bör vara ”förorenaren” (d.v.s. den som orsakar en miljökostnad) som betalar (på engelska ”Polluter Pays Principle”, PPP), dels till frågan om markägarens rätt till ersättning om en reglering väsentligt hindrar pågående markanvändning. Principen om att förorenaren betalar har juridiskt framförallt ansetts vara begränsad till att omfatta just *föroreningar*. På senare tid har dock även den så kallade *User Pays Principle* (UPP) börjat få utrymme i diskussioner om hållbart nyttjande av naturresurser (se Forsberg, 2012, s. 110), där principen om kostnadsansvar utsträcks till exempelvis hänsyn som krävs till naturmiljön för att möta kraven på ett ekologiskt hållbart skogsbruk. Det bör i detta sammanhang lyftas fram att medan samhällsekonomisk teori har kraftfulla kriterier för bedömning av effektivitet, finns inte motsvarande kriterier för att bedöma vad som är rättvist eller inte.

3.8 Erfarenheter och kunskaper om landskapsplanering idag

Det finns 2019 ingen svensk lag som reglerar planering av skogslandskapet särskilt, men det finns flera exempel på övergripande geografiska bedömningar, historiskt och idag. Dessutom finns olika politiska beslut m.m. som pekar på behovet av landskapsplanering. Det finns också tidigare forskning som behandlar landskapsplanering.

3.8.1 Naturvårdsarbetet

Naturvårdsarbetet har lång tradition i Sverige, men målen med naturvårdsarbetet har varierat. På Linnés tid fanns inte ordet ”naturvård”, men Linnés arbete gick till stor del ut på att studera förutsättningarna för brukandet. Linné studerade i praktiken ekosystemtjänster och resonerade om uthålligt brukande, dock utan att använda våra moderna begrepp. Under den efterföljande romantiken blev det mer fokus på den vilda och ursprungliga naturen, något som senare också kom till uttryck i de första statliga naturvårdsåtgärderna genom bildandet av stora, ”vilda” nationalparker. Den mer akademiska naturvården infördes långt senare i samband med att den moderna naturvårdsbiologin slog igenom, och därmed också tanken på landskapets funktion och behovet av landskapsplanering (Angelstam et al., 1990; Eriksson, 1997).

I samband med avregleringen av skogsbruket i skogsvårdslagen 1994 uppmärksammades att ”de åtgärder som behövs för att bevara den biologiska mångfalden inte kan begränsas till enskilda bestånd eller ens fastigheter, utan måste utgå från kunskaper om hela landskapsavsnitt” (prop. 1992/93:226, s. 82). Trots denna insikt avskaffades det tidigare kravet i skogsvårdslagen på skogsbruksplaner. Regeringens förhoppning var att skogsbruksplaner fortsättningsvis skulle upprättas utan lagkrav, men vid en översyn av lagstiftningen 2008 visades att sådana planer ofta saknades. Regeringen

konstaterade att den kunskapsbrist som förelåg p.g.a. avsaknaden av skogsbruksplaner var ett hinder mot att nå de skogs- och miljöpolitiska målen för skogen (prop. 2007/08:108, s. 49 f.).

Inom skogsbruket påbörjade dock flera av de stora skogsbolagen så kallade ekologiska landskapsplaner, Skogsstyrelsen påbörjade projekt med Landskapsekologisk planering (det s.k. LEKO-projektet, (Norén, 2004)), och även mindre skogsägare gjorde gröna skogsbruksplaner. Alla dessa åtgärder inspirerades av naturvårdsbiologins tanke på landskapsplanering. Samtidigt saknades en viktig komponent, nämligen möjligheten att knyta ihop naturvärdena genom att öka konnektiviteten, t.ex. genom restaureringar eller nyskapande av habitat. De första landskapsplanerna blev mer eller mindre en kartläggning av objekt med höga naturvärden, dock presenterades dessa i ett landskapsperspektiv. Det finns praktiska orsaker till att det saknades förslag på hur konnektiviteten skulle öka eller bibehållas. Ofta består landskapet av en mängd olika skogsägare med olika mål, och det blir praktiskt omöjligt att öka konnektiviteten om man inte själv äger mellanliggande skogsområden. En annan möjlig orsak till att konnektiviteten inte beaktades var att det blev alltför mycket skogsmark som avsattes för annat än skogsproduktion. Ytterligare en brist med landskapsplaneringen var att det inte fanns uttalade mål med planeringen. Vad skulle man uppnå med planeringen, och vilka naturvärden var det som skulle bevaras?

Tanken på att landskapsplaneringen skulle baseras på en bristanalys med uttalade mål för vad som ska åstadkommas i landskapet, och där restaurering ingår i kombination med bevarande och förstärkning av befintliga värdekärnor, med syfte att skapa konnektivitet, fanns alltså tidigt (Angelstam, 1996; Angelstam och Mikusinski, 1994), men fick inte genomslag i praktiken. De enda undantaget är de ekoparker som Sveaskog skapat under det senaste decenniet. Inom dessa finns en tydlig målbild, ett landskapsekologiskt resonemang, i kombination med åtgärder och uppföljning om nyckelbiotoper.

Idag finns landskapsperspektivet integrerat i den skogsplanering som ingår i skogscertifieringen enligt Forest Stewardship Council (FSC, 2019) och Programme for the Endorsement of Forest Certification (PEFC, 2017). Certifieringen skiljer sig på flera punkter från vad som kan nås med en lag om obligatorisk landskapsplanering av skog (kapitel 5.3).

3.8.2 Reglerad landskapsplanering av skog i andra länder

Flera länder har lagstiftning om planering av skogslandskapet. I USA finns sådan reglering i National Forest Management Act (NFMA), som gäller för federalt ägda ”national forests”. Reglerna har studerats i vårt forskningsprogram (Michanek, 2019). Det finns en ”land management plan” för varje national forest, som varierar mycket i storlek. Planerna revideras kontinuerligt i enlighet med principen om adaptiv förvaltning. I planprocessen ingår normalt att utarbeta en ”Environment Impact Assessment” (motsvarande vår miljökonsekvensbeskrivning). Skogsplaneringen i USA har ett nära samband med skyddet för listade arter och deras ”critical habitat”, som regleras i Endangered

Species Act (ESA). Skogsplaneringen fyller här en proaktiv funktion. Precisa och rättsligt bindande krav i planernas föreskrifter kan nämligen innebära att de långtgående restriktionerna i ESA inte realiseras. Kanada har en liknande lag för skogsplanering.

I en vägledning från EU-kommissionen nämns bl.a. Finlands skyddssystem för den listade flygekorren som ett exempel på en metod för att integrera kraven i art- och habitatdirektivet i skogsbruket (EU-kommissionen, 2007, s. 32). Direktivet uppställer förbud mot att försämra listade arters fortplantningsområden och viloplatser. I Finland finns alla kända fortplantningsområden och viloplatser för flygekorren samlade i en databas. Om en avverkning ska ske måste en avverkningsanmälan lämnas in till den regionala skogsmyndigheten (skogscentralen). I de fall avverkningen omfattade flygekorrens livsmiljö lämnades ärendet tidigare över till miljömyndigheten (närings-, trafik- och miljöcentralen) som hade att formellt avgränsa livsmiljön och möjlighet att fatta beslut om begränsningar av avverkningen (72 a § naturvårdslagen). Processen visade sig dock ineffektiv och administrativ kostsam (se t.ex. Santangeli et al., 2013; Jokinen et al., 2014), varför den avskaffades i april 2016 (se proposition 15.10.2015 (2015)). Förutom den administrativa bördan var ett tillkortakommande med processen att avgränsningen av livsmiljön var geografiskt och tidsmässigt bunden till den aktuella avverkningsanmälan. Hänsyn togs med andra ord inte till flygekorrens hela livsmiljö över angränsande fastigheter och i det omgivande landskapet. Därtill var kunskapen om flygekorrens utbredning i landskapet bristfällig. Exemplet visar på behovet av landskapsstrategier vid förvaltning av skog, särskilt ifråga om skyddet av arter i behov av större områden för vila och reproduktion (Jokinen et al., 2014, s. 173; Remm et al., 2017, s. 8313), liksom behovet av instrument för kunskapsuppbyggande.

3.8.3 Andra naturresurser

Det finns flera exempel på hur det politiskt har ansetts nödvändigt att förvalta naturresurser utifrån ett övergripande geografiskt perspektiv.

EU:s ramvattendirektiv, och motsvarande lagstiftning i medlemsstaterna, kräver att sexåriga förvaltningsplaner med särskilda åtgärdsprogram antas i syfte att uppnå en adaptiv förvaltning av olika yt- och grundvattenvattenförekomster inom avrinningsystem (ett slags "hydrologiskt landskap"). Det marina strategiska direktivet har en liknande konstruktion, med återkommande strategier för marina regioner och delregioner.

Inom viltförvaltningen sker ett landskapsövergripande samarbete. Älgjakten är till exempel indelat i älgförvaltningsområden och inom dessa kan markägare gå samman i älgskötselområden för att organisera älgjakten. Viltförvaltning kan vara ganska komplext och bygger till stor del på ideella krafter, t.ex. när det gäller inventeringar. Men det är också ett exempel på landskapsplanering som ofta fungerar bra, trots många olika inblandade aktörer och markägare.

3.8.4 Miljökvalitetsmål, regionala handlingsplaner m.m.

Landskapsperspektivet är tydligt i de svenska miljökvalitetsmål som anknyter till biologisk mångfald, såsom ”Ett rikt växt- och djurliv” (prop. 2009/10:155, s. 230 och 235 f.), där behovet av att förvalta naturresurserna ur ett landskapsperspektiv är ett återkommande tema (a.a., s. 235). Riksrevisionens granskning 2018 av statens insatser för att skydda värdefulla skogar pekar i samma riktning, nämligen att arbetet för att nå miljömålen kräver ökade kunskaper och högre grad av strategisk planering (Riksrevisionen, 2018, s. 6.).

Här ska även framhållas länsstyrelsernas arbete med att ta fram regionala handlingsplaner för en grön infrastruktur. Genom de regionala handlingsplanerna samlas kunskap om befintliga naturvärden. Syftet med planerna är att fungera som kunskapsunderlag för planering av konkreta naturvårdsåtgärder liksom för beslut om anpassad skötsel. En ytterligare funktion är att bidra till en mer samordnad uppföljning och analys av miljömål och miljötillstånd (Naturvårdsverket, 2019, s. 285). Då planerna saknar rättsverkan kan dock föreslagna naturvårdsinsatser bara genomföras på frivillig basis i samverkan med landskapets aktörer.

3.8.5 Landskapskonventionen

Under den europeiska landskapskonventionen (ELK) adresseras behovet av ökad kunskap om landskapets värden. Enligt konventionen definieras landskapsplanering som ”kraftfulla framtidsinriktade åtgärder för att förbättra, återställa eller skapa landskap” (art. 1 f ELK). Parterna, däribland Sverige, har förbundit sig att genomföra en landskapspolitik där landskapens värden och särdrag kartläggs och värderas i aktiv samverkan med berörda parter (art. 5 och 6 ELK). Även de ”krafter och påtryckningar” som omvandlar landskapen ska analyseras och förändringar kontinuerligt noteras (art. 6 C 1.a.ii och iii ELK). Tanken är att parterna ska sätta mål för landskapskvalitet och för att genomföra landskapspolitiken ska instrument inrättas som syftar till att ”skydda, förvalta och/eller planera landskapet” (art. 6 d och e ELK).

3.8.6 Ekosystemansatsen internationellt och inom EU

Den så kallade ekosystemansatsen förutsätter ett övergripande geografiskt perspektiv vid förvaltningen av naturresurser och naturvärden. Ekosystemansatsen är en metod för att implementera och nå mål och åtaganden under konventionen om biologisk mångfald (CBD, SÖ 1993:77). En av målsättningsarna under CBD är följande:

”By 2020, at least 17 per cent of terrestrial and inland water [...] especially areas of particular importance for biodiversity and ecosystem services, are conserved through effectively and equitably managed, ecologically representative and well connected systems of protected areas and other effective area-based conservation measures, and integrated into the wider landscapes [...]”
(Aichimål 11, COP 10 beslut X/2).

Ekosystemansatsen innebär kortfattat att ett helhetsgrepp, ofta en landskapsansats, ska tas vid förvaltningen av naturresurser. Ansatsen preciseras genom Malawiprinciperna som bl.a. anger att hänsyn behöver tas till att ekosystemens komponenter och processer är sammanlänkade i tid och rum, varför nyttjande och bevarande av biologisk mångfald behöver integreras och planeras så att flera skalnivåer beaktas. Under riktlinjerna efterlyses också ökad kunskap om faktorer och åtgärder som styr och påverkar ekosystemprocesser, där behovet av att identifiera och beakta bristande konnektivitet särskilt lyfts fram. (Malawiprincip 7 och 10 COP 7 beslut VII/11 och COP 5 beslut V/6).

Ekosystemansatsen kommer även till uttryck inom EU, t.ex. för den marina fiskeförvaltningen (Europaparlamentets och rådets förordning (EU) nr 1380/2013 av den 11 december 2013 om den gemensamma fiskeripolitiken). Ett annat exempel är det ekologiska nätverket Natura 2000 som sträcker sig över hela EU och regleras i art- och habitatdirektivet.

3.8.7 Fysisk planering

En viktig funktion vid fysisk planering är att undvika fragmentering. Således kan under vissa förutsättningar bygglov inte ges till enskilda projekt innan kommunen först genom en detaljplan (ibland områdesbestämmelser) gjort en övergripande geografisk bedömning av intressekonflikter och gemensamma behov (vatten och avlopp m.m.). Vidare måste varje kommun ha en aktuell översiktsplan för bedömning av intressekonflikter inom hela kommunen. Regionplaner används för att hantera markanvändning som sträcker sig över flera kommuner. Allt detta regleras i plan- och bygglagen (2010:900). Dessutom finns den fysiska riksplaneringen, med styrande regler i hushållningsbestämmelserna i 3 och 4 kap. miljöbalken för att tillgodose övergripande nationella intressen. Fysiska riksplaneringen ska ses som en motvikt till det kommunala planmonopolet enligt plan- och bygglagen, som i princip innebär att varje kommun får planera över användningen av mark och vatten inom sitt geografiska område och utifrån sina lokala intressen.

Här ska även nämnas EU:s havsplaneringsdirektiv. Bakgrunden är den ökade efterfrågan på havsområden för olika ändamål (sjöfart, fiske, anläggningar bevarande av biologisk mångfald m.m.) Medlemsstaterna ska upprätta havsplaner för att hantera konflikter mellan olika intressen. Målet är att åstadkomma ett hållbart utnyttjande av havet.

3.8.8 Tidigare forskning om landskapsplanering

Inom den vetenskapliga litteraturen har naturvårdsbiologin och metodiken för landskapsplanering utvecklats mycket under det senaste decenniet (Lindenmayer och Hobbs, 2007). Tack vare förbättrade dataunderlag i form av satellitbilder och tillgängliga GIS-skikt med inventeringsunderlag har vi en övergripande bild av vilka kvaliteter som finns i landskapet. Verktyg för att snabbt scanna igenom landskapet och identifiera naturvärden finns också tillgängliga (Lehtomäki et al., 2009; Lehtomäki och Moilanen, 2013). Den viktiga frågan blir snarare vad bör vi välja ut, hur vi ska prioritera naturvärdena,

och vad som är mest relevant ur ett naturvårdsbiologiskt perspektiv. Viktiga landskapskomponenter att beakta är till exempel kanteffekter (Harper et al., 2015), konnektivitet (Lechner et al., 2017), habitatkvalitet och kontinuitet (Janssen et al., 2016; Joelsson et al., 2017; Nordén et al., 2014; Ruokolainen et al., 2018), habitatarealer och spatial fördelning (Scheidegger och Stofer, 2015), fragmenteringsgrad (Desmet, 2018), störningsregim (Seidl et al., 2016).

Ett antal olika modeller för landskapsplanering har presenterats (Carroll et al., 2010; Taylor et al., 2017), men det finns ingen konsensus kring någon specifik modell, och det finns få mer generella riktlinjer (Lindenmayer et al., 2008; Lindenmayer och Cunningham, 2013). Hur prioriteringen görs beror mycket på sammanhanget, vilka organismer man beaktar, biogeografiska aspekter, grad av mänsklig påverkan, typ av landskap och vilka mål man vill uppnå (Bartuszevige et al., 2016).

Under de senaste åren har ansatser för skoglig landskapsrestaurering (forest landscape restoration, FLR) fått mycket stor uppmärksamhet internationellt (Beatty et al., 2018). Medan FLR vanligtvis fokuserar på att återställa mosaiklandskap i utvecklingsländer för mångbruk är de underliggande problemen i det svenska fallet något mindre komplext och avvägningen är i stort sett endast tvådimensionell mellan virkesproduktion och bevarandet av biologisk mångfald.

På policysidan har den samhällsekonomiska forskningen fokuserats kring upprättandet av landskapsansatser i allmänhet (Sayer et al., 2013) och mer specifika förslag till policys för att skapa sammanhängande bevarandeområden. Ett exempel är agglomerationsbonusbetalningar som kan erbjudas som ett incitament att avsätta ett skogsområde som ligger på ett minimiavstånd från bevarandeområden som redan är avsatta av fastighetsägarens grannar (Bell et al., 2016; Parkhurst och Shogren, 2007). Detta skapar en incitamentsstruktur som gynnar uppkomsten av större sammanhängande avsatta områden.

Vad vi vet saknas rättsvetenskaplig forskning i Sverige om landskapsplanering, men behovet av sådan har uppmärksammats (Michanek och Pettersson, 2010, s. 44; Forsberg, 2012, s. 279 ff.). När det gäller andra länder kan här nämnas att mycket har skrivits i USA om den skogsplanering på landskapsnivå som regleras i NFMA (se vidare Michanek, 2019, och där angivna källor).

3.9 Projektets mål, syfte och avgränsningar

Frågan huruvida Sverige ska införa en reglerad landskapsplanering av skog är i grunden en politisk fråga. Målet med detta forskningsprogram har varit att presentera ett vetenskapligt underlag som kan ligga till grund för beslut om en sådan lagstiftning och hur den i så fall kan utformas.

Programmets syfte har varit att diskutera en ny uppsättning styrinstrument för förvaltning av skogslandskapet, som kan underlätta miljömålsuppfyllelsen och genomförandet av EU-rättsliga krav på skydd för arter och livsmiljöer. Programmet undersöker ekologiska och juridiska förutsättningar för planering av skogslandskap för att främja en mer diversifierad skogsförvaltning som

också är hållbar från ett naturvårdsperspektiv. Programmet syftar även till att utreda legitimiteten hos skogsägare för statligt styrd landskapsplanering. Slutligen syftar programmet till att visa på och diskutera ekonomiska verktyg som fördelar kostnader mellan skogsägare samt stimulerar till naturvårdsinsatser.

Av tids- och resursskäl har undersökningen begränsats i flera avseenden. En viktig sådan är definitionen av "landskap". Landskap har beskrivits som en rumslig enhet bildat av likartade miljöprocesser och som återspeglar samspelet mellan dynamiska naturliga och antropogena effekter (Piorr, 2003). I den europeiska landskapskonventionen definieras 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" (artikel 1). Här är det antropocentriska inslaget ("uppfattas av människor") tydligt. Vi har i detta forskningsprogram utgått från att "skogslandskapen" slutligen måste geografiskt identifieras i författning eller i ett myndighetsbeslut, utifrån vissa politiskt bestämda kriterier. Vi har dock inte utrett vilka dessa kriterier skulle kunna vara.

Vidare har programmet endast kunna behandla frågor om virkesproduktion och skydd för naturvärden. I ett eventuellt lagstiftningsarbete får bedömas om skogsplanering även ska beakta andra intressen koppade till skogen, såsom rekreationsvärden, kulturmiljövärden, rennäringen, vattenkvalitet, klimatpolitiska aspekter och brandsäkerhet.

Ibland diskuteras möjligheten att genom vissa undantag i skogsvårdslagstiftningen tillåta ett särskilt intensivt skogsbruk. Syftet kan vara klimatpolitiskt (produktion av biomassa). Frågan är dock kontroversiell. Forskningsprogrammet gör inte någon egen utredning av förutsättningarna för sådant skogsbruk och tar därmed inte heller ställning till frågan om lagliga undantag. Däremot diskuterar vi vilken roll landskapsplanen kan fylla om statsmakterna skulle besluta om sådana undantag, närmare bestämt vid urvalet av lämpliga områden för intensivskogsbruk (kapitel 5.9).

Denna rapport tar kort upp frågan om hur certifiering av skog på visst sätt kräver beaktande av landskapets förutsättningar. Programmet har dock inte utrett hur en eventuell landskapsplanering ska samordnas med certifieringssystemen.

3.10 Rapportens disposition

Basen för landskapsplaneringen är skogens biologiska värden. I detta forskningsprogram har vi genom metoden Zonation, som fokuserar på indikatorarter, undersökt tre skogsområden i olika delar av Sverige. Vi har även beräknat kostnaderna för att bevara naturvärden. Undersökningens upplägg, den biologiska ansatsen, samt de valda områdena presenteras i kapitel 4.

Genomförandet av en landskapsplanering av skog aktualiserar flera andra frågor. Vissa av dessa är rättsliga. Det handlar bl.a. om förhållandet mellan skogsplaneringen och det artskydd som regleras i artskyddsförordningen. En annan central fråga är den grundlagsskyddade ersättningsrätten för markägare

vid restriktioner i skogsbruket. Ytterligare en fråga med rättsliga konsekvenser är hur plansystemet ska konstrueras (t.ex. med eller utan en lokal skogsbruksplan som kompletterar landskapsplanen) samt om planbesluten ska vara bindande eller inte, något som får betydelse för markägares rätt till ersättning. Rättsliga frågor behandlas i kapitel 5.

Frågan om ersättning till markägare genererar ytterligare frågor. Naturvårderna i landskapet är ojämnt fördelade på skogsfastigheterna. En landskapsplanering kommer därmed att innebära att vissa markägare måste ta större hänsyn än andra. En följdfråga är om en fördelning av kostnader bör ske mellan markägarna, inom ramen för ett sektorsansvar. En sådan fördelning kan genomföras genom att skogsägare betalar avgifter till en fond, varifrån kostnader för naturskyddet täcks. Denna lösning diskuteras i kapitel 6. Här presenteras även resultaten från den finansiella analysen, baserad på den landskapsplanering som genomförts med programmet Zonation (jfr kapitel 4 ovan). I kapitel 7 presenteras en analys av skogsägares acceptans för landskapsplanering.

Forskningsprogrammet innehåller inga direkta förslag på lagregler och andra styrmedel för en landskapsplanering. Sådana förslag kräver ytterligare utredning och måste föregås av politiska överväganden. I pedagogiskt syfte ger vi dock ett konkret (men inte detaljerat) exempel på hur en lagreglerad landskapsplanering med en avgifts-fonds-system skulle kunna se ut. Detta görs i kapitel 8.

Ett varmt tack till projektets referensgrupp för värdefulla synpunkter! Gruppen bestod av Katarina Eckerberg (Institutionen för statsvetenskap, Umeå universitet), Andreas Eriksson (Skogsstyrelsen), Helene Lindahl (Naturvårdsverket), Malin Sahlin (Naturskyddsföreningen) samt Johan Svensson (Institutionen för vilt, fisk och miljö, SLU Umeå).

4 Landskapsplanering baserad på indikatorarter

4.1 Inledning

Det övergripande målet med landskapsplaneringen i projektet var att skapa ett landskap där det finns förutsättningar för våra utvalda indikatorarter att överleva, genom att både identifiera värdefulla miljöer och skapa konnektivitet. Tanken var att dessa arters krav till stor del överensstämmer med andra naturvårdsintressanta arters krav, och att man därmed kan uppnå miljökvalitetsmålen och de krav som ställs inom Art- och habitatdirektivet på landskapsnivå. För att uppnå detta mål i praktiken krävs dock en hel del utvecklingsarbete, och projektets syfte var därför snarare att genom tre fallstudier visa på en modell för hur detta kan göras. För att nå det övergripande målet behövs mer kunskap om indikatorarternas krav och utbredning (kanske också fler indikatorer), mer detaljerad kunskap om landskapet och ett bättre underlag för att tolka landskapsplaneringen som det program som vi använt, Zonation, har genererat. För att verkställa landskapsplanen behövs också ekonomiska och juridiska styrmedel, samt en process med deltagande av skogsägarna.

4.2 Metodik

4.2.1 Utgångspunkter

I korthet bestod metodiken för dessa fallstudieanalyser inom projektet av följande steg:

1. Val av studieområden. Tre områden valdes ut, ett i Norrland, ett i södra Götaland och ett i norra Götaland. Alla dessa tre områden är kvadrater med sidan 10 km, vilket innebär att områdenas areal blir 10 000 hektar för varje område. För varje område finns en dominerande skogsägare. I Norrland är det SCA, i Götaland är det Sveaskog respektive Holmen. Syftet med att välja områden med en dominerande skogsägare var att lättare kunna samla in skogliga data.
2. För varje område har lämpliga indikatorarter valts ut. Indikatorarternas miljökrav har kartlagts med hjälp av litteratursök, och kraven har graderats.
3. För varje område tas naturvårdsrelevanta GIS-skikt fram som är allmänt tillgängliga från olika web-sidor, t.ex. från länsstyrelserna, Skogsstyrelsen, SLU, Metria och Naturvårdsverket.
4. Skogliga data och beståndsindelning samlades in från respektive skogsbolag.
5. Med hjälp av programmet Zonation (Moilanen et al. 2005, 2014) genomsöktes landskapen och varje pixel (30 x 30 meter) fick en gradering utifrån hur väl den uppfyller våra kriterier som i sin tur baserades på

arternas krav. Programmet gjorde därefter en landskapsplanering för att öka konnektiviteten genom att prioritera pixlar utifrån värdet och habitattyp på omgivande pixlar.

6. För varje bestånd beräknades ett pixel-medianvärde.
7. Landskapet delades in i fiktiva skogsägare där varje skogsinnehav blev ca 100 ha i norra Sverige och ca 30-40 ha i södra Sverige. Varje bestånd eller delbestånd kopplades till en specifik skogsägare. I vissa fall skar fastighetsgränsen genom bestånd så att ett bestånd delas upp och varje del kopplades då till en skogsägare.
8. Baserat på resultatet av landskapsplaneringen specificerades vad som bör bevaras, restaureras/förstärkas, eller brukas för skogsproduktion. De bestånd som passade bra för skogsproduktion kan antingen skötas enligt dagens skogsbruksmodell eller med ett mer intensivt skogsbruk.
9. Resultatet användes sedan för ekonomiska beräkningar som gjordes i programmet Plan33. Syftet var att få reda på hur landskapsplaneringen kommer att påverka enskilda skogsägare liksom hela landskapet ekonomiskt.

4.2.2 Studieområdena

Tre olika fallstudieområden användes. Det nordligaste låg i Lappland, ca 3 mil sydväst om Vuollerim (732050, 7358000, SWEREF99, Fig. 1).

De två sydliga områdena låg i Östergötland runt orten Simonstorp (568000, 6515000, SWEREF99, Fig.2), samt i Småland runt orten Kosta (522500, 6304000, SWEREF99, Fig. 3).

4.2.3 Indikatorerna

Sverige har en skyldighet att bevara de arter och naturtyper som EU har beslutat om inom Art- och habitatdirektivet. Vart sjätte år ska vi också rapportera till EU hur bevarandestatusen ser ut för respektive art. Sammanlagt omfattas 164 arter/artgrupper (Eide 2014). Förutom Art-och habitatdirektivet finns ett Fågeldirektiv med motsvarande krav för alla Sveriges fågelarter. Från dessa två direktiv har vi valt ut arter enligt följande: 1. Arter vars utbredning överensstämmer med respektive studieområde, 2. Arter vars krav är kopplat till skogsmark, 3. Arter vars krav är väl specificerade och som är kopplade till faktorer som det finns data över. Vilka arter som har använts framgår av tabell 1.

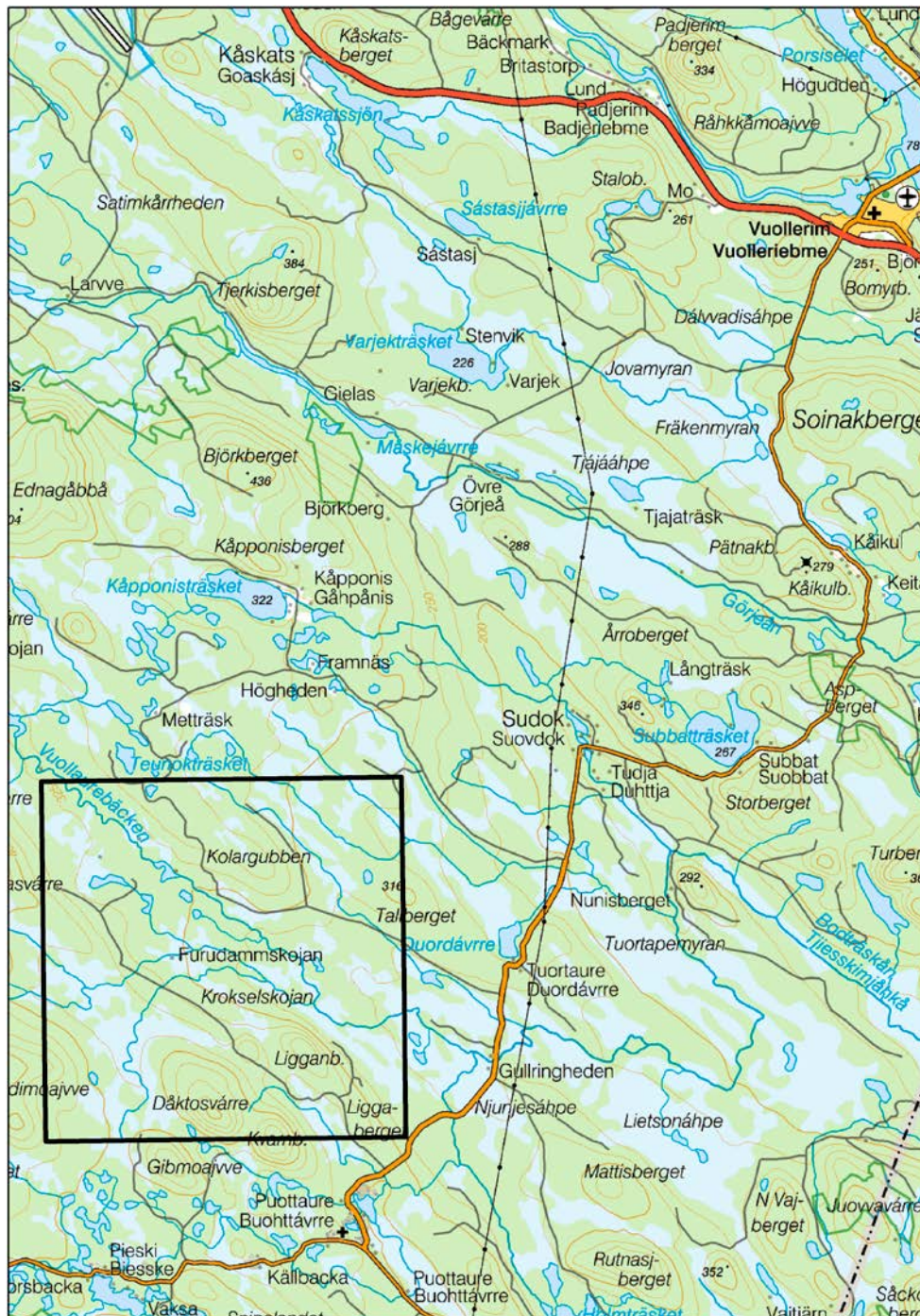


Fig. 1. Den svarta ramen visar det nordligaste undersökningsområdet i Lappland. Ramens areal är 10 000 ha. Avståndet till Vuollerim (i övre högra hörnet) är ca 3 mil.



Fig. 2. Undersökningsområdet i Östergötland runt Simonstorp.

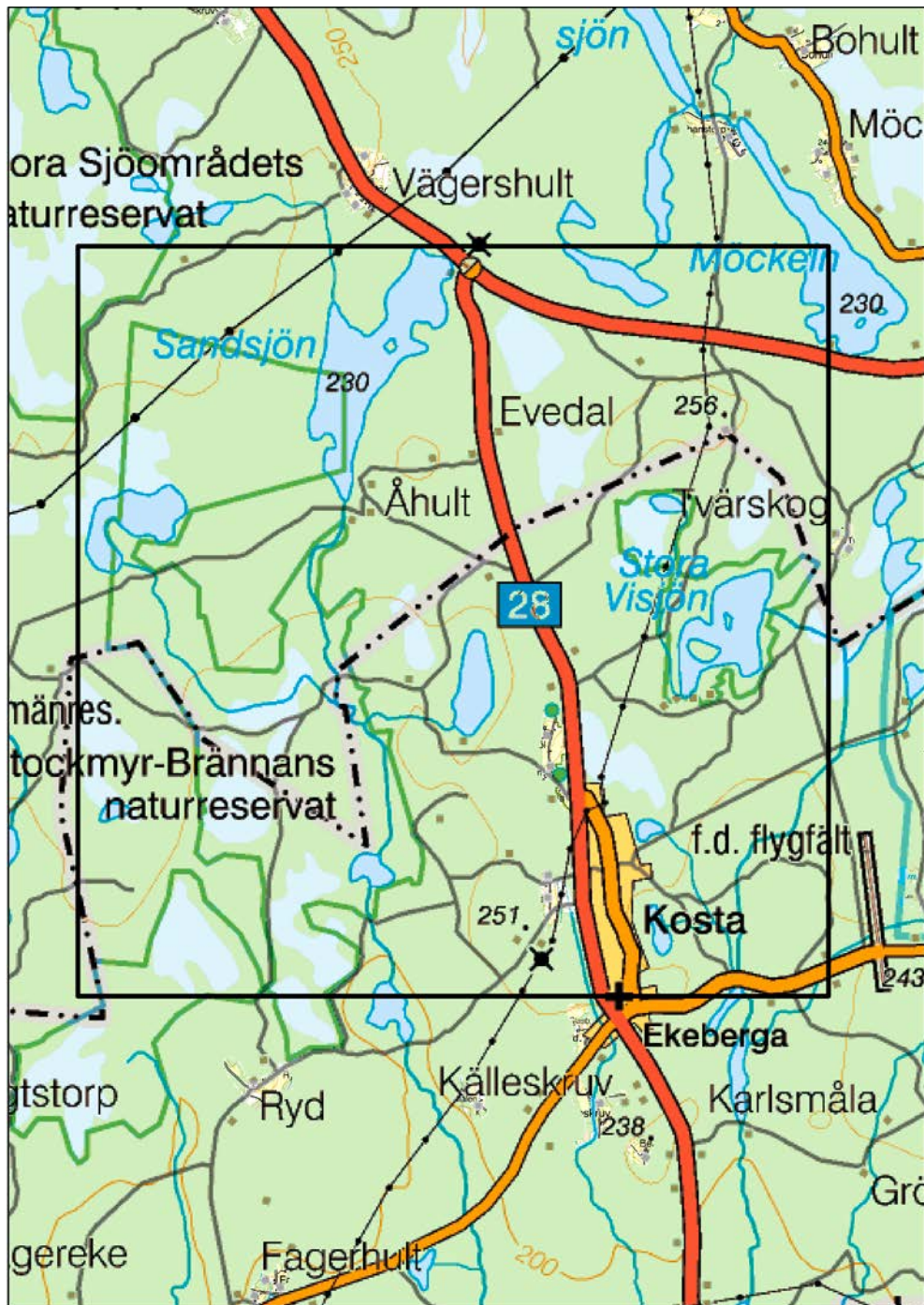


Fig. 3. Undersökningsområdet i Småland runt Kosta.

4.2.4 GIS-arbetet

Underlaget för landskapsanalysen hämtades från olika GIS-skikt som är allmänt tillgängliga, och från skogliga data som vi fått från respektive skogsbolag. De GIS-skikt som använts är nyckelbiotoper (Skogsstyrelsens samt bolagens inventering), sumpskogar, naturvärde, n, biotopskydd, och förekomst av kontinuitetsskog (endast i Lappland). De mest relevanta uppgifterna från bolagen har varit data över skogsålder, och volym av olika trädslag.

GIS-arbetet skulle kunna fördjupas ytterligare, men vi har varit tvungna att begränsa oss i det här projektet. Det finns fler skikt som kan vara relevanta (t.ex. våtmarksinventeringen, hagmarksinventeringen mm), och antalet relevanta skikt kan variera mellan olika regioner beroende på vilka inventeringar som genomförts. I vissa fall finns till och med artinventeringar som skulle kunna användas. Eftersom syftet med landskapsanalysen var att bedöma potentiellt värdefulla naturvärdesobjekt var kartläggningen av strukturer (biotoper och substrat, konnektivitet och arealer) egentligen viktigare än aktuella artförekomster. En av de absolut viktigaste faktorerna för förekomst av hotade arter i skogen är död ved. Tyvärr finns det inte några GIS-skikt över död ved i olika kvaliteter. Ett sådant skikt skulle öka precisionen avsevärt.

Ett problem är att informationen från GIS-skikt inte alltid är så lätt att tolka och översätta till naturvärden. Betydelsen av skiktet ”gammal granskog” är lätt att förstå och koppla till de arter som kräver en sådan miljö. Skikten ”Naturvärde”, ”nyckelbiotop” eller ”Naturreservat” är svårare att tolka och kräver oftast att man tittar närmare på innehållet i skiktet, t.ex. vilket typ av nyckelbiotop som bevarats. För vissa skikt, t.ex. sumpskog, finns inte ens sådan information och sumpskogskvaliteten kan variera avsevärt.

4.2.5 Zonation

Baserat på arternas krav poängsatte vi betydelsen av olika skogliga kvaliteter för respektive art, från 0 (inte viktig) till 2 (mycket viktig). Den slutliga poängen, summerad för alla indikatorarter, användes sedan i Zonation för att skapa en karta där varje bestånd fick en viss prioritet. Programmet Zonation söker igenom landskapet och prioriterar varje pixel (30 x 30 meter) baserat på poängsättningen i GIS-skikten. Varje pixel prioriteras från 0,000001 - 0,999999. Eftersom det är lite opraktiskt att jobba med landskapsplanering på pixel-nivå har vi valt att översätta Zonation-resultatet till medianvärde per bestånd.

Sista steget var att lägga på en konstruerad skogsägarstruktur inom respektive studieområde. Vi har valt ett enkelt rutmönster där varje ruta motsvarar 100 ha i norra Sverige och ca 30-40 ha i södra Sverige (inklusive icke skogsmark). Varje bestånd har sedan kopplats till en skogsägare. I vissa fall skär fastighetsgränsen genom bestånden så att bestånden blir uppdelade mellan två eller flera skogsägare.

Tabell 1. Arter som har använts som indikatorer inom forskningsprojektet.

Artnamn		Studieområde	Rödlistkategori 2015
Svenska	Vetenskapligt namn		
Mossor			
Grön sköldmossa	<i>Buxbaumia viridis</i>	Smål. och Östergötl.	LC
Blåmossa	<i>Leucobryum glaucum</i>	Smål. och Östergötl.	LC
Platt spretmossa	<i>Herzogiella turfacea</i>	Smål. och Östergötl.	LC
Svampar			
Ullticka	<i>Phellinus ferrugineofuscus</i>	Norrland	NT
Lavar			
Lunglav	<i>Lobaria pulmonaria</i>	Norrland	NT
Kärlväxter			
Cypresslummer	<i>Lycopodium tristachyum</i>	Smål. och Östergötl.	VU
Mellanlummer	<i>Lycopodium zeilleri</i>	Smål. och Östergötl.	VU
Guckusko	<i>Cyripedium calceolus</i>	Smål. och Östergötl.	LC
Vedlevande leddjur			
Hålträdsklokrypare	<i>Anthrenochernes stellae</i>	Smål. och Östergötl.	NT
Ekoxe	<i>Lucanus cervus</i>	Smål. och Östergötl.	LC
Läderbagge	<i>Osmoderma eremita</i>	Smål. och Östergötl.	NT
Smal skuggbagge	<i>Boros schneideri</i>	Norrland	EN
Aspbarknagare	<i>Xyletinus tremulicola</i>	Norrland	NT
Brokig aspmycelbagge	<i>Agathidium pulchellum</i>	Norrland	EN
Större barkplattbagge	<i>Pytho kolwensis</i>	Norrland	EN
Grov tallkapuschongbagge	<i>Stephanopachys substriatus</i>	Norrland	NT
Slät tallkapuschongbagge	<i>Stephanopachys linearis</i>	Norrland	LC
Fjärilar			
Dårgräsfjäril	<i>Lopinga achine</i>	Smål. och Östergötl.	NT
Apollofjäril	<i>Parnassius apollo</i>	Smål. och Östergötl.	NT
Landmollusker			
Smalgrynsnäcka	<i>Vertigo angustior</i>	Smål. och Östergötl.	LC
Fladdermöss			
Fransfladdermus	<i>Myotis nattereri</i>	Smål. och Östergötl.	VU
Barbastell	<i>Barbastella barbastellus</i>	Smål. och Östergötl.	VU
Fåglar			
Vitryggig hackspett	<i>Dendrocopos leucotos</i>	Norrland	CR
Mindre hackspett	<i>Dendrocopos minor</i>	Smål. och Östergötl.	NT
Tretåig hackspett	<i>Picoides tridactylus</i>	Norrland	NT
Lavskrika	<i>Perisoreus infaustus</i>	Norrland	LC
Lappmes	<i>Poecile cinctus</i>	Norrland	VU

4.2.6 Tolkning av resultaten – landskapsplanering

Resultatet från Zonation användes för att göra landskapsplanen. De områden där våra uppsatta kriterier hade uppnåtts och som därför blev högst prioriterade i Zonation antogs hysa höga naturvärden. En lämplig åtgärd för dessa områden kan vara avsättning med fri utveckling. Restaurering/ Områden med lite lägre prioritet hyser sannolikt lägre naturvärden och är därför lämpliga områden för restaurering/förstärkning med naturvårdande skötsel. Områden

med den lägsta prioriteten är lämpliga för vanligt produktionsskogsbruk alternativt ett mer intensivt skogsbruk.

En viktig fråga är var gränsen går mellan höga respektive låga naturvärden enligt Zonation-resultatet. Enda möjligheten att säkert svara på det är genom att kalibrera resultatet i fält. Vi har emellertid valt att kalibrera resultatet genom att jämföra vårt resultat med andra tillgängliga naturvärdesdata och undersökt hur väl vårt resultat stämmer överens med faktiska naturvärden. På så sätt har vi skapat tröskelvärden för t.ex. avsättningar/restaurering/skogsproduktion. I vårt fall hamnade tröskelvärdet på >0.90 för avsättning, $0.80-0.90$ för restaurering och <0.80 för skogsproduktion.

Landskapsplaneringen resulterar i ett skötsel förslag för varje bestånd på respektive fastighet. Detta ligger till grund för de ekonomiska beräkningarna som presenteras i kapitel 6.10.

4.3 Resultat

Resultatet av Zonation visas i bilaga 1. Där visas dels hur programmet Zonation på pixelnivå prioriterat utifrån våra uppsatta kriterier som baserats på indikatorerna. Med detta resultat som grund har vi sedan valt tröskelvärden för restaurering och avsättningar och presenterar en landskapsplan för varje undersökningsområde där man på beståndsnivå kan se hur olika skogsägare påverkas av landskapsplanen. Resultatet av de ekonomiska analyserna presenteras i kapitel 6.10.

5 Rättsliga frågor i samband med landskapsplanering av skog

5.1 Inledning

Om Sverige ska införa en obligatorisk landskapsplanering av skog måste nuvarande lagstiftning förändras. De grundläggande reglerna för en sådan planering skulle regleras i en helt ny lag eller införas som en ny del i exempelvis gällande skogsvårdslag. Kompletterande regler skulle införas i en förordning och i myndighetsföreskrifter.

Det är i grunden en politisk fråga hur en eventuell lagstiftning om landskapsplanering av skog skulle utformas. Detta forskningsprogram har inte utarbetat något lagförslag. Vi har inte heller tagit ställning till vilken myndighet som ska ansvara för planeringen (närmast till hands ligger Skogsstyrelsen eller länsstyrelsen). Däremot behandlas i kapitel 5 vissa grundläggande rättsliga frågor som skulle aktualiseras vid utarbetande av en sådan lagstiftning. I kapitel 6 ges ett konkretiserande exempel på vad en sådan lag skulle kunna innehålla, samt hur den kan kompletteras med ett avgifts-fonds-system.

En utgångspunkt vid diskussion om ny lagstiftning är innehållet i gällande rätt. Metoden är här rättsdogmatisk. Det innebär att vi analyserar gällande rätt utifrån författningstexten i första hand och, när denna inte ger klart besked, med hjälp av förarbeten, praxis och andra rättskällor (Hellner 2001, s. 22 ff.). Vidare utgår vi från att Sverige är bunden av EU-rätten. Det innebär bl.a. att Sverige minst måste ha samma krav i den nationella lagstiftningen som följer av fågeldirektivet och art- och habitatdirektivet samt att vi måste säkerställa att EU-rätten genomförs i praktiken. En annan utgångspunkt i våra analyser är att lagstiftningen ska utformas i syfte att genomföra de miljöpolitiska målen. Det gäller bl.a. det svenska miljö kvalitetsmålet ”Levande skogar” (kapitel 3.3.2).

Även om utformningen av ny lagstiftning förutsätter politiska överväganden, kan rättsvetenskapen bidra i en diskussion om alternativa utformningar och konsekvenser. Så sker också i kapitel 5. I forskningsprogrammet har vi särskilt studerat lagstiftningen kring landskapsplanering av skog i USA (Michanek, 2019), framförallt National Forest Management Act (NFMA), med kopplingar till Endangered Species Act och National Environmental Protection Act. NFMA är bara tillämplig på federalt ägd skogsmark, medan en eventuell svensk lag om landskapsplanering kan antas bli gällande även på privat skogsmark. NFMA m.m. har ändå beaktats här eftersom lagstiftningen hanterar grundläggande frågeställningar som är centrala även i Sverige, särskilt förhållandet mellan virkesproduktion och artskydd i ett landskapsperspektiv.

5.2 Planens proaktiva funktion och kopplingen till EU:s artskydd

5.2.1 Gällande rätt – artskydd och ekologiskt funktionella nätverk

Det finns vissa inneboende låsningar och brister i nuvarande reglering av skogens resurser (kapitel 3.5). Skogsvårdsförfattningarnas lagkrav på miljöhänsyn, baserade på 30 § skogsvårdslagen, är inte tillräckliga för att nå miljömålen i skogen (ovan kapitel 5.3.2) och är heller inte formulerade med den utgångspunkten. Tanken är och har varit att skogsägare på frivillig basis ska gå längre för att nå målen genom t.ex. certifiering och frivilliga avsättningar. Miljöbalken och artskyddsförordningen gäller dock parallellt med skogsvårdslagstiftningen. Artskyddsförordningen har en särskild betydelse i detta sammanhang. Förordningen (4, 7 och 14 §§) genomför EU:s krav på artskydd, dels för vissa listade växt- och djurarter enligt art- och habitatdirektivet (art. 12, 13 och 16) och dels för alla vilt levande fåglar enligt fågeldirektivet (art. 5 och 9). Utöver det EU-rättsliga artskyddet har artskyddsförordningen även fridlysningsbestämmelser som baseras på en nationell bedömning om behov av skydd (6, 8, 9 och 15 §§).

Förbuden i artskyddsförordningen som följer av det EU-rättsliga artskyddet är långtgående och utesluter närmast skogsbruk vid en *strikt* tillämpning av reglernas ordalydelse. I fråga om fåglar och listade djurarter är det enligt 4 § artskyddsförordningen förbjudet att (medvetet) döda eller störa dessa liksom att gradvis försämra deras fortplantningsområden och viloplats. Någon dispens från förbuden får inte ges för skogsbruk, då detta inte utgör ett giltigt skäl för dispens (14 §), vilket medför att förbuden i 4 § kan betraktas som absoluta för skogsbrukets del.

Svårigheten med att förena skogsbruket med artskyddsreglerna har uppmärksamats av EU-kommissionen. För att inte helt utesluta skogsbruk föreslår kommissionen en *pragmatisk* tolkning av reglerna. I fråga om skyddet av arternas livsmiljöer menar kommissionen att skyddet inte nödvändigtvis omfattar alla livsmiljöer utan bara en tillräcklig mängd. Så länge en *kontinuerlig ekologisk funktionalitet* hos livsmiljön upprätthålls, d.v.s. möjligheten för arten att fortplanta sig och söka skydd och vila i landskapet, så triggas inte förbudet (EU-kommissionen, 2007, s. 40). En lösning enligt kommissionen är därför att införa ett *förebyggande system* med instrument som kan vägleda skogsbruket så att en kontinuerlig ekologisk funktionalitet upprätthålls och att konflikter med artskyddet därmed kan undvikas (EU-kommissionen, 2007, s. 47).

Den pragmatiska lösning som för närvarande har valts i Sverige är att tillämpa den s.k. samrådsregeln i miljöbalken (rättsfallet MÖD 2018:18, se även Forsberg, 2018, s. 85 f.). I stället för att en avverkning, som riskerar att komma i konflikt med artskyddet, ska ”fastna” i en dispensprövning enligt artskyddsförordningen, tas den upp till samråd enligt 12 kap. 6 § miljöbalken. Vid prövningen bedöms om avverkningen kan anpassas så att kontinuerlig ekologisk funktionalitet upprätthålls. I så fall aktualiseras inte artskyddsförbudet. Denna bedömning är dock komplex. Varje art har specifika livsmiljökrav

och även en gradvis försämring av livsmiljöns funktionalitet omfattas av förbuden enligt artskyddsförordningen. För att i det enskilda fallet kunna avgöra var tröskeln ligger, d.v.s. om en avverkning bryter den ekologiska funktionaliteten och därmed är förbjuden eller inte, måste en bedömning göras mot bakgrund av artspecifika förutsättningar. Detta förutsätter ett fullgott beslutsunderlag om bl.a. *landskapsekologiska* förhållanden som många gånger saknas idag.

Men även med en pragmatisk tolkning och ett landskapsperspektiv vid tillämpningen av artskyddsreglerna uppstår mindre önskvärda konsekvenser. Regelverket skapar ett "ad-hoc-system", där först till kvarn först får mala. Så länge det finns en tillräcklig mängd livsmiljö kvar i landskapet efter en avverkning triggas inte förbuden i artskyddsförordningen. Med andra ord aktualiseras förbudet först när tröskeln är nådd. För den enskilde skogsägaren kan systemet upplevas som oförutsebart och orättvist när grannen tidigare har fått avverka men den egna avverkningen förbjuds just på grund av att grannen hunnit före. Även ur naturvårdsbiologiskt perspektiv är systemet otillfredsställande då myndigheterna, vid en pragmatisk tolkning av reglerna, inte "får" tillämpa artskyddsreglerna med mindre än att tröskelvärdet överskrids. Det kan resultera i att de områden i ett landskap som på förhand bedöms som mest optimala att bevara är de första som avverkas. Ovan beskrivna tillkorkommanden med dagens förvaltningsmodell liksom utsikterna att nå och genomdriva miljömål och internationella och EU-rättsliga åtaganden talar för behovet av landskapsplanering vid förvaltning av skog.

5.2.2 Landskapsplanering som ett proaktivt instrument för en grön infrastruktur

För att hitta vägar framåt där skogsbruk kan bedrivas utan konflikt med artskyddsreglerna har kommissionen alltså föreslagit att skogen bör förvaltas genom en proaktiv modell där hänsyn tas till landskapets värden som helhet och inte enbart till enskilda artindivider och livsmiljöer. Som exempel på instrument för att åstadkomma en förebyggande modell anger kommissionen planering (EU-kommissionen, 2007 s. 47). Genom landskapsplanering kan mer strategiska beslut om skydd, skötsel och brukande av skogen fattas. Befintlig naturhänsyn i skogsbruket och frivilliga avsättningar kan bättre samordnas över ägargränser och därmed öka förutsättningar för konnektivitet i landskapet och ekologiskt funktionella nätverk. När ekologisk funktionalitet i landskapet kan tryggas kan i sin tur skogsbruket släppas fram utan att konflikter med artskyddet uppstår. Med en sådan proaktiv förvaltningsmodell, i motsats till reaktiva ad hoc-beslut där myndigheter ingriper först när landskapet riskerar att uttömmas på värdefulla livsmiljöer, kan även mer optimala beslut ur naturvårdsbiologiskt perspektiv fattas. De områden som är mest värdefulla att spara kan prioriteras på förhand.

En central funktion i NFMA är just att i landskapsplanerna för National Forests i USA proaktivt skydda livsmiljöer för att undvika senare konflikter med artskyddet i Endangered Species Act (Michanek, 2019, s. 95 f.).

En förebyggande modell med landskapsplanering kan även bidra till ökad förutsebarhet för skogsägarna där problem som ”först till kvarn får först mala” kan undvikas. Inte minst ur företags- och privatekonomiskt perspektiv kan detta vara att föredra mot dagens modell där skogsägaren kan ha svårt att på förhand bedöma om och hur artskyddsreglerna kan komma att påverka möjligheterna att bruka skogen. Enligt Riksrevisionen kan motståndet mot skydd av värdefulla skogar tänkas bli mindre om myndigheterna arbetar mer förebyggande och på förhand kommunicerar med skogsägarna om strategiskt viktiga områden för naturvården, än om ärenden om skydd av skog tas upp ad hoc till följd av en avverkningsanmälan (Riksrevisionen, 2018, s. 34). Även ur ett straffrättsligt perspektiv gör sig argument om förutsebarhet gällande. Som EU-kommissionen särskilt poängterar kan en förebyggande förvaltningsmodell skapa trygghet för skogsägaren att undvika åtalsanmälan för artskyddsbrott, om skogsägaren förvaltar skogen i enlighet med landskapsplanen (EU-kommissionen, 2007, s. 32).

5.3 Landskapsplanering och certifiering av skog

Det finns idag inte något lagligt krav på skogsbruksplaner. Däremot ingår sådan planering i kraven när skogsägare väljer att certifiera sin skog genom Forest Stewardship Council (FSC) eller Programme for the Endorsement of Forest Certification (PEFC). Planeringen ska då beakta landskapsperspektivet. I korthet gäller följande.

Inom FSC ska större skogsägare bl.a. ”planera i ett landskapsekologiskt perspektiv, med hänsyn till egen arrondering och andra lokala förutsättningar” (se närmare <https://se.fsc.org/se-se/standarder/svensk-skogsbruksstandard>, under punkt 6). Planen ska syfta till att uppnå en ”landskapsekologiskt balanserad åldersfördelning, med särskilt beaktande av andelen äldre skog i landskap med brist på sådan”. Större skogsägare ska ha ”ekologiska landskapsplaner eller motsvarande med förklaringar”. Övriga skogsägare ska tillse att regionala aktionsplaner eller motsvarande ”beaktas” i samband med skogsbruksplanläggning. Vidare ska ett för ”landskapet representativt urval av befintliga ekosystem ... bevaras i sitt naturliga tillstånd och märkas ut på kartor”. Skogsägare ska även avsätta minst ”5 % av sin produktiva skogsmarksareal från andra åtgärder än skötsel som behövs för att bevara och främja biotopens naturliga eller hävd-betingade biologiska mångfald”. Skogsägare ska vid urval och avgränsning av dessa områden prioritera ”efter deras betydelse för den biologiska mångfalden och representativitet i landskapet”.

En certifiering enligt PFCE-standarden innebär att all skoglig planering ”bör ingå i ett landskapsekologiskt sammanhang” (se närmare <https://pefc.se/wp-content/uploads/2017/12/PEFC-SWE-002-Skogsstandard-2017-12-15.pdf>). Åtgärder för att återskapa skogs- och vattenmiljöer ska då ”beaktas”.

Skogsägare med mer än 5 000 ha sammanhängande produktiv skogsmark ska ”planera i ett landskapsekologiskt perspektiv, med hänsyn till arrondering och andra lokala förutsättningar”. Skogsägare med mindre än 5 000 hektar sammanhängande produktiv skogsmark ska ”beakta” regionala aktionsplaner eller motsvarande i samband med skogsbruksplanläggning. Med detta avses att man på fastighetsnivå anpassar skogsbruket så att skötseln bidrar till att naturvärden bevaras och vid behov förstärks ”i det aktuella landskapet” t.ex. med avseende på mängden död ved, areal äldre lövrik skog eller areal skog med höga naturvärden.

Mot bakgrund av de ovan redovisade kriterierna i FSC och PFCE kan man ställa frågan om det behövs en lag om landskapsplanering. Certifieringens krav innebär att skogsägare ska genomföra en planering av skogsbruket med hänsyn till landskapets naturvärden, även när dessa värden ligger utanför det egna skogsinnehavet. Certifiering bygger dock på frivillighet och även om många skogsbruk i Sverige är certifierade, kan det i ett landskap finnas skogsfastigheter som inte omfattas, men som har betydelse i ett landskapsekologiskt perspektiv (konnektivitet m.m.). Vidare formuleras kraven främst för stora skogsfastigheter, medan det är en mjukare styrning av småskogsbruket (”beakta”). Till detta kommer att certifieringskraven riktas till varje enskild skogsägare, som vid planeringen av skogsbruket på sin egen fastighet ska iakttä tillgänglig kunskap om landskapet. I en lagreglerad landskapsplanering som behandlas i detta forskningsprojekt, är det i stället en myndighet som har huvudansvaret och planeringen tar direkt sikte på hela skogslandskapets förutsättningar.

Här är det också relevant att EU-kommissionens rekommendation att tillämpa förebyggande instrument vid artskyddet (ovan 5.2.1) måste åtföljas av ett rättsligt ramverk med *tvingande* regler som motsvarar det strikta artskyddet och som säkerställer att ansvariga myndigheter ingriper effektivt om överträdelser sker. Det måste med andra ord finnas effektiva genomdrivande-regler för att kraven i art- och habitatdirektivet ska anses implementerade. Det innebär bl.a. att det ur ett EU-rättsligt perspektiv inte är möjligt att helt ersätta den rättsliga regleringen av skog med t.ex. frivilliga certifieringssystem (EU-kommissionen, 2007, s. 31 f. och s. 35).

Avslutningsvis ska framhållas forskningsprogrammet inte har utrett hur landskapsplanering i samband med certifiering genomförs i praktiken. Vi kan därför inte säga i vilken grad landskapsperspektivet faktiskt tillgodoses, vilket kunskapsunderlag som krävs i detta avseende eller hur kontrollen fungerar.

5.4 Skogsägares rätt till ersättning och konsekvenser för naturskyddet

Frågor om ersättningsrätt behandlas här eftersom en landskapsplanering av skog direkt eller indirekt kommer att aktualisera frågor om ersättning till skogsägare (nedan 5.10).

5.4.1 Rättsläget i Sverige

Att äga och bruka skog är förknippat med såväl rättigheter som skyldigheter. Äganderätten är grundlagsfäst genom 2 kap. 15 § regeringsformen (RF) och kan ur naturvårdssynpunkt sägas vara en fördelningsregel mellan det allmänna och den enskilde markägaren vad gäller kostnadsansvaret för att bevara biologisk mångfald (Forsberg, 2018, s. 89 ff.). I vissa situationer kan markägaren helt tvingas avstå sin egendom för att bevara värdefulla naturområden. I dessa fall, t.ex. vid bildandet av naturreservat, har markägaren rätt till ersättning. I andra fall kan inskränkningar i rätten att använda marken vara tillräcklig för att skydda naturvärdena, s.k. rådighetsinskränkningar. För dessa fall gäller att markägaren har rätt till ersättning om ”*pågående markanvändning inom berörd del av fastigheten avsevärt försvåras*”. Motsatsvis har markägaren ett eget ekonomiskt kostnadsansvar för den naturhänsyn som ryms under intrångstaket (den s.k. ”toleranströskeln”).

Rätten till ersättning vid rådighetsinskränkningar är omgärdad av flera frågetecken. En fråga som varit kraftigt omdebatterad under senare år rör artskyddsförordningens genomslag i skogen (Forsberg, 2018, s. 91 f.). Förordningens förbud mot att störa och skada arter och deras livsmiljöer kan i vissa situationer medföra långtgående inskränkningar i möjligheten att bruka skogen, men till förbuden finns ingen i lag kopplad rätt till ersättning (jfr 31 kap. 4 § miljöbalken). Att det saknas en sådan regel utesluter inte att en domstol med stöd av allmänna rättsgrundsatser, i ljuset 2 kap. 15 § regeringsformen, skulle kunna tillerkänna markägaren en sådan rätt (Bengtsson, 2018, s 113). En central fråga i sammanhanget är hur begreppet ”pågående markanvändning” ska tolkas. Att det idag saknas en kopplad ersättningsrätt till artskyddsförordningen kan motiveras med att det bara är laglig markanvändning som kan betraktas som ”pågående markanvändning” och att avverkning i strid med artskyddsreglerna är förbjuden och betraktas som ett artskyddsbrott (Forsberg, 2018, s. 92, jfr prop. 1997/98;45 del 1 s. 551). Med ett sådant synsätt skulle ersättning inte utgå.

Även om en rådighetsinskränkning är av sådan art att den grundar rätt till ersättning säger fördelningsregeln att markägaren måste tåla ett visst intrång i pågående markanvändning utan ersättning, närmare bestämt det intrång som ligger under toleranströskeln (”avsevärt försvårande”). Det är omöjligt att bestämma tröskelnivån generellt utan förhållandena i enskilda

fallet avgör. Det finns dock vissa generella hållpunkter som utvecklats i förarbeten 1986/87:BoU1 om en ny plan- och bygglag m.m., s, 150) och praxis, som i huvudsak innebär följande:

- Markägaren får tåla restriktioner som motsvarar högst 10 procent av marknadsvärdet inom berörd del av fastigheten (berörd del bestäms utefter fackmannamässiga grunder, såsom ett skogsbestånd med viss avverkningsålder).
- Restriktionerna får dock aldrig i ”absoluta tal” innebära ett avsevärt försvårande. Här kan nämnas två rättsfall (dock inte i högsta instans) som belyser rättstillämpningen. I det första fallet (Kammarrätten i Göteborg 2009–03–31 i mål 5238–075238–07) bedömdes att restriktionen kostade 300 000 kr i absoluta tal, ca 4,5 % av virkesvärdet inom den berörda delen. Så mycket ansågs inte markägaren behöva tåla utan ersättning. I det andra fallet (Kammarrätten i Jönköping 2011–03–28 i mål nr 2928-10) uppskattades motsvarande kostnad till 199 000 kr, ca 3 % av virkesvärdet. Denna kostnad ansågs markägaren få tåla utan ersättning.

Vid bedömningen av intrånget i ”absoluta tal” tillämpar Skogsstyrelsen i praktiken ett slags steg: ju högre ekonomiskt värde på skogsråvaran i det enskilda fallet, desto lägre procentsats, t.ex. 5 % eller 2 %. (Skogsstyrelsen 2019, Skogsstyrelsens tillämpning av toleransnivå vid olika nettovärden på skogsobjektet, <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/lag-och-tillsyn/skogsvardslagen/intrangsbeogrnsningskurvan.pdf>). Denna steg har inte principiellt godtagits som gällande rätt i något prejudicerande avgörande.

5.4.2 Principiell diskussion

Stater reglerar markägares egendomsskydd olika. I USA innebär skyddet enligt Endangered Species Act för listade arter, och för dessa arters ”critical habitat”, att privata skogsägare m.fl. får tåla långtgående restriktioner (Michanek, 2019, s. 96 f.). Lagen förbjuder normalt skogsavverkningar m.m. som hotar en ”critical habitat”, med små möjligheter att medge undantag. Frågor om ersättningsrätt vid olika slags inskränkning i markäganderätten bedöms i USA enligt ”the takings clause” i konstitutionen (Fifth Amendment). Ersättning utgår om restriktionen bedöms som så kallad ”regulatory taking” (expropriation eller liknande). Frågan avgörs av domstol efter en intresseavvägning mellan enskilda och allmänna intressen. Domstolarna har inte ansett att restriktioner som följer av Endangered Species Act ska anses som ”regulatory taking”. Markägare i USA får alltså alltid tåla dessa krav utan ersättning. Rättsläget i USA och i Sverige är således markant olika. Det kan tilläggas att ersättningen i Sverige uppgår till 125 % av fastighetens marknadsvärde enligt 4 kap. 1 § expropriationslagen (1972:719).

Frågan om markägare bör ha rätt till ersättning vid restriktioner för att skydda naturvärden är omdiskuterad i Sverige såväl som i USA och andra stater. Ibland tar diskussionen sin utgångspunkt i äganderätten som sådan. Argument för starkt privat egendomsskydd ställs mot åsikten att ägare bör anses ha ett

visst ansvar att förvalta fastighetens resurser för kommande generationer, utan ersättning (i den tyska grundlagen: "Eigentum verpflichtet"). Det uttalade sektorsansvaret för skogsägare är ett liknande argument (jfr nedan kapitel 7 om ett avgift-fonds-system vid landskapsplanering). Här ska även framhållas att miljöbalkens hänsynsregler (2 kap.) ställer generella minimikrav som inte är kopplade till någon ersättningsrätt (prop. 1997/98:45 del 1, s. 551 och Forsberg, 2012, s 138 ff.). Däremot får kraven inte vara "orimliga" (2 kap. 7 § miljöbalken).

En annan utgångspunkt för diskussion är de praktiska konsekvenserna för naturskyddet av en långtgående ersättningsrätt. En argumentationslinje är då att en generös rätt till ersättning kan omöjliggöra behövligt skydd i tider när statliga resurser saknas att betala markägare. Skador efter ett fysiskt ingrepp, t.ex. efter en traktavverkning, kan ofta inte repareras i efterhand även om naturvårdsbudgeten då är starkare. Om arter till följd av bristande statliga resurser inte ges ett tillräckligt skydd kan detta även innebära brott mot EU-rätten och Sveriges internationella förpliktelser att bevara biologisk mångfald. En motsatt argumentationslinje är att en brist på ersättningsrätt skadar legitimiteten hos markägare för samhällets naturskydd. Markägare kan därför bli mindre benägna att informera myndigheter om fastighetens naturvärden och att medverka i skötseln av naturvärdena. Följden kan enligt vissa författare även bli att markägare medvetet skadar naturvärden i syfte att undvika restriktioner för naturskydd. I stället bör, enligt denna argumentationslinje, ersättning eller andra subventioner användas för att skapa legitimitet och delaktighet hos markägare (Lueck and Michael, 2003; Langpap et al., 2018).

Diskussionen ovan är intressant på ett principiellt plan, men frågan om äganderättens räckvidd – om t.ex. även ingrepp med stöd av artskyddsreglerna bör grunda rätt till ersättning – tas inte ställning till här. I rapporten diskuteras däremot andra finansiella lösningar, som bygger på ett kollektivt ansvar inom skogsbranschen (nedan kapitel 6). När diskussion förs i det följande om markägarens rätt till ersättning vid genomförandet av landskapsplanering sker den mot bakgrund av dagens utgångspunkt att markägaren har rätt till ersättning när intrångstaket är nått, d.v.s. när markägarens pågående markanvändning avsevärt försvåras direkt till följd av landskapsplanering eller som ett resultat av den (nedan 5.10). Att märka i sammanhanget är att rätten till ersättning är begränsad till inskränkningar av *naturvårdsskäl* (2 kap. 15 § 2 st. regeringsformen). Inskränkningar som sker i syfte att skydda omgivningen mot föroreningar från skogsbruket ger idag i princip inte någon grundlagsskyddad rätt ersättning (2 kap. 15 § 3 st. regeringsformen).

5.5 Intresseavvägning och rättslig styrning

Lagstiftaren måste ta ställning till vilka intressen som landskapsplaneringen ska beakta. Det handlar om övergripande mål, såsom att skogen ska skötas uthålligt och bevara biologisk mångfald (jämför målregler i 1 § skogsvårdslagen och 1 kap. 1 § miljöbalken). Andra mål (som inte beaktats i detta forskningsprogram) kan t.ex. vara rekreation, estetiska värden, kulturmiljövärden, rennäring, vattenkvalitet, klimataspekter och brandsäkerhet.

Lagstiftaren måste även överväga hur stark den rättsliga styrningen av planeringen ska vara. Här kan lagstiftningen i USA ge vägledning (Michanek, 2019, s. 90–92). Den bygger på att Forest Service utifrån en princip om ”multiple use” ska ha betydande frihet att prioritera intressen och kombinationer av intressen utifrån de specifika förutsättningarna i landskapet. Lagstiftningen anger dock ett stort antal intressen som måste beaktas (ingå i bedömningen) vid planeringen, såsom virkesproduktion, naturskydd (bl.a. konnektivitet), rekreation och vattenkvalitet.

Skyddet för naturvärden vid planeringen utvecklas särskilt i en förordning under NFMA. Forest Service ska tillämpa ett *ekosystemperspektiv* (“ecosystem approach”), som rör ekosystemets integritet och mångfald. Planeringen ska upprätthålla och återskapa ekosystems struktur, funktion, sammansättning, konnektivitet, särskilda karakteristika, förekomst av sällsynta arter, ursprungliga träarter m.m. Planeringen utgår i första hand från detta övergripande ekosystemperspektiv. När detta inte räcker kompletteras ekosystemperspektivet med ett mer *specifikt skydd för vissa arter* (“species specific approach”). Det kan t.ex. handla om att skapa en skyddszon intill viss häckningsplats. Ekosystemperspektivet (främst) och det specifika artskyddet i NMFA har en direkt koppling till artskyddet i Endangered Species Act.

Givet att en landskapsplanering av skog, i likhet med den i USA, ska beakta, kombinera och prioritera intressen utifrån lokala specifika förutsättningar, bör en svensk lag som huvudregel ge planmyndigheten betydande frihet vid planeringen. Från denna regel måste dock göras undantag. En svensk landskapsplanering kommer (liksom i USA) i viss mån att styras av krav i annan lagstiftning. Ett exempel är miljö kvalitetsnormer för vatten i miljöbalken. Ett annat exempel är artskyddsförordningen. Om planeringen ska fylla en proaktiv funktion i förhållande till artskyddsförordningen, och EU-rätten, måste reglerna styra planeringen i syfte att uppnå kontinuerlig ekologisk funktionalitet och därmed motverka framtida konflikter med artskyddsförordningens förbud. Även i dessa situationer kan dock lagen ge utrymme för flexibilitet, exempelvis när det finns ett antal livsmiljöer av visst slag i landskapet och bara några av dessa måste skyddas. Om det då saknar väsentlig betydelse från naturskyddssynpunkt vilka av platserna som skyddas, kan lagen tillåta att berörda skogsägare får förhandla och bestämma i frågan. En sådan förhandling kan föras inom ramen för planprocessen.

Styrning bör lämpligen ske inte bara i lagen utan även genom landskapsplanens föreskrifter. Erfarenheter från tillämpningen av NMFA visar att skogsplanernas genomförande i hög grad beror på hur planföreskrifterna utformas. Om de är tydliga och konkreta ökar sannolikheten för genomförande (Michanek, 2019, s. 95 f.). Detta kan antas gälla även i Sverige.

Genomförandet påverkas även av om planföreskrifterna utformas som rättsligt bindande krav för enskilda. Vi återkommer till denna fråga (nedan 5.10).

5.6 Adaptiv skogsplanering

En adaptiv förvaltning bygger på insikten att beslut om naturresurser och annan markanvändning typiskt sett fattas under mer eller mindre osäkerhet om framtiden. Det gäller även för användningen av skogsmark. En adaptiv förvaltning innebär att denna anpassas till förändrade förhållanden, t.ex. till följd av klimatförändringen, liksom till nyvunnen kunskap i sig. En adaptiv förvaltning kan därmed komma i konflikt med skogsägares och andra markanvändares intresse av att tryggt kunna planera sin verksamhet för framtiden. Från denna utgångspunkt kan det tvärtom anses som en fördel med rättsliga beslut som ligger fast inom överskådlig tid.

Det finns numera flera exempel på lagstiftning som bygger på adaptiv förvaltning av naturresurser. Hit hör EU:s ramvattendirektiv och marina strategiska direktiv och motsvarande svensk lagstiftning som genomför dessa rättsakter. Exempelvis innebär ramvattendirektivet att medlemsstaterna ska anta förvaltningsplaner för avrinningsområden, med miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram. Åtgärdsprogrammen ska genomföras, kontrolleras och utvärderas och efter sex år ligga till grund för nya beslut om förvaltningsplaner.

Om en svensk lag om landskapsplanering ska bygga på adaptiv förvaltning kan NFMA i USA utgöra en förebild. NFMA innehåller följande tre, delvis överlappande delar:

- a) *Att ta fram och utvärdera aktuell information* om planområdets värden. Även information om områden utanför planlandskapet beaktas. Informationen kan avse mark- och vattenförhållanden, andel lövträd/barrträd, skogsbeståndens ålder, klimat, förändringar (trender), fridlysta och rödlistade arter och deras livsmiljöer (fortplantningsområden, viloplats m.m.), rekreativvärden och andra ekosystemtjänster, kulturella värden, exploateringsintressen (bebyggelse, vägar m.m.) och eventuell renskötsel.
- b) *Att utarbeta och anta planen.* En ny plan utarbetas för respektive skogslandskap utifrån den information som tagits fram (a). För att kunna beakta förändringar och ny kunskap ska en befintlig landskapsplan *revideras* senast efter 15 år (med möjlighet att göra tillägg och ändringar tidigare än så).
- c) *Att följa upp genomförandet av planen.* Planmyndigheten utvecklar ett program för övervakning av utvecklingen i landskapet. De specifika metoderna för övervakning anges i planen. Informationen från övervakningen ligger till grund för revision eller eventuellt tillägg till planen.

5.7 Kunskapsunderlag för planer

5.7.1 Allmänt

Två skäl talar starkt för att kunskapsunderlaget vid en landskapsplanering ska ha hög vetenskaplig kvalitet. Dels ska underlaget styra planmyndighetens överväganden, såsom att göra rätt urval av områden som behöver förstärkt skydd. Dels har skogsägare intresse av att planen inte leder till krav som är mer långtgående än vad som är nödvändigt, något som kan bli följden om en plan antas trots brister i underlagets kvalitet.

I NFMA i USA krävs att planeringen baseras på ett ”systematiskt tvärvetenskapligt angreppssätt” i syfte att nå en integrerad vetenskaplig bedömning, där bl.a. ekonomi och biologi ingår. Skogens naturresurser inventeras av ett “tvärvetenskapligt team”, som också förbereder planerna. Planering och övervakning ska använda ”bästa tillgängliga vetenskapliga information”. Information ska dokumenteras, liksom metoderna för att ta fram informationen. Till detta kommer att det vid förberedelsen av skogsplanerna ofta krävs att Forest Service utarbetar en Environmental Impact Statement (EIS), ett förfarande där olika intressenter kan delta, även allmänheten. En EIS redogör för miljökonsekvenserna vid ingrepp i skogsområdet, liksom för tillgängliga alternativ (andra brukningsformer, andra platser). Ytterligare krav på underlag ställs genom Endangered Species Act om ett planförslag kan äventyra bevarandestatusen för listade arter (”endangered” eller ”threatened”) i området eller förstöra eller modifiera sådana arters livsmiljöer (Michanek, 2019, s. 87–89 och 93–95).

Redan idag finns en hel del kunskap om det svenska skogslandskapets naturvärden bl.a. på Artportalen (artförekomst) och vid Skogsstyrelsen (nyckelbiotoper m.m.), länsstyrelserna och Naturvårdsverket. Kunskap om landskapets naturvärden finns även hos många skogsägare, men denna information är inte alltid tillgänglig i den offentliga förvaltningen. Den metod som tillämpats i detta forskningsprojekt – Zonation (kapitel 4) – innebär behandling av befintlig kunskap.

Även om mycket kunskap redan finns behövs fördjupad kunskap om skogslandskapets ekologi vid arbetet med biologisk mångfald (Riksrevisionen, 2018, s. 6 och Forsberg, 2018, s. 87 och där angivna källor). Därtill är naturen i ständig förändring, vilket ställer krav på uppdatering av kunskapsunderlaget (ovan 5.6). Man kan alltså utgå från att kompletterande undersökningar av landskapets värden ofta kommer att behövas inför en landskapsplanering. Ett sätt att bygga upp kunskapen om naturvärden på enskilda fastigheter, som sedan kan läggas till grund för kunskap om landskapets ekologi, är att använda fastighetsanknutna skogsbruksplaner (prop. 1992/93:226, s.72, jfr prop. 2007/08: 108, s. 67). Möjligen kan även reglerna och tillämpningen enligt NFMA ge inspiration till hur ny kunskap ska inhämtas.

5.7.2 Strategiska miljöbedömningar

6 kap. miljöbalken och miljöbedömningsförordningen (2017:966) innebär som huvudregel att en så kallad *strategisk miljöbedömning* ska göras för planer och program som kan "antas medföra betydande miljöpåverkan" (6 kap. 3 § miljöbalken). Reglerna är relevanta vid en eventuell landskapsplanering av skog, såväl vid framtagandet av en ny plan som vid ändring av befintlig plan. Omständigheterna i varje enskilt fall avgör om planförslaget kan "antas medföra betydande miljöpåverkan". Här beaktas bl.a. planens "betydelse för möjligheterna att följa miljölagstiftningen". Detta kriterium får sannolikt stor betydelse eftersom en av planens funktioner ska vara att motverka framtida konflikter mellan skogsåtgärder och fridlysningsförbuden i artskyddsförordningen. Vidare ska beaktas de sannolika miljöeffekterna i övrigt och deras omfattning, liksom "påverkan på områden eller natur som har erkänd skyddsstatus nationellt, inom Europeiska unionen eller internationellt" (se närmare 5 § miljöbedömningsförordningen).

Utifrån gällande regler har således planmyndigheten ett visst utrymme vid bedömningen av om ett förslag till landskapsplan kan antas medföra "betydande miljöpåverkan" (så kallad "screening"). Om regeringen vill det, kan den i en förordning bestämma att alla skogliga landskapsplaner ska "antas" medföra sådan påverkan. I så fall blir strategisk miljöbedömning obligatorisk vid sådan planering. Regeringen kan även koppla ur kravet genom att generellt bestämma att skogliga landskapsplaner inte ska antas medföra betydande miljöpåverkan (6 kap. 4 § miljöbalken).

I de fall det krävs en strategisk miljöbedömning vid planförberedelsen ska ett visst förfarande tillämpas (6 kap. 9 § miljöbalken):

- a) Planmyndigheten ska samråda om hur omfattningen av och detaljeringsgraden i en miljökonsekvensbeskrivning ska avgränsas (avgränsningssamråd). Olika intressenter har rätt att delta i samrådet och ge synpunkter.
- b) Planmyndigheten ska ta fram en miljökonsekvensbeskrivning och ge tillfälle till synpunkter på denna och på förslaget till skoglig landskapsplan.
- c) Planmyndigheten ska ta hänsyn till miljökonsekvensbeskrivningen och inkomna synpunkter innan planen antas.

5.8 Deltagande och påverkan

En central fråga är hur olika intressenter ska kunna delta i och påverka planarbetet. Detta har betydelse för att myndigheter, skogsägare, miljöorganisationer m.fl. ska kunna bevaka sina intressen, men även för att planeringsunderlaget ska berikas. Det är bl.a. väsentligt att skogsägarna deltar aktivt eftersom dessa ofta har god kunskap om lokala förhållanden, men även för att främja legitimitet för planarbetet och det framtida planbeslutet.

Lagstiftningen i USA kräver att den skogliga planprocessen är öppen och medger deltagande från olika intressenter, även allmänheten. Detta följer av planreglerna i NFMA och ytterligare av National Environmental Policy Act när det krävs en EIS vid förberedelse av en landskapsplan. Därutöver tvingas Forest Service enligt Endangered Species Act att ingående samråda med Federal Wildlife Service om det finns risk för att ett planförslag påverkar bevarandestatusen för listade arter ("endangered" eller "threatened") eller förstör eller modifierar sådana arters livsmiljöer. Här kan jämföras med det samråd som ska ske i Sverige mellan Skogsstyrelsen och länsstyrelserna i ärenden där artskyddsreglerna aktualiseras i samband med skogsbruk (se 1 kap. 17 § och 2 kap. 8 och 10 §§ miljötillsynsförordningen (2011:13) liksom Naturvårdsverkets och Skogsstyrelsen, 2016, s. 11).

Vi utgår från att en svensk lag om landskapsplanering kommer att innehålla regler som möjliggör och underlättar deltagande från olika intressenter. Så har annan svensk planlagstiftning utformats tidigare (t.ex. plan- och bygglagen). När det gäller allmänheten, bl.a. miljöorganisationer, följer krav på deltagande av Århuskonventionen och EU-rätt. I de fall förberedelsen av en skogsplan förutsätter en strategisk miljöbedömning (se ovan) kommer deltagande att möjliggöras genom 6 kap miljöbalken. Procedurerna för deltagande bör samordnas med en eventuell lag om planering av skogslandskapet.

På myndighetsnivå är det särskilt väsentligt att reglera samarbetet mellan Skogsstyrelsen och länsstyrelserna, eftersom dessa har tillsynen över skogs-vårdslagen respektive artskyddsförordningen. Om exempelvis Skogsstyrelsen skulle utses som huvudansvarig för en landskapsplanering av skog, måste länsstyrelsens uppfattning om artskyddsförordningens krav beaktas vid planeringen och länsstyrelsen bör ges rätt att överklaga ett planbeslut som kan anses gå emot artskyddsförordningen.

Frågan om rätten att överklaga ett planbeslut är mer komplicerad och analyseras inte i detalj här. Denna rätt har främst samband med frågan om planbeslutet ska ses som ett rättsligt bindande förvaltningsbeslut (nedan 5.10). De som då berörs av beslutet har rätt att överklaga. Det gäller berörda enskilda skogsägare, liksom miljöorganisationer under vissa förutsättningar. Rättsutvecklingen på senare tid innebär att miljöorganisationer numera har en vid klagorätt.

5.9 Landskapsplaner och intensivt skogsbruk

Frågan om att tillåta intensivt skogsbruk på vissa marker har tidigare utretts av SLU på uppdrag av regeringen (MINT-utredningen, 2009). Syftet kan vara att underlätta för produktion av biomassa, som ett led i klimatpolitiken och omställningen till ett energisystem som baseras på förnyelsebara energikällor. Det intensiva skogsbruket skulle kunna undantas från vissa krav i skogslagstiftningen, såsom krav på naturhänsyn och restriktioner för gödsling, klon-skogsbruk och användning av vissa främmande träslag.

Det är i grunden en politisk fråga om intensivskogsbruk ska underlättas genom undantag i lagstiftningen. Frågan är kontroversiell. En annan uppfattning är politiken främst bör syfta till att binda kol i marken, med följderna att skog borde avverkas mer sällan än idag. Vi tar inte ställning till dessa frågor. Däremot är det relevant att här ta upp frågan om vilka följdändringar i lagstiftningen som bör ske ifall lagändringar övervägs för att underlätta för intensivskogsbruk. Vi utgår från att det inte är aktuellt att ta i anspråk skogsmark där konflikter uppkommer med EU-rättsliga krav på skydd för arter och livsmiljöer. Sannolikt vill statsmakterna inte heller att marker av betydelse från naturvårdssynpunkt i övrigt ska användas (kanske inte heller om vissa andra väsentliga allmänna intressen kan skadas, såsom rekreationsintressen). Detta innebär att det måste finnas någon slags kontroll av enskilda fall för att avgöra om ett visst skogsområde är lämpat för intensivskogsbruk med lagliga undantag. Här kan landskapsplaner för skog fylla en viktig funktion genom att på förhand identifiera de områden som i huvudsak saknar betydelse från naturvårdssynpunkt m.m. och som därmed bör vara tillgängliga för intensivodling. Landskapsplanens föreskrifter kan sedan utgöra underlag för Skogsstyrelsen vid en tillståndsprövning av om intensivodling ska tillåtas, alternativt om frågan bedöms i samband med antagande av en operativ skogsbruksplan (jfr Michanek och Pettersson, 2009, s. 41 f.).

5.10 Alternativa utformningar av en skoglig planering – plannivåer och planers rättsverkan

5.10.1 Inledning

I detta avsnitt diskuteras om landskapsplanen ensam bör styra skogsbruket eller om det bör inrättas ett plansystem med en överordnad landskapsplan som kompletteras med en detaljerad skogsbruksplan för varje skogsfastighet. Det senare kan kallas planering på hierarkiska skalnivåer. En sammanhängande fråga är om landskapsplanen bör vara rättsligt bindande eller inte, och i så fall enbart för myndigheter eller även för enskilda skogsägare. Om en plan är bindande för enskilda skogsägare har de rätt till ersättning ifall planen innebär att ”pågående markanvändning inom berörd del av fastighet avsevärt försvåras” (ovan 5.4.1). De får även rätt att överklaga planbeslutet. Rättsligt bindande landskapsplaner innebär typiskt sett en starkare styrning.

Frågor om olika plannivåer och planers rättsverkan är inte specifik för landskapsplanering av skog. Den har ofta diskuterats i samband med exempelvis ny lagstiftning om fysisk planering. I den nu gällande plan- och bygglagen regleras dels översiktsplaner (och regionplaner) som inte är precisa och som saknar bindande verkan, dels detaljplaner och områdesbestämmelser som är mer specifika och bindande, även mot enskilda markägare.

I det följande har vi valt ut några alternativa utformningar av en skoglig planering (det finns även andra varianter). Vid tar upp för- och nackdelar med de olika alternativen.

5.10.2 Landskapsplan enbart - utan rättsligt bindande verkan

En landskapsplan för skog som saknar rättsligt bindande verkan kan jämföras med de regionala handlingsplaner som utarbetas av länsstyrelserna (kapitel 3.8.4). Syftet med dessa är att ta fram ett fördjupat kunskapsunderlag. Handlingsplanen samlar kunskap om befintliga naturvärden och ekosystemtjänster, men den ger även förslag på åtgärder. Handlingsplanerna saknar rättsverkan och föreslagna naturvårdsinsatser genomförs bara på frivillig basis i samverkan med landskapets aktörer. En liknande planering med fokus på det skogliga ekosystemet kan tillmätas rättslig betydelse även om planen inte är rättsligt bindande. Planen kan fungera som kunskapsunderlag för att identifiera skyddsvärda områden som är lämpliga för ett formellt områdesskydd (t.ex. naturreservat) eller för att i det enskilda fallet, t.ex. vid tillämpning av samrådsregeln i 12 kap. 6 § miljöbalken, kunna bedöma om en avverkning är förenlig med artskyddsreglerna eller om den behöver anpassas eller förbjudas för att inte påverka områdets ekologiska funktionalitet.

En konsekvens av en sådan landskapsplan är att problematiken med den gällande principen ”först till kvarn får först mala” består (ovan 5.2.1). Planen kan ange en strategi för vilka områden som bör sparas eller hur de bör skötas för att nå miljömålen och tillgodose EU-rättens artskydd, men om en skogsägare väljer att anmäla skog till avverkning i strid med planens rekommendationer kan myndigheten bara falla tillbaka på dagens naturvårdsinstrument – att inrätta ett formellt områdesskydd (om det ryms inom budgetramar och ett sådant statistiskt skydd är lämpligt) eller att ingripa med artskyddsreglerna. Förbuden enligt artskyddsförordningen triggas dock först (vid en pragmatisk tolkning av reglerna) när det finns en risk för att den ekologiska funktionaliteten bryts. I en sådan modell tvingas myndigheterna med andra ord alltjämt att agera ad hoc och reaktivt på skogsägarnas avverkningsanmälningar, varför den inte fullt ut kan fungera som en förebyggande modell inom vilken artskyddsproblematiken kan hanteras.

En modell med en icke bindande landskapsplan triggas inte någon rätt till ersättning för den enskilde skogsägaren, då den inte påverkar dennes rättsliga ställning. Planen kan dock komma att ligga till grund för ett senare ingripande från det allmänna i enskilda fall för att genomföra planens målsättningar. I dessa situationer aktualiseras frågan om ersättningsrätt.

5.10.3 Landskapsplan enbart – med rättsligt bindande verkan

En landskapsplan som är rättsligt bindande för *enskilda skogsägare* medför andra konsekvenser än en plan utan sådan verkan. Om en landskapsplan innehåller restriktioner för hur skogsägaren får bruka sin fastighet aktualiseras frågan om ersättningsrätt, liksom rätten för skogsägaren att överklaga planbeslutet. Ett sådant system skulle med andra ord direkt vid ikraftträdandet av planen kunna aktualisera ett flertal ersättningsanspråk mot staten, något som i stunden inte bara skulle bli kostsamt utan även administrativt svårhanterligt och tidskrävande.

Ett alternativ skulle kunna vara att planen är bindande enbart gentemot *myndigheter* men först indirekt mot skogsägare. I praktiken innebära det att ersättningsrätten skjuts upp till den tidpunkt då skogsägaren, vid en avverkningsanmälan eller beslut om områdesskydd, hindras från att avverka i strid med planen. Situationen kan jämföras med regleringen av fjällnära skog (15, 18 och 19 §§ skogsvårdslagen). Om tillstånd till avverkning hindras i dessa områden finns en kopplad rätt till ersättning.

Om landskapsplanen ges en rättsligt bindande verkan mot enskilda måste den ur rättssäkerhetssynpunkt vara tillräckligt tydlig och precis för att skogsägaren ska veta hur planen ska efterlevas för att inte sanktioneras för brott mot planen. (Att något är rättsligt bindande medför i regel någon form av sanktion vid överträdelser (Bull och Sterzel, 2015, s. 181 f.)) Detta förutsätter detaljkunskaper om landskapets värden ner till beståndsnivå för att kunna ge tydliga anvisningar om hur de enskilda bestånden ska förvaltas.

5.10.4 Landskapsplan kombinerad med operativa skogsbruksplaner

Liksom i USA (NFMA) skulle den svenska skogsplaneringen kunna utformas i två hierarkiska nivåer (om nivåerna i NFMA, se Michanek 2019, s. 86 f.). En övergripande landskapsplan genomförs då med operativa fastighetsanknutna skogsbruksplaner, som alltså skulle alltså behöva återinföras i Sverige genom krav i lagstiftning. Även i ett sådant plansystem finns flera alternativ.

Ett alternativ är att ge den övergripande landskapsplanen *rättsligt bindande verkan* mot skogsägaren. Även om det knyts operativa skogsbruksplaner till en sådan landskapsplan, för att mer på detaljnivå reglera olika tänkbara målklasser för bevarande och skötsel, kan frågan om ersättningsrätt till skogsägare aktualiseras redan vid beslutet om landskapsplan (ovan 5.10.3).

Ett annat alternativ är att landskapsplanen *inte har rättsligt bindande verkan* mot skogsägaren (däremot kanske mot myndigheter). I detta alternativ aktualiseras inte en ersättningsrätt för skogsägaren vid beslutet om landskapsplan. Tidpunkten för ersättning knyts i stället till skogsbruksplanen. Detsamma gäller rätten att överklaga. Sammantaget innebär detta ett smidigare förfarande för att ta fram landskapsplanen. För att driva på antagandet av skogsbruksplaner skulle lagen kunna kräva att sådana antas senast viss tid efter beslutet om landskapsplan. En variant är att lagen kräver att skogsägaren tar fram och får godkänd skogsbruksplan i samband med en ingripande skogsbruksåtgärd, t.ex. vid en avverkningsanmälan. I båda fallen måste skogsbruksplanen överensstämma med den överordnade landskapsplanen.

I en hierarkisk planeringsmodell är det dock centralt att landskapsplanen ges någon form av styrande verkan för att kunna fungera som en förebyggande modell och för att strategiskt kunna verka för att skapa ekologiskt funktionella nätverk för genomföra EU-rätten och nå skogs- och miljöpolitiska mål.

6 Avgifts-fondssystem för skoglig landskapsförvaltning

6.1 Inledning

Landskapsplanering kan vara en väg framåt för att minska utarmningen av ekologiska livsmiljöer och för att bidra till att uppfylla de mål och skyldigheter som fastställs i de nationella miljömålen och internationella avtal. Det finns naturvetenskapliga metoder för att genomföra landskapsplanering (Ovan kapitel 4) och planeringen kan styras genom lagstiftning (Ovan kapitel 5). Utformningen av en landskapspolicy blir dock utmanande när skogsägare påverkas ojämnt av begränsningar. Till exempel, inom ett skogslandskap är det inte troligt att områden med högt bevarandevärde är jämnt fördelade mellan skogsägare. Genomförandet av en landskapsplanering för bevarande kommer därmed att leda till olika stora bördor inom skogsägarekollektivet, där vissa kommer att möta krav på att avsätta stora mängder skog, medan andra kanske bara behöver avsätta lite eller ingen alls.

6.2 Avgifts-fondssystem – Allmänna principer

Ett avgifts-fondssystem skulle kunna vara ett sätt att hantera denna horisontella orättvisa, och i en uppsats inom projektet (Zabel et al., 2018) föreslås ett avgifts-fondssystem som ett styrmedel för att främja bevarande av ekologiskt värdefulla skogar och för att förbättra landskapsperspektivet i skogsförvaltningen. Ett avgifts-fondssystem bygger på föreställningen om gemensamt men differentierat ansvar i ett skogslandskap med en heterogen fördelning av ekologiskt värdefulla skogar över skogsägarna, d.v.s. ett landskap där vissa skogsägare har väsentligt större andel värdefull skog än andra. I ett sådant system betalar skogsägare en viss avgift - som kan vara relaterat till avverkad volym, skogsmarkens produktivitet, eller någon annan bas - och de medel som genereras genom avgiften används för att kompensera skogsägare som genom en landskapsplan får ta ett större ansvar för bevarandet. Skogsägare med stora ekologiskt värdefulla arealer kompenseras genom fonden för begränsningar i användningen av sin skog som går utöver principen om ersättning när ”pågående markanvändning avsevärt försvåras” Skogsägare med ekologiskt mindre värdefulla arealer skulle kunna få avverka mer än i nuvarande lagtillämpning. De skulle dock vara skyldiga att betala en avgift som skulle användas för att finansiera fonden.

Ett avgifts-fondssystem följer principen om gemensamt men differentierat ansvar, i den meningen att alla skogsägare ansvarar för bevarande och är skyldiga att bidra. Samtidigt skiljer sig andelen avsatta områden åt mellan skogsägare, givet den ojämna fördelningen av ekologiskt värdefulla platser. Med utgångspunkt i det gemensamma ansvaret för alla skogsägare utjämnar avgifts-fondssystemet dessa skillnader. De medel som genereras genom avgiften

kan användas för att kompensera för den samhällsekonomiska kostnaden för den bevarade marken.

Flera aspekter på designen som är centrala för ett framgångsrikt avgifts-fondsystemantal diskuteras nedan, samt i Zabel et al. (2018).

6.3 Val av avsatta områden, kontinuitet och hållbarhet

Skogsägare, myndigheter och allmänheten (bl.a. miljöorganisationer) vill ha inflytande över placeringen av avsatta områden inom ett skogslandskap. Skogsägarna kommer sannolikt att vilja optimera den rumsliga fördelningen av avsatta områden för att minimera förlusten av produktionskostnaderna, den potentiella förlusten av skogsproduktion. Myndigheten, som agerar på uppdrag av samhället, skulle snarare välja avsatta områden baserade på biodiversitetsindikatorer som förekomsten av död ved och lövträd, eller på grundval av närhet till andra, redan avsatta områden.

Några av de indikatorer som skogsägaren och myndigheten tar i beaktande kan vara positivt korrelerade till varandra, eller kan till och med vara samma indikator. Ett exempel kan vara förekomsten av död ved, som är relevant för biologisk mångfald, och även är en indikator på hög beståndsålder. I det fallet har ett bestånd som har hög biologisk mångfald ofta också en hög alternativkostnad. Omvänt är det sannolikt vanligt med bestånd med både låga miljövärden och låga alternativkostnader. Idealt bör det även finnas bestånd med höga miljövärden men låga alternativkostnader. Ur ett samhällsekonomiskt effektivitetsperspektiv bör sådana bestånd väljas först. På motsvarande sätt bör bestånd med låga miljövärden och höga alternativkostnader väljas sist.

6.4 Utrymme för nya idéer och styrmedlets varaktighet

Landskapsplanering som styrmedel kan i teorin vara frivillig eller obligatorisk. Men om landskapsplanering skall vara baserat på frivillighet måste ersättningen till skogsägarna ha incitamentskraft, d.v.s. den skall uppmuntra skogsägaren att självmant göra samhällsekonomiskt optimala avsättningar, samtidigt som den lämnar utrymme för nya idéer i bevarandefrågor. Det finns olika möjligheter att skapa sådana incitament.

Finland visade tidigt på experimentlusta på detta område. Redan 2003 fattade regeringen i Finland ett principbeslut om att inleda ett pilotprogram för bevarande av den biologiska mångfalden i södra Finland - det så kallade Metso-programmet (namnet på programmet kommer för övrigt av det finska ordet för tjäder). Ett uppmärksammat inslag i Metso-programmet var inrättandet av anbudsförfaranden, där skogsägaren kunde erbjuda mark för

avsättning i tidsbegränsade avtal. Tanken var att finska staten, genom att välja mellan många konkurrerande anbud, skulle kunna välja de anbud som gav mest naturvård per skattekrona. Denna typ av ”gröna auktioner” har testats på försök tidigare, men då mest med tillämpning på jordbruksmark. Metso-programmet var det första storskaliga försöket med gröna auktioner med tillämpning på skogsmark. Med gröna auktioner kan skogsägaren lägga ett bud på att avsätta skogsmark under en bestämd tidsperiod. Ett bud innehåller vanligtvis en beskrivning av egenskaperna hos marken som erbjuds för bevarande tillsammans med det pris som skogsägaren begär i utbyte. När ett tillräckligt antal bud har mottagits kan den naturvårdande myndigheten välja ut de bud som har det bästa kostnadskvoten och därigenom uppnå en effektiv fördelning av ofta begränsade resurser för bevarande. Utvärderingarna av det finska Metso-programmet (Juutinen och Ollikainen, 2010) var lovande och visade att staten fick in många anbud, vilket kan ses som en förutsättning för kostnadseffektivitet, samt att programmet bemöttes positivt av de finska skogsägarna. Detta system faller under den grupp av styrmedel som ekonomer kallar ”betalningar för miljötjänster” (payments for ecosystem services, eller PES). Forskning har visat att denna typ av styrmedel, i synnerhet undergruppen betalningar för bevarandeprestationer skapar starka bevarandebemotande (Ferraro och Kiss 2002; Hasund, 2013). Det svenska ersättningsystemet för rovdjursskador till samebyarna är ett annat exempel på ett PES-system (se vidare Zabel et al., 2014).

Sverige inspirerades av det finska experimentet och regeringen gav Skogsstyrelsen och Naturvårdsverket i samarbete med länsstyrelsen i Skåne i uppdrag att påbörja ett pilotprojekt med ett sådant anbudsförfarande under perioden 2010-2014, det så kallade Komet-programmet (från en förkortning av *KOMpletterande METoder vid skydd av värdefull natur*). När Naturvårdsverket själva utvärderade programmet 2014 visade det sig dock att Komet-arbetet har varit dyrare än ordinarie skyddsarbete och att Komet-initierade områden i genomsnitt hade lägre naturvärden än områden skyddade på traditionellt sätt. Vidare konstaterades att arbetssättet medförde högre administrativa kostnader än ordinarie skyddsarbete och att intresset från skogsägarna varit lågt. På den positiva sidan hade dock acceptansen bland skogsägarna varit hög, precis som i Finland. Trots utvärderingens resultat infördes 2015 Komet över hela landet under namnet Nya Komet. I Riksrevisionens utvärdering från 2018 konstateras dock att Nya Komet inte utformats så att det ges förutsättningar att bidra till kostnadseffektivitet, trots att det var ett av de uttalade syftena med metoden (Riksrevisionen, 2018). Enligt Riksrevisionen ligger förklaringen till Nya Komets brist på framgång i det faktum att det nationella programmet implementerades parallellt med tidigare konventionella bevarandeinstrument. Den resulterande policyblandningen skapade en incitamentsstruktur som inte uppmuntrade skogsägare att proaktivt lämna in bud till Komet-programmet. Till skillnad från den finska motsvarigheten Metso, innebär Nya Komet heller inte några nya avtalsformer än de skyddsinstrument som används i det traditionella skyddsarbetet. En

viktig faktor är även att en ändring i expropriationslagen från 2010 höjde intrångsersättningen till 125 procent av marknadsvärdet vid bildande av naturreservat eller biotopskyddsområde. Det hade naturligtvis en starkt negativ effekt på intresset från skogsägarnas sida att delta i Komet.

Skogsägarens förväntningar vad gäller styrmedlets varaktighet kan också spela en roll för designen. Kortfristiga kontrakt leder sannolikt till rumsligt mer dynamiska naturvårdsområden, vilket kan vara acceptabelt för bevarande av biologisk mångfald och t.ex. jordbrukslandskap, men det kommer sannolikt att vara suboptimalt i ett skogslandskap, där målet ofta är att bevara sällsynta områden med äldre skog (Juutinen et al., 2008; Schöttker et al., 2016). Vi tror att skogsägare sannolikt kommer att vara mer villiga att samarbeta i bevarandefrågor om politiken är långsiktig och det går lång tid mellan förändringar i styrmedlets design.

6.5 Administrativa kostnader

Den administrativa kostnaden för att förvalta ett avgifts-fonds-system för landskapsplanering varierar, bland annat beroende på betalningsfrekvensen till skogsägare. I tidigare forskning har det visat sig att administrationskostnaden på lång sikt är högre för återkommande betalningar än för engångsbetalningar (Juutinen et al., 2008). Även om transaktionskostnaderna är lägre för engångsbetalningar, uppstår frågor om hur risk och ansvarsfrågor skall hanteras om skogsägarens innehav förstörs på grund av naturliga faktorer, t.ex. genom brand, betesskador eller svampangrepp (Palmer, 2011). Vid återkommande betalningar kommer transaktionskostnaderna sannolikt att vara högre, men det kan vara lättare att fördela risker mellan myndighet och skogsägare.

6.6 Vertikal och horisontell rättvisa

Frågan om horisontell rättvisa handlar om hur den finansiella börda för bevarandet av biologisk mångfald som bärs av skogsägarkollektivet inom ramen för en landskapsplan skall fördelas. Vertikal rättvisa handlar om hur denna börda skall fördelas mellan skogsägarkollektivet och det övriga samhället. I ett rent självfinansierat avgifts-fonds-system uppstår frågan om skogsägarkollektivet ensamt skall bära kostnaden för att finansiera den fond som ersättningarna för avsättningar är tänkt att komma från, eller om samhället i stort skall vara med och bära en del av bevarandebördan via allmänna skattemedel. Att stödja fonden via allmänna skattemedel kan hävdas vara en förbättring när det gäller vertikal rättvisa, eftersom hela samhället får ett socialt värde av den biologiska mångfalden i skyddade områden. Detta skulle vara konsistent med principen om att förmånstagaren betalar.

Om ambitionen istället är att ett avgifts-fonds-system skall vara självfinansierat blir den totala kompositionen av avsatta områden relevant. Det måste finnas en balans mellan det belopp som krävs för att kompensera för de

avsätta områdena, och hur stora skogsområden som genom virkesproduktion kan finansiera fonden genom någon form av avgift.

Horisontell rättvisa innebär som nämnts att de bördor som skogsägarna i landskapet bär uppfattas som fördelade på ett rättvist sätt. Antalet skogsägare i det landskap som landskapsplaneringen berör kommer sannolikt att ha konsekvenser för uppfattningen om vad som upplevs som rättvist. Om landskapsplaneringen berör ett stort område där det finns ett stort antal skogsägare som kan bidra till en självfinansierad fond kan det vara lättare att skapa en känsla av horisontell rättvisa. Anledningen är dels heterogeniteten i den rumsliga fördelningen av skyddsvärda områden, dels fasta administrativa kostnader, vilket ger problem om fonden avser små geografiska områden. Dessa problem kan utjämnas genom att använda större administrativa områden för fonden. I förlängningen skulle "landskapet" kunna definieras som nationen och avgifts-fondssystemet skulle då involvera alla skogsägare i landet. För en snävare definition av ett landskap kan det emellertid uppstå en situation där ett självfinansierat system skulle medföra stora bördor på få skogsägare för att generera de medel som krävs för att kompensera för skyddade områden.

6.7 Utformningen av avgiften

Ambitionen om horisontell rättvisa är nära kopplad till utformningen av den avgift som skall finansiera fonden. Den vetenskapliga litteraturen om olika former av skogsbeskattning är användbar i detta sammanhang (se t.ex. Amacher et al., 2009, Gong och Löfgren, 2013, samt Koskela et al., 2007). Om man antar att skogsägare följer ett vinstmaximerande produktionssystem av Faustmann-stil, innebär beskattning av avverkad volym en minskning bruttointäkterna, vilket ger incitament att fördröja avverkningsen. Detta kommer att förlänga rotationsåldern. Årliga schablonskatter, såsom fastighetsbeskattning eller en skatt baserad på markens produktivitet har ingen betydelse för beslutet om avverkningsstid, och har således ingen effekt på rotationsåldern. En årlig timmerskatt som tas ut på rotpostvärdet av skogsinnehavet kommer dock att förkorta rotationsåldern - åtminstone för de mindre snabbt växande skogar som är typiska för Sverige (se Englin & Klan, 1990). Vilken skattedesign som uppfattas som mest rättvis är i slutändan en politisk frågeställning.

6.8 En enkel simulering av finansiella effekter

I en inledande simulering av finansiella effekter inom projektet illustrerades de ekonomiska effekterna för enskilda skogsägare av ett avgifts-fondssystem genom att ett stiliserat, förenklat skogslandskap med 6 fastigheter med 6 lika stora (5 ha) gran-dominerade bestånd simulerades. De 36 bestånden valdes slumpmässigt från en datafil över en kommunägd skog i Gävleborgs län. De

valda bestånden varierar i egenskaper som medelbonitet, trädens genomsnittliga ålder, beståndsvolymer etc. Simuleringen använde 2016 års prislistor och kostnadsstatistik från den lokala skogsägarföreningen Mellanskog och en 3 % räntesats. Även om fastigheterna är orealistiskt små, kan med viss försiktighet de generella slutsatserna från ett så enkelt exempel skalas upp till faktiska skogslandskap.

Förvaltningen av bestånden planerades utifrån principen om nuvärdesmaximering med hjälp av Plan33, ett datorprogram för ekonomisk skogsförvaltning (Ekvall, 2014). Det antas att bestånden förvaltas enligt normal skoglig praxis vad gäller t.ex. gallringar, samt i enlighet med skogsvårdslagen. Det tillämpade skogsbrukssystemet kan definieras som likåldriga bestånd, med föryngringsåtgärder, mellanliggande gallringar och en slutavverkning.

Till att börja med antogs i simuleringen som genomfördes i Zabel et al. (2018) att överensstämmelse med Skogsvårdslagen innebär att 5 procent av varje bestånd avsätts för att öka den biologiska mångfalden. I simuleringen jämför vi fyra alternativa scenarier mot ett basscenario. Effekterna sammanfattas kvalitativt i tabell 2. I alla scenarier antas att varje bestånd som inte påverkas av en avsättning kan förvaltas för maximal kommersiell virkesproduktion, vilket ökar skogsägarnas årliga inkomst. En nyckelfråga för avgifts-fondssystemet är huruvida dessa ökade inkomster är tillräckliga för att kompensera skogsägare som drabbas av finansiella förluster på grund av att ökade arealer avsatt mark på deras mark jämfört med basscenario. Observera att även om Plan33-beräkningarna kräver mycket detaljerade data kan, som en tumregel, genomsnittlig avkastning och volym, eller till och med enbart volym, fungera som rimligt bra prediktorer för resultaten av de detaljerade beräkningar nuvärdet av ett bestånd som genomfördes med Plan 33.

Följande scenarier analyserades:

Grundscenariot: Detta scenario är tänkt att motsvara den nuvarande situationen i Sverige. Från varje bestånd är 5 % eller 0,25 hektar mark avsatt för bevarande av biologisk mångfald (totalt 9 hektar). Skogsägaren bestämmer vart i varje bestånd som avsättningen görs.

Scenario Area 1: 9 hektar väljs till avsättningar från de mest produktiva bestånden på grund av den biologiska mångfalden i dessa bestånd.

Scenario Area 2: 9 hektar väljs till avsättningar från de minst produktiva bestånden på grund av den låga samhällsekonomiska kostnaden av att avsätta mark i dessa bestånd.

Scenario PV1: Avsättningarna är valda för att maximera den genomsnittliga volymen av grov död ved (coarse woody debris, CWD) i landskapet, samtidigt som landskapets nuvärde bibehålls lika med nuvärdet i grundscenariot. Baserat på antagandet att CWD kan ses som en proxy för biologisk mångfald.

Scenario PV2: Avsättningarna väljs för att maximera den totala avsatta markytan i landskapet, samtidigt som landskapets nuvärde bibehålls lika med nuvärdet i grundscenariot.

Tabell 2. Simulering av finansiella effekter, förenklat skogslandskap

	Scenarier			
	Area 1	Area 2	PV1	PV2
Förändring i totalt nuvärde i hela landskapet relativt grundscenariot	Minskning	Ökning		
Kan skogsägarna kompenseras via en självfinansierad fond inom en 10-årsperiod (3 % räntesats)?	Nej	Ja	Nej	Nej
Förändring i total avsatt yta relativt grundscenariot			Ökning	Ökning
Konnektivitet	Alla avsättningarna bildar ett sammanhängande område	Alla avsättningarna bildar ett sammanhängande område	Tre separata avsatta områden	Sex separata avsatta områden
Förändring i volym CWD relativt grundscenariot	Ökning	Minskning	Ökning	Minskning

Som framgår av Tabell 2 ovan visar den ekonomiska konsekvensanalysen att endast ett av fyra scenarier, Area 2 – där avsättningar väljs från de minst produktiva bestånden, kan fungera som ett självfinansierat policyalternativ, medan de andra kräver att samhället i stort är med och bära en del av finansieringsbördan via allmänna skattemedel. Om skogsägare och politiska beslutsfattare kunde kunna välja bland dessa scenarier antas att skogsägare skulle föredra Area2, eftersom de då kan avsätta ut de minst produktiva bestånden och ersättning för nuvärdesförluster kan uppnås inom en rimlig tidsram. Skogsägarnas näst bästa alternativ skulle troligen vara scenario PV2, där de kan välja avsättningar som maximerar den totala avsatta markytan i landskapet. Beslutsfattare som är intresserade av att optimera den biologiska mångfald skulle däremot troligen hellre föredra PV1, där ekologer hjälper skogsägare att hitta bestånd som ökar volymen CWD i landskapet, eller scenariot Area1, där de avsatta områdena väljs från de mest produktiva bestånden. Men det skall betonas att ovanstående analys var starkt förenklad, och en mer omfattande finansiell analys kunde genomföras, baserad på den landskapsplanering som genererades av programmet Zonation, för de tre fallstudieområden som presenterades i kapitel 4.

6.9 Ett exempel på ett avgifts-fonds-system

Den svenska vattenkraftsindustrin ger ett intressant exempel på hur en sektor gemensamt kan ta ansvar för miljökostnader genom ett fonds-system. Efter en energipolitisk överenskommelse mellan flera riksdagspartier (S, MP, C, KD och M) har regleringen av vattenverksamhet ändrats i olika avseenden (SFS 2018:1407). Reformen har tydligt samband med Sveriges skyldighet att efterleva EU:s ramvattendirektiv. En huvudpunkt i överenskommelsen är att ”moderna miljökrav” ska gälla för svensk produktion av vattenkraft, inte bara för nya anläggningar utan även för befintliga. Många av de befintliga –

ca 7 400 vattenkraftverk, regleringsdammar och andra dammar – har aldrig tidigare tillståndsprovats enligt miljöbalken. Dessa ska nu provas i enlighet med en vägledande ”nationell plan”, som anger ordningen för provningarna. I överenskommelsen ingår att de stora företagen inom vattenkraftsbranschen fullt ut ska finansiera kostnaderna genom avsättning med totalt max 10 miljarder kronor till en ”vattenfond”, med en löptid på 20 år. Ett av finansiärerna samägt bolag ska ansvara för fonden.

När en enskild befintlig vattenkraftsanläggning provas ska verksamhetsutövaren kunna ansöka om ersättning från fonden, för såväl provningskostnader som kostnader för miljöförbättrande åtgärder och kostnader för minskad produktion. Det samägda bolaget beslutar om ersättning. Verksamhetsutövaren måste dock själv stå för en viss del av kostnaden (en form av ”självrisk”), dels i form av 15 procent av kostnaderna för miljöåtgärder, dels i form av ett produktionsbortfall på upp till 5 procent av normalårsproduktionen (Prop. 2017/18:243, s. 129 ff.).

6.10 Resultat från fallstudieanalysen

6.10.1 Förutsättningar för den finansiella analysen

I detta kapitel presenteras dessa finansiella beräkningar som genomförts på de tre landskap som presenterades i kapitel 4, ovan. Syftet med dessa beräkningar är att ge en indikation på omfattningen av de kostnader som skoglig landskapsplanering kan medföra, samt ge en uppfattning om i vilken utsträckning ett framtida avgifts-fond system skulle kunna vara självförsörjande, eller om det måste stödjas med allmänna skattemedel. Även om vi inte kan hävda att de tre valda landskapen är representativa för skogen i Norrland, Svealand respektive Götaland, ger de tillsammans en intressant illustration av de utmaningar som en landskapsplanering måste hantera.

För de finansiella beräkningarna användes datorprogrammet Plan33, ett skogsekonomiskt planeringsverktyg, för att optimera det ekonomiska utfallet givet olika scenarier. Plan33 kan, givet data på beståndsnivå, framställa en skogsbruksplan för en mycket lång period som maximerar nuvärdet, antingen fritt eller givet någon förspecifierad restriktion. Plan33 är utvecklat vid Sveriges Lantbruksuniversitet (Ekvall, 2014) för bland annat ekonomisk optimering av förvaltningen av skogsfastigheter. De studerade fallstudielandskapen i forskningsprojektet - vilka presenterades i kapitel 2 -antas bestå av geografiskt sammanhållna fastigheter indelade i skogsbestånd. Det ekonomiska värdet av tillämpad skogsskötsel inom skogsbestånden beräknas som ett nuvärde vid tre procents kalkylränta.

6.10.2 Finansiella beräkningar

Här visas resultaten av tillväxtberäkningar och ekonomiska beräkningar gjorda med dataprogrammet Plan33 för de tre undersökningsområdena. I tabell 3 presenteras grunddata av betydelse för den finansiella analysen för de tre fallstudielandskapen.

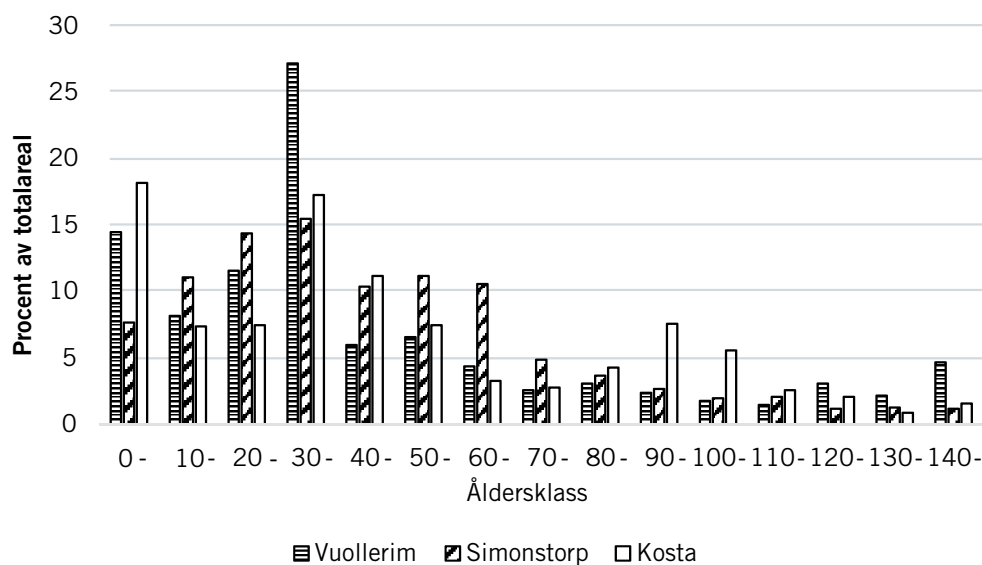
Tabell 3. Grunddata för de tre fallstudielandskapen

	Landskap		
	Vuollerim	Simonstorp	Kosta
Namn	Vuollerim	Simonstorp	Kosta
Latitud; Longitud	N66.2; Ö20.2	N58.8; Ö16.2	N56.9; Ö15.3
Värd företag	SCA	Holmen	Svea Skog
Län	Norrbottn	Östergötland	Kronoberg
Produktiv skogsmarksareal, ha	6 534,8	7 393,8	7 216,4
Antal bestånd	1 116	4 567	3 617
Virkesvolym, m ³ sk/ha	60	171	146
Virkesvolym, läns-medeltal, m ³ sk/ha	87	179	142
Medeltillväxt, m ³ sk/ha & år	2,9	6,6	5,0
Trädslagsfördelning, %			
Tall	55	50	66
Contorta	20	0	0
Gran	17	43	28
Löv	8	7	6
Antal simulerade fastigheter	88	255	208
Genomsnittlig fastighetsstorlek, ha	74	29	35
Fastighetsstorlekens variationsvidd, ha	12 - 98	1 - 40	1 - 52

De tre landskapen ligger väl fördelade i nord-sydlig riktning inom landet. Det longitudinella avståndet från det nordligaste landskapet, Vuollerim, till det sydligaste, Kosta, uppgår till 1050 km. Det innebär stora skillnader i temperaturklimat vilket avspeglar sig i stora skillnader i skogens tillväxtpotential. En annan intressant iakttagelse är att alla tre landskapen domineras av tall, men för Sverige som helhet är gran vanligare än tall. Contorta, vilken utgör en stor andel i landskapet Vuollerim, får enligt gällande lagstiftning endast odlas i de norra delarna av Sverige. Lövinslaget är, i jämförelse med Riksskogstaxeringens medelvärden för respektive län, påfallande lågt i alla tre landskapen.

Varje landskap tilldelades ett antal simulerade fastigheter. Spridningen av fastighetsstorlekar inom respektive landskap bygger på data från skogsägarför-
eningarna Norrskog och Södra. Varje simulerad fastighet tilldelas ett spatialt sammanhållet antal skogsbestånd från de beståndsregister som värd företagen har tillhandahållit.

Den aktuella åldersklassfördelningen kan ge fingervisning om möjligheterna att avsätta äldre bestånd för främjandet av ökad biologisk mångfald, se Figur 4.



Figur 4. Aktuell åldersklassfördelning i de tre fallstudielandskapen.

Ålderklassfördelningen är inte jämn. Yngre bestånd upp till 39 år dominerar för alla landskapen. Lägg märke till den höga stapeln för landskap Vuollerim, vilken beror på vidsträckta contortaplanteringar för mer än 30 år sedan.

6.10.3 Ekonomiska bakgrundsvARIABLER

Vid ekonomiska kalkyler på datamaterialet används virkespriser och kostnader för avverkning och skogsvård, gällande för 2015, från skogsägarföreningarna Norrskog (Vuollerim) och Södra (Simonstorp och Kosta). Virkespriserna i Södras område är 10 % högre än inom Norrskogs område. Avverknings- och skogsvårdskostnader har antagits vara 5 % högre inom Södras område. I genomsnitt blir avverkningsnettona per m³sk cirka 15 % högre i de två sydliga landskapen. Detta medför att även kapitalvärden som exempelvis virkesproduktionens nuvärde räknat i kronor per hektar, blir högre för Simonstorp och Kosta än för Vuollerim.

6.10.4 Skogsskötsel

Den produktiva skogsarealen dans enligt trakthyggesbrukets principer, vilket innebär att de växande träden behandlas i så likåldriga bestånd som möjligt. Detta uppnås med hjälp av maskinell markberedning, ungskog skapas genom plantering vid goda boniteter eller med fröträd vid sämre boniteter, röjningar, gallringar och en avslutande föryngringshuggning (kalavverkning eller slutavverkning med ställande av fröträd). Dessutom görs antagandet att valet av skötselobjekt är identiskt vad avser tid och omfattning på både landskaps- och företagsnivå.

6.10.5 Skogsskötselprogram och Scenarier

Den tillämpade skogsskötseln kan inordnas i fyra skogsskötselprogram. Två scenarier presenteras och i ett färdigkalkylerat scenario kan varje bestånd endast tilldelas ett skötselprogram, se Tabell 4.

Tabell 4. Tillämpade skogsskötselprogram

Program	Virkesproduktion / restriktion	Avsatt areal, %	Mål för lövandel, %	Styrvariabler	
				Följa regler från certifierings-organisationer	Uttag av bio-bränsle
1	Normal	16,1	-	Ja	Ja
2	Ingen / maximal	100	-	-	-
3	Restriktiv / restaurering	20	75	-	Ja
4	Intensiv	0	-	-	Ja

Program 1 används inom dagens certifierade skogsbruk medan program 2, 3 och 4 är ämnade för ett mer landskapsinriktat skogsbruk. Program 1 är en kombination av dagens krav på hänsyn enligt Skogsstyrelsens rekommendationer och certifieringsorganisationers uppställda regler. Att följa uppställda regler från certifieringsorganisationer innebär bland annat varsamhet vid markberedning, ställande av högstubbar, sparande av torrakor och avsättning av minst 5 procent av varje bestånds areal (eller 5 procent av fastighetens totala produktiva skogsmarksareal) till fri utveckling. Redovisad statistik från Skogsstyrelsen (Skogsstyrelsen, 2019) visar att avsättning av produktiv skogsmark vid förnygringsavverkningar de senaste åren har legat på 11 % i enlighet med skogsvårdslagens hänsynsregler och dessutom på 5,1 % frivillig avsättning enligt certifieringsorganisationers regler. Den sammanlagda arealen avsatt produktiv skogsmark kommer på lång sikt att alltså nå 16,1%. På icke avsatt areal, d.v.s. 83,9 %, tillämpas normal virkesproduktion i samklang med skogsvårdslagens rekommendationer, vilket innebär att åtgärder som markberedning, plantering, återväxtkontroll, röjningar, gallringar och slutavverkning utförs vid tidpunkter som maximerar virkesproduktionens värde. I program 2 avsätts 100 % av skogsmarksarealen och det innebär bl.a. på lång sikt en ökning av gammal skog, död ved och andelen gran. När målet för skogsskötseln avser restaurering tillämpas program 3. Genom avsättning av 20 % produktiv skogsmarksareal skapas mer gammal skog och på resterande 80 % produktiv skogsmarksareal ökas lövandelen genom att röjnings- och gallringsingrepp i första hand styrs mot avverkning av barrträd. Skötselprogram 4 är designat för maximal virkesproduktion med liten hänsyn till naturvärden. Uttag av biobränslesortimentet antas ske i alla skötselprogram utom program 2.

För varje skogslandskap genomfördes beräkningarna enligt två scenarier. I det första scenariot, NU, tillämpas skötselprogram 1 och det motsvarar nuvarande hänsynsregler och avsättningsrekommendationer från Skogsstyrelsen och certifieringsorganisationer. Det andra scenariot är landskapsplanen, LP, baserat på resultatet av programmet Zonation, och i detta scenario tillämpas skötselprogram 2 och 3 på bestånd, vilka snabbt förbättrar hotade indikatorarters livsbetingelser samt skapar större områden med god konnektivitet. I landskapsplanen kommer bestånd med låga naturvärden enligt Zonation att producera maximalt med kommersiellt virke enligt skötselprogram 4.

För varje scenario görs omfattande kalkyler över ett tidsspänn på 200 år. Därvid beräknas utvecklingen av virkesförrådet och dess uppdelning på olika trädslag, avverkningarnas fördelning på röjning, gallring och föryngringsavverkning samt åldersklassernas förändring. Dessutom kalkyleras den förväntade mängden död ved. Förändringar i avverkningsintensiteten över tiden avspeglas i det nuvärde som redovisas.

6.10.6 Simuleringar av skogslandskapens utveckling

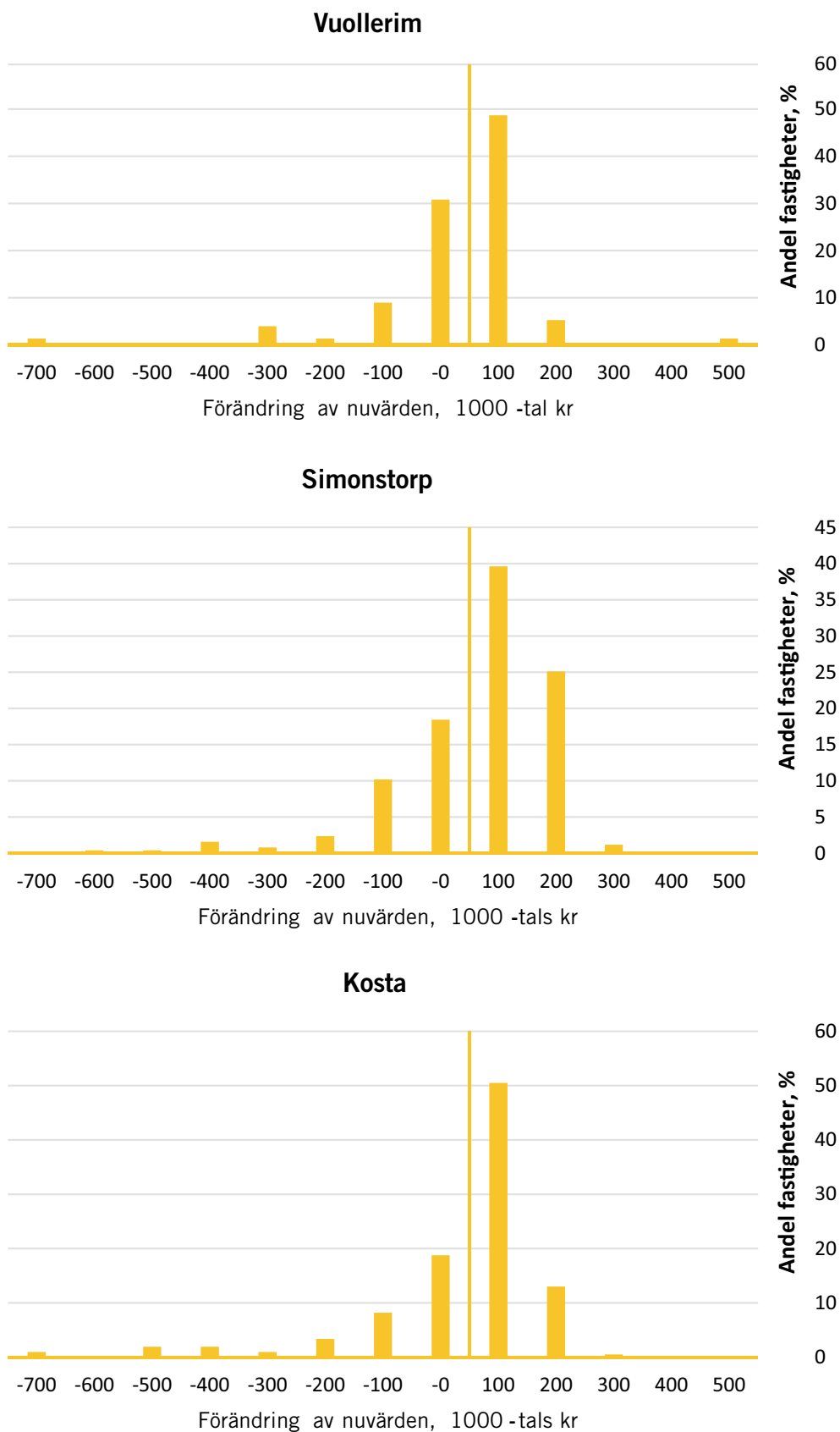
I Tabell 5 nedan kan några sammanfattande resultat studeras över utvecklingen av några beståndskaraktärer viktiga för bedömning av landskapens ekologiska värde samt nuvärdet av virkesproduktion påverkad av naturhänsyn. För varje landskap presenteras 2 olika scenarier – NU och LP. I scenario NU, som motsvarar vedertagen skogsskötsel idag, avsätts totalt 16,1 % av den produktiva skogsmarksarealen, fördelat på avsättning av hänsynsytor vid föryngringsavverkning (11 %) och frivilliga avsättningar (5,1 %). I scenario LP brukas varje bestånd enligt något av skötselprogrammen 2 till 4.

Tabell 5. Skogslandskapens utveckling och nuvärde

Landskap	Scenario	Avsatt, %	Död ved, m3/ha	Ålder > 120 år	Gran, %	Löv, %	Nuvärde, kr	Relativt nuvärde
Vuollerim								
	NU	16,1	12,9	16,0	26,1	4,0	28 500 000	1,00
	LP	14,8	12,2	14,8	29,1	6,9	26 787 000	0,94
Simonstorp								
	NU	16,1	18,2	16,1	60,0	6,4	166 520 000	1,00
	LP	12,3	15,8	12,3	54,1	12,6	170 825 000	1,03
Kosta								
	NU	16,1	15,3	16,0	44,8	6,7	98 863 000	1,00
	LP	14,7	14,2	14,7	43,8	9,6	95 382 000	0,96

Vid en jämförelse mellan NU och LP ser man att NU producerar något mer avsatt areal, volym död ved, andel gammal skog äldre än 120 år och andel gran. LP ökar andelen löv mest. NU ger högst nuvärde för landskapen Vuollerim och Kosta medan LP ger högst nuvärde för landskap Simonstorp. Skillnaden i nuvärde mellan scenario LP och scenario NU uppgår för landskapet Vuollerim till - 1 713 000 kr, för Simonstorp till 4 305 000 kr och för Kosta -3 481 000 kr.

För att undersöka storleken på varje fastighets nuvärdeförändring beräknar man skillnaden i nuvärde mellan beståndets skötsel enligt landskapsplanen (LP) och dess skötsel enligt vedertagen beståndsskötsel (NU). Ett positivt värde på nuvärdeskillnaden indikerar en vinst för fastigheternas ägare, ett negativt värde en förlust. I figur 5 nedan illustreras variationsvidden av vinster och förluster i respektive landskap.



Figur 5. Fastigheternas förändring av nuvärden.

Förändringen i fastigheternas nuvärden visar för alla landskapen en stor spridning och landskapet Vuollerim uppvisar den största variationsvidden, från -782 000 kr till +433 000 kr. Antalet berörda fastigheter med sänkt nuvärde är mindre än 50 % för alla tre landskapen. Den intensiva skogsskötseln, utan skapande av hänsynsytor eller hänsynsområden, inom scenario LP, gör att allt fler fastigheter kan skapa ökande intäkter för att täcka kostnaderna för biodiversitetsbefrämjande åtgärder inom områden med stora naturvärden och god konnektivitet. För landskapen Vuollerim och Kosta uppstår en nettokostnad vid implementeringen av scenario LP medan för landskapet Simonstorp uppvisar en nettointäkt.

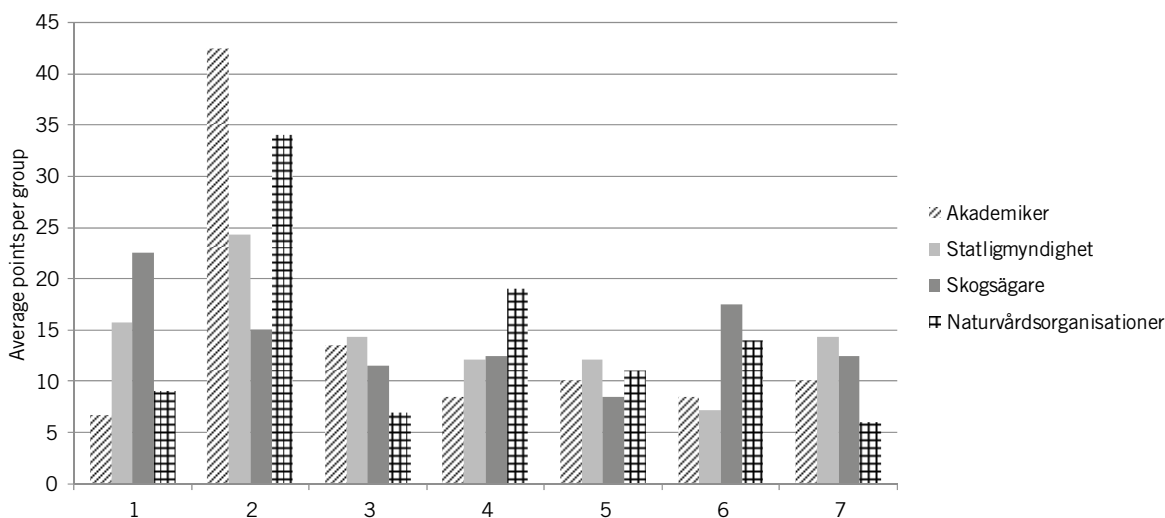
De presenterade resultaten i Tabell 5 och Figur 5 visar att kostnaderna för implementering av landskapsansatsen inte alltid kan täckas med transfereringar från finansiellt vinnande fastigheter till finansiellt förlorande fastigheter inom de studerade landskapen. I detta avseende är resultatet av denna, mer fördjupade analys, samstämmiga med den förenklade analysen som presenterades i stycke 4.8, ovan. Slutsatsen är tämligen klar, ett avgifts-fond system har i regel relativt goda möjligheter att fungera som ett självfinansierat policyalternativ i den meningen att ”vinnande” fastigheter kan genom en avgift finansiera förlusten för ”förlorande” fastigheter. Generaliserbarheten av dessa resultat är dock svåra att uttala sig om, vilket innebär det inte kan uteslutas att samhället i stort kan behöva vara med och bär en del av finansieringsbördan via allmänna skattemedel i viss utsträckning. Detta skulle även förbättra den vertikala rättvisan, d.v.s. att de samhällsekonomiska kostnaderna för bevarande delas mellan skogsägare och det övriga samhället.

7 Attityder till landskapsplanering

7.1 Workshop-studie

För att få insikt om den relativa betydelsen av de olika, ovan nämnda, policydesignaspekterna utvecklades en enkätundersökning riktad till deltagarna i en workshop som hölls i januari 2017 vid Naturvårdsverket i Stockholm. Undersökningen tog upp en lista över olika policydesignaspekter, och respondenterna ombads distribuera 100 poäng mellan sju olika aspekter för att indikera deras betydelse (se Figur 6). I en följdfråga uppmanades respondenterna att ange vad en ”jämn” fördelning av ekonomiska bördor betyder för dem.

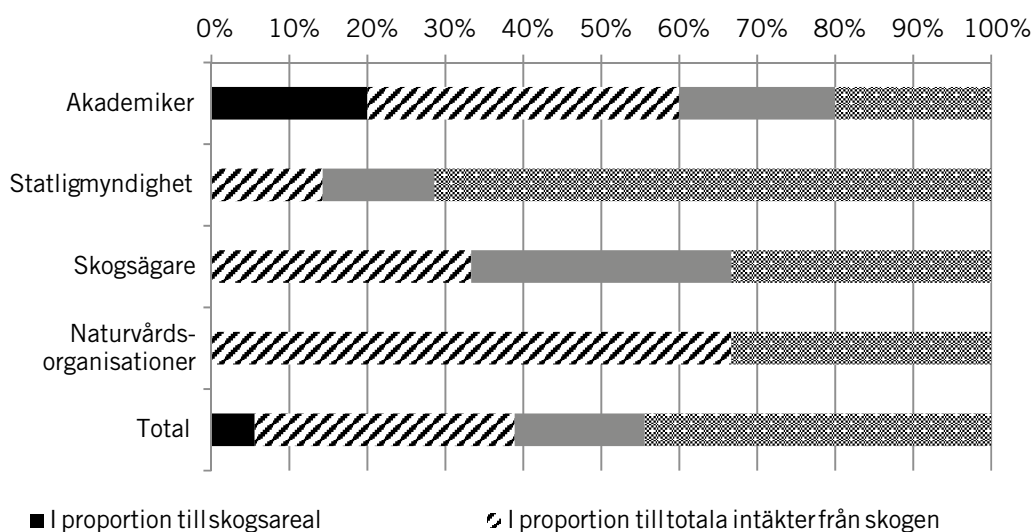
Deltagarna representerade olika svenska skogliga intressegrupper, såsom akademiker, myndighetsrepresentanter, skogsägare samt representanter för naturvårdsorganisationer. Svaren visade att skogsägarrepresentanterna i genomsnitt gav de flesta poängen till det första svarsalternativet, vilket indikerar en stark önskan att påverka valet av avsatta områden (figur 6). Detta är i linje med förväntningarna, givet tidigare forskning om skogsägarernas preferenser för deltagande i val av skyddade områden (Pouta et al., 2002; Blicharska et al., 2016; Watzold och Schwerdtner, 2005). Intressant nog var möjligheten att påverka valet av avsatta områden i genomsnitt av mindre betydelse för myndighetsrepresentanterna på workshopen. Detta kan signalera att det finns utrymme för förhandlingar och kompromisser i positiv bemärkelse när det gäller planering av avsatta områden i en landskapsplan. Sammanfattningsvis tycktes det vara viktigast att uppnå målet att skapa nätverk av skyddade skogsområden som är kontinuerliga och hållbara för myndighetsrepresentanterna på workshopen. Detta alternativ fick också flest poäng av gruppen akademiker. Alternativet som adresserade frågan om vertikal rättvisa fick näst största vikt av skogsägare. Däremot fick detta alternativ minst vikt av myndighetsrepresentanterna.



Figur 6. Resultat från workshop med relativ betydelse för olika policyegenskaper (Akademiker, $n = 6$, Statlig myndighet $n = 7$, Skogsägare $n = 2$, Naturvårdsorganisationer $n = 5$).

Förklaring till alternativen: 1) Du/Ni kan *påverka* valet av skyddade områden. 2) Det skapas nätverk av skyddade områden i skogen som är sammanhängande och miljömässigt *uthålliga*. 3) Skogspolitiken är *långsiktig* och konsistent, och att det därmed går lång tid mellan förändringar. 4) Skogspolitiken ger utrymme för *nyskapande* bevarandeidéer från skogsägarna. 5) Valet av skyddade områden görs på ett så *effektivt* sätt som möjligt, så att de administrativa kostnaderna för skogsägarna hålls nere. 6) Den *ekonomiska bördan* av att skapa skyddade områden i skogen bärs av de svenska skattebetalarna i allmänhet i så stor utsträckning som möjligt, och inte skogsägarna. 7) Den ekonomiska bördan av att skapa skyddade områden i skogen – i den utsträckning den bärs av skogsägarna – *fördelas* lika.

När det gäller tolkningarna av vad som utgör en ”jämn” fördelning av den finansiella bördan är (figur 7) verkar det finnas föga konsensus. Att relatera den finansiella bördan till arealen av skogsinnehavet sågs endast som en lösning för att skapa rättvisa av en av akademikerna, men ingen tydlig preferens fanns för någon annat alternativ heller. Intressant nog var att de tre skogsägare som svarade på denna fråga helt oense. Urvalet vid workshopen kan dock helt enkelt ha vara för litet för att upptäcka tydliga mönster.



Figur 7. Workshop resultat om tolkningar av ”rättvis” fördelning av den finansiella bördan av att skapa avsatta områden i skogen (Akademiker $n = 5$, Statlig myndighet $n = 7$, Skogsägare $n = 3$, Naturvårdsorganisationer $n = 3$)

7.2 Skogsägares attityder till landskapsplanering

En undersökning av skogsägarnas åsikter och preferenser var avgörande för bedömningen av politisk acceptans och politisk genomförbarhet av den skogligen reform som ett avgifts-fondsystem skulle innebära (Dreyer & Walker, 2013; Dreyer et al., 2015; Ščasný et al., 2017). I Sverige är detta särskilt relevant med tanke på skogsindustrins ekonomiska betydelse.

Inom ramen för projektet informeras debatten genom empiriska resultat från en enkätundersökning på svenska skogsägarnas preferenser av olika designalternativ för ett avgifts-fondssystem. Här fokuseras på tre aspekter: (i) friheten för skogsägaren att välja den geografiska placeringen av avsatta områden, (ii) vertikalt rättvisa när det gäller fördelning av kostnader för bevarande mellan skogsägare och samhälle, samt horisontell rättvisa beträffande basen för avgiften, samt (iii) frekvensen av biologiska nyckelbiotopsinventeringar.

Den första aspekten är relaterad till paradigmet ”Frihet under ansvar”, som varit central i den svenska skogsbranschen i mer än två decennier (Lindahl et al., 2017). Den första delen, ”frihet”, innebär att skogsägare har bred autonomi, inklusive möjligheten att välja den geografiska placeringen för avsättningar på sin egendom. Den resulterande bristen på samordning vid valet av placeringen av avsättningar har troligen bidragit till det aktuella fragmenteringsproblemet. Genomförandet av en landskapsplanering skulle kräva föreskrifter om placeringen av avsättningar eller, åtminstone någon form av samordning eller vägledning av myndigheter som skulle kunna begränsa skogsägarnas frihet. Den andra termen ”ansvar” kan i detta sammanhang delas upp i åttiofyra av befintliga regler, omtanke om ekosystemet och ansvarsutkrävande (Löfmarck et al., 2017). Regler om avsättningar finns i skogsvårdslagen, men i praktiken är möjligheterna att väcka åtal för överträdelser begränsade (Forsberg, 2012). Att formalisera en typ av sektorsansvar för miljöskydd är en idé som har kom in i skogspolitiska diskussioner redan för årtionden sedan och ledde till en mycket polariserad debatt (Bush, 2010). I den här studien undersöks hur mycket skogsägare värderar sin nuvarande ”frihet under ansvar” mot begränsningar av denna frihet för att förbättra naturvården i landskapet.

Den andra aspekten är relaterad till begreppet horisontell rättvisa, som i vårt sammanhang innebär att skogsägare med likartade ekonomiska omständigheter har en liknande ekonomisk börda för bevarande. Mycket forskning har gjorts inom området skogsbeskattning och dess effekter på rotationsåldern. Denna litteratur sammanfattas t.ex. i Englin & Klan (1990) och Amacher et al. (2009). Lite är emellertid känt om skogsägarnas preferenser för olika baser som kan användas för att beräkna den enskildes kompensation. I analysen undersöks huruvida skogsägare föredrar en förändring av den bas som används för att beräkna gränsen för när markanvändningen är avsevärt försvårad, och därmed när ersättning ska betalas. Den nuvarande basen är den deklarerade årliga intäkten från skogsbruket. De alternativa baser som presenterades för skogsägare i enkätundersökningen var skogsmarkens produktivitet och volymen på skogsinnehavet.

Den tredje aspekten är föranledd av den omfattande debatt om inventeringar för att identifiera nyckelbiotoper i Sverige som förekom vid tiden för enkätundersökningens design (2017). Våren 2017 meddelade Skogsstyrelsen att de pausade inventeringarna i nordvästra Sverige på grund av oro över bristfälliga och eventuellt orättvisande inventeringsmetoder. Tillkännagivandet av inventeringsstoppet kom överraskande och utlöste en intensiv debatt

med naturvårdare som hävdade att pausen kommer att stimulera snabbare avverkning av ekologiskt värdefulla skogar (Larsson, 2017). Skogsägarnas representanter välkomnade däremot pausen. Även om Skogsstyrelsen inte helt förbjuder avverkning i nyckelbiotoper, innebär identifieringen av en nyckelbiotop i praktiken ett avverkningsförbud för skogsägare som är FSC eller PEFC-certifierade (Larsson, 2017). Detta beror på certifieringsorganisationernas bestämmelser att virke från nyckelbiotoper inte får avverkas, och att certifierade virkesföretag inte får köpa virke som kommer från nyckelbiotoper. I september 2017 blev det klart att regeringen avsevärt ökar budgeten för att genomföra inventeringarna och för att kompensera skogsägare för produktionsförluster. Inventeringspausen slutade i januari 2018. Enkäten undersöker därför skogsägarkollektivet preferenser för eller mot en ökad frekvens av nyckelbiotopsinventeringar.

7.3 En enkätundersökning av privatskogsägare

En metod som kommit att bli vanligare vid attityd- och värderingsundersökningar inom framförallt naturresursekonomi är den så kallade choice experiment, eller CE-metoden (Adamowicz et al., 1998). Med CE metoden används en speciell frågekonstruktion för att mäta individernas attityder till olika egenskaper hos exempelvis ett policysystem för landskapsplanering. Idén är att beskriva olika upplägg på detta system genom egenskaper som är länkade till de designaspekter som diskuterades ovan, och sedan låta skogsägarna välja vilket system som föredras. Genom att ställa flera frågor, men med förändringar i valalternativen för varje beslutssituation, kan skogsägarnas värdering av designaspekterna mätas. Detta görs genom att med statistiska metoder beskriva respondenternas val som funktioner av egenskaperna i beslutssituationerna. Metoden har tillämpats sedan 1980-talet framförallt inom transportforskningsområdet för att studera hur val av transportsätt beror på egenskaper som tid, kostnad, bekvämlighet, etc., samt inom marknadsföringsområdet. På senare tid har metoden även tillämpats inom miljö- och naturresursområdet.

En sådan choice experiment undersökning genomfördes i november 2017 som en webbenkät, med en påminnelse som skickades ut några veckor senare. Undersökningen var utformad för att kunna fyllas i både på en dator och på en smartphone, och distribueras till två separata urval av svenska skogsägare. Det första urvalet bestod av 2 000 skogsägare slumpmässigt dragna från Skogsstyrelsens officiella register över de nästan 300 000 privata skogsägarna i Sverige (hädanefter kallat icke-Prosilva-urvalet). Dessa skogsägare drogs från alla svenska län, utom Norrlandslänet. Det andra urvalet bestod av 1 200 e-postadresser slumpmässigt hämtade från de 2 685 medlemmarna i skogscertifieringsorganisationen Prosilva AB (hädanefter Prosilva-urvalet). Prosilva är en paraplyorganisation för gruppcertifiering av skogsägare och

skogsföretagare i enlighet med både den svenska PEFC och FSC-standarder. Prosilvas verksamhetsområde är främst i Norrland, men verkar också i Värmland, Örebro, Dalarna, Västmanland och Uppland. Genom att utesluta Norrlandslänen från det första urvalet minimerades risken att samma skogsägare inkluderades i båda urvalen.

Svarsfrekvensen för icke-Prosilva-urvalet var 11,1 %, medan motsvarande svarsfrekvens för Prosilva-urvalet var 29,9 %. Den lägre svarsfrekvensen för icke-Prosilva-urvalet beror på flera anledningar, varav en är de olika undersökningsmodellerna för de två urvalen. Prosilva-urvalet kontaktades via ett e-postutskick, med länken till webbundersökningen i e-postmeddelandet. Eftersom endast vanliga postadresser var tillgängliga från Skogsstyrelsen för icke-Prosilva-urvalet kontaktades de via ett vykort som innehöll länken till webbundersökningen. Det är sannolikt lättare att bara klicka på en länk i ett mail än att skriva in en webbadress som står på ett vykort. För att minska denna belastning tillhandahölls även QR-koder på vykortet, vilket också kopplade direkt till webbundersökningen. En annan möjlig orsak till skillnaden i svarsfrekvenser är att Skogsverkets register tydligen var lite föråldrat. Många respondenter från icke-Prosilva-urvalet kontaktade forskarna och hävdade att de hade sålt sina skogsfastigheter för flera år sedan. Omfattningen av denna övertäckning är inte känd. En slutlig orsak till den högre svarsfrekvensen i Prosilva-urvalet är att dessa sannolikt har ett högre intresse för naturvårdsproblem än den genomsnittlige skogsägaren.

Eftersom Prosilva-medlemskap efterfrågas av skogsägare som är intresserade av att certifiera sin skog enligt PEFC- eller FSC-normerna, finns det anledning att tro att Prosilva-anslutna skogsägare har intresse för naturvårdsfrågor som är över genomsnittet för skogsägare. Vi testade för skillnader mellan Prosilva och icke-Prosilva-grupperna, men för de flesta variabler var skillnaderna små. Men skogsägare från Prosilva får en betydligt högre andel av sin inkomst från sin skog (10,5 % mot 6,3 % för icke-Prosilva-gruppen), de har betydligt större sannolikhet att äga mer än en skogsfastighet, de har i betydligt högre utsträckning nyckelbiotoper på sin fastighet, och de är betydligt mer benägna att låta någon annan förvalta sin skogsfastighet.

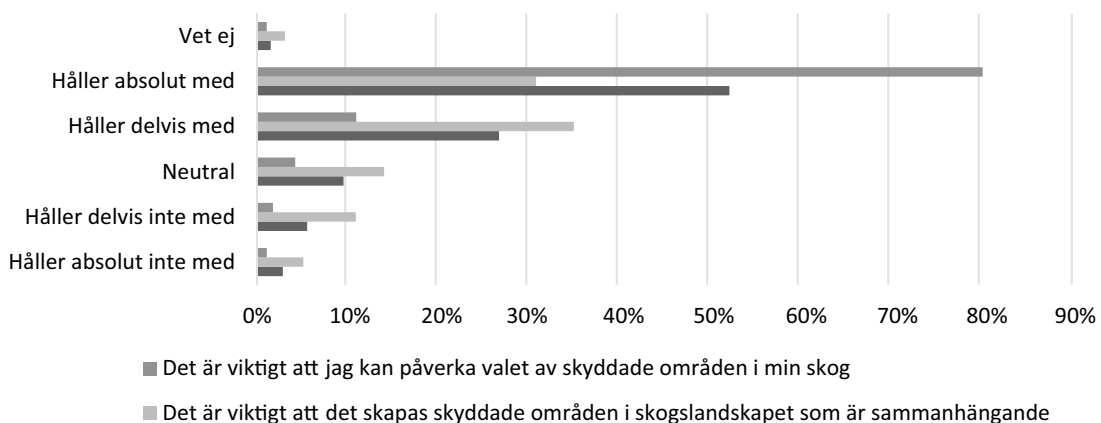
Vad gäller representativitet hade urvalet en överrepresentation av män (80 % jämfört med 61 %), och var något yngre än (57,5 år jämfört med 61 år) i relation till svenska skogsägare överlag. Men urvalets genomsnittliga virkesvolym på sin fastighet överensstämmer nästan exakt med det nationella genomsnittet för privatskogsägare. Sammantaget visar en jämförelse med nationella jämförelsevärden att urvalet var godtagbart vad gäller representativitet.

7.4 Enkätundersökningens resultat

Tre inledande frågor i undersökningen fokuserade på respondenternas allmänna inställning till bevarandaspekter som är relevanta för landskapsplanering. De uppmanades i vilken utsträckning de höll med om följande påståenden:

1. ”I skötseln av min skog är åtgärder som bevarar naturen viktiga för mig som skogsägare. Exempel på sådana åtgärder är: spara torra träd, göra högstubbar, eller öka lövinslaget”
2. ”Det är viktigt att det skapas skyddade områden i skogslandskapet som är sammanhängande.”
3. ”Det är viktigt att jag kan påverka valet av skyddade områden i min skog.”

Resultatet redovisas i Figur 8, nedan. Det är anmärkningsvärt att mer än 90 % av respondenterna anger att de absolut håller med om att det är viktigt att de kan påverka valet av skyddade områden i sin skog. Icke desto mindre verkar det finnas en bred förståelse för behovet av biologisk mångfald och sammanhängande bevarandeområden.



Figur 8. Respondenternas allmänna attityd till olika bevarandaspekter som är relevanta för landskapsplanering.

För en fördjupad förståelse för skogsägarnas attityder till en policy för skoglig landskapsplanering med hjälp av datamaterialet från choice experiment frågorna kan det vara till hjälp att segmentera skogsägare i olika grupper. Detta för att få en mer detaljerad förståelse av preferenser för de olika egenskaper vi fokuserar på i olika grupper. I analysen användes en statistisk metod som kallas latent klass modellering. En latent klass kan förklaras som en dold indikator som visar att det finns dolda undergrupper utifrån vissa karaktärsdrag (Collins och Lanza, 2010). Denna dolda undergrupp eller klass benämns som latent eftersom att gruppen inte är direkt observerbar. För att identifiera latent variabler konstrueras modeller som anger relationen mellan de latent variablerna och de manifesta variablerna, d.v.s. svaren på choice experimentfrågorna och de demografiska frågorna. Det finns ingen regel för hur många latent klasser det är lämpligt att dela in ett visst datamaterial i, utan olika mått på den statistiska modellens prestanda får användas som vägledning.

För detta datamaterial testades flera olika varianter, men när man använder mer än tre klasser försämras modellens prestanda, vilket tyder på att en modell med två eller tre klasser ger den bästa passformen.

I två-modellvarianten delas datamaterialet upp i en klass med ca 70 % av respondenterna. Denna grupp är helt och hållet emot alla restriktioner av sin frihet att bestämma placeringen av avsättningar och till återkommande nyckelbiotopsinventeringar. De är dock positivt inställda till att ändra den bas som används för att beräkna gränsen för när markanvändningen kan anses avsevärt försvårad till antingen markens produktionsförmåga eller den stående virkesvolymen. Den andra gruppen utgör cirka 30 % av de respondenterna. De skulle inte få en signifikant minskad välfärd av ökat samhälleligt styrning av avsättningarna, om besluten är baserade på det biologiska värdet av de avsatta områdena. De får till och med en positiv välfärd om besluten om avsättningarna tas i samråd med skogsägarna. De är även positiva till återkommande nyckelbiotopsinventeringar. Slutligen är de också positiva till att ändra basen för avgiften och ersättningen på samma sätt som första klassen. Om antalet klasser utökas till tre blir bilden något nyanserad, eftersom i första hand den första klassen minskar i storlek med ca 10 procentenheter, vilka bildar en mellangrupp. Denna grupp är mindre negativ till ökad samhällelig styrning av avsättningarna och skulle inte få en signifikant välfärdsminskning av gemensamt beslutsfattande.

Resultaten av choice experiment studien visar att de flesta privatskogsägare verkar ha en stark värdering av rätten att bestämma var avsättningar ska vara belägna och har en mycket negativ inställning till eventuella restriktioner i dessa rättigheter. Dessa skogsägare kommer att se varje form av begränsning som en potentiell kostnad. Resultaten visar emellertid också några vägar framåt för framtida proaktiv skogspolitik, eftersom gemensamt beslutsfattande verkar acceptabelt för många skogsägare. Vissa frivilliga strategier som möjliggör samordnat beslutsfattande mellan markägare och myndigheter och stödjer ett landskapsperspektiv finns redan beskrivna i den vetenskapliga litteraturen. Till exempel visar forskningen om agglomerationsbonus hur markägare - utan myndighetsstyrning - kan skapa sammanhängande skyddade områden de får en bonusbetalning om ett avsatt område ligger intill ett annat, av en granne, redan avsatt område (Parkhurst & Shogren, 2007). En sådan bonusbetalning kan eventuellt förfinas för att ta hänsyn till det biologiska värdet av ett avsatt område.

Även om det verkar finnas betydande möjligheter till förbättringar i beslutsfattandet – som också skulle också vara potentiellt acceptabelt för skogsägarna - måste ett proaktivt tillvägagångssätt grundas på omfattande och uppdaterade naturinventeringar. Detta kan utgöra ett problem, eftersom undersökningsresultaten visar på en starkt negativ inställning till återkommande nyckelbiotopsinventeringar. De negativa attityderna från skogsägare mot naturinventeringar drivs troligen av oro för vilka biologiska värden en sådan inventering kan avslöja på deras egendom. Det är emellertid viktigt att komma ihåg att enkätundersökningen genomfördes vid en tidpunkt då nyckelbiotopsinventeringarna var uppmärksammade på den politiska agendan. Om ett avgifts-fondssystem skulle genomföras, skulle Skogsstyrelsen behöva ägna mycket möda åt att förklara varför ökade krav på bevarande för en enskild skogsägare inte nödvändigtvis skulle innebära en ökad ekonomisk börda.

8 Landskapsplanering av skog – ett exempel

8.1 Inledning

Detta kapitel ska visa hur en lagstiftning om landskapsplanering kan se ut i grova drag (ingen lagtext). Det är ett belysande exempel som syftar till att konkretisera vad som tagits upp i kap. 5 främst. Vi vill betona att det alltså inte ett förslag till ny lagstiftning. Ett sådant förutsätter mer ingående utredning och politiska överväganden. Vi ger även ett förenklat exempel på ett avgift-fonds-system.

8.2 Grundläggande regler

Lagen anger att det *geografiska tillämpningsområdet* är skogslandskapet. Därmed markeras det övergripande geografiska perspektivet för planeringen. En särskild förordning reglerar hur skogslandskap ska avgränsas och fastställas.

Lagen anger *förhållandet till annan mark- och miljölagstiftning*, främst skogsvårdslagen och miljöbalken (och förordningar under dessa).

Lagen har en *målregel*. Målet är ett uthålligt och varierat skogsbruk samt skydd för arter och livsmiljöer i det skogliga landskapet (därutöver måste lagstiftaren ta ställning om planeringen ska omfatta även andra ekosystemtjänster, kapitel 5.5).

Lagen reglerar hur olika *intressen ska beaktas och vägas* mot varandra. Huvudregeln är att lagen inte styr intresseavvägningen starkt. Skälet är att planmyndigheten som utgångspunkt ska kunna främja intressen och kombinationer av intressen med hänsyn till förhållandena i varje enskilt fall. Lagen anger dock att planerna alltid ska utformas så att skogsbruket inte kommer i konflikt med förbuden i artskyddsförordningen, inte heller med miljökvalitetsnormer (ovan kapitel 5.5).

Skogsstyrelsen har det rättsliga ansvaret för planeringen. Lagen och en förordning till denna anger närmare hur Skogsstyrelsen ska samarbeta med länsstyrelsen och andra myndigheter i planeringsarbetet.

8.3 Planeringsnivåer och rättslig bundenhet

Lagen, en förordning till denna och Skogsstyrelsens föreskrifter ger på en nationell nivå ramar och styrning av planeringen.

Landskapsplanen är det grundläggande plandokumentet och gäller för ett visst skogslandskap så som det avgränsats tidigare. Landskapsplanen är ett slags skoglig översiktsplan. Den är bindande för myndigheter vid beslut som rör skogslandskapet. Landskapsplanen är inte bindande för enskilda skogsägare.

För ett genomföra landskapsplanen ställs krav i lagen på att skogsägaren tar fram en *skogsbruksplan* i samband med avverkningsanmälningar och andra ingripande skogsbruksåtgärder. Skogsbruksplanen ska vara förenlig med den överordnade landskapsplanen och ska godkännas av Skogsstyrelsen (kapitel 5.10.4).

8.4 Innehållet i landskapsplanen

Landskapsplanen ska formulera de övergripande *målen* för det aktuella landskapet, vad gäller exempelvis virkesuttag, bevarande och restaurering. Målen bör så långt möjligt vara mätbara.

Baserat på landskapets värden ska landskapsplanen *identifiera och specificera hur olika områden ska skötas och användas* (kapitel 4.2.1, p. 8).

Landskapsplanen ska ange:

- Områden där skogsbruket kan bedrivas med generella miljöhänsyn (som bygger på 30 § skogsvårdslagen).
- Områden med anpassad skötsel (t.ex. kontinuitetsskogsbruk).
- Områden och platser med höga naturvärden som inte bör (eller får) användas för skogsbruk. Det kan vara fråga om att skapa ekologisk funktionalitet (se ovan) i syfte att förhindra en tillämpning av artskydds-förordningens förbud i ett senare skede.
- Områden där det behövs naturvårdande skogsskötsel eller restaurering.
- Områden som saknar betydelse från naturvårdssynpunkt. Om det anses politiskt önskvärt får dessa användas för intensivskogsbruk utan generella hänsyn till miljön enligt 30 § skogsvårdslagen och utan vissa andra skötselkrav i skogsvårdslagstiftningen.

Lagen anger att *planföreskrifterna* (som preciserar varje landskapsplan) normalt ska formuleras tydligt och konkret när det krävs för att genomföra artskydds-förordningens restriktioner på ett proaktivt sätt (kapitel 5.5).

Lagen medger dock att planföreskrifter ibland kan utformas som ramar som inte i detalj anger det som ska skyddas. Om det exempelvis finns behov av att bevara ett visst antal livsmiljöer av visst slag i ett område, men det finns en valfrihet när det gäller exakt vilka platser som bör bevaras, kan planen öppna för att frågan får lösas av berörda skogsägare på lämpligt sätt inom viss tid (överenskommelsen ska godkännas av Skogsstyrelsen). Om frågan löses redan i samband med landskapsplaneringen, där skogsägarna medverkar aktivt, ska dock planföreskrifterna utformas tydligt och konkret (lagstiftningen och planmyndigheterna bör främja det senare alternativet).

Landskapsplanen ska inte bara ange hur skogsbruket ska begränsas, utan även vilka aktiva skötselåtgärder, t.ex. restaurering, som måste ske för att uppnå de naturvårdsmålen. Aktiva skötselåtgärder ska ske genom överenskommelse med berörd skogsägare och kan kompenseras via skattefondsystemet (nedan 8.8).

8.5 Förfarandet vid landskapsplanering av skog

Lagen reglerar en skogsplanering som är *adaptiv* i likhet med exempelvis vattenförvaltningen enligt EU:s ramvattendirektiv och motsvarande svensk reglering, liksom planeringen enligt NFMA i USA (kapitel 5.6). Denna innebär att Skogsstyrelsen:

- på grundval av befintligt beslutsunderlag ska anta en ny landskapsplan,
- ska revidera landskapsplanen senast efter 15 år, samt
- ska tillse att genomförandet av planen följs upp.

Förutom att anta och kontinuerligt uppdatera landskapsplanen kräver sålunda lagen kräver att *genomförandet av planen kontrolleras*.

Skogsstyrelsen utvecklar ett program för övervakning av utvecklingen i landskapet, i enlighet med regler i den nya lagstiftningen. Programmet bygger på medverkan från enskilda skogsägare. Informationen från övervakningen ligger till grund för revision eller eventuellt tillägg till planen.

8.6 Beslutsunderlagets kvalitet

Lagen kräver att beslutsunderlaget vid planeringen har hög vetenskaplig kvalitet (kapitel 5.7). Befintlig information om skogslandskapet (t.ex. från naturvårdsinventeringar) ska användas så långt möjligt. Zonation kan vara en lämplig metod för att systematisera informationen (kapitel 4.2.5). När den befintliga informationen är gammal eller otillräcklig ska den uppdateras och kompletteras. Skogsstyrelsen får ansvaret för hur detta ska ske.

Om planen kan medföra betydande miljöpåverkan måste det göras en strategisk miljöbedömning enligt 6 kap. miljöbalken. Bedömningen ska ske på tidigt stadium vid planeringen (kapitel 5.7)

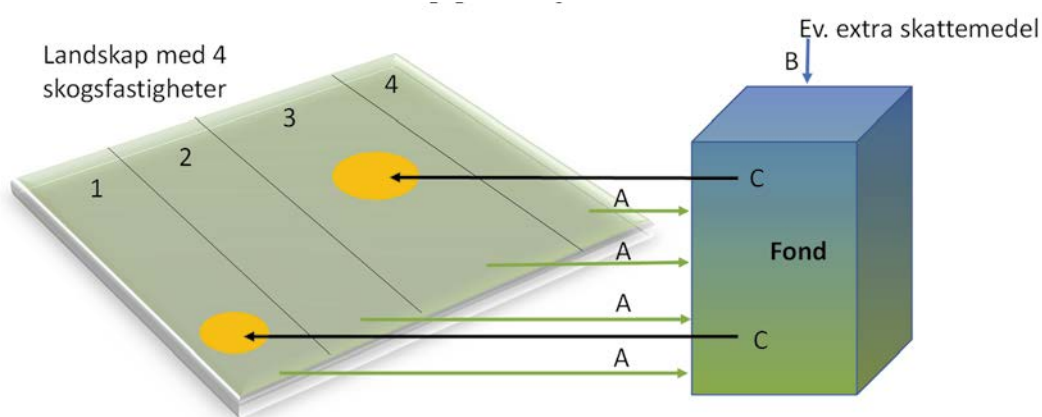
8.7 Deltagande och överklagan

Lagen innehåller regler som möjliggör aktivt deltagande i planprocessen från berörda intressenter (kapitel 5.8), inte minst skogsägarna i området. Länsstyrelsen, kommunen och miljöorganisationer är andra som ges möjlighet att delta. Deltagandemomenten – samråd, utställande av plan m.m. – samordnas med förfarandet i samband med den strategiska miljöbedömningen.

Det är inte möjligt för enskilda att överklaga ett beslut om landskapsplan. Det beror på att denna plan inte i sig binder enskilda. Däremot kan den lokala skogsbruksplanen överklagas, eftersom antagandet av denna är bindande för enskilda. Denna plan kan även överklagas av vissa myndigheter och av vissa miljöorganisationer.

8.8 Ekonomisk fördelning och styrning

Lagen kompletteras av ett skattefondssystem som bygger på begreppet gemensamt men differentierat ansvar bland skogsägare. Idén är utförligt beskriven tidigare i rapporten och skisserad i figur 9, nedan. För enkelhetens skull ägs landskapet på vänstra sidan av figuren av endast 4 ägare. Fastigheterna 1 och 3 har ekologiskt värdefulla skogar, markerade som gula områden i figuren, som har identifierats som områden som ska bevaras i landskapsplaneringen.



Figur 9. Illustration av en fond för landskapsplanering i skogen.

I ett skattefondssystem gör alla skogsägare i landskapet periodiskt ett monetärt bidrag (till exempel en skatt eller avgift) som samlas in i en fond. Fonden kan vara nationell, eller baserad på ett snävare geografiskt område. Dessa bidrag representeras av de horisontella gröna pilarna (A) som går från fastigheterna till fonden. Som forskningen inom projektet demonstrerat kommer fonden med all sannolikhet dessutom att behöva stödjas med allmänna skattemedel. I figuren representeras detta av den vertikala blå pilen (B). Resurserna i fonden, som då är en blandning av skogsinkomster och andra skattemedel, används sedan för att kompensera skogsägare i fastigheterna 1 och 3, som påverkas av restriktioner som avsevärt begränsar deras pågående markanvändning. Denna omfördelning avbildas av de svarta pilarna (C) som går från fonden till dessa fastigheter. Troligen måste fonden byggas upp över en period på flera år innan utbetalningar kan göras.

- Det är viktigt att utforma skatten eller avgiften på ett sätt som skapar en upplevd horisontell rättvisa mellan skogsägarna (t.ex. markproduktivitet eller virkesvolym som bas för skatten/avgiften till fonden)
- Vidare skulle ett stödjande av fonden med allmänna skattemedel förbättra den vertikala rättvisan, d.v.s. att de samhällsekonomiska kostnaderna för bevarande delas mellan skogsägare och det övriga samhället.

Källförteckning

- Adamowicz, W., Boxall, P., Williams, M., Louviere, J., 1998. Stated Preference Approaches for Measuring Passive Use Values: Choice Experiments and Contingent Valuation. *Am. J. Agr. Econ.* 80 (1), 64–75. 10.2307/3180269.
- Akçakaya, H.R., Sjögren-Gulve, P., 2000. Population viability analyses in conservation planning: an overview. *Ecological bulletins*, 9–21.
- Amacher, G.S., Ollikainen, M., Koskela, E., 2009. *Economics of forest resources*. MIT Press, Cambridge, MA.
- Andrén, H., Andren, H., 1994. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos* 71 (3), 355. 10.2307/3545823.
- Angelstam, P., 1996. The ghost of forest past — natural disturbance regimes as a basis for reconstruction of biologically diverse forests in Europe, in: DeGraaf, R.M., Miller, R.I. (Eds.), *Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes*, vol. 1966. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 287–337.
- Angelstam, P., Mikusinski, G., 1994. Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest—a review. *Annales Zoologici Fennici* 31.
- Angelstam, P., Welander, J., Andrén, H., Rosenberg, P., 1990. *Ekologisk planering av skogsbruk*. Delegationen för miljöprojekt Sundsvall-Timrå.
- Appelqvist, T., 2005. *Naturvårdsbiologisk forskning. Underlag för områdeskydd i skogslandskapet: Rapport 5452*. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Artdatabanken 2015. *Rödlistade arter i Sverige 2015*. Artdatabanken, SLU, Uppsala.
- Bartuszevige, A.M., Taylor, K., Daniels, A., Carter, M.F., 2016. Landscape design: Integrating ecological, social, and economic considerations into conservation planning. *Wildl. Soc. Bull.* 40 (3), 411–422. 10.1002/wsb.683.
- Beatty, C.R., Cox, N.A., Kuzee, M.E., 2018. *Biodiversity guidelines for forest landscape restoration opportunities assessments*. IUCN, Gland, 43 pp.
- Beissinger, S., McCullough, R. (Eds.), 2002. *Population viability analysis*. University of Chicago press, Chicago.
- Bell, A., Parkhurst, G., Droppelmann, K., Benton, T.G., 2016. Scaling up pro-environmental agricultural practice using agglomeration payments: Proof of concept from an agent-based model. *Ecological Economics* 126, 32–41. 10.1016/j.ecolecon.2016.03.002.
- Bengtsson, B., 2018. Om bombmurklor och egendomsskydd, in: Bäcklund, A., Eka, A., Rolén, T., Säfwe, D. (Eds.), *Vänbok till Fredrik Wersäll*. Iustus förlag.

- Blicharska, M., Orlikowska, E.H., Roberge, J.-M., Grodzinska-Jurczak, M., 2016. Contribution of social science to large scale biodiversity conservation: A review of research about the Natura 2000 network. *Biological Conservation* 199, 110–122. 10.1016/j.biocon.2016.05.007.
- Bostadsutskottets betänkande 1986/87:BoU1 om en ny plan- och bygglag m.m.
- Bull, T., Sterzel, F., 2015. Regeringsformen – en kommentar, 3 uppl. Studentlitteratur AB.
- Bush, T., 2010. Biodiversity and sectoral responsibility in the development of Swedish Forestry Policy, 1988-1993. *Scandinavian journal of history* 35 (4), 471–498. 10.1080/03468755.2010.528249.
- Carroll, C., Dunk, J.R., Moilanen, A., 2010. Optimizing resiliency of reserve networks to climate change: multispecies conservation planning in the Pacific Northwest, USA. *Glob Change Biol* 16 (3), 891–904. 10.1111/j.1365-2486.2009.01965.x.
- Collins, L.M., Lanza, S.T., 2010. Latent class and latent transition analysis: With applications in the social behavioral, and health sciences / Linda M. Collins, Stephanie T. Lanza. Wiley-Blackwell, Hoboken, N.J.
- Desmet, P.G., 2018. Using landscape fragmentation thresholds to determine ecological process targets in systematic conservation plans. *Conserving complexity: Global change and community-scale interactions Tropical forest biodiversity in a human-modified world: a multi-region assessment* 221, 257–260. 10.1016/j.biocon.2018.03.025.
- Dreyer, S.J., Teisl, M.F., McCoy, S.K., 2015. Are acceptance, support, and the factors that affect them, different? Examining perceptions of U.S. fuel economy standards. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 39, 65–75. 10.1016/j.trd.2015.06.002.
- Dreyer, S.J., Walker, I., 2013. Acceptance and Support of the Australian Carbon Policy. *Soc Just Res* 26 (3), 343–362. 10.1007/s11211-013-0191-1.
- Eide, W. (2014): Arter och naturtyper i habitatdirektivet – bevarandestatus i Sverige 2013. Uppsala: SLU.
- Ekvall, H., 2014. Cost-effectiveness of measures to improve biodiversity in Swedish forests. Faculty of Forest Science, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå.
- Englin, J.E., Klan, M.S., 1990. Optimal taxation: Timber and externalities. *Journal of Environmental Economics and Management* 18 (3), 263–275.
- Eriksson, P., 1997. Ekologisk landskapsplanering i Vällenaområdet. Uppsala.
- EU-kommissionen, 2007. Vägledning om strikt skydd för djurarter av intresse för gemenskapen i enlighet med rådets direktiv 92/43/EEG om bevarande av livsmiljöer, slutlig version februari 2007.

- Fahrig, L., 2002. Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. *Ecological applications* 12 (2), 346–353.
- Ferraro, P.J., Kiss, A., 2002. Direct Payments to Conserve Biodiversity. *Science* 298 (5599), 1718–1719. 10.1126/science.1078104.
- Forsberg, M., 2012. Skogen som livsmiljö – en rättsvetenskaplig studie om skyddet för biologisk mångfald. Uppsala universitet.
- Forsberg, M., 2018. Landskapsplanering för naturvård och virkesproduktion – särskilt med koppling till ersättningsrätten. *Nordisk Miljörättslig Tidskrift* (1), 81–100.
- FSC, 2019. Svensk skogsbruksstandard. <https://se.fsc.org/se-se/standarder/svensk-skogsbruksstandard>.
- Gong, P., Löfgren, K.-G., 2013. Forest Taxation, in: Shogren, J.F. (Ed.), *Encyclopedia of energy, natural resource, and environmental economics*. Elsevier, London, pp. 176–182.
- Hanski, I., 1997. Metapopulation dynamics: from concepts and observations to predictive models, in: Hanski, I., Gilpin, M.E. (Eds.), *Metapopulation biology; ecology, genetics and evolution*. Academic press, San Diego.
- Hanski, I., 1999. *Metapopulation ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- Hansson, L., 1992. *Ecological principles of nature conservation*. Elsevier Applied Science, London & New York.
- Harper, K.A., Macdonald, S.E., Mayerhofer, M.S., Biswas, S.R., Esseen, P.-A., Hylander, K., Stewart, K.J., Mallik, A.U., Drapeau, P., Jonsson, B.-G., Lesieur, D., Kouki, J., Bergeron, Y., 2015. Edge influence on vegetation at natural and anthropogenic edges of boreal forests in Canada and Fennoscandia. *J Ecol* 103 (3), 550–562. 10.1111/1365-2745.12398.
- Harris, L.D., 1984. *The fragmented forests. Island biogeography theory and preservation of biotic diversity*. University of Chicago press, Chicago.
- Hasund, K.P., 2013. Indicator-based agri-environmental payments: A payment-by-result model for public goods with a Swedish application. *Land Use Policy* 30 (1), 223–233. 10.1016/j.landusepol.2012.03.011.
- Hellner, J., 2001. Metodproblem i rättsvetenskapen. *Studier i förmögenhetsrätt*.
- IPBES (Ed.), 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. IPBES sekretariat, Bonn.
- Janssen, P., Cateau, E., Fuhr, M., Nusillard, B., Brustel, H., Bouget, C., 2016. Are biodiversity patterns of saproxylic beetles shaped by habitat limitation or dispersal limitation? A case study in unfragmented montane forests. *Biodivers Conserv* 25 (6), 1167–1185. 10.1007/s10531-016-1116-8.

- Joelsson, K., Hjältén, J., Work, T., Gibb, H., Roberge, J.-M., Löfroth, T., 2017. Uneven-aged silviculture can reduce negative effects of forest management on beetles. *Forest Ecology and Management* 391, 436–445. 10.1016/j.foreco.2017.02.006.
- Jokinen, M., Mäkeläinen, S., Ovaskainen, O., 2014. 'Strict' yet ineffective: legal protection of breeding sites and resting places fails with the Siberian flying squirrel. *Animal Conservation* 18 (2), 167–175.
- Juutinen, A., Mäntymaa, E., Mönkkönen, M., Svento, R., 2008. Voluntary agreements in protecting privately owned forests in Finland — To buy or to lease? *Forest Policy and Economics* 10 (4), 230–239. 10.1016/j.forpol.2007.10.005.
- Juutinen, A., Ollikainen, M., 2010. Conservation contracts for forest biodiversity: theory and experience from Finland. *Forest Science* 56 (2), 201–211.
- Koskela, E., Ollikainen, M., Pukkala, T., 2007. Biodiversity policies in commercial boreal forests: Optimal design of subsidy and tax combinations. *Forest Policy and Economics* 9 (8), 982–995. 10.1016/j.forpol.2006.09.003.
- Lande, R., 1988. Genetics and biogeography in biological conservation. *Science* 241, 1455–1460.
- Langpap, C., Kerkvliet, J., Shogren, J.F., 2018. The Economics of the U.S. Endangered Species Act: A Review of Recent Developments. *Review of Environmental Economics and Policy* 12 (1), 69–91. 10.1093/reep/rex026.
- Larsson, M., 2017. Ingen lugn paus. *Skogseko* 32 (2), 14–17.
- Lechner, A.M., Sprod, D., Carter, O., Lefroy, E.C., 2017. Characterising landscape connectivity for conservation planning using a dispersal guild approach. *Landscape Ecol* 32 (1), 99–113. 10.1007/s10980-016-0431-5.
- Lehtomäki, J., Moilanen, A., 2013. Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation. *Environmental Modelling & Software* 47, 128–137. 10.1016/j.envsoft.2013.05.001.
- Lehtomäki, J., Tomppo, E., Kuokkanen, P., Hanski, I., Moilanen, A., 2009. Applying spatial conservation prioritization software and high-resolution GIS data to a national-scale study in forest conservation. *Forest Ecology and Management* 258 (11), 2439–2449. 10.1016/j.foreco.2009.08.026.
- Lindahl, K.B., Sténs, A., Sandström, C., Johansson, J., Lidskog, R., Ranius, T., Roberge, J.-M., 2017. The Swedish forestry model: More of everything? *Forest Policy and Economics* 77, 44–55. 10.1016/j.forpol.2015.10.012.
- Lindenmayer, D., Hobbs, R.J., Montague-Drake, R., Alexandra, J., Bennett, A., Burgman, M., Cale, P., Calhoun, A., Cramer, V., Cullen, P., Driscoll, D., Fahrig, L., Fischer, J., Franklin, J., Haila, Y., Hunter, M., Gibbons, P., Lake, S., Luck, G., MacGregor, C., McIntyre, S., Nally, R.M., Manning, A., Miller,

- J., Mooney, H., Noss, R., Possingham, H., Saunders, D., Schmiegelow, F., Scott, M., Simberloff, D., Sisk, T., Tabor, G., Walker, B., Wiens, J., Woinarski, J., Zavaleta, E., 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology letters* 11 (1), 78–91. 10.1111/j.1461-0248.2007.01114.x.
- Lindenmayer, D.B., Cunningham, S.A., 2013. Six principles for managing forests as ecologically sustainable ecosystems. *Landscape Ecol* 28 (6), 1099–1110. 10.1007/s10980-012-9720-9.
- Lindenmayer, D.B., Hobbs, R.J., 2007. *Managing and designing landscapes for conservation*. Blackwell publishing, Oxford.
- Löfmarck, E., Uggla, Y., Lidskog, R., 2017. Freedom with what?: Interpretations of “responsibility” in Swedish forestry practice. *Forest Policy and Economics* 75, 34–40. 10.1016/j.forpol.2016.12.004.
- Lueck, D., Michael, J.A., 2003. Preemptive Habitat Destruction under the Endangered Species Act. *The Journal of Law and Economics* 46 (1), 27–60. 10.1086/344670.
- MacArthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. *The theory of island biogeography*. New Jersey, Princeton.
- Margules, C., Higgs, A.J., Rafe, R.W., 1982. Modern biogeographic theory: Are there any lessons for nature reserve design? *Conserving complexity: Global change and community-scale interactions Tropical forest biodiversity in a human-modified world: a multi-region assessment* 24 (2), 115–128. 10.1016/0006-3207(82)90063-5.
- Michanek, G., 2019. Species and Habitats Protection in U.S. Forest Planning. *Nordisk Miljörättslig Tidskrift*, 83–103.
- Michanek, G., Pettersson, M., 2010. Rättsliga förutsättningar för intensivodling av skog. Faktaunderlag till MINT-utredningen. Working paper. Uppsala universitet.
- Moilanen, A., Franco, A.M.A., Early, R.I., Fox, R., Wintle, B., Thomas, C.D., 2005. Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. *Proceedings. Biological sciences* 272 (1575), 1885–1891. 10.1098/rspb.2005.3164.
- Moilanen, A., Laitila, J., Vaahtoranta, T., Dicks, L.V., Sutherland, W.J., 2014. Structured analysis of conservation strategies applied to temporary conservation. *Conserving complexity: Global change and community-scale interactions Tropical forest biodiversity in a human-modified world: a multi-region assessment* 170, 188–197. 10.1016/j.biocon.2014.01.001.
- Naturvårdsverket, 2017. Miljömålen, Årlig uppföljning av Sveriges nationella miljömål 2017, Rapport 6749.

Naturvårdsverket, 2018. Miljömålen. Årlig uppföljning av Sveriges nationella miljömål 2018 – Med fokus på statliga insatser, Rapport 6804.

Naturvårdsverket, 2019a. Miljömålen – Årlig uppföljning av Sveriges nationella miljömål 2019 – Med fokus på statliga insatser. Reviderad version. Rapport 6890.

Naturvårdsverket, angett vad målet innebär. Sveriges miljömål. <http://sverigesimaljomal.se/miljomalen/levande-skogar/preciseringar-av-levande-skogar/>.

Naturvårdsverket och Skogsstyrelsen, 2016, Gemensamma riktlinjer för handläggningen av artskyddsärenden i skogsbruket.

Nordén, B., Dahlberg, A., Brandrud, T.E., Fritz, Ö., Ejrnaes, R., Ovaskainen, O., 2014. Effects of ecological continuity on species richness and composition in forests and woodlands: A review. *Écoscience* 21 (1), 34–45. 10.2980/21-1-3667.

Norén, M., 2004. 2004. Landskapsekologiska kärnområden - LEKO Redovisning av ett projekt 1999-2003 Meddelande 2004:2. Skogsstyrelsen, Jönköping.

Palmer, C., 2011. Property rights and liability for deforestation under REDD+: Implications for ‘permanence’ in policy design. *Ecological Economics* 70 (4), 571–576. 10.1016/j.ecolecon.2010.10.011.

Parkhurst, G.M., Shogren, J.F., 2007. Spatial incentives to coordinate contiguous habitat. *Ecological Economics* 64 (2), 344–355. 10.1016/j.ecolecon.2007.07.009.

PEFC, 2017. Programme for the Endorsement of Forest Certification. <https://pefc.se/wp-content/uploads/2017/12/PEFC-SWE-002-Skogsstandard-2017-12-15.pdf>.

Piorr, H.-P., 2003. Environmental policy, agri-environmental indicators and landscape indicators. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 98 (1-3), 17–33. 10.1016/S0167-8809(03)00069-0.

Pouta, E., Rekola, M., Kuuluvainen, J., Li, C.-Z., Tahvonen, O., 2002. Willingness to pay in different policy-planning methods: Insights into respondents’ decision-making processes. *Ecological Economics* 40 (2), 295–311. 10.1016/S0921-8009(01)00274-9.

Prop. 1992/93:226. Om en ny skogspolitik.

Prop. 2007/08:108. En skogspolitik i takt med tiden.

Prop. 2009/10:155. Svenska miljömål – för ett effektivare miljöarbete.

Prop. 2017/18:243. Vattenmiljö och vattenkraft.

Proposition 15.10.2015, 2015. om ändring av naturvårdslagen (Finland).

Remm, J., Hanski, I.K., Tuominen, S., Selonen, V., 2017. Multilevel landscape utilization of the Siberian flying squirrel: Scale effects on species habitat use. *Ecology and Evolution* 7 (20), 8303–8315.

Riksrevisionen, 2018. Skyddet av värdefull skog, rapport RIR 2018:17.

Ruokolainen, A., Shorohova, E., Penttilä, R., Kotkova, V., Kushnevskaia, H., 2018. A continuum of dead wood with various habitat elements maintains the diversity of wood-inhabiting fungi in an old-growth boreal forest. *Eur J Forest Res* 137 (5), 707–718. 10.1007/s10342-018-1135-y.

Sandström, J., Bjelke, U., Carlberg, T., Sundberg, S., 2015. Tillstånd och trender för arter och deras livsmiljöer – rödlistade arter i Sverige 2015. SLU, Uppsala.

Santangeli, A., Wistbacka, R., Hanski, I.K., Laaksonen, T., 2013. Ineffective enforced legislation for nature conservation: a case study with Siberian flying squirrel and forestry in a boreal landscape. *Conserving complexity: Global change and community-scale interactions Tropical forest biodiversity in a human-modified world: a multi-region assessment* 157, 237–244.

Sayer, J., Sunderland, T., Ghazoul, J., Pfund, J.-L., Sheil, D., Meijaard, E., Venter, M., Boedhihartono, A.K., Day, M., Garcia, C., van Oosten, C., Buck, L.E., 2013. Ten principles for a landscape approach to reconciling agriculture, conservation, and other competing land uses. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110 (21), 8349–8356. 10.1073/pnas.1210595110.

Ščasný, M., Zvěřinová, I., Czajkowski, M., Kyselá, E., Zagórska, K., 2017. Public acceptability of climate change mitigation policies: a discrete choice experiment. *Climate Policy* 17 (sup1), S111-S130. 10.1080/14693062.2016.1248888.

Scheidegger, C., Stofer, S., 2015. The importance of old-growth forests for lichens: keystone structures, connectivity, ecological continuity. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 166 (2), 75–82. 10.3188/szf.2015.0075.

Schöttker, O., Johst, K., Drechsler, M., Wätzold, F., 2016. Land for biodiversity conservation — To buy or borrow? *Ecological Economics* 129, 94–103. 10.1016/j.ecolecon.2016.06.011.

Seidl, R., Spies, T.A., Peterson, D.L., Stephens, S.L., Hicke, J.A., 2016. Searching for resilience: addressing the impacts of changing disturbance regimes on forest ecosystem services. *The Journal of applied ecology* 53 (1), 120–129. 10.1111/1365-2664.12511.

Skogsstyrelsen, 2019a. Fördjupad utvärdering av Levande Skogar 2019. Rapport 2019/2.

Skogsstyrelsen, 2019b. Skogsstyrelsens tillämpning av toleransnivå vid olika nettovärden på skogsobjektet. <https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/lag-och-tillsyn/skogsvardslagen/>.

Skogsstyrelsen, 2019c. Statistik om formellt skyddad skogsmark, frivilliga avsättningar, hänsynsytor samt improduktiv skogsmark, Redovisning av regeringsuppdrag: Rapport 2019/18 – DNR 2018/4167.

Soulé, M.E., 1986. Conservation biology: The science of scarcity and diversity / edited by Michael E. Soulé. Sinauer, Sunderland, Mass.

Taylor, C., Cadenhead, N., Lindenmayer, D.B., Wintle, B.A., 2017. Improving the Design of a Conservation Reserve for a Critically Endangered Species. *PloS one* 12 (1), e0169629. 10.1371/journal.pone.0169629.

Watzold, F., Schwerdtner, K., 2005. Why be wasteful when preserving a valuable resource?: A review article on the cost-effectiveness of European biodiversity conservation policy. *Biological Conservation* 123 (3), 327–338.

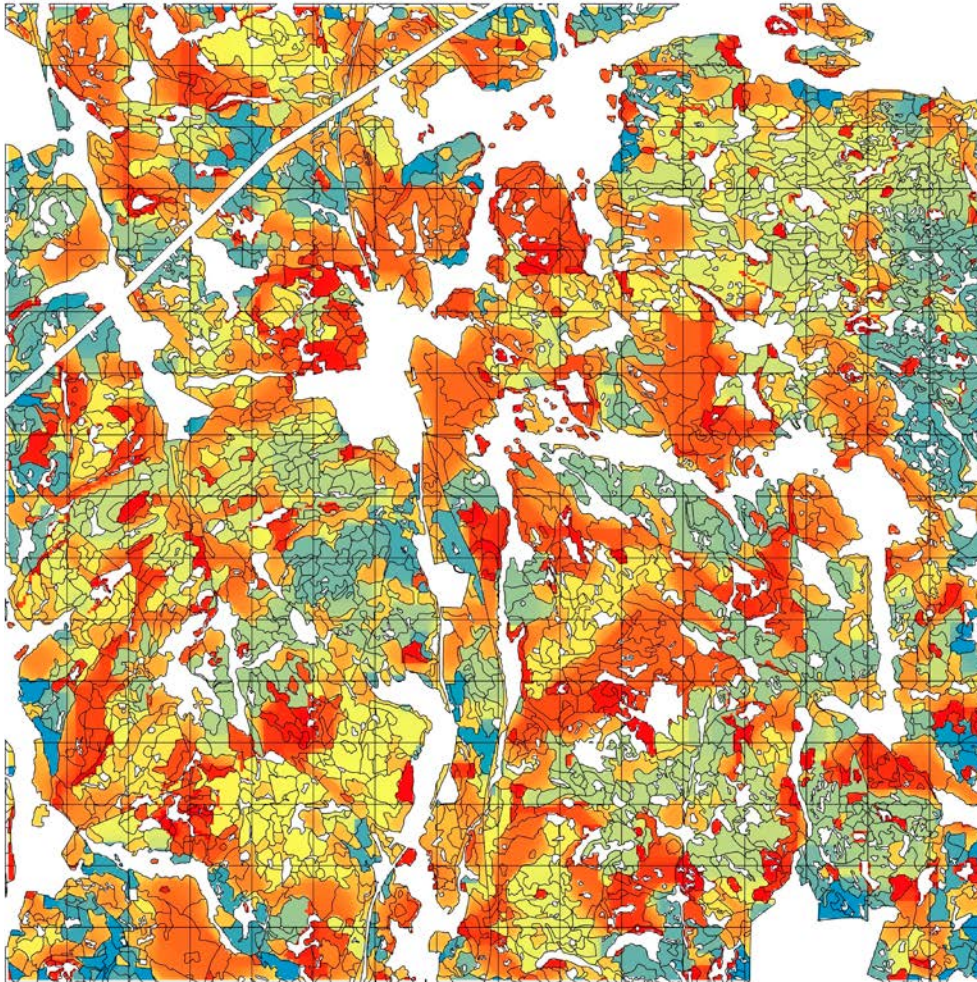
Westling, A. (Ed.), 2015. Rödlistade arter i Sverige 2015. Artdatabanken, Uppsala.

Zabel, A., Bostedt, G., Ekvall, H., 2018. Policies for forest landscape management – A conceptual approach with an empirical application for Swedish conditions. *Forest Policy and Economics* 86, 13–21. 10.1016/j.forpol.2017.10.008.

Zabel, A., Bostedt, G., Engel, S., 2014. Performance Payments for Groups: The Case of Carnivore Conservation in Northern Sweden. *Environ Resource Econ* 59 (4), 613–631. 10.1007/s10640-013-9752-x.

Bilaga 1

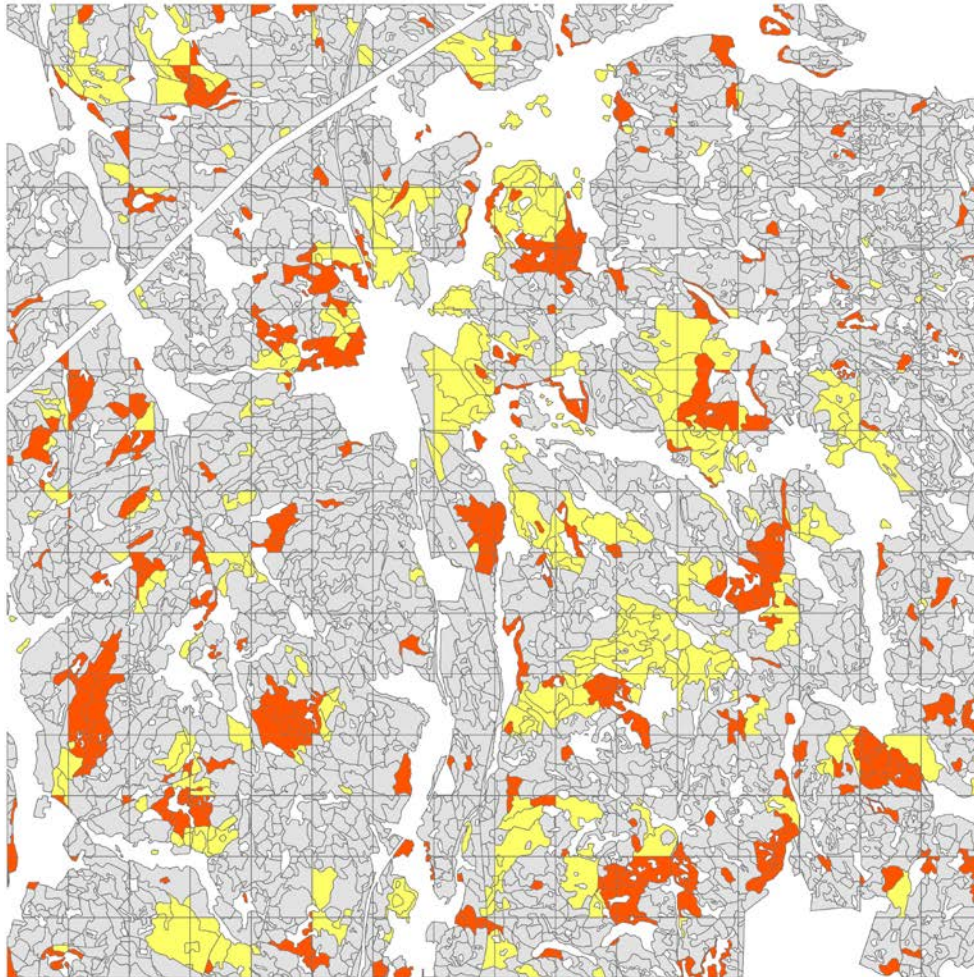
Zonation Kolmården



Prioritering



Landskapsplan Kolmården



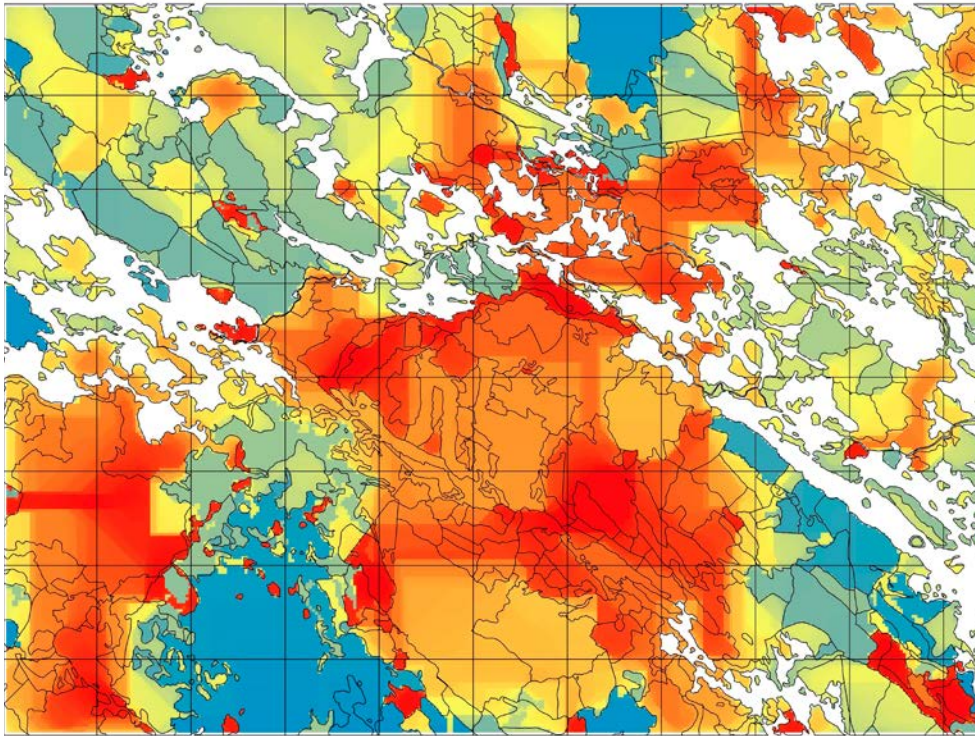
Skötsel

-  Skogsproduktion
-  Restaurering
-  Avsättning



0 1 2 4 Kilometer

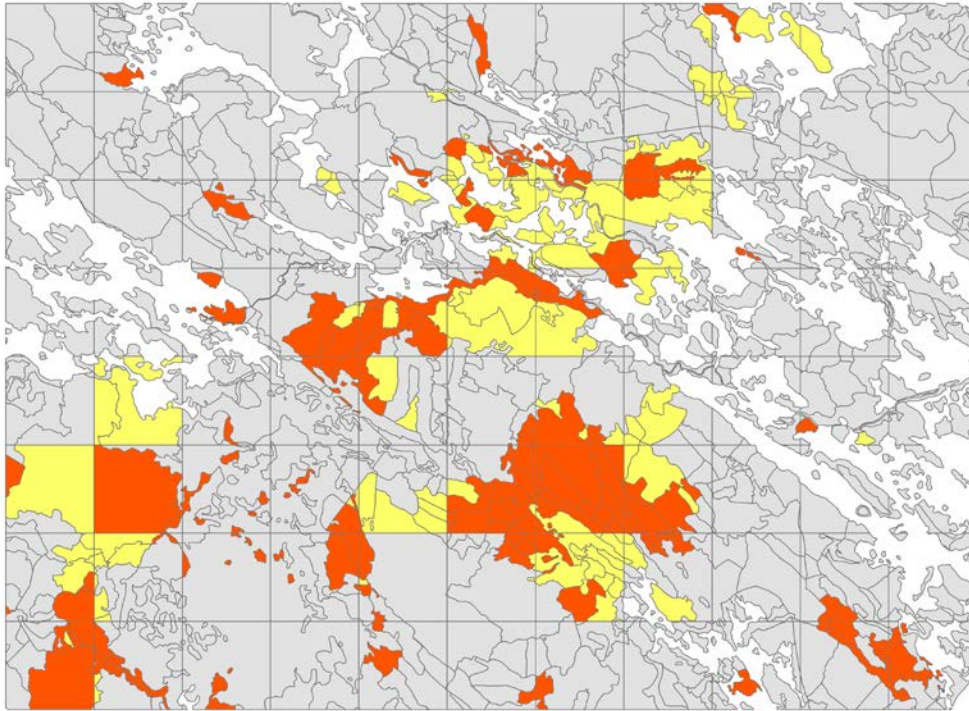
Zonation Norrbotten



Prioritering



Landskapsplan Norrbotten

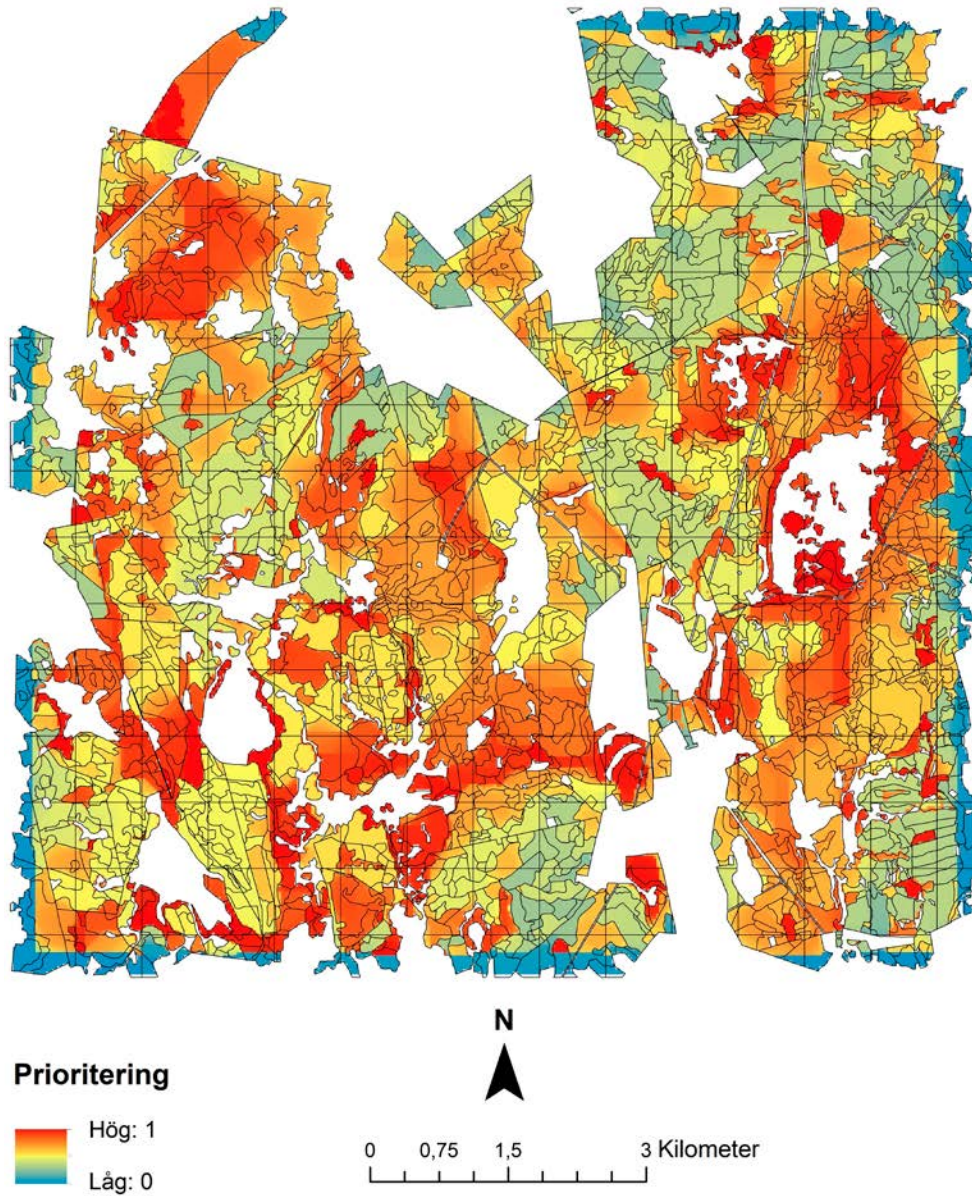


Skötsel

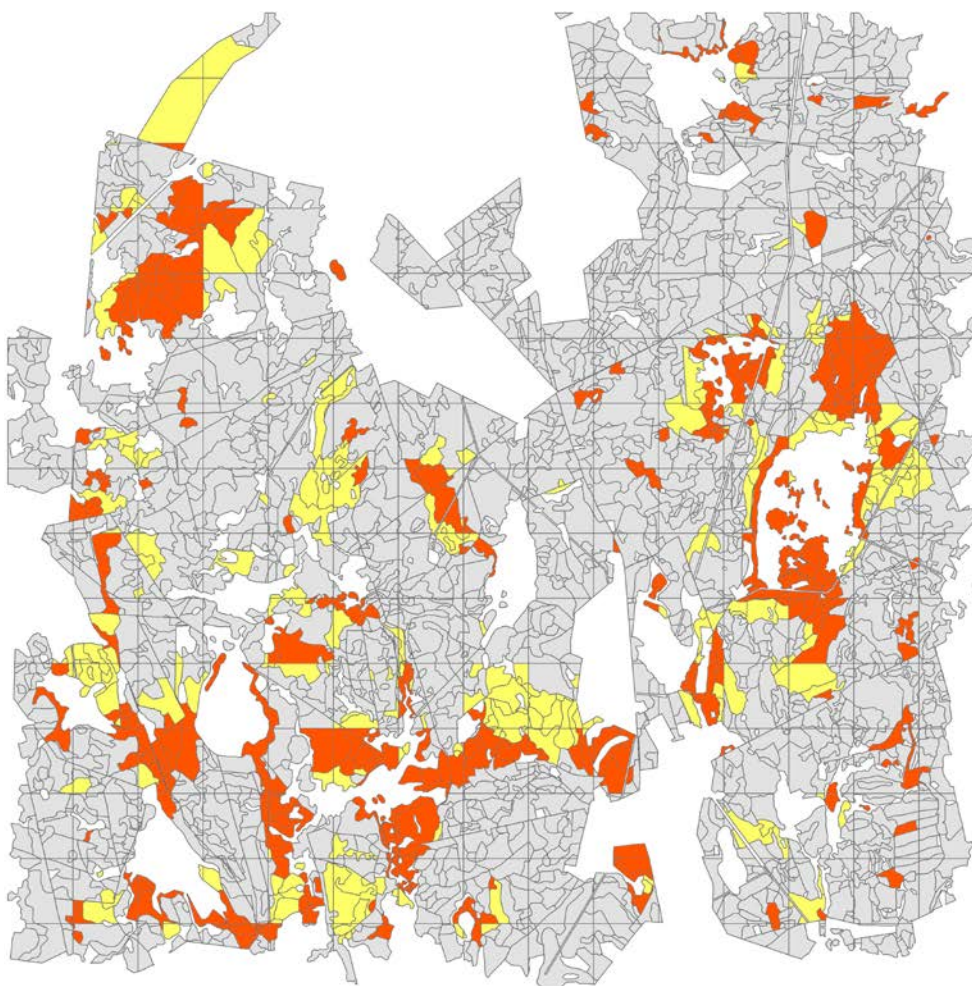
-  Skogsproduktion
-  Restaurering
-  Avsättning



Zonation Småland



Landskapsplan Småland



Skötsel

- Skogsproduktion
- Restaurering
- Avsättning



0 1 2 4 Kilometer

Bilaga 2

Publikationer i forskningsprogrammet

- Bostedt, G., Zabel, A. & Ekvall, H. (2019): Planning on a wider scale – Swedish forest owners’ preferences for landscape policy attributes. *Forest Policy and Economics*, Vol. 104, pp. 170-181.
- Bostedt, G. (2019): Ledare: Naturskydd på anbud. *Ekonomisk Debatt*, No. 5, pp. 3-5.
- Bostedt, G.; de Jong, J.; Ekvall, H.; Hof, A.; Sjögren, J.; Zabel, A. (in prep.). *A model for landscape planning and its economic consequences for the land-owners*. To be submitted in January 2020.
- Forsberg, M. (2018): ”Landskapsplanering för naturvård och virkesproduktion – särskilt med koppling till ersättningsrätten” *Nordisk Miljörättslig Tidskrift* 2018:1, 81-100.
<http://nordiskmiljoratt.se/onewebmedia/Forsberg.pdf>
- Forsberg, M. (planerad publicering hösten 2019). *Ecologically functional habitats - a legal study on forestry in Sweden and Finland*.
- Michanek, G. (2019): Species and Habitats Protection in U.S. Forest Planning, *Nordisk miljörättslig tidskrift* 2019:1, s. 83-103.
<http://nordiskmiljoratt.se/onewebmedia/Michanek.pdf>.
- Michanek, G: Kapitel i bok: ”Artskyddet, politiken och juridiken”. I *Bertil Bengtsson 90 år. Jure*, Stockholm 2016, s. 383-397.
- Michanek, G., Bostedt, G., Ekvall, H., Forsberg, M., Hof, A., de Jong, J., Rudolphi, J. & Zabel, A. (2018) “Landscape Planning - Paving the Way for Effective Conservation of Forest Biodiversity and a Diverse Forestry?” *Forests* 2018, 9(9), 1-15.
<http://www.mdpi.com/1999-4907/9/9/523>
- Zabel, A., Bostedt, G., Ekvall, H. (2018). “Policies for forest landscape management – A conceptual approach with an empirical application for Swedish conditions” *Forest Policy and Economics*, 86: 13–21.
- Zabel, A., Bostedt, G. & Ekvall, H. (2017): *Policies for Forest Landscape Management – A Conceptual Approach with an Empirical Application for Swedish Conditions*. CERE Working Paper 2017:5, CERE, Umeå.

Presentationer vid konferenser m.m.

“Landscape Planning—Paving the Way for Effective Conservation of Forest Biodiversity and a Diverse Forestry?” Gabriel Michanek. Presentation och diskussion kring programmets rättsliga forskningsfrågor. Nationellt miljö-rättsmöte, Stockholm 19-20 november 2018.

“Landscape planning for biodiversity and a diverse forestry.” Gabriel Michanek och Maria Forsberg. Presentation av programmets forskningsfrågor. Nationellt miljö-rättsmöte, Uppsala 20 okt 2016.

”Artskydd, politik och juridik”. Gabriel Michanek. Föredrag vid Föreningen för miljö-rätt (advokater, myndigheter m.m.). Stockholm 17 nov 2016.

”Kan skogen räcka till mer?” Programmet arrangerade en workshop om strategier på landskapsnivå för att kombinera naturvård och skogsproduktion. Presentationer och diskussioner kring programmets forskningsfrågor. Naturvårdsverket, Stockholm 12 jan 2017.

”Landscape Strategies for Sustainable Forest Management”. Maria Forsberg. Presentation av programmets forskningsfrågor vid konferensen the Nordic Environmental Social Science Conference (NESS 2017), Tammerfors 7 juni 2017.

“Sustainable management of natural resources”. Maria Forsberg och Gabriel Michanek. Presentation av programmets forskningsfrågor vid global konferens i miljö-rätt, Köpenhamn 30 aug-1 sept 2017.

”Skogslandskapet - en mångfald av mål och brukande”. Mångfaldskonferens, anordnad av programmet och CBM. SLU, Ultuna 4-5 okt 2017.

Presentationer:

- ”Nya styrmedel och naturvårdsbiologiska metoder”. Jörgen Rudolphi, Maria Forsberg, Astrid Zabel.

- ”Landskapsplanering, äganderätten och ekonomisk kompensation – om rättsliga krav och ekonomiska styrmedel”. Göran Bostedt och Gabriel Michanek.

”Artskydd i skogen”. Maria Forsberg. Föredrag vid Nationella miljö-rättskonferensen, Miljö-rättsdagen. Stockholm 18 okt 2017.

”Artskydd i regelverket och i praktiken”. Maria Forsberg och Gabriel Michanek. Presentation av programmets forskningsfrågor vid seminarium med miljö-rättsgruppen vid Juridiska institutionen i Uppsala och Artdatabanken, Uppsala 15 nov 2017.

Naturvårdsverkets årsmöte för utlysningen av programmen om landskapsplanering. Presentation av vårt program av Johnny de Jong och Gabriel Michanek. Naturvårdsverket, Stockholm 4 dec 2017.

”Artskydd i skogen”. Maria Forsberg. Föredrag för Fältbiologerna, Uppsala 22 jan 2018.

”Artskydd i skogen”. Maria Forsberg. Föredrag vid Mark- och miljörettsdagarna, Domstolsakademin, Stockholm 24 jan 2018.

“Landscape Planning Options to Improve Connectivity for Biodiversity”. Astrid Zabel. Presentation vid ETH Zürich in Seminar Series Ecosystem Management, Zürich Februari 2018.

”Artskydd kontra äganderätten - hur kan konflikten lösas?” Maria Forsberg. Presentation och i panel vid konferensen Nytt om miljörett, Stockholm 21 mars 2018.

”Lag och artskydd”. Gabriel Michanek. Föredrag vid Botaniska föreningen, Uppsala 11 april 2018.

”Det rättsliga artskyddet - en överlevnadsfråga eller ett hot mot utveckling och tillväxt” (Bertil Bengtsson-seminarium med paneldebatt). I panelen Maria Forsberg. Moderator Gabriel Michanek. Alumnidag för Juridiska fakulteten, Uppsala 16 maj 2018.

“Does EU matter for Conservation? The Birds and Habitats directives from a Nordic perspective” under European Congress of Conservation Biology. I panelen Maria Forsberg, Jyväskylä 12-15 juni 2018.

“Policies for forest landscape management – A conceptual approach with an empirical application for Swedish conditions”. Astrid Zabel. Presentation vid World Congress of Environmental and Resource Economics, Göteborg juni 2018.

Landskapsplanering av skog

– för biologisk mångfald och ett varierat skogsbruk

RAPPORT 6909

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-6909-4
ISSN 0282-7298

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

AV GABRIEL MICHANEK, GÖRAN BOSTEDT, JOHNNY DE JONG,
HANS EKVALL, MARIA FORSBERG, ANOUSCHKA HOF,
JÖRGEN SJÖGREN, ASTRID ZABEL VON FELTEN

Rapporten presenterar en metod för landskapsplanering av skog med syfte att främja biologisk mångfald och ett varierat skogsbruk. Den belyser även landskapsplaneringens rättsliga och ekonomiska förutsättningar.

Enligt forskarna kan landskapsplanering bidra till att uppfylla politiska mål och rättsliga krav på skydd för arter och livsmiljöer, som antagits internationellt, inom EU och nationellt. Planeringen bör kopplas till tydliga mål, exempelvis bättre förutsättningar för de arter som vi förbundet oss att bevara. En proaktiv och strategisk landskapsplan behöver inte innebära mer avsättningar än i dagens skogsbruk men kan ändå ge större naturvårdsnytta. Enligt forskarna skapar landskapsplanen bättre förutsebarhet för skogsägare, men markägarna kan påverkas olika mycket. Planen bör därför kombineras med ekonomiska styrmedel. Forskarna har genomfört simuleringar för att visa de finansiella effekterna, och diskuterar införandet av en fond som används för att kompensera skogsägare som tar ett större ansvar för bevarandearbetet.

Forskningen har finansierats av Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens verksamhet

