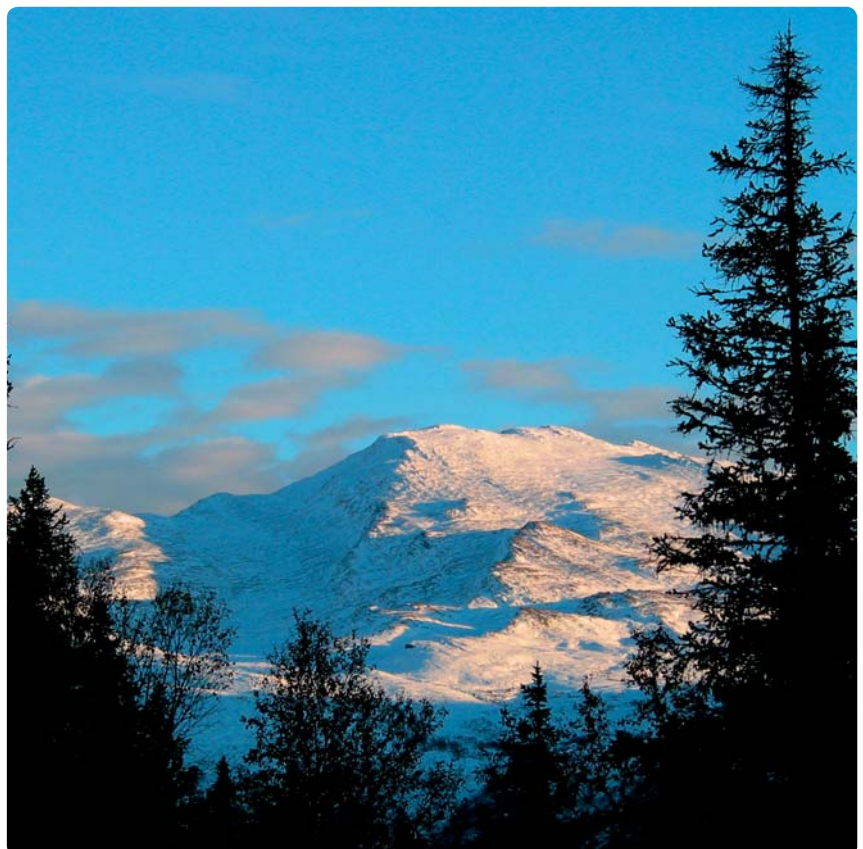


Nationell miljöövervakning och utvärdering av ekosystemtjänster i fjäll och skog

JOHAN SVENSSON, GRZEGORZ MIKUSIŃSKI, ANDERS ESSELIN,
SVEN ADLER, MALGORZATA Blicharska, MARCUS HEDBLOM, HENRIK HEDENÅS,
PER SANDSTRÖM, STEFAN SANDSTRÖM, DAVID WARDLE

RAPPORT 6754 • FEBRUARI 2017



Nationell miljöövervakning och utvärdering av ekosystemtjänster i fjäll och skog

Johan Svensson, Grzegorz Mikusiński, Anders Esselin,
Sven Adler, Malgorzata Blicharska, Marcus Hedblom, Henrik Hedenås,
Per Sandström, Stefan Sandström, David Wardle

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia 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 978-91-620-6754-0

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2017

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2017

Omslagsfoto: Anders Esselin



Förord

Rapporten presenterar resultaten av forskningsprojektet **Nationell miljöövervakning och utvärdering av ekosystemtjänster i fjäll och skog, NILS-ESS**, ett av sju projekt som ingår i forskningssatsningen *Värdet av ekosystemtjänster*. Projektet har varit inriktat mot hur ekosystemtjänster kan användas för skattning, kartläggning och som underlag för beslut i strategisk och operativ markanvändning, landskapsplanering och uppföljning av tillstånd och förändringar i ekosystem och landskap.

Projektet har omfattat norra Sveriges fjäll- och skogslandskap med de ekosystem, landskaps- och naturresurser samt markanvändningar som förekommer, och i första hand berört miljömålen Storslagen fjällmiljö och Levande skogar, men även Ett rikt växt- och djurliv. Tillgängliga biofysiska data i nationell miljöövervakning, i första hand inom NILS, har utgjort en central utgångspunkt. Dessa data har använts för kvalitativ eller kvantitativ skattning av främst direkta och indirekta ekosystemtjänster.

Ekosystemtjänster är grunden för vår välfärd. Ändå tar vi dem ofta för givna. Genom en ökad medvetenhet om och värdering av ekosystemtjänster kan vi påverka vår framtida välfärd och livskvalitet. Politiker, myndigheter, kommuner, företag, organisationer och enskilda kan därigenom fatta mer välunderbyggda beslut.

Forskningssatsningen *Värdet av ekosystemtjänster* är en central insats för att nå ett av etappmålen inom miljömålssystemet genom att öka kunskapen om hur ekosystemtjänster bättre kan användas i olika beslutssituationer. Etappmålet innebär att betydelsen av biologisk mångfald och värdet av ekosystemtjänster senast 2018 ska vara allmänt kända och integreras i ekonomiska ställningstaganden, politiska avväganden och andra beslut i samhället där så är relevant och skäligt. Sju olika forskargrupper ingår i den omfattande satsningen som började 2014. Projekten pågår upp till tre år med avslutning senast 2016.

Nationell miljöövervakning och utvärdering av ekosystemtjänster i fjäll och skog

Projektet har drivits av forskare från SLU – Johan Svensson, Grzegorz Mikusiński, Sven Adler, Malgorzata Blicharska (numer vid Uppsala Universitet), Marcus Hedblom, Henrik Hedenås, Per Sandström, Stefan Sandström och David Wardle. Vidare har Anders Esselin, Man & Nature, deltagit som kommunikatör. Johan Svensson och Grzegorz Mikusiński ansvarar, med bidrag från övriga projektdeltagare, gemensamt för rapportens innehåll.

Författarna riktar ett tack till alla de personer i olika organisationer som vi har samarbetat med, enskilda personer i fjäll- och skogslandskapet som på olika sätt bidragit, forskarkollegor som har bistått i projektarbetet samt Naturvårdsverkets projektstöd och referensgrupp. Ett tack också till de vetenskapliga granskarna och referensgranskaren som på ett väsentligt sätt har bidragit till inriktning, omfattning och kvalitet i denna slutrapport.

Rapporten har granskats av tre oberoende granskare ur ett såväl vetenskapligt som relevansperspektiv. Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag.

Stockholm januari 2017
Naturvårdsverket

Innehåll

FÖRORD		3
1. SAMMANFATTNING		7
2. SUMMARY		9
3. INTRODUKTION		11
3.1.	Ekosystemtjänster i fjäll och skog	11
3.2.	Projektets inriktning och omfattning	15
3.3.	Övergripande mål och delmål	17
3.4.	Rapportens upplägg	17
4. MILJÖÖVERVAKNING OCH MILJÖÖVERVAKNINGSDATA		19
4.1.	Nationell Inventering av Landskapet i Sverige – NILS	19
4.1.1.	Terrester habitatuppföljning – THUF	22
4.2.	Miljöövervakningsdata för ekosystemtjänster	23
4.3.	Syntes och diskussion	25
5. VARIABLER I NILS FÖR ATT SKATTA EKOSYSTEMTJÄNSTER		28
5.1.	Inledning	28
5.2.	Flygbildstolkning av ytojekt	29
5.3.	Flygbildstolkning av linjeobjekt	31
5.4.	Flygbildstolkning av punktobjekt	33
5.5.	Fältinventering av cirkelprovtyr	33
5.6.	Linjekorsningsinventering i fält	37
5.7.	Syntes och diskussion	41
5.7.1.	Variabler och ekosystemtjänster	41
5.7.2.	Adaptiv monitoring	46
6. MODELLERING OCH KARTLÄGGNING AV EKOSYSTEMTJÄNSTER		48
6.1.	Renlav i skoglandet som begränsande faktor för renbete	48
6.2.	Habitat för ripa som försörjande och kulturella ekosystemtjänster	53
6.3.	Bär som ekosystemtjänst	57
6.4.	Syntes och diskussion	62
6.4.1.	Simulering av framtida tillgång på ekosystemtjänster	63
6.4.2.	Automatisk skattning av tillgången på ekosystemtjänster	64
7. EKOSYSTEMTJÄNSTER I BESLUTFATTANDE OCH MILJÖMÅL		67
7.1.	Gråzoner i kulturella ekosystemtjänster för beslutsfattande	67
7.2.	Visuella preferenser som indikatorer på kulturella ekosystemtjänster	71
7.3.	Ekonomisk värdering av kulturella ekosystemtjänster i fjällmiljö	76
7.4.	Syntes och diskussion	77
7.4.1.	Ekosystemtjänster i renbruksplan och RenGIS	78
7.4.2.	Ekosystemtjänster i miljömålet Storslagen fjällmiljö	80

8.	SLUTSATSER	83
9.	KÄLLFÖRTECKNING	87
10.	BILAGA: KLASSIFICERING AV EKOSYSTEMTJÄNSTER	99

1. Sammanfattning

Projektet *Nationell miljöövervakning och utvärdering av ekosystemtjänster i fjäll och skog, ”NILS-ESS”*, ingår i Naturvårdsverkets forskningssatsning *Värdet av ekosystemtjänster*. Syftet med denna forskningssatsning var att belysa hur värdet av ekosystemtjänster kan användas i olika beslutssituationer samt att ge kunskap till stöd för arbetet med etappmålen inom miljömålssystemet.

Projektets ambition har varit att utforska konceptet ekosystemtjänster och konkretisera hur ekosystemtjänster kan tillämpas, skattas, kartläggas och användas som underlag för beslut i strategisk och operativ markanvändning, landskapsplanering och uppföljning av tillstånd och förändringar i ekosystem och landskap. Projektet har i första hand berört miljömålen Storslagen fjällmiljö och Levande skogar men också Ett rikt växt- och djurliv. Fokus har varit norra Sveriges fjäll- och boreala skogslandskap med de landskaps- och naturresurser samt markanvändningar och ekosystem som förekommer där.

Projektets mål har varit att den kunskap som utvecklats och de erfarenheter som gjorts ska göras tillgängliga och användbara för beslutsfattare och praktiker. Därför har vi bland annat samverkat med *länsstyrelserna i Norrbotten, Västerbotten, Jämtland och Dalarna*, samt med *Skogsstyrelsen, Sametinget och Naturvårdsverket*. I två olika fallstudier, *Renskötseområdet och renskötelsen som bärare av ekosystemtjänster* respektive *Ekosystemtjänster som indikator i miljömålet Storslagen fjällmiljö*, har vi haft flera diskussioner med miljömålsansvariga och med aktiva renskötare. I den förra fallstudien har diskussionerna bland annat handlat om ekosystemtjänster i regional uppföljning av miljömål, och i den senare bland annat om ekosystemtjänster som del i de renbruksplaner som samebyarna använder i sin markanvändning och som underlag för samråd med annan markanvändning.

Tillgängliga biofysiska data i nationell miljöövervakning, i första hand inom NILS, Nationell Inventering av Landskapet i Sverige, har utgjort en central utgångspunkt i projektet. NILS är Naturvårdsverkets program för uppföljning av biologisk mångfald på landskapsnivå och genomförs av SLU. En del i projektet har bestått av en genomgång och sammanställning av metodik och variabler i NILS och hur dessa kan användas för att skatta ekosystemtjänster i form av kvalitativ eller kvantitativ värdering. Med variabler menas mätbara storheter eller enheter som registreras i form av data. Även om NILS inte ursprungligen har som syfte att bistå med underlag för just ekosystemtjänster, har det visat sig att det finns goda möjligheter till direkta och indirekta skattningar baserat på enskilda variabler, grupper av variabler eller för NILS data i kombination med andra typer av data. Det finns också möjligheter att anpassa NILS ytterligare för bättre skattning av ekosystemtjänster.

Med hjälp av statistiska modeller har vi tagit fram några exempel på hur tillgång på ekosystemtjänster i norra Sveriges fjäll- och boreala skogslandskap kan skattas utifrån data från NILS, och från annan nationell miljöövervakning och andra typer av data. Det handlar om enskilda arter eller grupper av arter som levererar slutliga (bär, fjällripa) eller intermediära (lavar) försörjande

och kulturella ekosystemtjänster. I modellerna har heltäckande kartor genererats, där förekomst och mängd av sådana ekosystemkaraktärer som gör att ekosystemtjänster kan levereras (jfr. eng. *service providing unit*) skattas över större landskapsavsnitt, med samtidig hög detaljupplösning och precision för lokala kartläggningar. Sådana skaloberoende kartläggningar kan användas som beslutsunderlag på olika nivåer. Vi har även testat automatisk skattning av tillgången på ekosystemtjänster med hjälp av fjärranalysdata och annan data, och diskuterat möjligheter att simulera framtida förändringar i ekosystemens egenskaper och tillgång på ekosystemtjänster.

Vi har också bedrivit tre studier som varit direkt orienterade mot kulturella ekosystemtjänster: 1) om de otydligheter som ekosystemtjänster som begrepp och koncept omfattas av idag och vad det innebär för beslutsstöd i planering och miljöövervakning; 2) om hur man kan beskriva och mäta storslagen fjällmiljö utifrån upplevelsevärden som kulturella ekosystemtjänster baserade på miljöövervakningsdata, som utgångspunkt för indikatorer; 3) om ekonomisk värdering av kulturella ekosystemtjänster i fjällmiljö. Dessa tre exempel har använts för att diskutera beslutsstöd i form av landskapsplanering baserat på renbruksplaner, och indikatorer för miljömålet Storslagen fjällmiljö baserat på data i NILS.

Projektet har bedrivits av forskare från SLU – Johan Svensson, Grzegorz Mikusiński, Sven Adler, Malgorzata Blicharska (numer vid Uppsala Universitet), Marcus Hedblom, Henrik Hedenås, Per Sandström, Stefan Sandström och David Wardle, SLU. Anders Esselin, Man & Nature, har deltagit som kommunikatör. Johan Svensson och Grzegorz Mikusiński haft det övergripande ansvaret i projektet och i denna slutrapport, och har tillsammans med Anders Esselin fungerat som redaktörer för denna rapport.

Projektet Nationell miljöövervakning och utvärdering av ekosystemtjänster i fjäll och skog avslutas med denna rapport. Projektet har samverkat med, bistått och i viss mån genererat flera nya projekt och andra utvecklingsåtgärder som för olika frågeställningar vidare, bland annat: *Projektet Grön planering: Vilhelmina som testbädd för innovativ landskapsplanering* (Therese Bjärstig; NV-03734-10); *Projektet VALKMAN: Värde- och kunskapsbaserade scenarier för hållbar förvaltning av skogslandskap* (Tomas Lämås; NV 802-0187-15); *Projektet Förekomst av lavrika skogar i norra Sverige: Ett verktyg för landskapsplanering* (Henrik Hedenås; FORMAS 231-2014-1057); samt *Projektet "Implementering av modellassisterade beräkningstekniker i Riksskogstaxeringen och NILS"* (Göran Ståhl; Rymdstyrelsen 218/14).

2. Summary

The “*National Monitoring for Assessing Ecosystem Services in Fennoscandian Alpine and Boreal Landscapes, NILS ESS*” project was part of the Environmental Protection Agency’s “Value of Ecosystem Services” research program. The purpose of this research program was to highlight values of ecosystem services that can be used in various decision-making situations and in supporting attainment of environmental quality objectives.

The project’s aim was to explore the concept of ecosystem services and specify how they can be assessed, mapped and used as a basis for strategic and operational land-use decisions, landscape planning, and monitoring conditions and changes in ecosystems and landscapes. The project primarily concerned environmental objectives, including not only “The Magnificent Mountain Landscape” and “Sustainable Forests” but also “A Rich Diversity of Plant and Animal Life”. It focused on Northern Sweden’s mountain region and boreal forest region, encompassing the landscapes, natural resources, land uses and ecosystems that occur there.

The project’s ambition was that the knowledge developed and the experience gained should be made available and useful for decision makers and practitioners. Therefore, we collaborated closely with the *County Administration Boards of Norrbotten, Västerbotten, Jämtland and Dalarna*, the *Forest Agency*, the *Sami Parliament* and the *Environmental Protection Agency*. In two case studies, we had several discussions with authorities responsible for attaining environmental objectives and with active reindeer herders: 1) Reindeer husbandry and the reindeer management area as providers of ecosystem services, and 2) Ecosystem services as an indicator of the environmental objective “A Magnificent Mountain Landscape”. Ecosystem services were considered in relation to regional monitoring of environmental goals by the first case study, and by the second case study to the Sami reindeer husbandry plans that they use in their everyday work and as a basis for consultation with other land users.

Available biophysical data from national environmental monitoring schemes, primarily the National Inventory of Landscapes in Sweden (NILS), was the main starting point for the project. NILS, implemented by SLU, is the Environmental Protection Agency’s program for monitoring biodiversity at a landscape scale. Part of the project consisted of a review and summary of the methodology and variables in NILS and how these can be used to qualitatively or quantitatively assess ecosystem services. Although NILS was originally not designed to provide a basis for the assessment of ecosystem services, we showed that there is potential for direct and indirect estimates of such services using individual variables, groups of variables or NILS data in combination with other data. There are also opportunities to adapt NILS in order to further estimate values for ecosystem services.

Using statistical models, we developed some examples of how the availability of ecosystem services in the mountain and boreal forest landscapes of northern Sweden can be estimated using data from NILS and also from other national environmental schemes and types of data. We focused mostly on individual species or groups of species that deliver final (berries, ptarmigan) or intermediate (lichen) ecosystem services. The models have generated comprehensive maps of service providing units, where the delivery of particular services was estimated over large areas but simultaneously at a high resolution and precision. These outputs can be used to inform decision making on various scales and levels. We also explored possibilities for automate estimation of the extent of available ecosystem services with the help of remote sensing data and other data. This led onto discussion about simulation of future changes in ecosystem properties and consequent availability of ecosystem services.

We conducted three studies that addressed cultural ecosystem services. The first reviewed ambiguities in deployment of the ecosystem services concept and what it means for decision support in planning and environmental monitoring. A second one focused on how to describe and measure the magnificent mountain landscape on the basis of experiential values and environmental monitoring data, as a basis for indicators that describe the cultural ecosystem services. A third study encompassed an economic valuation of cultural ecosystem services in the mountain environment. The implications of these three studies for landscape planning were explored with reference to reindeer husbandry plans and for developing indicators of the environmental objective “A Magnificent Mountain Landscape”.

The project was conducted by researchers from SLU – Johan Svensson, Grzegorz Mikusiński, Sven Adler, Malgorzata Blicharska (now at Uppsala University), Marcus Hedblom, Henrik Hedenås, Per Sandström, Stefan Sandström and David Wardle, SLU. Anders Esselin (Man & Nature) participated as a communicator. Johan Svensson and Grzegorz Mikusiński had overall responsibility for the project and this final report and, together with Anders Esselin, were editors of this report.

This report completes the “National Monitoring for Assessing and Valuing Ecosystem Services in Fennoscandian Alpine and Boreal Landscapes, NILS ESS” project. The project has generated, or informed, several new projects and other development initiatives.

3. Introduktion

3.1. Ekosystemtjänster i fjäll och skog

Ekosystemtjänster är för många ett nytt begrepp, även om det har använts sedan 1970-talet (Hansen m.fl. 2014). Ekosystemtjänster innefattar ekosystemens bidrag till människors välbefinnande och är som koncept och i tillämpning orienterat mot att tydliggöra och värdera människans nytta och beroende av ekosystemen och ekosystemprocesserna (Naturvårdsverket 2014a). De mer tydliga och uppenbara ekosystemtjänsterna, till exempel produktion av livsmedel och träråvara, påverkar och påverkas av andra ekosystemtjänster som exempelvis jordmänsbildning, näringsomsättning och vattenreglering (SOU 2013). De mer synliga ekosystemtjänsterna betecknas direkta eller slutliga, medan de bakomliggande processerna och funktionerna betecknas som indirekta eller intermediära ekosystemtjänster. Direkt eller slutlig respektive indirekt eller intermediär är begrepp som används mer eller mindre synonymt. Ett och samma ekosystem kan bidra med flera olika typer av ekosystemtjänster och samma typ av ekosystemtjänst kan betraktas som slutlig, intermediär eller som en nytta beroende på sammanhanget (Naturvårdsverket 2014a). Just mångfunktionalitet hos ekosystem är en central aspekt i ekosystemtjänstkonceptet (SOU 2013). Nyttighet, eller den nytta som genereras av ekosystemtjänsterna, är en produkt eller vara som processats via ”insatskapital” (Naturvårdsverket 2014b) i ett eller flera steg från den ursprungliga ekosystemtjänsten.

För tillämpningar av ekosystemtjänst som koncept för att värdera och balansera mellan olika typer av ekosystemtjänster och nyttor, är det centralt att se till helhet och sammanhang med de geologiska förutsättningar, landskapets konfiguration och ekosystemen med dess biotiska och abiotiska egenskaper, samt hur dessa används och värderas i tid och rum i ett samhällsperspektiv. Även om biologisk mångfald i sig inte är en ekosystemtjänst finns det en uppenbar koppling mellan biologisk mångfald och ekosystemens långsiktiga förmåga att tillhandahålla en rad viktiga ekosystemtjänster. Därför är biologisk mångfald en central del i ekosystemtjänstkonceptet (Haines-Young & Potschin 2010b; Harrison m.fl. 2014; m.fl.). En stor variationsrikedom i form av landskap med många olika typer av ekosystem, habitat och arter, samt en stor genetisk variation inom arterna ger ekosystem som är resilienta och resistent, det vill säga, de har förmåga att anpassa sig och vidareutvecklas trots olika störningar (Elmqvist m.fl. 2003; SOU 2013).

Norra Sveriges fjäll- och skogslandskap levererar en mängd olika ekosystemtjänster (Grêt-Regamey m.fl. 2012; Snäll m.fl. 2014; Hansen & Malmeus 2016, m.fl.). Livsmedel såsom bär, svamp, kött från ren och vilt, träråvara från skogen, jordbruksprodukter, kött från tamdjur och fisk är exempel på vanligt förekommande *försörjande ekosystemtjänster*. Försörjande ekosystemtjänster är sådana tjänster som direkt kan omsättas och användas ”för välbefinnande”. I ekosystem sker samtidigt processer som påverkar eller styr

ekosystemens naturliga processer, till exempel lagring av kol, omsättning av näringsämnen, vattenreglering och naturlig rening av vatten och luft, med mera. Dessa är exempel på *reglerande och upprätthållande ekosystemtjänster*. I fjäll- och skogslandskapet finns också spår av en rik kulturhistoria som ofta är kopplad till samisk kultur, fåbodbruk och annan historisk och nutida markanvändning, men också till landskap och ekosystem som bidrar till eller ger förutsättningar för fysiskt, intellektuellt eller andligt välbefinnande. Sådana mer immateriella tjänster benämns *kulturella ekosystemtjänster*. Vissa klassificeringssystem urskiljer också *stödjande ekosystemtjänster* som egen grupp av underliggande biotiska och abiotiska förutsättningar för ekosystem, som exempelvis fotosyntes eller jordmånsbildning, att leverera ekosystemtjänster. Se vidare i till exempel Naturvårdsverkets syn på ekosystemtjänster angående begreppet och värdering (Naturvårdsverket 2014a) eller strategi för miljömålet storslagen fjällmiljö (Naturvårdsverket 2014b).

Ekosystemtjänster värderas i kvalitativa, kvantitativa eller monetära termer (Naturvårdsverket 2014b). Vissa typer av ekosystemtjänster är relativt enkla att kvantifiera, till exempel träråvara, medan andra är svårare att identifiera, klassa och kvantifiera på grund av deras komplexitet eller brist på tillgängliga data som beskriver egenskaper, tillstånd och förändringar i ekosystem. Detta, jämte den mångfunktionella karaktären i ekosystemtjänster, hur välbefinnande tolkas i förhållande till biologiska processer eller biologiska strukturer i ekosystem, och vad som är underliggande ekologisk funktion, ekosystemtjänst eller nytta, gör att konceptet kan uppfattas som diffust (Fu m.fl. 2011; Blicharska & Svensson 2016; Blicharska m.fl. 2017). Därmed kan tillämpningar och indelningar i slutliga och intermediära ekosystemtjänster eller de nyttigheter som dessa genererar göras olika beroende på inriktning och syfte i frågeställning eller syfte i aktuell studie eller annat sammanhang. Detta innebär också att olika klassificeringssystem för kategorier och klasser av ekosystemtjänster ofta används komplementärt eller integrerat (Naturvårdsverket 2014b; Haines-Young & Potschin 2013; Hansen & Malmeus 2016; m.fl.).

Fjäll- och skogslandskapen har påverkats av markanvändning under lång tid (Emanuelsson 1987; Esseén m.fl. 1997; Karlsson m.fl. 2007; Callaghan m.fl. 2013; Östlund m.fl. 2015; m.fl.). De är också känsliga för förändringar förorsakade av klimatförändringar och markanvändning som får konsekvenser på till exempel biologisk mångfald, trädgränsens läge och igenväxning av den öppna fjällmiljön (Callaghan m.fl. 2010, 2013; Hedenås m.fl. 2011, 2016; Rundqvist m.fl. 2011). Förändringar i markanvändning och klimat får också konsekvenser på landskapens gröna infrastruktur och leder till fragmentering av naturmiljöer. Med grön infrastruktur avses ekologiskt funktionella nätverk av habitat och strukturer som behövs för bevarande av biologisk mångfald och ekosystemtjänster (Liquete m.fl. 2015). Sådana förändringar inverkar på ekosystemens funktioner och tillgänglighet för människor och därmed på ekosystemtjänsterna (Jansson m.fl. 2015). För att kunna planera för uthållig markanvändning och förvaltning av naturresurser behöver beslutsfattare och

praktiker ha tillgång till aktuell och tillförlitlig information om ekosystemens och ekosystemtjänsternas status. De behöver också ha tillgång till kunskap om hur förändringar påverkar förutsättningarna för och tillgången på olika ekosystemtjänster, och om framtidens möjligheter och risker (Luck m.fl. 2009; Maes m.fl. 2015; m.fl.). Indikatorer och preciseringar i miljömålen som bygger på och konkretiserar sådan information ska kunna användas för att mäta och utvärdera tillstånd och förändringar i ekosystemtjänster.

Människor har levt i norra Sveriges skogsland och i fjällområdet under flera tusen år, och under större delen av den tiden har man varit helt beroende av ekosystemen och de tjänster som dessa levererar. De knappa resurserna i fjällområdet tillät ingen stor befolkning och förutsatte dessutom ett hållbart brukande av resurserna (Rautio m.fl. 2016). Spåren efter historisk markanvändning är visserligen många, men spåren är diskreta och ofta svåra att upptäcka (Åjtte & Gaaltje 2014). Det uthålliga förhållningssättet till naturen har inneburit att man inte förändrat ekosystemen i grunden (Tunón & Sjaggo 2012). En nyligen publicerad sammanställning av effekterna av renbete visar att det inte går att dra några säkra slutsatser om renbetets påverkan på fjällområdet i stort (Bernes m.fl. 2015). Detta stämmer väl överens med den samiska hållningen (Sametinget 2016), som gör gällande att samerna tidigare brukat och fortfarande brukar ett naturligt ekosystem på ett hållbart sätt (Utsi 2007), även om det lokalt kan förekomma mer omfattande påverkan på ekosystemen (Tunón & Sjaggo 2012). Jansson m.fl. (2015) menar att renskötseln, som i historisk tid likväl som idag förekommer över hela norra Sveriges fjäll-, skogs- och kustland (Sandström m.fl. 2016), är direkt beroende av (lokala) ekosystemtjänster, och är därför är sårbar för annan markanvändning som påverkar dessa.

För ekosystemtjänster som koncept är det av central betydelse att människans närvaro och påverkan på ekosystemen har resulterat och resulterar i den samlade resurs av ekosystemtjänster som finns att tillgå. Markanvändning och kultur är alltså inbyggt i konceptet och kan bidra till en ökad och ökande resurs likväl som till en minskad och minskande (jfr. Haines-Young & Potschin 2013). Fjällen uppfattas av många som Europas sista vildmark, men insikten om att fjällen är ett brukat landskap och en till stora delar samisk kulturmiljö har fått ett allt större genomslag (Pape & Löffler 2012; Naturvårdsverket 2010; Naturvårdsverket 2014b; m.fl.), vilket också tydliggörs i miljömålet Storslagen fjällmiljö. Detta är en utgångspunkt för tillämpning av ekosystemtjänster som koncept i fjällskapet, med renskötseln som viktig verksamhet.

Landskapet och landskapets förutsättningar för ”välbefinnande” är speciellt påtagligt i fjällen och andra områden där geografiska avstånd och en sammansättning av olika markslag är mer uppenbara, exempelvis skogslandskap med vidsträckta myrmarker. För tillämpning av konceptet ekosystemtjänst får detta särskild betydelse för de kulturella ekosystemtjänsterna där landskapet tillskrivs betydelse i större omfattning än för övriga kategorier av ekosystemtjänster. Weyland & Laterra (2014), exempelvis, menade att förekomst av kulturella ekosystemtjänster bestäms av attribut som terräng, topografi och

landformer, som påverkar utsikt och utblick. Koschke m.fl. (2014) tog upp att termen ”landskapstjänst” kan vara mer lätt att förstås och användas än termen ekosystemtjänst. De kulturella ekosystemtjänsterna bestäms av uppfattningar och förväntningar inom ett geografiskt område som bestäms av det sociala sammanhanget i första hand, snarare än av det ekologiska sammanhanget (Daniel m.fl. 2012). I CICES klassificeringssystem för kartläggning och skattning av ekosystemtjänster (Haines-Young & Potschin 2010a, 2013) uttrycks vikten av att inkludera landskapet specifikt i de två sektioner, fyra grupper och elva klasser som definierar kulturella ekosystemtjänster (se även bilaga).



Figur 3.1.1: Renar i fjälllandskapet. Jämtlandsfjällen. Foto: Malgorzata Blicharska.

Kulturlämningar och kulturarv används ofta synonymt med kulturell ekosystemtjänst, men det måste poängteras att orden har en annan betydelse (Nordisk Ministerråd 2015). Många kulturlämningar har ingen koppling till ekosystem, biologiska organismer och ekosystemprocesser. Samtidigt kan många spår på organismer och ekosystem av tidigare och nutida markanvändning i fjälllandskapet antas bidra till välbefinnande, och får då anses som kulturella ekosystemtjänster. Exempel är spår av barktäkt, där människor tidigare skrapade innerbark av tall för att använda för att baka bröd, och spår av mjölkvallar där ett långtida och omfattande stationärt bete och naturbruk lett till gräsmarker som motstår förbuskning under lång tid. Hit kan också räknas till exempel slåtterängar där återkommande skötsel har lett till en högre artrikedom och biologisk mångfald som finns kvar idag. Dessa är att betrakta som ekosystemtjänster eller ekosystem som levererar ekosystemtjänster eftersom de är direkt associerade med de underliggande ekosystemfunktionerna, -processerna och -strukturerna (Haines-Young & Potschin 2013). I detta

sammanhang är det viktigt att framhålla att fåbodbruk och fjälljordbruk som inte enbart hör till samisk kultur också i hög grad har bidragit till fjällandskapets karaktär och ekosystemtjänster (Naturvårdsverket 2010).

Fjällandskapet, liksom bergsområden i allmänhet, innehåller ofta särpräglad biologisk mångfald och stor rikedom av ekosystemtjänster (Naturvårdsverket 2014b; Grêt-Regamey m.fl. 2012). För fjällen anger Naturvårdsverket (2014b) naturarv, kulturarv, livsmedel, rekreation och naturturism, naturlig vattenreglering, resurs för forskning och utbildning, samt klimatreglering som viktiga ekosystemtjänster, eller nyttor i form av aktiviteter som bygger på dessa ekosystemtjänster. Med aktiviteter avses här olika företeelser som bygger på tillgång till och användande av ekosystemtjänster (jfr. Blicharska m.fl. 2017), till exempel aktiviteten att vandra, fiska eller jaga och därmed skapa förutsättningar för nytta. Ekosystemtjänsterna i fjällen, och aktiviteterna kopplade till dessa, utgör grunden för en mångfald av samhällsviktiga funktioner som är beroende av både orördhet och lång kontinuitet i markanvändning. På samma sätt är orördhet och lång kontinuitet i markanvändning förutsättningar för skogens ekosystemtjänster och aktiviteter. Exempel på ekosystemtjänster i skog är livsmedel, träråvara och bioenergi, naturupplevelser, stabilisering mot översvämning, näringstillförsel, klimatreglering, skadedjursbekämpning, pollinering, stadig och säker mark (Naturvårdsverket 2014b).

3.2. Projektets inriktning och omfattning

I detta projekt har vi tagit vår utgångspunkt i ekosystemtjänster som koncept och undersökt hur ekosystemtjänster kan definieras, kartläggas, skattas och användas som underlag för beslut om strategisk och operativ markanvändning och planering, samt i uppföljning av tillstånd och förändringar i ekosystem. En grundläggande del av projektet har varit att på olika sätt belysa om och hur slutliga och intermediära ekosystemtjänster kan värderas utifrån tillgängliga biofysiska data i nationell miljöövervakning. Med värdering avses här kvalitativ eller kvantitativ skattning av förekomst och egenskaper av biofysiska förhållanden i ekosystem. I detta har vi kommit att gränsa till sådant som får betecknas som nytta och även underliggande, stödjande ekosystemtjänster. Med miljöövervakning avses systematisk inventering över lång tid.

Den definition som vi i projektet har utgått ifrån är att ekosystemtjänster är ekosystemens direkta och indirekta bidrag till människors välbefinnande. Denna definition, som får betraktas som allmänt vedertagen (Kettunen m.fl. 2012; m.fl.), har tagits fram inom TEEB (2016; *The Economics of Ecosystems and Biodiversity*) som är ett globalt initiativ inriktat på att tydliggöra de ekonomiska fördelarna med den biologiska mångfalden och på det ekonomiska värdet av olika ekosystemtjänster (Naturvårdsverket 2014b).

Projektet har i stort omfattat norra Sveriges fjäll- och boreala skogslandskap med de naturresurser, markanvändningar och ekosystem som förekommer där. I projektet har vi fokuserat på möjligheter att göra kvalitativa och

kvantitativa skattningar av ekosystemtjänster, i första hand utifrån den metodik, de variabler och de data som används och registreras inom Nationell Inventering av Landskapet i Sverige (NILS; Ståhl m.fl. 2011). För att koppla NILS data till olika typer av ekosystemtjänster har vi använt CICES klassificeringssystem (The Common International Classification of Ecosystem Services; Haines-Young & Potschin 2010a, 2013) som omfattar direkta ekosystemtjänster i en struktur som länkar till ramen för FN-systemet för miljöräkenskaper (Naturvårdsverket 2014a). FN-systemet kan lättare än andra klassificeringssystem kopplas till empiriska variabler i miljöövervakning eftersom inriktningen mot direkta tjänster minskar risker för ”dubbelräkning” och andra överlapp mellan kategorier av ekosystemtjänster (Fu m.fl. 2011; Hansen & Malmeus 2016, m.fl.). För tolkningar och analyser har vi däremot inte begränsat oss till enbart direkta ekosystemtjänster, precis som TEEB omfattar, men inte begränsas till dessa.

Två fallstudier har ingått i projektet. Den ena omfattar renskötselområdet, det vill säga hela norra Sverige, och fokuserar på renskötseln som markanvändning och som bärare av ekosystemtjänster. Den andra fallstudien omfattar fjällregionen och fokuserar på ekosystemtjänster i förhållande till miljömålet Storslagen fjällmiljö. I båda fallstudierna är miljöövervakningsdata och möjligheter att göra skattningar och kartläggningar med dessa en viktig förutsättning. Vid sidan av NILS har även data från Terrester habitatuppföljning (THUF; Sjödin 2016) samt Riksskogstaxeringen och Markinventeringen (Fridman m.fl. 2014) ingått i sammanställningar och analyser. Förutsättningen har varit att det finns möjligheter att tillämpa dessa data för att skatta ekosystemtjänster, men också att det finns förbättringsmöjligheter i befintliga miljöövervakningsprogram, så kallad adaptiv monitoring (Lindenmayer & Likens 2009) för just ekosystemtjänster. I projektet har vi också genomfört en särskild analys av kulturella ekosystemtjänster med fokus på fjälllandskapet som helhet, rennäring och samisk kultur.

Idag är det förhållandevis ovanligt att ekosystemtjänster används som underlag i planering och andra beslutsprocesser (Daily m.fl. 2009; Nicholson m.fl. 2009; Haines-Young & Potschin 2010b; Koschke m.fl. 2014; Hilding-Rydevik & Blicharska 2016; Beery m.fl. 2016; m.fl.). En förklaring kan vara att ekosystemtjänster ännu inte har provats i tillräcklig omfattning i de institutionella systemen (Hilding-Rydevik & Blicharska 2016). Den komplexitet som är inbyggt i konceptet med dess mångfunktionella uppbyggnad och tillämpningsmöjlighet innebär särskilda förutsättningar för användning och tillämpning av ekosystemtjänster i olika sammanhang. För initierat beslutsfattande och effektiva förvaltningsstrukturer baserade på ekosystemtjänster behövs en helhetsbild av livskvalitet i stort, naturens bidrag till välbefinnande, biodiversitet och andra grundläggande naturliga processer samt antropogena och naturliga påverkansfaktorer och värden. Denna helhetsbild behöver också ta hänsyn till att allt sådant förändras i tid och rum (jfr. IPBES konceptuella ramverk; Díaz m.fl. 2015). I detta perspektiv har projektet försökt konkretisera tillämpningen av ekosystemtjänster genom att utgå från miljöövervakningsdata

och diskutera hur dessa kan användas i två exempel på beslutsstöd; miljömålen med preciseringar, effektmål och indikatorer, samt de renbruksplaner som används operativt och strategiskt i renskötseln. För konkretisering och tillämpning av ekosystemtjänster är det viktigt att ha en tydlig koppling till direkta målgrupper (Haines-Young & Potschin 2010b) och att använda lokala och redan väl kända beslutssystem (jfr. Koschke m.fl. 2014; Beery m.fl. 2016).

Projektet har varit en del av Naturvårdsverkets forskningssatsning om värdering av ekosystemtjänster och pågått under 2014 och 2015 med sammanställning under 2016. Samarbete har skett med flera pågående projekt inom denna och andra forskningssatsningar.

3.3. Övergripande mål och delmål

Projektets övergripande mål har varit att utvärdera terrestra ekosystemtjänster i fjällområdet och det boreala skogslandskapet med hjälp av NILS och andra nationella miljöövervakningsdata, och att i två olika fallstudier om ”Renskötsel-området och renskötseln som bärare av ekosystemtjänster” respektive ”Ekosystemtjänster som indikator i miljömålet Storslagen fjällmiljö” belysa hur informationen om ekosystemtjänster kan användas i beslutsfattande. För detta har följande delmål ingått:

- 1) Identifiera och skatta terrestra ekosystemtjänster i norra Sveriges fjäll och boreala skogslandskap.
- 2) Sammanställa möjligheter i NILS som miljöövervakningssystem vad gäller variabler för skattning av ekosystemtjänster, samt belysa förbättringsmöjligheter.
- 3) Kartlägga terrestra ekosystemtjänster på lokal skala och skapa modeller av förekomst av ekosystemtjänster över större geografiska områden, med samtidig hög upplösning och precision.
- 4) Baserat på modellerna och kartläggningen, diskutera möjligheter att simulera framtida tillgång på ekosystemtjänster i relation till förväntade landskapsförändringar, inklusive möjligheter till automatisk skattning av tillgången på ekosystemtjänster med hjälp av satellitbilder och andra fjärranalysdata samt andra typer av data.
- 5) Utveckla hur konceptet och begreppet kulturella ekosystemtjänster kan tillämpas i fjällmiljö och i förhållande till beslutsfattande när det gäller landskapsplanering och miljömålsindikatorer.

3.4. Rapportens upplägg

Efter denna inledning och bakgrundsbeskrivning om ekosystemtjänster i fjäll och skog innehåller rapporten fyra tematiska kapitel (kapitel 4–7) som beskriver forskningsprojektets grundläggande delar mer i detalj och där varje kapitel avslutas med en syntes och diskussion. Kapitel 4 behandlar miljöövervakning och miljöövervakningsdata i allmänhet, med fokus på NILS – Nationell

Inventering av Landskapet i Sverige. I kapitel 5 presenteras en systematisk genomgång av variabler i NILS för skattning av ekosystemtjänster. I kapitel 6 redovisas modellering och kartläggning av ekosystemtjänster baserat på NILS och annan miljöövervakningsdata. Och slutligen avhandlar kapitel 7 några fördjupningsstudier om hur kulturella ekosystemtjänster kan definieras i förhållande till planeringsunderlag och beslutsstöd. I en avslutande del (kapitel 8) presenteras de viktigaste slutsatserna. Vi hänvisar till projektets hemsida – www.slu.se/nils-ess – och Naturvårdsverkets projekthemsida – www.ekosystemtjanster.se – där det finns projektrapporter och annan dokumentation om och från projektet.

4. Miljöövervakning och miljöövervakningsdata

I detta kapitel beskriver vi hur miljöövervakningsdata kan användas för skattningar av ekosystemtjänster. De miljöövervakningsprogram som projektet i huvudsak har utgått ifrån är NILS (Nationell Inventering av Landskapet i Sverige; Ståhl m.fl. 2011) och THUF (Terrester Habitatuppföljning; Sjödin 2016).

I Sverige bedrivs miljöövervakning både på nationell och regional nivå av bland annat SLU, Naturvårdsverket, Jordbruksverket och länsstyrelserna. I detta sammanhang avses med termen miljöövervakning att data samlas in med enhetlig metodik vid upprepade tillfällen under en längre tid. I NILS uppdrag ingår inte specifikt att samla in data om ekosystemtjänster eller att lämna underlag för tillstånd och förändringar i ekosystemtjänster. Däremot ingår i NILS uppdrag att på en generell nivå svara mot samhällets behov av biofysiska miljödata samt sammanställningar och analyser av dessa. Ekosystemtjänster ett exempel på ett sådant behov.

Data från miljöövervakning innehåller information som kan användas för skattningar och kartläggningar av ekosystemtjänster. Enligt Geizendorffer & Roche (2013) har NILS en infrastruktur och ett upplägg som ger möjligheter att skatta ekosystemtjänster, speciellt vad avser hur datainsamling sker, vilka variabler som ingår, vilka möjligheter som finns att konstruera och beräkna indikatorer, och genom att inventering sker på olika geografisk skala och på habitatnivå. Inte heller i THUF, som är inriktat mot uppföljning av Natura 2000 habitat enligt Habitatdirektivet (EC 2013), finns direkta kopplingar till ekosystemtjänster. Men, som i NILS ingår dock i THUF att svara mot samhällets behov av data. Dessutom är THUF särskilt lämpat för underlag till skattningar av ekosystemtjänster, dels med tanke på att inriktningen är mot habitatnivå och dels med tanke på den så kallade tvåfasmetodik som tillämpas för att rikta inventeringen mot habitat som har eller kan förväntas ha större naturvärdes- eller andra kvaliteter på habitatnivå.

4.1. Nationell Inventering av Landskapet i Sverige – NILS

Nationell Inventering av Landskapet i Sverige är ett fristående miljöövervakningsprogram som utförs av SLU med Naturvårdsverket som huvudfinansier. Sedan 2003 utgör NILS en permanent infrastruktur för insamling av landskapsdata, analyser och rapportering. Primära kravställare är de nationella miljömålen, olika myndigheter samt internationella konventioner och EU-direktiv (Svensson 2009; Svensson m.fl. 2010). NILS utvecklades i slutet av 1990-talet med huvudsyftet att bistå med data och analyser om tillstånd och förändringar i Sverige med avseende på förutsättningar för natur- och

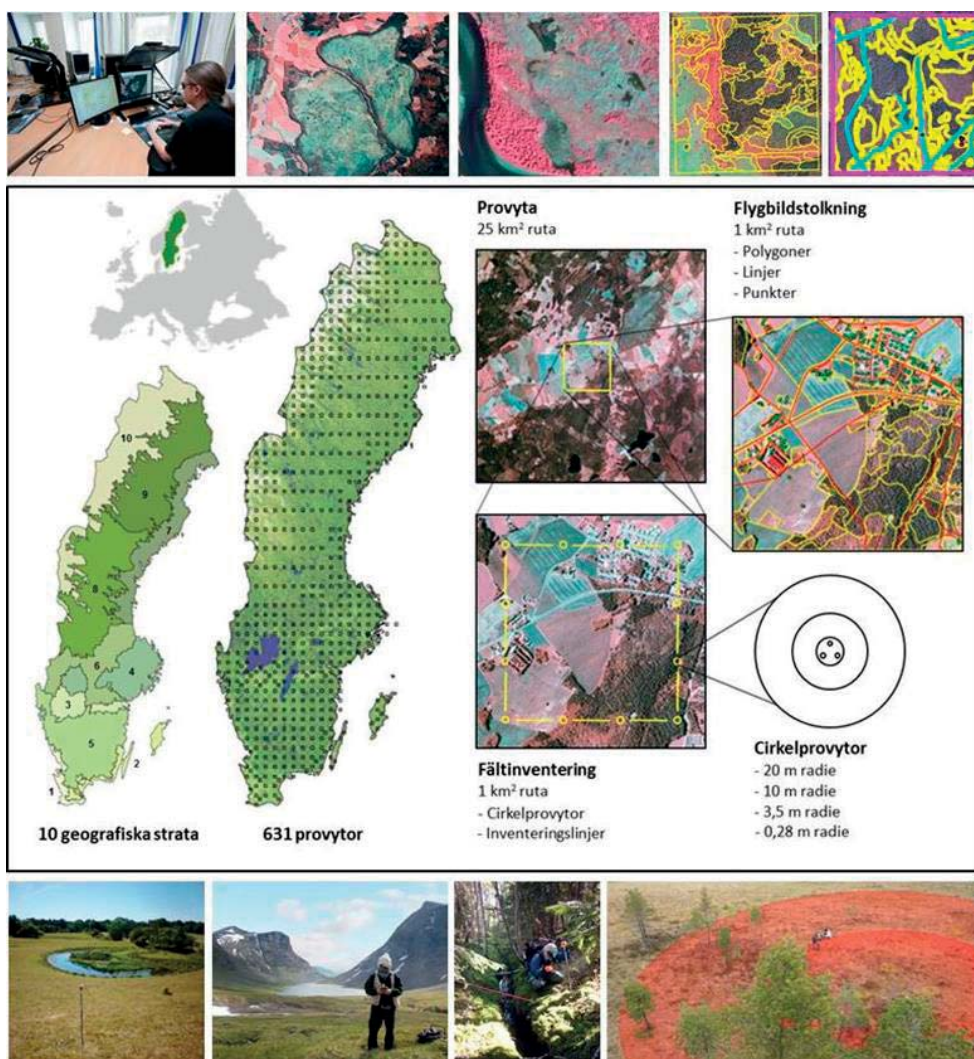
kulturvärden och biologisk mångfald på landskapsnivå i alla landmiljöer i Sverige. Såväl naturliga förändringar som förändringar förorsakade av markanvändning omfattas av programmet. NILS tillkom för att möta ett behov av nya data som hittills saknats för mer landskapsövergripande frågeställningar och indikatorer. NILS fyller dessutom en funktion som komplement till annan pågående nationell och regional miljöövervakning. NILS kompletterar Riksskogstaxeringen genom inventering i fjäll, jordbrukslandskap och andra landmiljöer utanför skogsmark, och på skogsmark till exempel vad gäller landskapsperspektiv och övergångszoner mellan skog och andra ekosystem. NILS kompletterar även Svensk Fågeltaxering (Green m.fl. 2016) där NILS-rutor är utlagda i samma system som de permanenta fågelinventeringsrutorna.

I nedanstående beskrivning av NILS omfattas det upplägg som gällt sedan 2003. Mer detaljerad information om NILS finns bland annat i Ståhl m.fl. (2011) och i NILS inventeringsmanualer inklusive habitatinventering (Sjödin 2016; Allard 2012; Allard 2012), samt på NILS webbplats (NILS 2016).

NILS täcker alla landmiljöer i Sverige: fjäll, skog, myrar och andra våtmarker, jordbrukslandskap, stränder och tätorter. Utlägget av inventeringsrutor är förtätat i de delar av landet som proportionellt sett har mindre andel skog och inslag av ovanliga och relativt ovanliga naturtyper (Götalands slätt- och mellanbygder). Rutnätet är utglesat i mellersta Sveriges skogsbygder samt i Norrlands kustland och inland (Sjödin 2016). Det innebär att NILS, inom ramen för att ta fram nationellt representativa landskapsdata på generell nivå, i viss mån är inriktat mot mer ovanliga landmiljöer och habitattyper i Sverige. I NILS genomförs två parallella och integrerade inventeringar: fältinventering och inventering i infraröda flygbilder. Inventeringar sker i 632 permanenta rutor, så kallade NILS-rutor. Varje ruta är 5×5 kilometer, med en centrerad 1×1 kilometerruta där inventeringen är koncentrerad med detaljerad flygbildstolkning och fältinventering i cirkelprovytor och inventeringslinjer. Detta upplägg medger att ett landskapsperspektiv täcks i inventeringen, att olika geografiska skalor kan kombineras, samt att olika data kan aggregeras på olika sätt. NILS tillämpar ett femårigt intervall för nationell täckning. Det första intervallet i NILS fältinventering genomfördes 2003–2007 och det andra 2008–2012. Det tredje intervallet pågår 2013–2017. Med två och snart tre fullständiga intervall kan de första förändringsanalyserna genomföras. För fjällen har en sådan analys nyligen publicerats (Hedenås m.fl. 2014; 2015; 2016).

För skattningar och kartläggning av ekosystemtjänster är utgångspunkten de variabler som registreras i NILS olika inventeringsmoment. Totalt ingår ett stort antal variabler som registreras i ett flödesstyrt system utan styrande klassificering. Detta innebär att samma variabler och metodik tillämpas oberoende av i vilken miljö som inventering sker, vilket möjliggör datautplock och aggregering i efterhand, beroende på aktuell frågeställning. Tolv systematiskt utlagda cirkelprovytor och inventeringslinjer fältinventeras. Vid större och tydligt avgränsade skillnader i t.ex. markanvändning, vegetationsstruktur delas cirkelprovytorna in i delytor för att öka precisionen i olika arealvägda skattningar. Det finns totalt cirka 9 000 delytor i NILS (baserat på det andra

inventeringsintervallet 2008–2012). Varje cirkelprovyta består av en serie olika stora provytor: på 20 meters radie inventeras till exempel markanvändning, habitattyp och trädskikt; på 10 meters radie inventeras till exempel större träd (>10 cm) och busk- och fåltskikt; på 3,5 meters radie inventeras mindre träd (<10 cm), och på 0,28 meters radie görs till exempel detaljerade artregistreringar och täckningsgradsbedömningar av fålt- och botten-skikt.



Figur 4.1.1: NILS upplägg (efter Ståhl m.fl. 2011; Svensson m.fl. 2016).

Inventeringslinjerna är 200 meter långa och vid varje linjeobjekt genomförs en inventering av en delmängd av de variabler som registreras i 10-meters cirkelprovytan samt ett antal ytterligare variabler. Linjeobjekt i NILS är skogskant, väg, vegetationsremsa, dike, vattendrag, strand och hägnad. Med dessa data kan, till exempel, fördelning och densitet av skogskanter beräknas och skattas för olika delar av landet. I NILS genomförs även en systematisk fotografering i provytorna: ett fotografi i vardera väderstreck fyra meter från centrum-punkten och ett över en av småprovytorna. För varje femårigt inventeringsintervall

samlas därmed cirka 7 000 foton från cirka 1 700 systematiska punkter enbart i fjällregionen. På nationell nivå handlar det om cirka 28 000 fotografier, som på ett systematiskt sätt återger det svenska landskapet.

I NILS flygbildstolkning inventeras ytobjekt, linjeobjekt och punktobjekt. Ytobjekt är områden som är enhetliga vad gäller exempelvis dominerande trädslag, trädens ålder och skogens struktur, men det kan också vara bebyggda områden, åkermark eller öppen myr. Linjeobjekten är vägar, diken, branter, etcetra, men inte skogskanter, eftersom dessa ingår som avgränsning av ytobjekt. Punktobjekt är exempelvis bredkroniga träd, små åkerholmar eller småvatten. I NILS flygbildstolkning har samtliga rutor tolkats för första inventeringsintervallet 2003–2007 som en grund för den fortsatta inventeringen.

4.1.1. Terrester habitatuppföljning – THUF

Sedan 2008 bedrivs också inventering i Natura 2000-habitat i Sverige inom programmet Terrester habitatuppföljning (THUF 2016) på uppdrag av Naturvårdsverket. Under 2010 till 2014 bedrevs metodutveckling för detta inom ramen för EU Life 08-projektet MOTH (Demonstration of an Integrated North-European System for Monitoring Terrestrial Habitats; MOTH 2016). Habitatklassning och datainsamling sker i samarbete med NILS och Riksskogstaxeringen. I THUF sker en riktad datainsamling mot mer sällsynta och biologiskt värdefulla habitattyper, vilket bland annat resulterar i mer och bättre data för fördjupade analyser och sammanställningar av arter och habitat som är mer ovanliga. Genom att kombinera data från fältinventering och flygbildstolkning skattas i THUF habitattypernas areal och bevarandestatus vilket ger underlag till den svenska rapportering enligt art- och habitatdirektivet (EC 2013). För mer information se bland annat Sjödin (2016). I denna rapport omfattas inte den särskilda strandinventering som utvecklats inom MOTH.

Terrester habitatuppföljning inventerar provytor över hela Sverige där grunden är NILS 5×5 km-tytor. För att få mer information om habitattyper med begränsad utbredning har THUF dock utökat antalet 5×5 km-tytor. THUF tillämpar en så kallad tvåfas-skattning med flygbildstolkning följt av fältinventering. Detta ger högre precision med samtidig täckning av stora geografiska arealer och kostnadseffektiv fältinventering. I första fasen görs en manuell tolkning av punkter i ett systematiskt gitter på infraröda flygbilder, där markslag och vegetationstyper (skogar, gräsmarker, våtmarker, stränder, substratmarker) identifieras, och där det görs en klassning om det är fråga om sådana habitattyper som listas i habitatdirektivet eller inte. Vid klassningen tar flygbildstolkarna hänsyn till en mängd variabler, som till exempel markanvändning, trädäckning, andel löv- och barrträd, trädhöjd och markvegetation, samt graden av mänsklig påverkan, vilket är en faktor som är mycket viktig vid bedömningen av naturtypernas status. Utifrån detta placeras gitterpunkterna i olika tolkningsklasser som då innehåller likartade naturtyper.

En given andel gitterpunkter väljs sedan ut för fältbesök i andra fasen. Fältarbetet utförs av inventeringslag i NILS och Riksskogstaxeringen. Fältarbetarna lokaliserar den utvalda punkten som utgör centrum i en provyta med 10-meters radie. I provytan görs en klassning av habitattyp utifrån en särskilt framtagen nycklingsmanual, där ett antal typer av detaljerade data om växttäckets sammansättning, fuktighet, marktyp och markytans lutning registreras. Vid fältinventering beaktas ett område upp till tjugo meter från centrumpunkten för en mer allmän beskrivning av naturtypen, inklusive trädskiktets täckning, ålder, höjd, stamtäthet, grundyta och markanvändning. Varje cirkelprovya dokumenteras också med fotografering i fyra riktningar från centrumpunkten på samma sätt som i NILS.

4.2. Miljöövervakningsdata för ekosystemtjänster

Möjligheter att göra bättre skattningar och kartläggningar av ekosystemtjänster är efterfrågade i många sammanhang, till exempel i Luck m.fl. (2009) och Science for Environment Policy (2015). För tillämpning av ekosystemtjänster i planering och annan form av beslutsfattande är det därför ett viktigt steg att se över vilka variabler i miljöövervakning som kan användas för att skatta, kartlägga och modellera förekomst av ekosystemtjänster och förändringar i denna tillgång.

NILS grundläggande uppdrag är att dokumentera tillstånd avseende förutsättningar för biologisk mångfald och hur dessa påverkas av bland annat klimatförändringar och förändringar av markanvändning. Ekosystemtjänster ingår primärt inte som en frågeställning för NILS som miljöövervakningsprogram, men de variabler som samlas in har tydliga kopplingar till ekosystemtjänster. Att utveckla möjligheter för skattningar av ekosystemtjänster baserade på NILS variabler och metodik innebär att samhällsnyttan med NILS ökar.

Utgångspunkten i projektet var att i en systematisk genomgång av variabler i NILS, inklusive THUF, identifiera variabler som, i sig själva eller i kombination med andra variabler eller andra tillgänglig data, kan användas kvantitativt eller kvalitativt för att skatta slutliga och intermediära ekosystemtjänster. I viss mån har denna sammanställning också omfattat nyttigheter baserade på ekosystemtjänster liksom underliggande, stödjande ekosystemtjänster. Vidare var utgångspunkten att göra modeller baserade på variabler, som uttrycker förekomst av ekosystemtjänster eller indikatorer för ekosystemtjänster på geografisk nivå, det vill säga en statistiskt baserad kartläggning.

Eftersom projektet bland annat har varit orienterat mot renskötsel som bärare av ekosystemtjänster, har det för det boreala skogslandskapet i första hand varit renskötselns förutsättningar avseende ekosystem och ekosystemtjänster som har bildat utgångspunkt i projektet. I skogsekosystem finns många andra typer och grupper av ekosystemtjänster, se bland annat Hansen & Malmeus (2016), som getts mindre utrymme. Renen är också intressant som ”paraplyart” för flera kategorier av ekosystemtjänster eftersom

den rör sig över stora geografiska områden och eftersom ett tillräckligt högt betetryck av ren är viktigt för att upprätthålla det öppna fjällskapet (Naturvårdsverket 2014b). Renen och renskötseln är en central del i samisk kultur och markanvändning över hela norra Sverige (Pape & Löffler 2012, m.fl.). I första hand tänker de flesta på renen som ett exempel på en försörjande ekosystemtjänst eller som nyttigheten renkött eller andra produkter som härrör från renen och som i senare steg via slakt, styckning, paketering och distribution tillgängliggörs för konsumtion. Renen kan dock även klassas som en reglerande och upprätthållande ekosystemtjänst eftersom den till exempel bidrar till att hålla tillbaka förbuskning och igenväxning av den öppna fjällmiljön och därmed till att hålla tillbaka trädgränsen, samt som en kulturell ekosystemtjänst i sig som på många olika sätt leder till upplevelser som ger välbefinnande (Naturvårdsverket 2014b).

I NILS cirkelprovyteinventering registreras förekomst och täckningsgrad av renlav. Renlav indikerar näringsfattigare habitattyper och ekosystem såsom sandåsskog, hållmarksskog och trädklädda våtmarker, vilka är viktiga skogshabitat i det boreala skogslandskapet som bidrar till biologisk mångfald, naturlig sammansättning och struktur i skogsekosystem (Esseen m.fl. 1997). Denna typ av skogsmiljöer är också viktiga betesområden för renar under vintern i den meningen att mängd och tillgänglighet av renlav som betesresurs i skogslandet är en avgörande faktor för det antal renar som markerna kan bära (Sandström m.fl. 2016). Variabeln ”täckningsgrad renlav” kan användas för att uppskatta areal skogsmark som har minst en viss täckningsgrad av lavar och hur skogar med en sådan förekomst är fördelade i ett landskapsperspektiv och på nationell nivå. Det kan i sin tur utgöra underlag för att skatta antal renar som ekosystemen kan bära. Renlavarna är då en intermediär tjänst och produktionen av ren, i meningen antal renar eller mängd kött, horn, skinn med flera mätbara produkter, är den slutliga tjänsten.

Areal skogsmark rik på renlavar och hur den fördelar sig i ett landskap är därmed en indikator på antalet renar som ekosystemet kan producera och i sin tur en indikator på hur mycket renkött som kan produceras. I Kettunen m.fl. (2012) respektive Snäll m.fl. (2014) anges uthållig eller maximalt antal renar (egentligen densitet), respektive producerat och konsumerat renkött som exempel på direkta indikatorer på försörjande ekosystemtjänst, medan faktiskt eller nuvarande antal renar anges som en så kallad approximativ indikator. På motsvarande sätt utgör uthålligt eller maximalt antal av vilt en indikator på den försörjande ekosystemtjänsten vilt och viltkött, medan skjutet (och konsumerat) jaktbart vilt är en approximativ indikator. På samma sätt som för variabeln täckningsgrad av renlav, kan variabler som beskriver förekomst av bärris (blåbär, lingon, hjortron, m.fl.) eller täckningsgrad av gräs användas för att modellera ekosystemtjänsten bärproduktion eller förekomst av öppnare skogar, betesmarker och ängsmarker. Dessa miljöer är värdefulla i skogslandskapet för flera olika typer av ekosystemtjänster, inklusive estetiska värden och andra kulturella ekosystemtjänster.

Förutom mer tydligt biofysiska variabler som täckningsgrad, trädhöjd, skiktning och artförekomst med flera, som för sig eller i kombination med andra variabler kan användas för att beskriva och skatta egenskaper där ekosystemtjänster kan härledas, innehåller NILS dessutom variabler som beskriver hur och i vilken grad landskap används och påverkas. Detta avser inte bara skogsbruk och annan markanvändning utan också till exempel stigar och leder. Sådana variabler kan användas för att skatta tillgänglighet till ekosystem och ekosystemtjänster, men levererar i sig själv inte ekosystemtjänster. Även vägar och annan infrastruktur ingår i NILS linjekorsningsinventering i fält och som linjeobjekt i flygbildstolkningen. Förekomst av exempelvis vägar, järnvägar, spänger och jordvallar, kan indirekt användas för att skatta påverkan på ekosystemtjänster, såsom flöden av massor, erosion och hydrologiska flöden. Här finns det dock andra datakällor som har högre precision och tillämpbarhet.

Vidare finns variabler som beskriver historisk markanvändning och spår av denna, till exempel stenmurar. I NILS linjekorsningsinventering i fält finns stenmurar som en egen variabelgrupp med registreringar om skick, igenväxning av vegetation och om muren finns inne i skog som spår av tidigare markanvändning eller i kant mellan skog och öppen mark, se till exempel Svensson (m.fl. 2016). Det möjliggör skattningar av landskapsförändringar och egenskaper i landskapet som kan uppfattas som positiva eller estetiskt tilltalande (Fredman & Hedblom 2015). En stenmur i sig kan dock inte generera ekosystemtjänster eftersom stenmuren inte är av biologiskt ursprung (jfr. Haines-Young & Potschin 2013). Däremot kan förekomst av stenmur skapa förutsättningar för arter och ekosystemprocesser, exempelvis arter knutna till den specifika typen av substrat och bärande eller blommande arter, som tillför ekosystemtjänster som inte annars hade förekommit. I NILS och THUF genomförs också systematisk fotografering i provytorna, vilket i sig är data som kan användas som underlag för exempelvis bedömningar av upplevelsevärden (Fredman & Hedblom 2015).

Genom att i ett antal steg definiera indikatorer eller approximativa indikatorer på ekosystemtjänster, utifrån ett eller flera steg i beräkningar för enskilda eller grupper av variabler, har projektet tagit fram en metodik för att skapa heltäckande, kartografiska modeller som beskriver förekomst och fördelning av dessa. I ett framtida urval ska klassificeringen av variabler göras baserat på erfarenhet i NILS när det gäller variablernas precision och frekvens i NILS databas. Få registreringar av en viss variabel i NILS databas innebär att skattningar blir osäkra, medan många registreringar ger möjligheter att göra skattningar med tillräcklig precision (Christensen & Ringvall 2013).

4.3. Syntes och diskussion

I tillämpningen av ekosystemtjänster ingår värderingar av det välbefinnande som ekosystemen bidrar med, även om värdering inte nödvändigtvis innebär värdering i ekonomiska termer (Naturvårdsverket 2015). Eftersom vi i Sverige fortfarande är i ett inledande skede i hur ekosystemtjänster ska tillämpas

(SOU 2013; Hilding-Rydevik & Blicharska 2016) är det viktigt att se över vilka data som finns tillgängliga för att göra värderingar i form av skattningar och kartläggningar som underlag för möjliga indikatorer, jämte kunskapsunderlag och erfarenheter överlag om vilka data som är relevanta och hur dessa kan användas (jfr. SOU 2013). Skattningar av arealer av en viss typ av egenkap i ett ekosystem, baserat på miljöövervakningsdata och tillgängligheten av sådana ekosystem ”för människans välbefinnande”, är möjliga approximationer av värde. Om skattningen är rumsligt explicit, det vill säga möjliggör rumslig kartläggning av ekosystemtjänster eller förutsättningar för sådana, kan den relativa tillgången på tjänsterna jämföras mellan olika ekosystem och landskap. Relativ tillgång kan även jämföras mellan olika typer eller kategorier av ekosystemtjänster, och effekter kan analyseras av hur en ökning av en typ av ekosystemtjänst kan påverka en annan, positivt eller negativt, och hur summan av ekosystemtjänster förändras givet olika förändringar. Data från NILS kan användas som underlag i sådana bedömningar.

En utgångspunkt i projektet var en sammanställning om vegetation i fjällen baserat på första och andra inventeringsvarvet i NILS fältinventering (Hedenås m.fl. 2014, 2015, 2016). Kompletta data för hela fjällkedjan finns från inventeringsvarven 2003–2008 och 2009–2012. Detta ger också möjligheter att bedöma förändringar mellan femårsperioderna. Detaljerad fältdata för drygt två miljoner kvadratmeter, i form av cirka 1 700 provytor i 145 NILS-rutor i fjällregionen, är sammanställda och analyserade.

Representanter för de fyra fjällänen (Norrbottens, Västerbottens, Jämtlands och Dalarnas län) har deltagit och lämnat synpunkter och önskemål om vilka data som är mest intressanta och relevanta för regional miljöövervakning i fjällen och hur data ska presenteras. Det finns en lång rad variabler i NILS som är vanliga nog för att det skall vara möjligt att upptäcka förändringar över tiden. Därmed kan de användas som uppföljningsbara indikatorer eller approximativa indikatorer på förändringar i fjällandskapet och dess ekosystem, till exempel:

- Total krontäckning av träd och täckning av fjällbjörk för sig.
- Total täckningsgrad av buskar och täckningsgrad för enbuskar, dvärgbjörk samt vissa videarter eller artgrupper för sig.
- Fältskiktets totala täckningsgrad.
- Täckningsgrad av ris, graminider och örter i vissa habitat för sig.
- Data om vattendrag, djurstigar och fordonsspår.

För vidare arbete föreslogs vid ett projektmöte med representanter från fjällänen (13 oktober 2015) följande inriktningar för egenskaper och företeelser som kan ingå som indikatorer för att skatta och utvärdera förändringar i fjällandskapets ekosystemtjänster:

- Påverkan på fjällmiljön, till exempel fordonsspår, eventuellt uttryckt i form av exploateringsindex som i sin tur kan användas som mått på förändring av ekosystemets upplevelsevärde (kulturell ekosystemtjänst).

- Traditionella spår och traditionell kunskap i fjällekosystemet, till exempel via relevant data från andra inventeringar om kulturlämningar och biologiskt kulturarv (kulturell ekosystemtjänst).
- Klimatförändringar, till exempel utifrån data om igenväxning och förbuskning, förändringar i permafrost eller kolbalans (reglerande och upprätthållande ekosystemtjänst).
- Renen som landskapsvårdare, och annan form av betesförekomst och betespåverkan i fjällen till exempel av sork, älg och fjällkor (försörjande och kulturell ekosystemtjänst samt biodiversitet/naturvård generellt).
- Upplevelsevärden via NILS systematiska fotografering (kulturell ekosystemtjänst).

NILS data kan användas för skattningar av flera olika typer och kategorier av ekosystemtjänster. I projektet har vissa data lyfts fram och testats, men detta måste i framtida arbete tas vidare med mer detaljerade (tillräcklig precision för uppföljning) och samtidigt översiktliga sammanställningar för hela fjällregionen eller det boreala skogslandskapet.

5. Variabler i NILS för att skatta ekosystemtjänster

I det här kapitlet beskriver vi upplägget i de olika inventeringsmomenten i NILS miljöövervakningsprogram. Vi diskuterar också hur kopplingar mellan miljöövervakningsdata och ekosystemtjänster kan göras. En viktig utgångspunkt för att koppla miljöövervakningsdata till ekosystemtjänster är att utgå från ekosystemens egenskaper och förutsättningar. Detta synsätt är inbyggt i de olika klassificeringssystemen för ekosystemtjänster. I klassificeringssystemen är också egenskaper, situationer och platser som härrör från biologiska processer och som leder till välbefinnande en utgångspunkt för kulturella ekosystemtjänster (Haines-Young & Potschin 2013). I NILS finns det variabler, både kvalitativa och kvantitativa, som beskriver ekosystemens egenskaper och som kan kopplas till olika ekosystemtjänster.

Det ska poängteras att en del av de variabler som registreras i NILS beskriver egenskaper som inte på något sätt har att göra med ekosystem och ekosystemprocesser och som därmed inte i sig kan generera ekosystemtjänster. Vissa av dessa variabler beskriver företeelser som enligt Luck m.fl. (2009) kan betraktas som ”ekosystemtjänstantagonister” (eng. ”ecosystem service antagonist”) vilka förhindrar förekomst av ekosystemtjänster.

5.1. Inledning

Med inriktningen mot biofysiska egenskaper i alla terrestra landmiljöer i Sverige erbjuder NILS en utgångspunkt för att skatta ekosystemtjänster baserade på de variabler som registreras i flygbildstolkningen och fältinventeringen (Figur 5.1.1). I detta avsnitt omfattas flygbildstolkning såsom den genomförs inom NILS basprogram för första inventeringsintervallet 2003–2007. Utgångspunkter är den metodik och de variabler som ingått för tolkning av *ytobjekt*, *linjeobjekt* och *punktobjekt* utifrån Ståhl m.fl. (2011), Allard m.fl. (2010), Jeglum m.fl. (2011) samt interna dokument och instruktioner, främst dokumenten ”Instruktion för flygbildsinventeringen vid Nationell Inventering av Landskapet i Sverige, NILS 2007” (Allard 2012), ”Kodlistor för tolkning av punkt-, linje- och ytobjekt FBI 2007” (Anon 2007) och arbetsdokument ”Syfte för variabler i NILS” (Allard & Glimskär 2010). För fältinventering i form av *cirkelprovYTEinventering* och *linjekorsningsinventering* är utgångspunkten i första hand Ståhl m.fl. (2011), kapitel 9 (A decade of experience in national-scale landscape biodiversity monitoring – National Inventory of Landscapes in Sweden NILS) i De Blust m.fl. (2013), Svensson (2009) samt fältinstruktionen för NILS 2016 (Sjödén 2016) och arbetsdokumentet ”Syfte för variabler i NILS” (Allard & Glimskär 2010). I NILS fältinstruktion (Sjödén 2016) ingår inventering av naturahabitat enligt THUF. I sammanställningen i detta kapitel ingår inte beräkningar av möjlig precision i skattningar utifrån antal data i NILS databas för respektive variabler eller grupper av variabler.

I NILS sker datafångst i ett begränsat antal olika empiriska mått eller enheter, samt i form av kategorier baserad på klassificering av egenskaper, till exempel jordmånstyp eller habitattyp:

- Kategori, t.ex. markanvändning
- Täckningsgrad, t.ex. fältskikt
- Förekomst, t.ex. av vissa arter
- Grundyta, t.ex. för levande träd
- Antal, t.ex. av småträd
- Andel, t.ex. av grundyta eller antal
- Högsta höjd, t.ex. av buskart
- Medelhöjd, t.ex. plantskikt
- Diameter, t.ex. träd i fjällbjörkskog
- Bredd, t.ex. av vattenfåra
- Djup, t.ex. vattendjup i dike
- Riktning, t.ex. skogskantens riktning
- Nivå, t.ex. aktuellt vattenstånd
- Ålder, t.ex. skogskantens ålder



Figur 5.1.1: Vänster: En NILS 1×1 kilometerruta med ytobjekt (avgränsade med gul linje), linjeobjekt (blå linje) och punktobjekt (röda punkter). Underlag från NILS flygbildsinventering. Mitten: Cirkelprovyteinventering i myrlandskap med olika stora provytor inlagda. Illustration: Erik Cronvall, NILS bildarkiv. Höger: NILS linjekorsningsinventering sker i 200 meter långa linjer mellan provytorna. Brukningsvägar är ett exempel på linjeelement som inventeras. Foto: Åsa Gallegos Torell, NILS bildarkiv.

5.2. Flygbildstolkning av ytobjekt

NILS tolkning av ytobjekt ger en geografiskt översiktlig och samtidigt detaljerad bild av ekosystem, markanvändning och påverkan av markanvändning på ekosystem och landskap inom ett 1×1 kilometer stort sammanhängande område. Flera variabler kan användas som underlag för att skatta potentiell förekomst av ekosystemtjänster. Flera variabler kan också användas för att på rumslig skala identifiera områden med egenskaper som kan ge specifika ekosystemtjänster och nyttor, eller platser, situationer eller egenskaper som kan tillhandahålla kulturella ekosystemtjänster.

Grunden i NILS tolkning av ytobjekt är en klassificering av ett avgränsningsbart område i elva olika *kategorier av marktäckte och naturlighet*, där andel (0–49%) annan marktäcketyper och andel substrat (berg, blockmark, mineraljord eller torv/humus) anges:

- Terrester mark
- Semiakvatisk mark
- Akvatisk yta
- Åkermark
- Bebyggd mark
- Hårdgjord/belagd mark
- Anlagd grönyta
- Väg/järnvägsområde
- Täkt
- Deponi
- Snötäckt mark, glaciär

För skattning av ekosystemtjänster innebär kategorierna hårdjord/belagd mark, väg/järnvägsområde, täkt, deponi och snötäckt mark, samt glaciär, ett marktäckte som inte har att göra med ekosystemen och ekologiska processer. Men även där kan det förekomma odlade eller naturliga biologiska system som i NILS anges som anlagd grönyta i klasserna hårdjord/belagd mark och väg/järnvägsområde. Förekomst av snötäckt mark och glaciärer indikerar viktiga livsmiljöer för ren, som använder sådana områden för svalka, för att komma bort från insekter och som födoområden, och visar dessutom på ekosystem och biologiska processer som är viktiga för den biologiska mångfalden i fjällvärlden.

Marktäcktekategorierna underindelas i olika typer. Semiakvatisk mark indelas till exempel i tre underkategorier: myr, tidvis vattentäckt mark och övrig semiakvatisk mark inklusive sumpskog. Myr i sin tur indelas i sexton olika hydrotopografiska och sju fysionomiska myrtyper. Det medger relativt hög upplösning i data om myrar och andra våtmarker för olika typer av skattningar. Jeglum m.fl. (2011) visade till exempel att sådana data kan användas för att skatta förändringar i vattenflöde och upplagring eller minskning av torv och därmed kolbalans, vilket är en viktig ekosystemtjänst.

För det fjällnära området och fjällregionen anges om det är produktiv skogsmark, fjäll eller trädfrött klimatimpediment nedanför trädgränsen. För träd och vegetation i miljöer med träd, registreras flera olika typer av data som beskriver tillstånd och egenskaper (tabell 5.2.1).

Tabell 5.2.1: Variabler i NILS flygbildstolkning av ytbjekt som beskriver träd och vegetation i miljöer med träd

Variabler	Kommentar
Antal trädsikt	Förekomst i 4 kategorier
Trädhöjd	Höjd (m)
Trädtäckning	Täckningsgrad (%)
Areell fördelning, mönster	Förekomst i 9 kategorier
Höjdspridning	Förekomst i 4 kategorier
Trädslagsblandning	Förekomst i 6 kategorier med andel (%) av ytbjektet
Förekomst av bredkroniga träd	Nej/Ja, andel (%) av trädtäckning)
Förekomst av buskar och småträd	Nej/Ja, andel (%) av ytbjektet
Areell fördelning av buskar och småträd	Förekomst i 8 kategorier
Barrandel av buskar och småträd	Andel (%)
Fält- och bottenskikt	Förekomst i 11 kategorier
Utvecklingsgrad i brukad skog	Föryngringsavverkad skog/plantering
Markfuktighet*	Förekomst i 5 kategorier med andel (%) av ytbjektet

* Registreras även i andra miljöer.

Markanvändning registreras i 50 kategorier. Ett antal av dessa anger sådana markanvändningar som inte tar sin utgångspunkt i ekosystem och biologiska processer, men flera indikerar direkt sådan markanvändning som leder till förekomst av olika typer av ekosystemtjänster, till exempel:

- Skogsbruk
- Slåttervall
- Bärbuskar
- Hänsynsyta
- Energiskog
- Rengärde
- Åker i växtföljden
- Fruktträdsodling
- Rekreationsyta

Även *tidigare markanvändning* registreras (i tio kategorier) för skattningar av förändringar i markanvändning och som en del i tolkningen av de egenskaper som finns idag på objektet. Till detta kommer attribut (i 24 kategorier) som ytterligare kan hjälpa till att beskriva egenskaper och karaktär på ytobjektet.

Åtgärd och påverkan registreras i elva kategorier som direkt kan användas för att skatta ekosystemens naturlighet eller störning som påverkar reglerande och upprätthållande ekosystemtjänster (stabilisering av massor och kontroll av erosion m.fl. klasser):

- Ingen åtgärd/påverkan
- Markberedning
- Ras
- Dikning
- Markstörning från fordon
- Bränning/Brand
- Dämme
- Vattenerosion
- Muddring
- Grävning
- Vinderosion

Även i *attribut* (se ovan) registreras egenskaper som kan användas som underlag för skattning av reglerande och upprätthållande ekosystemtjänster, som översvämmad mark, dråg, flytjordsvalkar och flytjordsterrasser. Vidare registreras på öppna marker hävd i sex kategorier av hävdgrad (se tolkning av linjeobjekt) som bygger på hur hög vegetationen är och om hävden är med bete eller slätter.

5.3. Flygbildstolkning av linjeobjekt

Linjeobjekt är långsträckta objekt som utgör linjära företeelser, skarpa övergångszoner eller barriärer i landskapet. NILS innehåller tio olika kategorier:

Transportleder:	Dike/vattendrag:	Ledning:
<ul style="list-style-type: none">• Väg• Brukningsväg• Gångväg/cykelväg• Stig, vandrings-/skoterled• Järnväg, järnvägsbank• Spång, kavelbro• Linbana, släplift, skidlift	<ul style="list-style-type: none">• Mindre dike/ uträtat vattendrag• Mellanstort dike/ uträtat vattendrag• Bäck• Å	<ul style="list-style-type: none">• Kraftledning utan ledningsgata• Kraftledning med ledningsgata• Markledning
Hägnader:	Träd- och buskrad:	Brant:
<ul style="list-style-type: none">• Stengärdesgård	<ul style="list-style-type: none">• Lövträdsrad• Barrträdsrad	<ul style="list-style-type: none">• Stup/skärning• Rasbrant, stup med raszon
Vegetationsremsa/jordvall:	<ul style="list-style-type: none">• Blandträdsrad• Buskrad/häck	Stensamling:
<ul style="list-style-type: none">• Vegetationsremsa• Jordvall	<ul style="list-style-type: none">• Lövträdsallé• Barrträdsallé	<ul style="list-style-type: none">• Stensamling
Skyddszon:	<ul style="list-style-type: none">• Blandallé	Övriga:
<ul style="list-style-type: none">• Skyddszon		<ul style="list-style-type: none">• Brygga/pir• Damm/slussport• Hårdgjord strandkant

Skogskanter ingår inte som linjeobjekt utan som del i ytobjekt. Samtliga typer av linjeobjekt registreras som förekomst, vilket kan användas som underlag för att skatta hur vanliga den typen är i ett landskap. För typerna *stengärdesgård*, *vegetationsremsa* (ej jordvall), *dike/vattendrag* samt *stensamling* registreras dessutom täckningsgrad (%) av träd och buskar, andel (%) barrträd av totala täckningsgraden samt hävdgrad i sex kategorier:

- Vegetationsfri, t.ex. på grund av trampsador
- Vålhävdad; < 5 cm hög vegetation
- Måttligt hävdad; 5–15 cm hög vegetation
- Svagt hävdad; > 15–40 cm hög vegetation
- Mycket svagt hävdad; > 40 cm hög vegetation
- Varierande hävd; tuvig vegetation

Data om jordvall, kraftledning och övriga linjeobjekt som grupp är inte aktuella att använda för skattningar av ekosystemtjänster. Vissa av *transportlederna*, som brukningsväg, gång- och cykelväg, samt stig, vandrings- och skoterled, innebär mindre påverkan på ekosystem och ger möjligheter för ekologiska processer att verka. Förekomst av dessa kan användas för att skatta tillgänglighet till ekosystemtjänster men inte ekosystemtjänster i sig, även om det i många fall finns bättre data från andra källor att använda för detta.

Vad gäller kraftledningsgator och skidliftar, innebär de öppna markerna habitat som är viktiga för ekosystemtjänster. Enligt bland annat Berg m.fl. (2016) och Ahrné m.fl. (2011) är dessa öppna marker, tillsammans med kalhyggen och skogsbilvägar, viktiga miljöer för fjärilsfauna. *Stenmurar* och

stensamlingar är konstruktioner som, där de förekommer, erbjuder en nisch för arter och ekologiska processer som kan utveckla ekosystemtjänster som annars inte hade funnits. Även linjeobjekten *vegetationsremsa*, *skyddszon*, *dike och vattendrag* samt *träd- och buskrader* och *branter*, kan visa på förekomst av specifika ekosystem och tjänster.

5.4. Flygbildstolkning av punktobjekt

Punktobjekt är nio olika kategorier av areellt mindre objekt, oftast mindre än 0,5 ha, som inte ingår som ytoobjekt och som i allmänhet inte förekommer som linjära fenomen:

- Bredkronigt lövträd
- Stensamling/stenblock/häll
- Täkt
- Biotopholme
- Småvatten, våtmark
- Byggnader
- Liten ö
- Källa
- Byggnadsverk i vatten

För *bredkronigt träd*, definierat som med minst 15 meter krondiameter, registreras kronarea. För *biotopholme* och *liten ö* registreras trädtäckning (%), barrandel (%) och busktäckning (%), samt för liten ö även hävdgrad (i sex klasser, se tolkning av linjeobjekt). För *stensamling/stenblock/häll* och *småvatten* registreras förekomst av lövträd, barrträd och buskar samt hävdgrad. För stenmur som linjeobjekt är det alltså den vegetation som omger eller finns på objekten som kan utgöra underlag för skattningar av ekosystemtjänster som dessa mer ovanliga inslag i landskapet kan ge. Bredkronigt träd är exempel på objekt som kan antas ge upplevelsevärden, och ingå som förekomst av kulturella ekosystemtjänster.

5.5. Fältinventering av cirkelprovytor

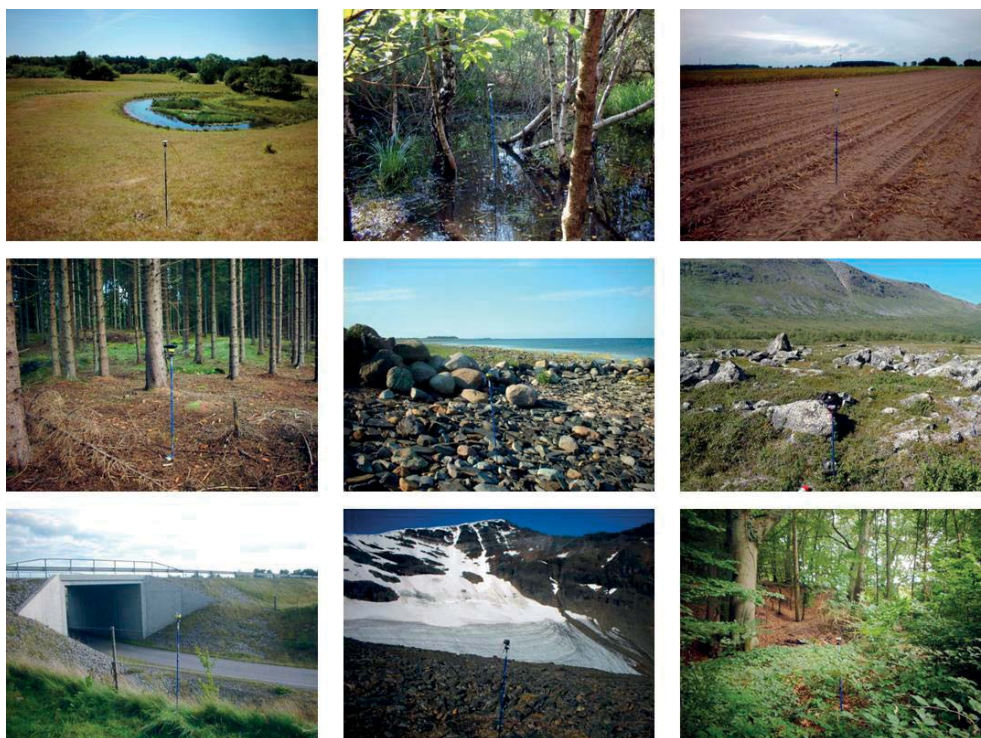
I NILS cirkelprovyteinventering registreras en lång rad variabler som beskriver vegetation, mark, vatten, markanvändning och påverkan av markanvändning, och som kan användas som underlag för skattningar av försörjande, reglerande och upprätthållande samt kulturella ekosystemtjänster. I allmänhet finns data som beskriver kvantitativa och kvalitativa egenskaper för sammanställningar och analyser. Dessutom finns fotografier som visar ekosystem och landskap varifrån data är insamlad.

I fältinventeringen ingår tolv cirkelprovytor i varje 1×1 kilometer stor ruta. Varje cirkelprovyta är uppbyggd av olika stora provytor och kan i sin tur delas upp i som mest fem delprovytor. Delyta används om det finns olika, homogena områden inom cirkelprovytan, som till exempel skog och jordbruksmark. Inventeringsmomenten fördelar sig på de olika storlekarna av cirkelprovytor enligt tabell 5.5.1.

Tabell 5.5.1: Inventeringsmoment i NILS cirkelprovyteinventering fördelat på provytestorlek (Sjödin 2016)

20 m radie 1 257 m ²	10 m radie 314 m ²	3,5 m radie 38,5 m ²	0,28 m radie 0,25 m ²
Naturtyp fjäll/fjällskog	Buskar	Data på små träd (smådimensioner)	Fältskikt
Trädäckning	Åtgärder/påverkan	Klavning	Växter
Skogsdata	Naturahabitat/ skogstyp		Bottenskikt
Markanvändning	Fältskikt		Mossor/lavar
Marklutning	Stora arter		Renlavar
Åtgärder/påverkan	Bottenskikt		
Naturahabitat	Myrvegetation		
Markbeskrivning	Klavning		
	Markanvändning		
	Markbeskrivning		

Cirkelprovyteinventeringen är det mest omfattande momentet i NILS sett till antal variabler. Inför själva inventeringen gör inventeringslagen ett antal förberedande registreringar om rådande vattenstånd, produktiv skogsmark, skog respektive träd- och buskmark (enligt FAO eller ej), fjälltyp (i Norrlands inland och fjällregionen), samt kategori av markslag fördelat på åkermark, anlagd/hårdgjord mark, skogsmark, övrig/naturlig mark och vatten. Dessutom görs en systematisk fotografering med fyra fotografier i vardera värderstreck 4 meter från centrumunkten och ett över den norra småprovytan (Figur 5.5.2).



Figur 5.5.2: Nio exempel på fotografier i NILS systematiska fotodokumentation. Den blå staven markerar centrumunkten i cirkelprovytan. Foto från NILS fältlag, NILS fotoarkiv.

Inventeringen sker flödesstyrkt i ett antal menyer som omfattar flera olika typer av variabler. Vegetationen i 10 meter cirkelprovyta registreras avseende förekomst och täckningsgrad, och för buskar och träd även höjd och grundyta, se tabell 5.5.3.

Tabell 5.5.3: Meny vegetation i NILS cirkelprovyteinventering

Meny vegetation	Enheter	Kommentar
Fältskikt	Förekomst, täckningsgrad 0–100%	7 artgrupper
Stora arter	Förekomst, täckningsgrad 0–100%	28 arter
Bottenskikt	Förekomst, täckningsgrad 0–100%	15 artgrupper/substrat
Myrvegetation	Förekomst, täckningsgrad 0–100%	7 vegetationstyper
Buskskikt	Förekomst, täckningsgrad 0–100%, täthet 0–100%, höjd högsta individ	Total täckningsgrad, döda lövbuskar, död en, 41 arter, levande
Trädskikt	Förekomst, täckningsgrad 0–100%, höjd, grundyta	

För *skog och träd* registreras ett antal variabler på 10 meter cirkelprovyta som beskriver tillstånd:

- Trädförekomst (mark utan träd, hygge, plantskog, träd högre än plantor)
- Medelhöjd
- Grundyta döda träd
- Andel (%) döda träd, 10 arter/grupper
- Planthöjd
- Antal döda stammar per ha
- Antal levande stammar per ha
- Medelålder, grundytävåg
- Skiktning (en-, två-, fler-, fullskiktat)

Utöver detta tillkommer registrering inom 3,5 meter cirkelprovyta av antal, diameter och döda eller levande små träd (5–12 dm höga) i diameterklasser 1–19 mm och 20–39 mm.

Meny *åtgärder/påverkan* innehåller variabler som beskriver olika former av, tidpunkter för, och andel av provytan som visar spår på störning eller skogsbruksåtgärd, se tabell 5.5.4.

Tabell 5.5.4: Meny åtgärder/störning i NILS cirkelprovyteinventering

Meny åtgärder/påverkan	Kommentar
Avvattning	4 kategorier, diken
Tidpunkt för avvattning	5 kategorier
Markstörning	15 kategorier; markberedning, fordon, tramp från djur, vind- och vattenerosion, ras m.fl.
Tidpunkt för störning	4 kategorier
Andel störning	% av provytan
Bränning	4 kategorier
Tidpunkt för bränning	4 kategorier
Andel bränning	% av provytan
Plantering träd	35 arter
Planteringstidpunkt	4 kategorier
Plantering buskar	35 arter
Planteringstidpunkt	4 kategorier

Meny åtgärder/påverkan	Kommentar
Avverkning	9 kategorier
Avverkningstidpunkt	4 kategorier
Naturvårdshuggning	Nej/Ja, i viss eller hög grad
Deponering	11 kategorier; hushållsavfall, grävmassor, naturlig ackumulering, m.fl.
Tidpunkt för deponering	4 kategorier
Täckningsgrad deponering	% av provytan

För *naturahabitat* registreras 16 olika skogstyper från lågproduktiv till högproduktiv skogsmark. I denna del av inventeringen ingår förekomst av 54 fjällarter, 37 våtmarksarter och 36 gräsmarksarter, och arter som finns på substrat. Själva habitatklassificering görs i 96 habitattyper där areal anges för varje typ.

Meny *markanvändning* innehåller klassificering av vilken typ av markanvändning som pågår. I allmänhet är inventeringen inriktad på att ange undertyper i form av kategorier som till exempel anger fruktträdsodling, bete av får, naturvårdshänsyn, fröplantage, med flera variabler. Även täckningsgradsbedömningar görs för vissa variabler, se tabell 5.5.5.

Tabell 5.5.5: Meny markanvändning i NILS cirkelprovyteinventering

Meny markanvändning	Kommentar
Åkermark, typ	7 kategorier; träda, annuell gröda, slåttervall, energiskog, fruktträd, m.fl.
Åkermark, djurslag	8 kategorier; nöt, får, häst, hjort, ren, get, m.fl.
Åkermark, täckningsgrad vegetation	4 kategorier. 0–100%
Anlagd mark, typ	9 kategorier; kolonilott, rekreation, m.fl.
Transportyta, typ	5 kategorier
Rekreationsyta, typ	7 kategorier
Skogsmark, typ	9 kategorier; skogsbruk, hänsynsyta, fröplantage, skogsbete, rekreation, m.fl.
Skogsmark, djurslag	8 kategorier; nöt, får, häst, hjort, ren, get, m.fl.
Skogsmark, täckningsgrad vegetation	4 kategorier, 0–100%
Skogsmark, rekreation	7 kategorier
Övrig markanvändning, typ	7 kategorier
Övrig markanvändning, djurslag	8 kategorier; nöt, får, häst, hjort, ren, get, m.fl.
Övrig markanvändning, täckningsgrad vegetation	4 kategorier, 0–100%
Övrig markanvändning, rekreation	7 kategorier

Tidigare markanvändning registreras för att ge information om förändringar och som stöd för inventeringen av nuvarande tillstånd. Här ingår sju kategorier inklusive tidigare åkerbruk, betesbruk, med flera markanvändningsformer, om det finns betesskador och andra spår i vegetationen, spillning, spår i form av stängsel, slätter, hässjor, lador och sildiken. Där registreras också tidpunkt för tidigare markanvändning i sju kategorier upp till >50 år sedan.

Meny *markbeskrivning* anger markens och det geologiska underlagets struktur, textur och övriga förhållanden. Här ingår också beskrivningar av rörligt grundvatten och vattenpåverkan, se tabell 5.5.6.

Den mest detaljerade inventeringen genomförs i de tre *småprovytorna* (0,25 m²) där registrering sker av täckningsgrad av lövträd och -buskar, barrträd, graminidförna och totalt för fältskiktet, samt täckningsgrad för tio artgrupper och förekomst av 92 arter. Vidare registreras täckningsgrad för femton artgrupper och substrattyper i bottenskiktet samt förekomst av 52 arter av lavar och mossor. För fjällregionen registreras dessutom förekomst, fuktighet och höjd på renlavar.

Tabell 5.5.6: Meny markbeskrivning i NILS cirkelprovyteinventering

Meny markbeskrivning	Kommentar
Markfuktighet	6 kategorier
Rörligt markvatten	3 kategorier baserade på kort eller lång period
Vattenpåverkan	4 kategorier; tidvis översvämmat m.fl.
Lutning	Markytans lutningsgrad och riktning
Jordmån	4 kategorier
Markslag	3 kategorier; fastmark, torvmarker
Humusdjup	0–30 cm
Jordart	3 kategorier; sediment. Morän, hållmark
Textur	8 kategorier
Jorddjup	4 kategorier
Blockighet	6 kategorier

5.6. Linjekorsningsinventering i fält

I naturliga och påverkade landskap finns linjära objekt som indikerar tydliga övergångszoner mellan olika typer av ekosystem, till exempel mellan land och vatten eller mellan föryngringsavverkad skog och uppvuxen skog. Andra typer av linjära objekt är vägar och andra transportleder eller hägnader som kan fungera som spridningsbarriärer för arter och påverka naturliga ekologiska processer. NILS linjekorsningsinventering genomförs i 200 meter långa inventeringslinjer som utgår 25 meter från centrum på en cirkelprovyta, och avslutas 25 meter från centrum på nästa. Detta moment är speciellt utformat för att inventera sådana linjära objekt. När ett inventeringslag passerar ett linjärt objekt, sker inventering i ett område som sträcker sig 5 meter ut på vardera sida om den punkt där inventeringslinjen korsar linjeobjektet. Följande linjeobjekt ingår:

- Väg
- Stig
- Vegetationsremsa
- Skogskant
- Hägnad
- Dike/vattendrag
- Strand

Linjeobjekt *väg* omfattar allt från vägar belagda med asfalt till markvägar, cykelvägar och spänger, samt vilken beläggning som finns. För grusvägar och vägar belagda med bark, spån, stybb eller annat kan en mittremsa med vegetation bildas. För denna registreras täckningsgrad av störning, sten, mineraljord, humus och störningsgynnade kryptogamer. Även ålder på vägen uppskattas.

Linjeobjekt *stig* omfattar registreringar av vad stigen i huvudsak används för, fordonstyp (cykel, motorcykel, fyrhjuligt fordon, samt enkelbandat och dubbelbandat fordon), spårdjup, stigbredd och ytstruktur. Stigar ger tillgänglighet till ekosystemen och ekosystemtjänster. Störning genom tramp och fordon kan i sin tur påverka ytvattenflöden och leda till slitage och andra skador på ekosystemen. Minsta bredd för stig enligt ovan är 20 cm, undantaget renstigar i fjällen som utgör en egen underkategori. De typer av stigar som registreras är:

- Mänsklig påverkan, tramp
- Tamdjurs exkl. rens påverkan
- Rens påverkan
- Vilda djurs påverkan
- Huvudpåverkan okänd
- Spår av fordon
- Spår av fordon och stig
- Stig/led belagd med bark, sågspån, stybb

Linjeobjekt *vegetationsremsa* omfattar olika typer av vegetationsklädda zoner som utgör viktiga spridningskorridorer och refuger mellan olika markslag, se tabell 5.6.1. De kan också fungera som erosionskydd eller skydds- eller buffertzoner mot läckage av näringsämnen till vattendrag. I allmänhet hålls den här typen av miljöer öppna genom regelbunden skötsel. Registeringen omfattar kategorier vägslänt, dikesren och övrig remsa (exempelvis åkerren och skyddszon mot vatten), remsans bredd och täckningsgrad örter, ris, graminider, graminidförna, mossor, lavar, buskar och träd.

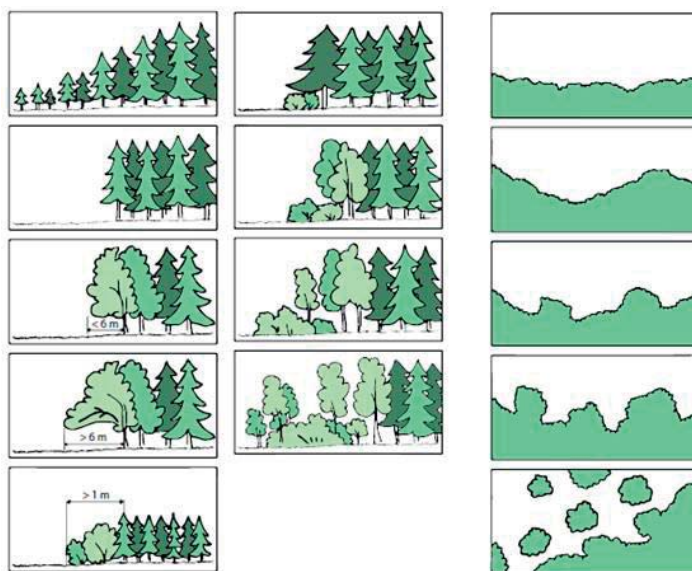
För åtgärder på vegetationsremsa registreras hävd, röjning, röjningstidpunkt, markstörning, tidpunkt och andel markstörning, deponering, tidpunkt och andel deponering.

Linjeobjekt *skogskant* ingår i linjekorsningsinventering i fält, men som redovisats ovan inte som linjeobjekt i NILS flygbildstolkning. För skogskanter har data från ett helt nationellt inventeringsintervall (2005–2009) ingått i en artikel av Esseen m.fl. (2016). Skogskanter, både naturliga och skapade av markanvändning, har viktiga ekologiska funktioner som berikar landskapet, och håller i normalfallet en högre biodiversitet än i skog eller intilliggande öppen mark. Skogskanter har också viktiga skyddande och filtrerande funktioner som påverkar olika typer och kategorier av ekosystemtjänster.

Tabell 5.6.1: Variabler som registrerar åtgärd avseende hävd, röjning, markstörning och deponering för vegetationsremsa, dike/vattendrag och strand, samt röjning, markstörning och deponering för stengärdesgård i NILS linjekorsningsinventering.

Hävd	Röjning	Markstörning	Deponering
Ingen hävd	ingen avverkning/ röjning	Ingen markstörning	Ingen deponering/ ackumulering
Vegetation < 5 cm	Kraftig utglesning av stora träd	Markstörning från fordon	Sten
Vegetation 5–15 cm	Svag utglesning av stora träd	Markstörning från människa	Grävmassor
Vegetation > 15 cm	Kraftig utglesning av små träd	Markstörning från djur	Byggavfall inkl. tegel
Slätterhävd/väggkant slätter	Svag utglesning av små träd	Vattenerosion	Hygges-/röjningsavfall
Gräsklippning	Kraftig utglesning av buskar	Raserosion	Övrig deponering
	Svag utglesning av buskar	Försiktig rensning	Naturlig ackumulering av finmaterial
		Uträtning	Naturlig ackumulering av grovmaterial
		Muddring/grävning	

I NILS registreras vilken typ (16 kategorier) av öppen mark som finns utanför skogskanten, kantens ålder (8 kategorier) samt om det finns någonting som avgränsar och kan fungera som spridningsbarriär (8 kategorier), som exempelvis belagd väg eller vattendrag. På öppna marker registreras också täckningsgrad av träd och buskar samt medelhöjd och bredd på den öppna ytan. I skogen innanför kanten registreras skogstyp (11 kategorier), täckningsgrad av träd och medelhöjd. För själva skogsbrynet registreras brynets riktning, profil och kantform, se figur 5.6.2.



Figur 5.6.2: I NILS linjekorsningsinventering registreras 9 olika kategorier av brynprofil och 5 olika kategorier av kantform (Sjödén 2016; Svensson m.fl. 2016).

Linjeobjekt *hägnad* omfattar nio kategorier inklusive nät- och elstängsel, olika typer av staket och plank samt trä- och stengärdesgård. Höjd av hägnaden registreras samt ett antal variabler som beskriver egenskaper. För stengärdesgårdar registreras bredd, form på stenen som använts, vegetation (täckningsgrad av fältskikt, mossor, lavar, buskar, träd) på och i direkt anslutning, solexponering och åtgärder. För trögärdesgård görs motsvarande registreringar. Vidare registreras åtgärder (se tabell 5.5.3, ovan) samt skick (3 kategorier) och funktion avseende för vilka djurslag, viltstängsel, bullerskydd, med mera. I Sverige finns idag totalt cirka 136 300 km stengärdesgårdar (Svensson m.fl. 2016).

För linjeobjekt *dike/vattendrag* registreras ett stort antal variabler som kan användas för att skatta flöden av ytvatten och hur olika åtgärder påverkar detta:

Typ av dike/vattendrag:	Dikesdjup och -bredd:	Vattendjup:
• Rätat vattendrag/ kanal, ≤ 6 m	• Dikesdjup	• Vattendjup
• Naturligt vattendrag, ≤ 6 m	• Dikesbredd	Strömhastighet:
• Dike vid väg	Vattenfårans bredd och läge:	• Stillastående
• Dike vid åker	• Vattenfårans bredd	• Lugnflytande < 0,2 m/s
• Dike i fastmark	• Vattenytans nivå	• Svagt strömmande, laminärt
• Dike i myr/torvmark	Vattenstånd:	• Strömmande, turbulent
Koppling:	• Tillfälligt uttorkad	• Forsande > 0,7 m/s
• Friliggande	• Lågt	
• Anslutande	• Normalt	
• Överlappande	• Högt	
	• Extremhögt	

Bottenvegetationstyp och bottensubstrat anges i tio kategorier (täckningsgrad), inklusive artificiell botten, och förekomst av vattenväxter (18 arter). För stranden registreras dess bredd och om det är fastmark eller myrmark, täckningsgrad av örter, graminider och graminidförna, täckningsgrad av bottenvegetationstyp och bottensubstrat (10 kategorier), täckningsgrad av träd och buskar, och solexponering (5 kategorier). Ved i och över vatten registreras (antal) samt om det skett föryngringsavverkning i skog inom 40 meter från strandkanten (avstånd) och när i tid detta har skett. Åtgärder registreras som i tabell 5.5.3. För fjällregionen specifikt anges också förekomst av alpina vattenväxter (27 arter).

För linjeobjekt *strand* anges om det är strand mot vattendrag eller kanal (> 6 m), sötvattensyta, brackvattenstrand eller marin strand. Vattenyta anges som nivå i förhållande till högvatten. Vattenstånd, vattendjup, strömhastighet, förekomst av vattenväxter, strandens bredd och typ, täckningsgrad av artgrupper, buskar och träd, solexponering, ved i och ovanför vatten, föryngringsavverkning i skog samt alpina vattenväxter registreras enligt samma metodik som för linjeobjekt dike/vattendrag. Det registreras också hur långt ut över vattenytan som träd och buskar sträcker sig. Åtgärder registreras som i tabell 5.5.3.

5.7. Syntes och diskussion

Som framgår ovan omfattar NILS fältinventering och inventering i flygbilder ett stort antal variabler som registreras med ett begränsat antal empiriska mått. I stor utsträckning används dessutom olika kategorier som beskrivs med förekomst eller inte förekomst av vissa egenskaper.

5.7.1. Variabler och ekosystemtjänster

I tabell 5.7.1.1 visas en sammanställning av hur variabler i NILS flygbildstolkning av linjeobjekt kan kopplas till klasser av ekosystemtjänster. De klasser som avses är de 16 klasser av försörjande, 21 klasser av reglerande och upprätthållande och 11 klasser av kulturella ekosystemtjänster som ingår i CICES klassificeringssystem (Haines-Young & Potschin 2010a, 2013, se även bilaga).

Motsvarande analys kan göras för samtliga fem huvudmoment i NILS, och kommer att visa på ungefär motsvarande resultat, det vill säga en övervikt åt möjligheter att skatta reglerande och upprätthållande ekosystemtjänster. Dock kan vidare analyser visa att en delmängd ekosystemtjänster är mer underliggande och stödjande, än direkta.

Vår bedömning är att det är möjligt att använda ett flertal variabler eller grupper av variabler i NILS både indirekt och direkt för såväl försörjande, reglerande och upprätthållande som kulturella ekosystemtjänster, i synnerhet för de två senare kategorierna. För reglerande och upprätthållande ekosystemtjänster handlar det i huvudsak om data som beskriver vegetationens egenskaper eller störning på denna (stabilisering av massor och kontroll av erosion m.fl. klasser), samt naturlighet eller påverkan på vattendrag (vattenflöde, reducering av översvämning). För träd- och buskrader även specifikt om luftventilation och skydd mot vind. Ett antal variabler kan också användas för att skatta förekomst eller tillgänglighet av miljöer och egenskaper som kan ge förutsättningar för kulturella ekosystemtjänster.

Tabell 5.7.1.1: Hur variabler i NILS tolkning av linjeobjekt kan kopplas till klasser av ekosystemtjänster.

- 0: Klasser av ekosystemtjänster och/eller variabler kan inte bedömas p.g.a. att variabler inte kan användas i det syftet.
- 1: Variabler kan användas för att skatta tillgänglighet till ekosystemtjänster, men inte ekosystemtjänster i sig.
- 2: Variabler i NILS kan indirekt användas för skattning av tillstånd/förändringar i ekosystemtjänster; data samlas inte in i det syftet och/eller data måste kombineras med annan typ av data. För kulturella ekosystemtjänster är det oklart hur variabler kan tolkas.
- 3: Variabler kan direkt användas för skattning av tillstånd/förändringar i ekosystemtjänster, i sig eller i kombination med andra variabler och/eller annan typ av data.

* Enbart förekomst anges

** Förekomst, täckningsgrad träd, barrandel, täckningsgrad buskar och hävdgrad anges.

Klasser av ekosystemtjänster enligt CICES V4.3 (Haines-Young & Potschin 2010a, 2013, se även bilaga), där:

P1–P16 är de 16 klasser av försörjande (provisioning) klasser av ekosystemtjänster;

R1–R21 är de 21 klasser av reglerande och upprätthållande (regulation and maintenance) ekosystemtjänster; och

C1–C11 är de 11 klasser av kulturella (cultural) ekosystemtjänster som anges i CICES V4.3.

I tabellen har det inte tagits hänsyn till mängd tillgänglig data för olika variabler. Informationen är sammanställd från Anon (2007); Allard & Glimskär (2010) och Allard (2012).

Linjeobjekt Ekosystemtjänster	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8
Transportleder																								
Väg																								
Brukningssväg																								
Gångväg/cykelväg																								
Stig, vandrings-/skoterled																								
Järnväg, järnvägsbank																								
Spång, kavelbro																								
Linbana, skidlift																								
Hägnader																								
Stengårdsgård																								
Vegetationsremsa/jordvall																								
Vegetationsremsa			2	1					2	1	2						1	1	1	1	2	2		1
Jordvall				1																	2	2		1

Linjeobjekt Ekosystemtjänster	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8
Skyddszon			2	1					2	2				2			1	1	1	1	1	2	2	1
Dike/vattendrag			1	1			1				1						1	1	1	1	1	2	2	2
Mindre dike/uträtat vattendrag			1	1			1				1						1	1	1	1	1	2	2	2
Mellanstort dike/uträtat vattendr			1	1			1				1						1	1	1	1	1	2	2	2
Å			1	1			1				1						1	1	1	1	1	2	2	2
Bäck			1	1			1				1						1	1	1	1	1	2	2	2
Träd-, buskrad			2	1					2					2			1	1	1	1	1	2	2	2
Lövträdsrad			2	1					2					2			1	1	1	1	1	2	2	2
Barrträdsrad			2	1					2					2			1	1	1	1	1	2	2	2
Blandträdsrad			2	1					2					2			1	1	1	1	1	2	2	2
Buskrad/häck			2	1					2					2			1	1	1	1	1	2	2	2
Lövallé			2	1					2					2			1	1	1	1	1	2	2	2
Barrallé			2	1					2					2			1	1	1	1	1	2	2	2
Blandallé			2	1					2					2			1	1	1	1	1	2	2	2
Ledning																								
Kraftledning utan ledningsgata																								
Kraftledning med ledningsgata			2	1					2					2										
Markledning																								
Brant																								
Stup/skärmning																								
Rasbrant, stup med raszon																						1		
Brink																						1		
Stensamling																								
Stensamling																								
Övrigt																								
Brygga/pir																								
Damm/slussport																								
Härdgjord strandkant																								

Linjeobjekt Ekosystemtjänster	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16	R17	R18	R19	R20	R21	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10	C11
Transportleder																								
Väg															0	0								0
Brukningväg															0	0								0
Gångväg/cykelväg															0	0								0
Stig, vandrings-/skoterled															0	0								0
Järnväg, järnvägsbank															0	0								0
Spång, kavelbro															0	0								0
Linbana, skidlift															0	0								0
Hägnader																								
Stengårdsgård																1	1	1	1	1	1			1
Vegetationsremsa/jordvall																								
Vegetationsrensa	1	2	2	2	1	1	1	1	1			1	2			2	2	2	2	1				2
Jordvall	1											1	1			2	2							
Skyddszon																								
Skyddszon	1	2	2	2	1	1	1	1	1			1	2			2	2	2	1					2
Dike/vattendrag																								
Mindre dike/uträtat vattendrag					2								2	2	2	2	2	2						2
Mellanstort dike/uträtat vattendr					2								2	2	2	2	2	2						2
Å																			2	1				2
Bäck																			2	1				2
Träd-, buskrad																								
Lövträdsrad	1	2	2	2	1	1	1	1	1			1	2			2	2	2	2	2				2
Barrträdsrad	1	2	2	2	1	1	1	1	1			1	2			2	2	2	2	2				2
Blandträdsrad	1	2	2	2	1	1	1	1	1			1	2			2	2	2	2	2				2
Buskrad/häck	1	2	2	2	1	1	1	1	1			1	2			2	2	2	2	2				2

Linjeobjekt Ekosystemtjänster	R9	R10	R11	R12	R13	R14	R15	R16	R17	R18	R19	R20	R21	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8	C9	C10	C11
Lövallé	1	2	2	2	2	1	1	1	1			1	2	2	2	2	2	2	2	2			2	*
Barrallé	1	2	2	2	2	1	1	1	1			1	2	2	2	2	2	2	2	2			2	*
Blandallé	1	2	2	2	2	1	1	1	1			1	2	2	2	2	2	2	2	2			2	*
Ledning																								
Kraftledning utan ledningsgata															1								1	*
Kraftledning med ledningsgata																								*
Markledning																								*
Brant																								
Stup/skråning														1	1	1	1	1	1	1			1	*
Rasbrant, stup med raszon														1	1	1	1	1	1	1			1	*
Brink														1	1	1	1	1	1	1			1	*
Stensamling																								
Stensamling																1	1	1	1	1			1	**
Övrigt																								
Brygga/pir																								
Damm/slussport																								
Hårdjord strandkant																								

Överlag tillhandahåller NILS en stor mängd information tillgänglig för alla vanligt förekommande naturtyper i Sverige, om vegetationens och markens tillstånd, samt om vilken effekt markanvändning och annan yttre påverkan samt naturliga förändringar har på tillstånd och tillgång av ekosystemtjänster. Som ett exempel på möjliga indikatorer visas i tabell 5.7.1.2 hur andel eller proportion av intakt markvegetation eller vegetation kan skattas med en kombination av flera olika variabler och variabelgrupper i NILS cirkelprovyteinventering i fält.

Tabell 5.7.1.2: Exempel på hur en indikator, eller approximativ (proxy) indikator – andel eller proportion av intakt markvegetation eller vegetation – kan härledas till NILS variabler (där exempel på variabler visas i tabellen) och vidare till klass, grupp, sektion och kategori enligt CICES klassificeringssystem (Haines-Young & Potschin 2010a, 2013, se även bilaga).

(proxy) Indikator	NILS variabler	Klass	Grupp	Sektion	Kategori
Areal/proportion intakt markvegetation/vegetation	Marktäcke: Mineraljord/grus; Hårdgjord/belagd mark Markanvändning: Skogsmark – hygge; Täkt; Avverkning – slutavverkning Åtgärder/påverkan: Typ av störning – störning tid – störning% Markbeskrivning: I sin helhet Småprovyta: Mineraljord/grus; Hårdgjord/belagd mark, vegetation	Stabilisering av landmassor och kontroll av erosion	Massflöden	Kontroll på massflöden	Reglerande & upprätthållande

Tabell 5.7.1.2. kan i detta sammanhang tjäna som ett exempel på hur de underlag som presenterats ovan i kapitel 5 kan användas för skattningar av ekosystemtjänster. I utgångsläget finns ett mycket stort antal möjliga kombinationer av variabler för alla kategorier och en stor andel av de klasser av ekosystemtjänster som definieras i olika klassificeringssystem.

5.7.2. Adaptiv monitoring

NILS som miljöövervakningsprogram är under utveckling för högre precision och tillämpbarhet. I det fortsatta arbetet rekommenderas som kommande steg för den här typen av direkta härledningar till ekosystemtjänster att reducera antalet möjliga variabler genom en utsökning i NILS databas baserat på antal ”träffar”, det vill säga hur vanlig förekommande en viss variabel är. Ett tillräckligt stort antal är nödvändigt för tillräcklig precision i skattningar. Därpå kan enskilda variabler eller grupper av variabler kombineras för försörjande, reglerande och upprätthållande ekosystemtjänster, samt i förekommande fall även stödjande ekosystemtjänster och nyttigheter.

Eftersom ekosystemtjänster i allmänhet inte är etablerade i planeringsunderlag och beslutstödsystem (Hilding-Rydevik & Blicharska 2016; Beery m.fl. 2016; m.fl.) kan det förutsättas att sådan anpassning måste göras på ett förutsägbart sätt. Vidare måste det förutsättas att förändring görs så att kontinuerliga utvärderingar och prövningar av positiva och negativa effekter på

miljöövervakningsprogrammet kan göras, i förhållande till kapacitet, metodik och existerande analys- och rapporteringssystem. I detta ingår att inte riskera långa tidsserier av konsistent data. Att genomföra förändringar som upprätthåller eller ökar samhällsnyttan i ett visst miljöövervakningsprogram kan vara nödvändigt för att säkra dess långsiktighet (Lindenmayer & Likens 2010).

I kommande kapitel visas att NILS variabler och metodik kan ge väsentliga bidrag till skattningar av ekosystemtjänster och utveckling av indikatorer. Ytterligare anpassning för högre tillämpbarhet kräver förändringar i variabelinnehåll och metodik. Anpassningar av existerande miljöövervakningsprogram för förbättringar inom gällande, eller för leveranser av data till nya, tillämpningar omfattas inom så kallad adaptiv monitoring (anpassningar av miljöövervakning; Lindenmayer & Likens 2009, m.fl.). I figur 5.7.2.1. illustreras hur ett ramverk för en sådan adaptiv monitoringprocess kan införas i NILS.



Figur 5.7.2.1: Process för adaptiv monitoring i NILS för anpassning till bättre underlag för skattningar av ekosystemtjänster (ES). Monitoringmodul omfattar etablerade system i NILS, skattningsmodul omfattar kompletterande data och analyser som behövs för skattningar, ekosystemtjänstmodul (ESmodul) olika kategorier enligt CICES klassificeringssystem (Haines-Young & Potschin 2010a, 2013), och slutanvändningsmodul omfattar tillämpning och utvärdering. Beslutsstödsprocessen i fem steg, med kontinuerlig återkoppling, är anpassade efter Yapp m.fl. (2010) modell för att koppla vegetationstyp och vegetationstillstånd till ekosystemtjänster.

6. Modeller och kartläggning av ekosystemtjänster

I det här kapitlet ger vi exempel på ekosystemtjänster som kan skattas med hjälp av statistiska modeller som bygger på tillgänglig miljöövervakningsdata. Alla tre exempel handlar om enskilda arter eller en grupp av arter som är slutliga (bär, fjällripa) eller intermediära (lavar) ekosystemtjänster. Exemplet omfattar arter kopplade till försörjande och kulturella ekosystemtjänster. I alla tre fall leder modellerna till heltäckande kartor där mängden av de enskilda tjänsterna skattas på ett rumsligt explicit sätt.

6.1. Renlav i skoglandet som begränsande faktor för renbete

Öppna och halvöppna skogsmarker med renlav är värdefulla habitat för den biologiska mångfalden och för landskapen som helhet. Dessa skogar har även stor betydelse för rennäringen, eftersom renlavar (främst *Cladonia arbuscula*, *C. rangiferina*, *C. stellaris*) är den viktigaste födoresursen för renarna under vintern. Förekomst och tillgänglighet av renlavar under vinterbete är därmed en flaskhals, en begränsande faktor, för hur stor population ren som kan hållas i en sameby (Kumpula m.fl. 2000). För en hållbar rennäring är det viktigt att denna resurs finns kvar och kan brukas långsiktigt. Det gör att kunskap om var i landskapet det finns renlav och hur mycket renlav det finns är av central betydelse. Eftersom renkött och andra produkter från renskötseln (skinn, ben, horn) är en huvudinkomst för många samer, och att renskötsel dessutom är en central del av den samiska kulturen och identiteten, kan renlav betraktas som en intermediär ekosystemtjänst som är grundläggande för både kulturella och försörjande ekosystemtjänster i fjäll- och skogslandskapet.

Under de senaste 50 åren har andelen skog med mycket renlav minskat med 70 procent (Sandström m.fl. 2016). Orsaken till denna minskning antas vara att yngre och tätare skogar har ersatt äldre och glesare skogar, men det finns också hypoteser som handlar om att överbetning av ren är en bakomliggande orsak (se t.ex. Den Herder m.fl. 2003). Följden har blivit att det är svårare för renar att hitta renlav och renskötarna har behövt flytta, samla och utfodra sina renar i större utsträckning än tidigare (Sandström 2015).

I detta projekt har vi använt modeller som predikterar arters rumsliga utbredningsmönster (eng.: species distribution models; SDM; Zimmerman m.fl. 2010), för att kartlägga förekomst och täthet av renlav för hela renskötselområdet i Sverige. SDM kan användas för att identifiera problem, för att utveckla och simulera lösningar och för att skatta framtidsscenarier (Guisan & Thuiller 2013), och som underlag för planering och beslutsfattande på olika nivåer. Förutom användning i naturvårdsplaneringen kan SDM tillämpas i bredare sammanhang där utbredning av arter är kritisk information som behövs

i beslutsfattandet. Den information om renlav som ingår i renbruksplanerna är baserade på kartering av satellitbilder och erfarenhetsbedömningar, men beräkningar och modeller baserade på biofysiska data saknas. Problemet med satellitbilder är att de bara kan användas för att identifiera områden med rikliga förekomster av lav på öppna ytor, men inte för att identifiera områden med lägre täckningsgrad av lav eller med glesare skog, som också är viktiga lokaler för renen. Bra kartmaterial och data som beskriver tillgång till lav ger ett bättre underlag för planering i renkötseln och för samråd med annan markanvändning.



Figur 6.1.1. Renlav (här fönsterlav) är en viktig betesresurs för ren. Foto: Anders Esselin.

Den modellering (SDM) som gjorts här utgår från data om renlav i NILS cirkelprovyteinventering där förekomst och täckningsgrad (strikt bedömning) görs på en yta med 10-meters radie. I modellen ingår täckningsgrad renlav som beroende data från 2 273 delprovytor, det vill säga från alla provytor i boreal region. Som modelltyp valdes en icke-linjär generaliserad additiv modell (Generalised Additive Model, GAM; Hastie & Tibshirani 1990; Wood 2006) som tillåter en flexibel spatial modellansats (Wood 2006; Bivand m.fl. 2013; Gilles m.fl. 2011; Schwemmer m.fl. 2016). För att kunna skapa heltäckande kartor behövs relevanta oberoende variabler som är tillgängliga för hela studieområdet och till vilka, i det här fallet, förekomsten av lavar kan relateras. För detta valdes topografiska variabler (höjd-, lutnings- och markfuktighetsberäkningar baserade på den svenska digitala höjdmodellen; DEM, Lantmäteriet), fjärranalysdata (Svensk marktäckedata; Naturvårdsverket 2014c, och LIDAR data; Nordkvist m.fl. 2012) och klimatvariabler

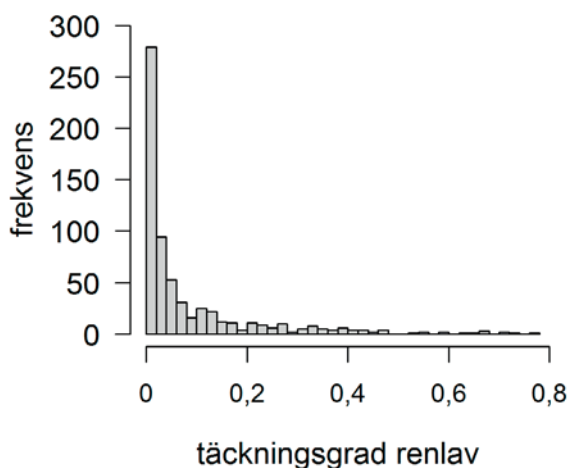
(WorldClim 2016). I tabell 6.1.2 visas en sammanställning av alla oberoende variabler som användes i modellen. Alla data hade olika pixelstorlekar och har därför anpassats till en den pixelstorlek på 12,5 × 12,5 meter som gäller för LIDAR-data.

Tabell 6.1.2: Oberoende variabler i renlavmodellen. Förutom de 15 kontinuerliga variabler i tabellen även klasser från den svenska marktäckedata hade använts. Modellen bygger på fälldata från NILS (träningsdata) och har validerats med data från MOTH (testdata) som är metodutvecklingsfasen i THUF-programmet, se kapitel 4.2.

Oberoende variabler	NILS – träningsdata				MOTH – testdata			
	Medianvärde	Medelvärde	Minimivärde	Maxvärde	Medianvärde	Medelvärde	Minimivärde	Maxvärde
Angränsande celler*	4	4	0	9	3	3	0	8
Krontäckning (täckning >1,5 m höjd)	40,6	39,6	0	99,6	29,3	34,5	0	99,9
Kronhöjd	8,6	8,1	0	27,7	7,083	6,836	0	28,8
Fuktighetsindex	12,7	12,9	7,6	18,9	13,2	13,2	7,4	18,8
Lutning	2	3	0	30,8	1,5	2,3	0	27,1
Höjd över havet	258	250	0	738	246	253	0	738
Orientering	138,8	154,8	0,1	360	153,4	162,2	0,1	360
Årsmedeltemperatur	1,9	1,9	-1,8	5,8	1,3	1,5	-2,2	5,7
Dygnsmedeltemperatur (Variationsområde)	8,6	8,4	6,7	9,5	8,6	8,4	6,7	9,4
Årlig temperaturvariation (SD)	85,6	87,1	71,2	101,6	89,7	88,6	73,8	101,7
Minimitemperatur (Kallaste månaden)	-13,9	-14,3	-20,8	-7	-15,7	-14,9	-20,92	-6,95
Årlig nederbörd	596,4	594,7	457,7	867,2	586,7	581,6	462,9	730,9
Nederbörd – (Blötaste månaden)	80	79,2	63	98	78	78,1	63	97,1
Nederbörd – (Varmaste månaden)	205,9	204,5	146,2	259	201	200,9	146,2	258,9
Nederbörd – (Kallaste kvartalet)	118,2	117,6	79,96	203,6	115,8	115	81	163,8

* Angränsande celler: Antal grannceller som har samma Svensk Marktäcke data klass som den cell som predikteras.

Täckningsgrad renlav i NILS data (beroende variabel i modellen) följer en tydligt sned fördelning med få observationer med en täckningsgrad på över 40 procent (Figur 6.1.3). Vid utvärdering av modellen och de kartor som genererats innebär det att förekomst av områden med >40 procent täckningsgrad är osäkra och att modellen underskattar areal skogsmark med hög täckningsgrad av renlav.



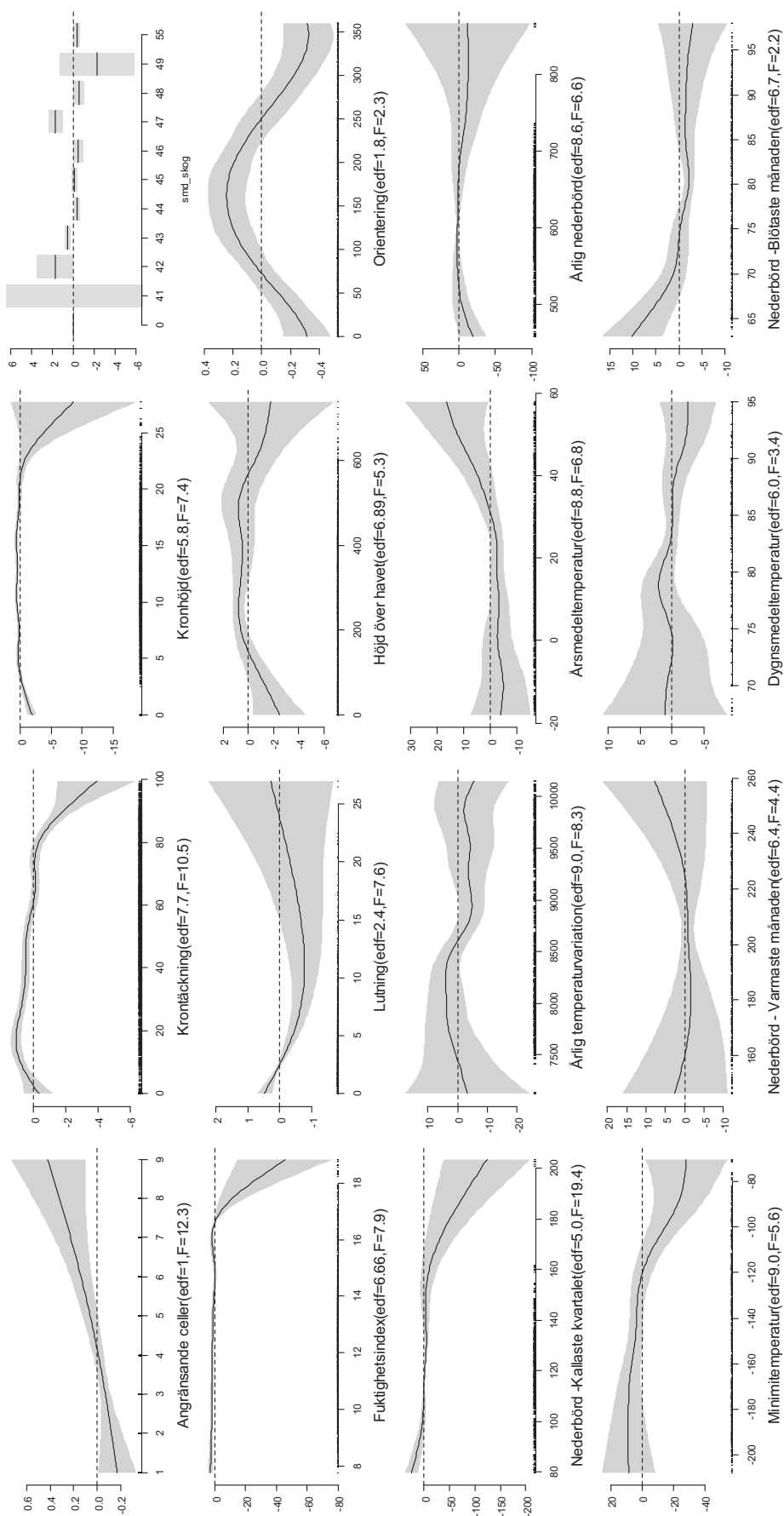
Figur 6.1.3: Fördelning av beroende variabel täckningsgrad renlav i modellen.

Renlavsmodellen kan förklara 62 procent av variansen av täckningsgrad renlav, baserat på NILS data. Den största effekten på modellens resultat har nederbörd, vegetationstäthet, trädhöjd och angränsande celler – en variabel som beskriver heterogenitet i direkt anslutning till enskilda pixlar (Figur 6.1.4).

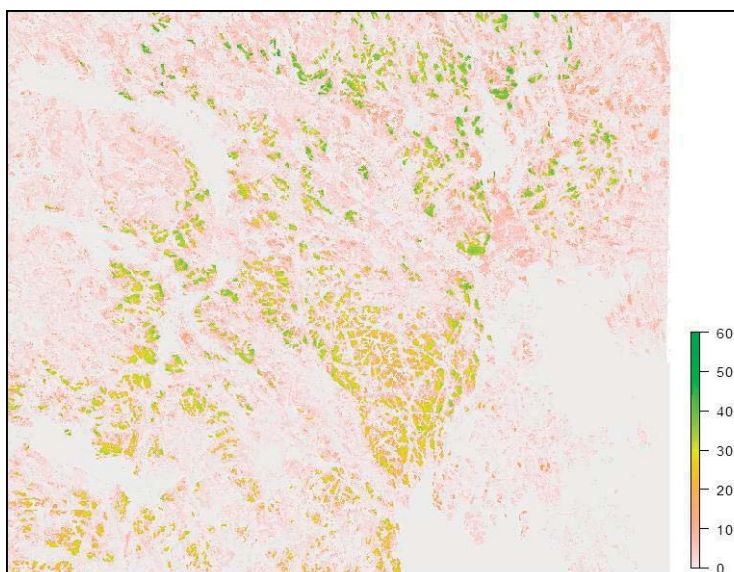
I projektet validerade vi modellen genom att använda data från THUF som test data. Resultatet var att modellen predikterade THUF data med ett fel på -5 procent till +5 procent i täckningsgrad (95 procent intervall, vilket visar att modellen har mycket bra prediktiv förmåga och hög kvalitet). Figur 6.1.5 visar ett exempel på hur modellen kan användas för att skapa heltäckande kartor. Området som visas är 3,8×3,3 kilometer stort och ligger i södra Västerbottens kustland där förekomst och täckningsgrad av renlav har modellerats över ett område runt en vindkraftspark (Gabrielsberget, Nordmalings kommun; se också kapitel 7.4.1).

Eftersom modellen underskattar hög täckningsgrad renlav behövs kompletterande data som representerar skogsmark med >40 procent täckningsgrad för att kunna generera heltäckande kartor med hög kvalitet och precision även för renlavsrik skogsmark. En möjlig väg skulle kunna vara att till modellen lägga andra data med sådan information, som täckningsgrad renlav i de bästa områdena (med högst täckning av renlav) som är kända av renskötare och samebyar, se kapitel 7.4.1.

Modellerna ovan är utvecklade i samarbete med Formasprojektet ”Förekomst av lavrika skogar i norra Sverige: Ett verktyg för landskapsplanering” (Henrik Hedenås) där ytterligare vidareutvecklade modeller kommer att användas för att förutsäga var det finns lavrika skogsbestånd i norra Sverige. Projektet fokuserar på förutsättningarna för rennäringen och samexistens mellan olika markanvändningsintressen i skogslandskapet. Projektet består av fyra sammanlänkade steg: 1) Analyser av tillgängliga data om häng- och renlav i de nationella övervakningsprogrammen med avseende på lavarnas livsmiljöer; 2) Utveckling av arthabitat modeller; 3) Kartläggning av skogar med olika mängd häng- och renlav i norra Sverige; och 4) Analyser av hur renar kan nyttja de lavrika skogsbestånden.



Figur 6.1.4: De oberoende variabelernas påverkan på renlavsmodellen. Höga F-värden visar att den variabeln förklarar mer av variansen än variabeln med lägre F-värden. edf = estimated degrees of freedom – ett lägre värde visar på ett enklare samband mellan edf = 1 är det samma som en linjär modell. Högre edf visar på ett komplexare samband mellan den oberoende variabeln och renlavstäckningen. (Se tabell 6.1.2. för en förklaring av de oberoende variabelernas kortnamn).



Figur 6.1.5: Heltäckande kartläggning av förekomst och täckningsgrad av renlav i ett 3,8×3,3 km stort område. (Gabrielsberget, Nordmalings kommun). Skalan är i % täckningsgrad renlav.

6.2. Habitat för ripa som försörjande och kulturella ekosystemtjänster

En viktig typ av försörjande ekosystemtjänster är jaktbart vilt. Eftersom jakt också inkluderar naturupplevelse, levereras samtidigt en kulturell ekosystemtjänst. I detta projekt har vi valt ut fjällripan *Lagopus muta* som representant för denna typ av ekosystemtjänst. Fjällripan är typisk för karga och öppna delar av fjällen och arten är en generellt uppskattad karaktärsfågel i fjällen. Höstpopulationen av arten i de svenska fjällen uppskattas till mellan 175 000 och 350 000 individer och den årliga avskjutningen är cirka 10 000 individer (Jägareförbundet 2016). Ripjakten har tidigare varit betydelsefull för den lokala ekonomin, genom att köttet utgjort en del av fjällbornas kosthållning och även genererat pengar då ripor sålts vidare till uppköpare. Den har också varit en viktig del i den samiska kulturen. Idag är ripjakten fortfarande betydelsefull, men framför allt för att den erbjuder rekreation och utgör grunden för jaktturism. Dessutom är fjällripan en viktig del av fjällekosystemet, inte minst som föda för rovfåglar inklusive den starkt hotade jaktfalken *Falco rusticolus* (t.ex. Nyström m.fl. 2005).

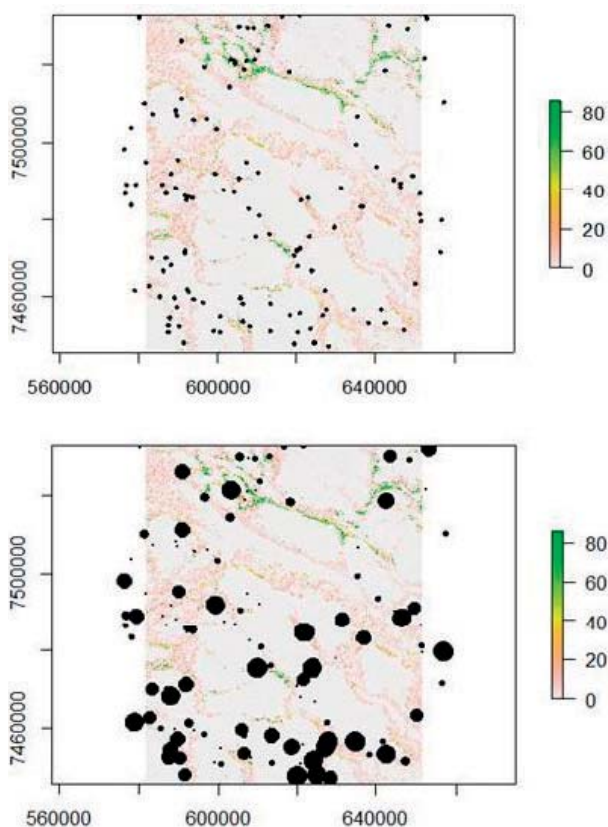
Arten lever mest i områden ovanför trädgränsen, där förekomsten i Norra Europa förutspås minska på grund av klimatförändringen (Virkkala m.fl. 2008). Fjällripan äter främst knoppar av björk och viden, men även andra växtdelar som frukt och blad av kråkbär *Empetrum nigrum*, blåbär *Vaccinium myrtillus*, lingon *V. vitisidaea* och odon *V. uliginosum* är viktiga (Pulliainen 1970). Den svenska populationen av fjällripan kännetecknas av en ganska låg täthet; 0,4–1,8 par per kvadratkilometer (Ottosson m.fl. 2012). Arten är dock inte lätt att inventera eftersom terrängen där arten förekommer

ofta är svårtillgänglig (Pedersen m.fl. 2014). Någon tydlig populationstrend hos arten i Sverige är svårt att säkerställa (Green m.fl. 2016). Delvis kan det förklaras av att arten genomgår cirka 10-åriga populationscykler (Pedersen m.fl. 2014). Den starka kopplingen mellan arten och fjällen med dess öppenhet, tillsammans med artens värde som försörjande och kulturell ekosystemtjänst, gör den till en intressant möjlig indikator för miljömålet Storslagen fjällmiljö. En fungerande prediktiv habitatmodell för arten skulle kunna vara ett användbart planeringsverktyg i jaktförvaltningen och dessutom i sig utgöra en biodiversitetsindikator för ett funktionellt fjälleksystem.



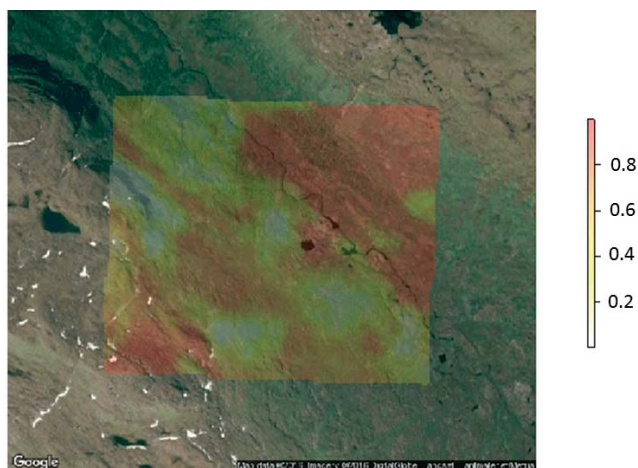
Figur 6.2.1. Fjällripa. Nipfjället 2015. Foto: Niclas Ahlberg, Nature Photography.

I detta projekt har vi modellerat (SDM, se kapitel 6.1) fjällripans rumsliga utbredningsmönster med användning av förekomstdata och ett antal relevanta oberoende variabler som kan relateras till artens förekomst. Den enda tillgängliga fältdata på förekomsten av fjällripa som finns, är passiva observationer (Figur 6.2.2). Det innebär att vi vet var fjällripor har observerats, men inte säkert var de finns, eftersom de som inventerar missar många individer och slumpen har stort inflytandet på resultatet. Denna typ av data kräver därför särskilda metoder för utvärdering (Fithian & Hastie 2013). Eftersom fjällripan är en väldigt rörlig art kan man inte bara använda själva observationslokalen (koordinater) i fält, utan man måste även inkludera ett större område i analysen (Pedersen m.fl. 2014). Än så länge finns det ingen studie som beskriver hur fjällripor rör sig och använder fjällandskapet, därför måste resultaten i denna studie anses som preliminära.



Figur 6.2.2: Observationer (vänster) och antal observerade individer av fjällripa (höger) enligt Artportalen 1990–2016. Kartorna visar ett utsnitt av Norrbottensfjällen, 90×120 km, och är baserade på satellitdata från SPOT (2012, 10×10 m pixel). Färgkod representerar sannolikhet för förekomst från vitt (låg) till grön (hög) sannolikhet att Natura 2000 habitattyp Videbuskmark (typ 4080) förekommer. Modellen och kartorna har tagits fram inom ramen för designutveckling inom THUF och NILS och validerats med fjällvegetationskartan (se även figur 6.4.2.1).

Som Pedersen m.fl. (2014) har beskrivit, är vegetationsstruktur en mycket viktig variabel för arten, därför har vi som ett första steg tagit fram modeller för att prediktera heltäckande förekomst av olika relevanta habitat i fjäll- (videbuskmark, öppen hed, fjällbjörkskog, fjällbarrskog, gräsmark på fjäll) och vegetationsfria områden (substratmark). Vi har använt fältdata från NILS, MOTH och THUF, satellitdata från Landsat 8 och topografiska data (höjd, lutning, aspekt) och ett så kallat "classification tree" för att modellera de olika typerna av miljöer. Noggrannheten i modellerna ligger på mellan 42 procent (gräsmarker på fjällen), 55 procent (öppen hed) och 82 procent (fjällbjörkskog). Varje ripobservation har vi beräknat i en radie av 200 meter, motsvarande 12,5 ha, av de olika habitattyperna, standardavvikelse (=homogenitet) och sannolikhet av habitatförekomst. Samtidigt har vi introducerat 8000 pseudo "0" som beskriver "icke förekomst" av ripa slumpmässigt fördelat i hela området (Fithian & Hastie 2013; Schwemmer m.fl. 2016).



Figur 6.2.3: Sannolikhetskarta för förekomsten av fjällripa. De röda områdena visar den högsta sannolikheten enligt modellen. Här visas enbart en mindre yta (2,4x2,8 km i Norrbottensfjällen, del av 6.2.2) men modellen kan tillämpas i hela fjällkedjan. Skalan visar sannolikheten av förekomst.

Som modelltyp har vi använt en Generalized Additiv Model (GAM; Hastie & Tibshirani 1990; Wood 2006, Fithian & Hastie 2013) med binomial fördelning och begränsat antal ”knots” ($k=5$) för att undvika ”overfitting”. Resultatet har blivit en modell som förklarar 36,3 procent av variansen (mot-svarande värde i Pedersen m.fl. 2014: 17%) med en AUC av 0,88 = ”good discrimination” (Pedersen m.fl. 2014: 0,72; ”a low to fair ability to discriminate correctly”) och en proportion av rätt klassade observationer av 79 procent (Pedersen m.fl. 2014: 75%). Jämfört med Pedersen m.fl. (2014), har vi använt en ganska annorlunda typ av modellering med en mer flexibel framtagning av variabler för att undvika att använda fixa vegetationsklasser. Modellen har därefter använts för att ta fram sannolikhetskartor för arten (se exempel i figur 6.2.4). Det är viktigt att poängtera att modellen inte tar med övriga faktorer som kan påverka den verkliga förekomsten av arten, som till exempel att fältobservationer den bygger på, är gjorda under dagen (arten är ganska rörligt under hela dygnet; Maria Hörnell-Willebrand, pers. komm.), och på platser som är lättillgängliga för människor (oftare sydliga slutningar, öppnare och torrare ytor). Detta innebär att man måste betrakta modellen och kartläggningen i denna version med försiktighet. Mer empiriska data angående fjällripornas användning av olika delar av fjällmiljön skulle förbättra möjligheter att bygga säkrare prediktioner för artens förekomst. Olika rumsliga skalor som används i modeller har uppenbarligen stor betydelsen för dess prediktiva förmåga (Tabell 6.2.4). Studier som baseras på användning av sändare eller andra metoder som gör det möjligt att följa enskilda individers rörelser skulle till exempel vara mycket användbara (t.ex. Schwemmer m.fl. 2014; Visinoni m.fl. 2014).

Tabell 6.2.4: Olika skalor och ripmodellens prediktiva förmåga. Ju högre regressionskoefficient och AUC (Area Under Curve), desto bättre modellen är. I sista raden, för jämförelsen, motsvarande resultat från Pedersen m.fl. (2014).

Radie (m)	Regressionskoefficient (r^2)	AUC
100	0,33	0,86
200	0,36	0,88
300	0,39	0,88
400	0,41	0,89
[500]	[0,17]	[0,72]

6.3. Bär som ekosystemtjänst

Skogarna i norra Sverige bidrar med en rad ekosystemtjänster samt andra viktiga värden som biologisk mångfald och kulturella värden (Esseen m.fl. 1997; Gamfeldt m.fl. 2013; Snäll m.fl. 2014). Den viktigaste ekosystemtjänsten rent samhällsekonomiskt, är produktion av träråvara. Skogarna bidrar även med andra viktiga ekosystemtjänster som till exempel ätliga bär (Eriksson m.fl. 1979; Turtiainen m.fl. 2011; Kettunen m.fl. 2013). Ätliga vilda bär klassas normalt som en försörjande ekosystemtjänst, men bärplockning är idag minst lika mycket en fritidsaktivitet (Kangas & Markkanen 2001; Schulp m.fl. 2014) och bär kan därmed även klassas som en kulturell ekosystemtjänst. I den här studien har vi kartlagt förekomsten av ätliga bär. Vi har predikerat täckningen av blåbär (*Vaccinium myrtillus*), lingon (*V. vitis-idaea*), hjortron (*Rubus chamaemorus*), tranbär (*V. oxycoccos* och *V. microcarpum*) samt kråkbär (*Empetrum nigrum*) i skog och på myrar i norra Sverige genom att med hjälp av modeller kombinera fältdata insamlat av Riksskogstaxeringen (Fridman m.fl. 2014) med övergripande landskapsdata. De fältdata som används är täckningsbedömningar av respektive art i 1 873 ytor med 5,64 m radie i den boreala regionen i norra Sverige (Bergstedt & Milberg 2001).

De övergripande landskapsdata som vi har använt är SMHI:s data för temperatur och nederbörd, Svenska marktäckedata (SMD; Naturvårdsverket 2014c), SGU's marktäckekarta, Lantmäteriets höjddata (utifrån den har vi bland annat beräknat markfuktighetsindex, lutning och avrinning, och solinstrålning beroende på lutning i landskapet) och Lantmäteriets laserdata, där vi erhållit färdigberäknade metriker som använts i utvecklandet av Skogskartan (Nordqvist m.fl. 2012). Modellen vi har använt är icke-parametrisk och bygger på så kallad "spline interpolation". Det betyder att det sker separata kurvanpassningar (mellan beroende och oberoende variabler) för olika delar av de gradienter som finns i data. Fördelen med denna typ av modell är att lokala effekter kan beskrivas mycket bättre än i en vanligt parametrisk modell.



Figur 6.3.1: Lingon. Foto: Anders Esselin

Vi utvecklade först modeller som predikterar olika bärarters förekomst i hela Norrland (nedanför fjällområdet). Ett fenomen som uppstod under arbetet var att kartorna överskattade den predikterade bärförekomsten i områden. Därför utvecklades en förenklad modell där den minst signifikanta variabeln uteslöts ur modellen. I tabell 6.3.2 presenteras en sammanställning över de modeller som är gjorda för att prediktera olika bärarters förekomst i hela Norrland (nedanför fjällområdet) både den ursprungliga och den förenklade modellen.

Under utvecklingen av blåbärsmodellerna fann vi dessutom att deras förmåga att prediktera skilde sig mellan olika delar av Norrland. Vi delade därför upp området i två delar, södra och norra Norrland. Uppdelningen bygger på en gammal administrativ gräns som inte har någon direkt geografisk eller ekologisk grund. Det finns dock en gradient från söder till norr i temperatur, nederbörd, säsongsmässighet och vegetationsperiodens längd, som vi ändå kanske inte fångar upp med våra klimatvariabler. Ytterligare analyser visade att det fanns en effekt av höjd där modellerna skiljde sig avsevärt om de var baserade på data från över eller under cirka 250 meter över havet. Denna tröskel motsvarar ungefär den högsta kustlinjen (HK). Därför valde vi att även dela upp området baserat på HK, vilket totalt resulterade i fyra regioner: en nordlig ovanför HK, en nordlig nedanför HK, en sydlig ovanför HK samt en sydlig nedanför HK.

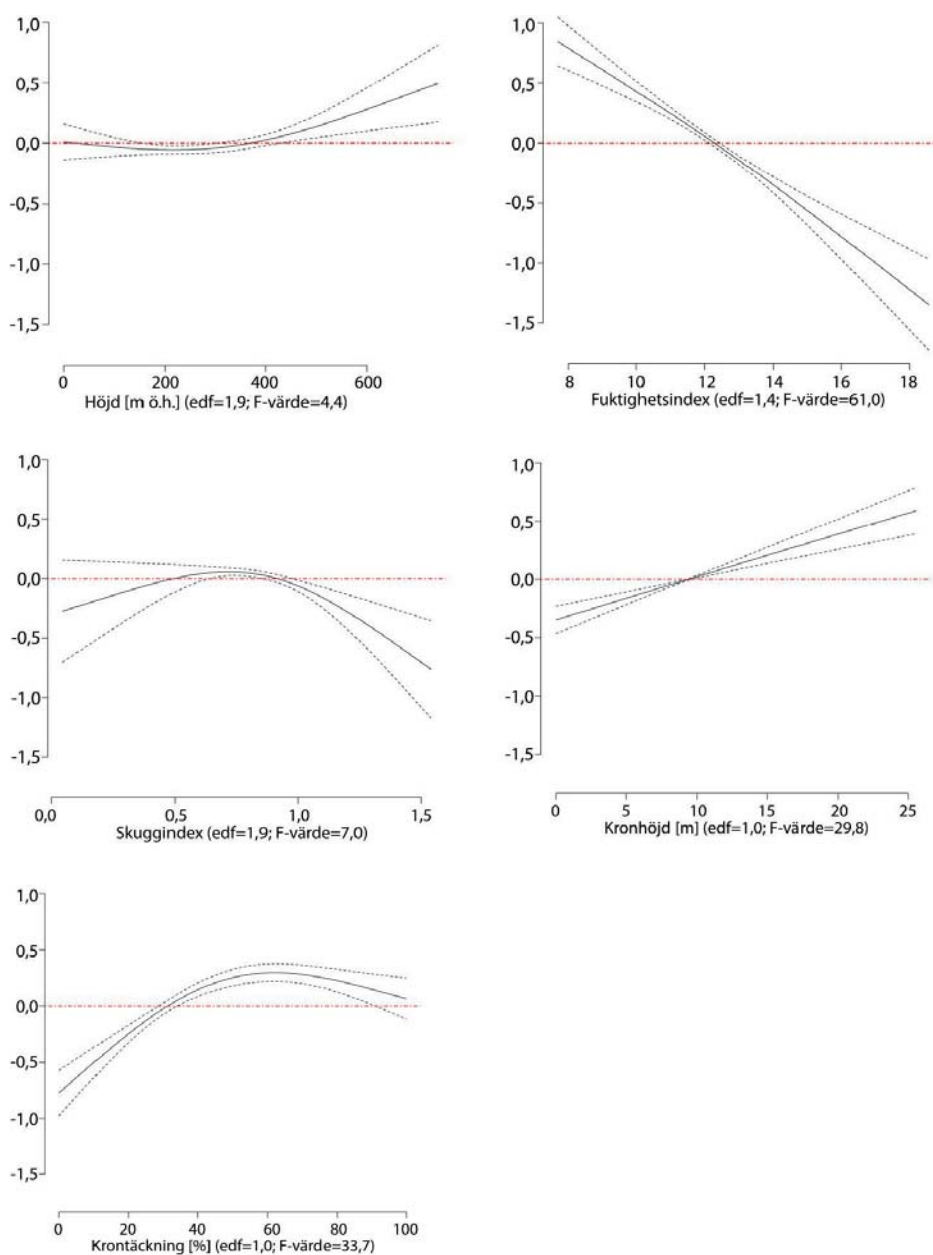
Tabell 6.3.2. Sammanfattning av hur väl de olika GAM-modellerna fungerar för att prediktera förekomst av olika bärarter i Norrland (nedanför fjällområdet). F-värdet för de förklarande variablerna presenteras, samt modellens förklaringsgrad i form av korrelationskoefficienten mellan predikerat och skattat värde i fältdata, samt "Root Mean Square Error of Prediction (RMSEP).

Art	n	Förklarande variabler (F-värde) ^A	Förklaringsgrad (%)	Korrccrossval	RMSEP-crossval
Blåbär	1813	1(3,0); 5(45,6); 7(34,7); 11(42,5); 12(29,1)	30,4	47,8	9,8
– förenklad modell	1813	5(4,4); 7(61,0); 11(33,7); 12(29,8)	24,6	44,4	10,1
Lingon	1813	2; 3; 1(2,8); 5(9,7); 7(4,7); 12(83,7)	26,4	42,8	6,9
– förenklad modell	1813	2; 3; 5(0,2); 7(3,1); 12(81,2)	21,9	39,0	7,2
Kråkbär	1813	1(6,9); 2; 7(24,3); 8(5,3); 11(15,0); 12(42,7)	41,4	51,7	3,9
– förenklad modell	1813	1(6,8); 2; 7(21,5); 8(15,8); 11(15,0); 12(42,7)	41,0	50,3	4,0
Tranbär	1813	2,4; 8(11,3); 11(13,1); 12(6,3)	42,6	41,5	0,6
– förenklad modell	1813	2; 4; 8(3,6); 11(11,5)	42,9	40,3	0,7
Hjortron	1813	2; 6(37,5); 8(<0,1); 11(47,4)	30,2	38,7	2,2
– förenklad modell	1813	2; 6(37,5); 8(<0,1); 11(47,4)	30,2	38,0	2,2

A) Förklarande variabler: 1=x,y, 2=Svenska martäckedata (aggregerad), 3= Jordart (aggregerad), 4=Neighbor (granncellernas värde), 5=Höjd över havet, 6=Lutning, 7=Fuktighetsindex (Saga Wetness Index; Boehner m.fl. 2002), 8=Skuggindex (Hillshade; Van Den Eeckhaut m.fl. 2005), 9=Medelårs temperatur 2012, 10=Årsnederbörd 2012, 11=Kronhöjd, 12=Krontäckning

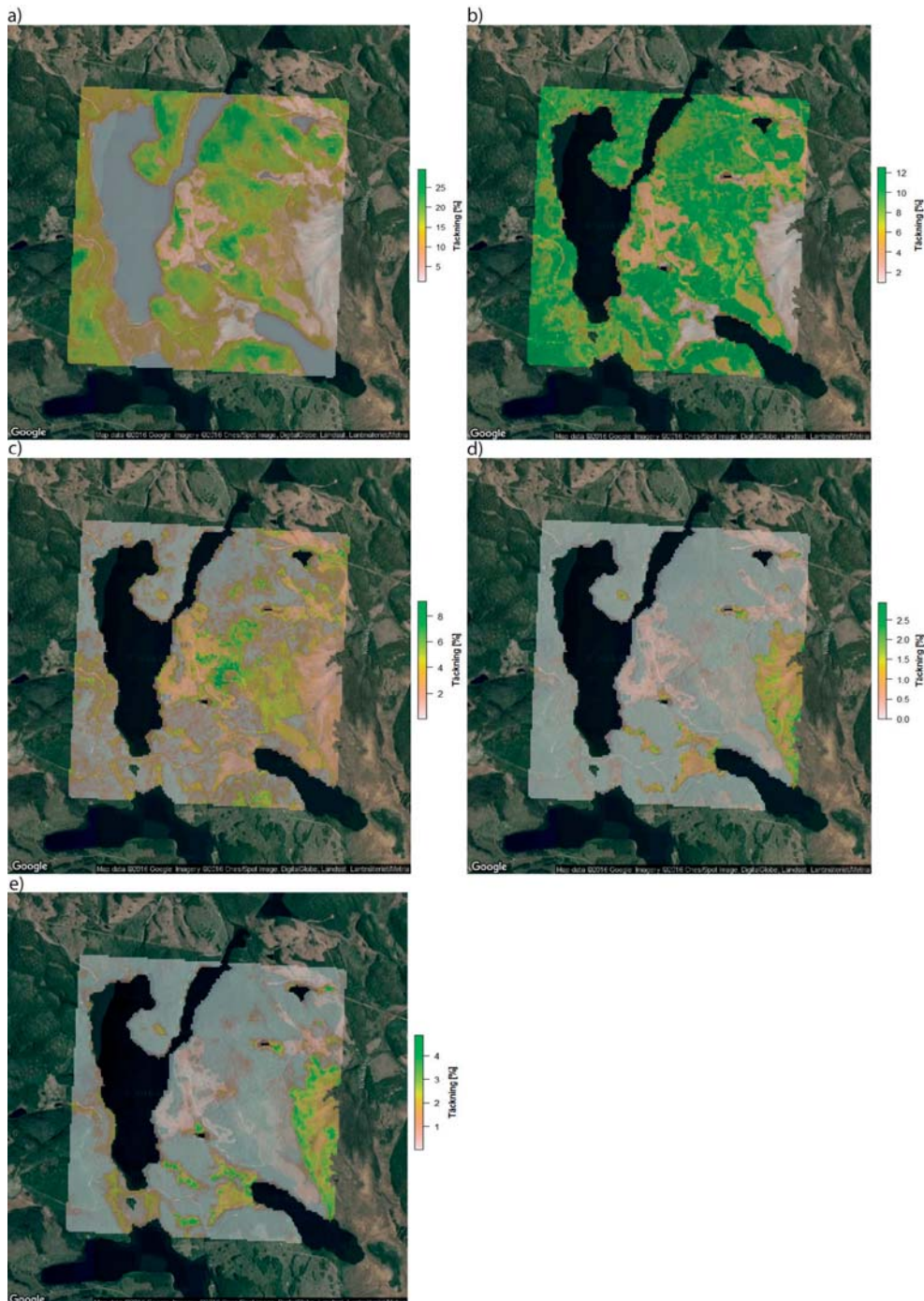
Våra modeller resulterade i varierande precision vilket reflekteras i att RMSEP (Root Mean Square Error of Prediction; Hastie m.fl. 2013), baserat på korsvalidering, varierade från 0,6 till 10,8 procent beroende på art, men även beroende på region (ej presenterat). Våra resultat visar också att det är stor variation i de regionala modellerna (N/S Norrland, över/under HK). En del regionala modeller visade sig ha högre precision än den modell som omfattar hela området, medan andra visade på lägre precision. Figur 6.3.3 visar ett exempel på hur sambandet korrelerar mellan responsvariabeln (i det här fallet täckningsgrad av blåbärsris i procent) och de förklarande variablerna (höjd över havet, fuktighetsindex, skuggindex, kronhöjd och krontäckning baserat på en generaliserade additiva modell; GAM). Kartorna som presenteras i figur 6.3.4 är baserade på modeller som täcker hela området.

Vi fann, inte oväntat, att blåbär trivs i halvtäta till täta skogsbestånd som domineras av barrträd, att lingon främst trivs i halvöppna bestånd som domineras av barrträd, och att kråkbär trivs i än mer öppna bestånd. Vi fann, inte heller det oväntat, att både hjortron och tranbär trivs på öppna myrar.



Figur 6.3.3. Sambandet mellan responsvariabeln (Täckningsgrad, %, av blåbärsris, förenklad modell) och de förklarande variablerna (höjd över havet, fuktighetsindex, skuggindex, kronhöjd och krontäckning baserat på en generaliserade additiva modell; GAM).

Den viktigaste faktorn för att prediktera täckningen av blåbärsris var någon av variablerna trädhöjd och/eller krontäckning. I tre av modellerna ökade täckningsgraden med ökad täthet av skog (krontäckning). I den fjärde modellen ökade täckningsgraden med trädhöjden. Täckningsgrad av blåbärsris ökade även med höjd över havet i tre av modellerna, men minskade däremot med markfuktighetsindex i de två områden som ligger ovanför HK. Vi fann även att täckningsgrad av blåbärsris oftast var högre i barrskogar än på myrar, baserat på SMD-data.



Figur 6.3.4: Täckningsgrad av a) blåbär, b) lingon, c) kråkbär, d) tranbär och dvärgtranbär och e) hjortron i ett 3,5x3,5 km område i Västerbottens inland.

Likaså är någon av variablerna trädhöjd och/eller krontäckning viktigast för att prediktera täckningsgrad av lingonris. Vi fann att det fanns ett ”puckel-format” samband mellan täckningsgrad av lingonris och krontäckning alternativt trädhöjd. Täckningsgraden minskade även med ökat markfuktighetsindex ovanför HK och med nederbörd i tre av de fyra lingonmodellerna. Vi fann också att täckningsgrad av lingonris oftast var högre i barrskogar än på myrar.

Trädhöjd och krontäckning är även de viktigaste variablerna för att prediktera kråkbär, där täckningsgraden ökade med minskande trädhöjd eller krontäckning. Täckningsgrad av kråkbärsris minskade med ökande markfuktighetsindex i två av modellerna. Vi fann också att täckningsgrad av kråkbärsris ofta var högre i barrskogar och myrar än i löv- och blandskogar, även om det fanns ett negativt samband mellan myrar och hög täckning i en av de regionala modellerna (norra Norrland nedanför HK).

Även för att prediktera täckningen av hjortron var antingen trädhöjd eller krontäckning de viktigaste variablerna. Täckningsgraden minskade med ökad trädhöjd eller krontäckning i tre av de fyra regionala hjortronmodellerna. I den fjärde modellen (i södra Norrland under HK) påträffades hjortron endast i nitton av 222 provtytor vilket gör prediktionen osäker. Vi fann dock att täckningsgrad av hjortron i större utsträckning var högre på myrar än i skogen.

Täckningsgraden av tranbär var högre på myrar än i skog, där täckningsgraden minskade med både ökande trädhöjd och krontäckning. Även för tranbär fanns ett ”puckelformat” samband mellan täckningsgrad och solinstrålningen. Täckningsgraden var även lägre i ytor där intilliggande område hade samma täckningsgrad av tranbär.

6.4. Syntes och diskussion

I studierna som presenterats ovan har vi visat på möjligheter att använda miljöövervakningsdata i modellering för att producera tillförlitliga kartor av var i landskapet det finns förutsättningar för olika ekosystemtjänster. Sådana kartor är mycket användbara i landskapsplanering och annat beslutsfattande samt i strategiskt planarbete som till exempel planering av grön infrastruktur (Liquete m.fl. 2015). Med dessa modeller och den metod som har presenterats kan andra modeller tas fram för andra typer av ekosystemtjänster, exempelvis för optimering av beslut i landskapsplanering i form av flermålsanalys (Öhman m.fl. 2008).

Det finns flera fördelar med det tillvägagångsätt vi har presenterat här, i vilket vi använder en modell för att skala upp fältdata med hjälp av fjärranalysdata och andra övergripande landskapsdata. För det första är det mindre arbetskrävande än att samla in ytterligare fältdata. För det andra ger modellen noggrannare skattningar, jämfört med om enbart satellitbilder eller flygbilder används. För det tredje ger en sådan här modell ett verktyg för att både beskriva nuläge och för att förutsäga, eller i varje fall studera, effekten av förändringar i framtiden.

Eftersom vi har utgått ifrån befintliga variabler och metodik i NILS har vi också haft möjlighet att testa hur väl det fungerar. Vi har också visat hur andra, ofta heltäckande data, från miljöövervakning kan integreras i modellerna som kan användas som stöd i kvantifiering av ekosystemtjänster. Exempel på dessa är Svensk Marktäckedata (SMD; Naturvårdsverket 2014c), SLU Skogskarta (Reese m.fl. 2003), den nya laserskanningen av vegetation, liksom den senaste högupplösta digitala höjdmodellen. Vi kan konstatera att

det finns stora möjligheter att skapa ännu säkrare och noggrannare modeller och skattningar om miljöövervakningsdata skulle kunna fånga in hela gradienten inom de olika förutsättningar som beskrivs genom variabler i modellerna. Det skulle möjliggöra att på ett bättre sätt fånga in mer sällsynta fenomen i träningsytor (till exempel mycket hög täckningsgrad av renlav) och på så sätt göra det möjligt att modellera dessa i hela landskapen. Vi kan också konstatera att det fortfarande saknas en högupplöst höjdmodell för fjällen och att det skulle behövas regelbunden aktualisering av heltäckande kartor. Även förekomstdata gällande de viktigaste arterna utifrån ekosystemtjänstperspektivet (till exempel fjällripa) skulle kunna förbättras genom riktade inventeringar som görs på ett systematiskt sätt i landskapet.

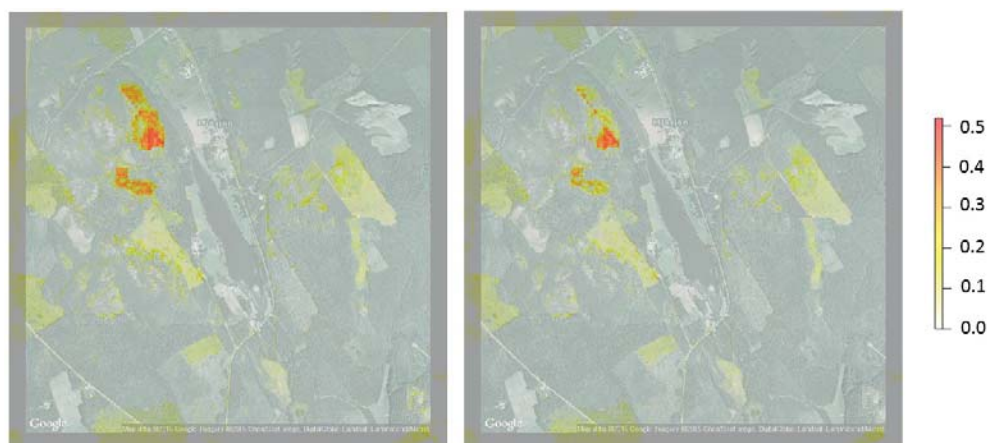
Förutom kartläggning av ekosystemtjänster som kan användas för att beskriva rumsliga mönster finns också möjligheter att noggrannare skatta vissa ekosystemtjänster, till exempel mängd av renlav i ett visst område utöver var renlav förekommer. För sådana mängdskattningar används normalt Horvitz Thompson (HT) skattningen (Ståhl m.fl. 2011; Fridman m.fl. 2014; Hedenås m.fl. 2016). För vanliga fenomen som är jämt fördelade i ett landskap ger en HT-skattning väntevärdesriktiga skattningar, men för ovanliga eller ojämnt fördelade blir variansen i skattningen hög vilket innebär att förändringsskattningar blir mycket osäkra. Som vi har visat i figur 8.1.2. är täckningsgrad av renlav inte jämnt fördelad över större landskapsavsnitt baserat på fältdata i NILS. Fältdata i Riksskogstaxeringen ger inte heller bättre fördelning. Ett alternativ till HT-skattningar är modellassisterade skattningar (MAS) som kombinerar heltäckande modellprediktioner med i HT-skattningar (Särndal m.fl. 2003). Dessa möjligheter vidareutvecklas i ett Rymdestyrelseprojektet ”Modellassisterade skattningar m.m. för förbättrad RT-statistik” (Göran Ståhl) där vi i ett fallstudiesamarbete preliminärt har kunna visa att variansen i skattningen reduceras med 70 procent i förhållande till en vanlig HT-skattning. En så stor minskning av variansen ger säkrare mängdskattningar och därmed förutsättningar för att göra förändringsanalyser. Det ger också underlag för möjliga förändringar i utlägg av provytor i NILS och Riksskogstaxeringen.

6.4.1. Simulering av framtida tillgång på ekosystemtjänster

Miljöövervakningsdata och annan data gör det möjligt att simulera förändringar av ekosystemtjänster eller förutsättningar för ekosystemtjänster. De modeller som beskrivits ovan har i första hand använts för att kartlägga tjänsterna, men också för att ge ett underlag för att skatta den totala mängden av ekosystemtjänster inom en region med hjälp av modellassisterade skattningss-algoritmer (Särndal m.fl. 2003).

Guisan & Thuiller (2013) visade att SDM inte bara är ett verktyg för att beskriva ett sammanhang mellan arter och biotiska eller abiotiska faktorer och definiera utgångsläget, utan att modellerna även kan användas i alla steg i en beslutsprocess samt för att förstå effekterna av olika beslut. Fördelen med modellbaserade kartor är att de inte är statiska utan att det är möjligt att

förändra de ingående variabelernas värden och analysera effekterna av dessa förändringar. I kartan till vänster i figur 6.4.1.1 finns renlavsförekomst modellerat med hjälp av laserskanningsdata, satellitdata och geomorfologisk data. Till höger visas samma karta där variabeln ”vegetationstäckning” i laserskanningsdata har ökat med 50 procent. Det är lätt att se effekten, det vill säga att täckningen av renlav har minskat. Det ger därmed en möjlighet att analysera förändringar och att beräkna, utvärdera och avväga olika markanvändningsalternativ, så länge det är möjligt att översätta en planerad förändring i ett område till oberoende variabler i en modell.



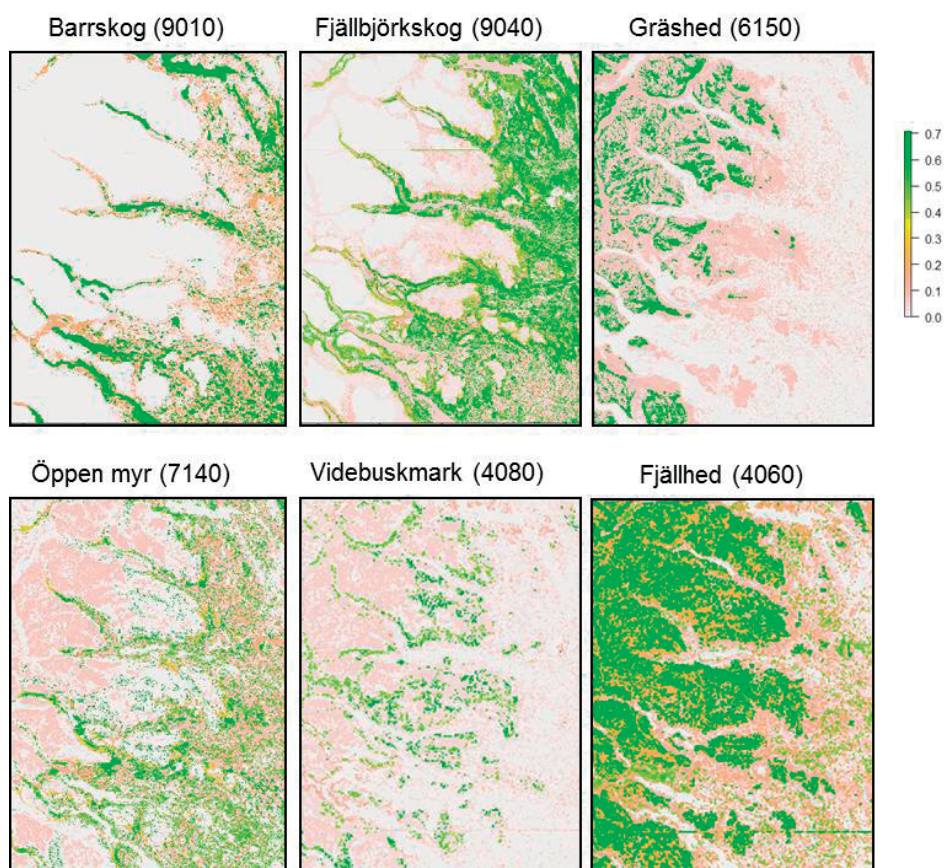
Figur 6.4.1.1: Till vänster: Prediktion av renlav (NILS variabel täckningsgrad renlav) i ett område av Västerbotten med dagens tillstånd utifrån laserskanning, satellit och geomorfologiska data (se avsnitt 4.2). Till höger: Samma modell men med 50% högre täthet av vegetation 1,3 m och högre som ingående variabel i laserskanningsdata.

I projektet VALKMAN (Tomas Lämås) används vidareutvecklade heltäckande modellbaserade kartor i kombination med framskrivningar i planeringsverktyget HEUREKA (Wikström m.fl. 2011; www.slu.se/heureka). Skogliga data blir framskrivna och till exempel renlavsmodellen används för att utifrån framskrivna skogliga data förutsäga framtidens förekomst av renlavar enligt olika scenarier av skog- och landskapsskötsel. Detta i sin tur möjliggör flermålsanalyser som är mycket användbara i beslutsfattande, till exempel utifrån förekomst och tillgång av ekosystemtjänster.

6.4.2. Automatisk skattning av tillgången på ekosystemtjänster

Traditionellt klassificeras ekosystem bland annat med hjälp av vegetationsstruktur och artsammansättning eller artförekomst. Heltäckande spektral information med hög upplösning (satellitbilder och flygbilder) i kombination med tredimensionell beskrivning av vegetationen (laserscanning, 3-D flygbildsmatchning) och topografiska variabler som kan beskriva vegetationens sammansättning och struktur är därmed ett bra underlag för att beskriva fördelningen och göra skattningar av olika ekosystemtjänster i ett landskap (som i exempel ovan). För att översätta data i form av pixel- och punktmoln till information om art- eller habitatfördelning behövs data från fältinventeringar

som träningsdata för automatisk klassificering. Tidigare i detta kapitel har vi beskrivit hur man kan kombinera olika datakällor för att skapa heltäckande modellbaserade kartor. Vi har kunnat konstatera att högkvalitativ fjärranalysdata är en viktig förutsättning för att skapa tillförlitliga modeller och göra bra kartor som visar underlag för skattning av ekosystemtjänster. Utöver regressionsmodeller finns det flera andra matematiska möjligheter att producera heltäckande kartor; till exempel klassifikationsträd/regressionsträd, ”Random Forest”, självorganiserade kartor, och artificiella neuronnät (Kuhn & Johnson 2013). Dessa och andra alternativa metoder har sina för- och nackdelar. Metod bör väljas efter förutsättningar och frågeställningar. En sådan frågeställning är om man skall klassa vegetationen till olika distinkta klasser (*hård klassning* som man gjorde inom SMD-projektet) eller om man vill modellera sannolikheter att en viss egenskap förekommer (*mjuk klassning*). I figur 6.4.2.1 visas ett exempel på en mjuk klassning av sex vanligt förekommande Natura 2000-habitattyper i fjällen.



Figur 6.4.2.1: Heltäckande kartor baserade på prediktionsmodeller för sex olika Natura 2000 habitattyper som förekommer i svenska fjällen. Färgkod representerar sannolikhet för förekomst från vitt (låg) till grön (hög) där de sex modellerna tillsammans ger sannolikheten 100 %. Kartorna visar ett utsnitt av Norrbottensfjällen, 90×120 km och är baserade på satellitdata från SPOT (2012, 10×10 m pixel). Modellen och kartorna har tagits fram inom ramen för designutveckling inom THUF och NILS och validerats med fjällvegetationskartan.

En skillnad mellan en karta baserad på en prediktionsmodell och vanliga kartor, är att varje enskild rastercell kan beskriva sannolikheten att en viss egenskap förekommer (t.ex. habitattyp som i exemplet i figur 6.4.2.1). Genom att inte basera underlaget på i förväg klassade habitat, vegetation eller andra normativa egenskaper, undviks en systematisk överskattning. Om satellitbilder eller flygbilder inte kan användas som underlag, exempelvis på grund av molnskugga, eller om det inte finns annan data som kan användas som träningsdata, kan automatisk klassning inte göras, eftersom dessa brister skapar fel i modellerna. Men med hjälp av befintliga algoritmer och tillgängliga data, som de som presenterats här, kan heltäckande kartor produceras som har fördelen att de är mindre och att felen är kända och kan förutses. Teknikutvecklingen inom fjärranalys är snabb och vi ser flera möjligheter till vidareutveckling framöver. Speciellt 10×10 meter pixelinformation från den nya Sentinel 2-satelliten i kombination med satellitinformation från olika årstider har stor potential att förbättra säkerheten av modellerna i fjällen.

7. Ekosystemtjänster i beslutsfattande och miljömål

I det här kapitlet beskriver vi tre studier som handlar om kulturella ekosystemtjänster och diskuterar ekosystemtjänster överlag som beslutsstöd i planering och miljöövervakning. Avsaknaden av standardiserade metoder, tydliga definitioner och avgränsningar, samt tillförlitlig data om ekosystemtjänster gör att de sällan eller inte alls ingår i miljökonsekvensbeskrivningar, planeringsunderlag, beslutsprocesser och andra policyunderlag (Blicharska m.fl. 2017; m.fl.). Här kan de härledningarna av NILS-variabler till ekosystemtjänster som presenterats i kapitel 5 och de modelleringar som kan göras baserade på NILS och andra miljöövervakningsdata som presenterats i kapitel 6, visa på nya möjligheter.

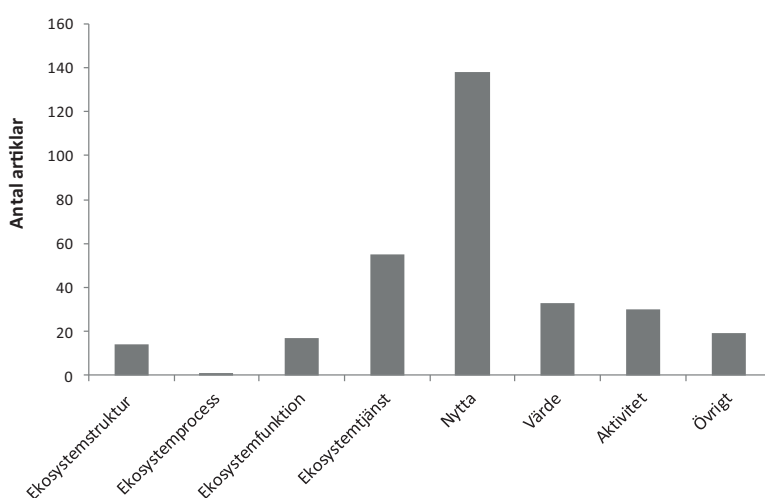
7.1. Gråzoner i kulturella ekosystemtjänster för beslutsfattande

I forskningen med dess olika discipliner och vetenskapskulturer har kulturella ekosystemtjänster kommit att omfatta en nästan obegränsad mängd av möjliga natur-, kultur- och sociala värden och nyttor som i högre eller mindre grad är knutna till ekosystem och ekosystemprocesser (Daniel m.fl. 2012).

De kulturella ekosystemtjänsterna omfattar samhällsvärden och socio-kulturella värden som förknippas med vistelse i och utbyte av naturen, både vad gäller fysiska och intellektuella samt religiösa och symboliska värden. De kulturella ekosystemtjänsterna är alltså inte så handfasta, materiella eller konkreta som de andra kategorierna av ekosystemtjänster är. Eftersom olika värderingar hos oss människor avgör vad, på vilket sätt, hur och hur mycket dessa kulturella ekosystemtjänster tillför välbefinnande, innebär detta en otydlighet som ofta avspeglar sig i policydokument och beslutsstöd där dessa ska definieras, mätas, värderas och balanseras med andra ekosystemtjänster eller värden (Chan m.fl. 2012a; m.fl.). När det gäller fjällmiljön och dess ekosystemtjänster är det ofta tydligt i policydokument att det är olika biologiska processer och funktioner i ekosystem som ger upphov till ekosystemtjänster, men samtidigt används väldigt generella begrepp som fjälleksystem, naturtyper och naturarv som exempel på kulturella ekosystemtjänster (t.ex. Naturvårdsverket 2014b) vilket försvårar tillämpningen och skapar ”gråzoner”.

I en sammanställning av totalt 142 vetenskapliga artiklar, varav 53 detalj-analyserades, om hur kulturella ekosystemtjänster har definierats och använts, fann vi uppemot 300 olika företeelser som benämndes kulturell tjänst. De flesta artiklar refererade till definitioner av ekosystemtjänster i Millennium Ecosystem Assessment (MA 2003, 2005) och TEEB (2016) medan en mindre andel (ca 10%) utgick ifrån egna definitioner. Vi kunde konstatera att många av artiklarna handlade om hur ekosystemens struktur, processer och

funktioner uppfattas, om att vissa egenskaper och förutsättningar i ekosystemen visade sig vara lämpliga för olika aktiviteter som jakt eller fiske eller allmänt för rekreationsvärden, men också att få artiklar konkret behandlade hur och på vilket sätt ekosystem och ekosystemprocesser ger direkt eller indirekt välbefinnande, vilket ju är grundläggande i begreppet (Figur 7.1.1). Data i figur 7.1.1. bygger på en systematisk klassificering av den information som avhandlas i artiklarna i olika kategorier som motsvarar de centrala komponenterna i ekosystemtjänstkonceptet enligt Haines-Young & Potschin (2010b) kaskad-modell (Blicharska m.fl. 2017); ekosystemstruktur, ekosystemprocess, ekosystemfunktion, ekosystemtjänst, nytta, värde, aktivitet och övrigt. I figuren framgår det tydligt att huvuddelen av informationen i artiklarna avser nytta.



Figur 7.1.1: Klassificering av information i artiklar (n = 142) om kulturella ekosystemtjänster i olika kategorier som motsvarar de centrala komponenterna i ekosystemtjänstkonceptet enligt Haines-Young & Potschin (2010b) kaskadmodell (Blicharska m.fl. 2017).

I den fördjupade analysen kunde vi också konstatera att många artiklar handlade om både biotiska och abiotiska komponenter av ekosystemet och att många snarare handlade om landskap än om ekosystem, där aspekter som topografi eller utsikt spelar roll och inverkar, men där dessa aspekter inte direkt kunde knytas till biologiska organismer eller ekosystemprocesser (Tabell 7.1.2). I vissa fall angavs att helt icke-biologiska egenskaper ger förutsättningar för ekosystemtjänster, till exempel att kulturella ekosystemtjänster uppstår via havsbaserad vindkraft eller förekomst av fornlämningar. Vidare kunde vi konstatera att många artiklar handlade om välbefinnande och nytta, alltså sådant som ekosystemtjänster leder till snarare än om ekosystemtjänsterna som sådana. Nytt och välbefinnande omfattades dels mer generellt och dels specifikt för en viss målgrupp. Även konfliktsituationer och kompromisser mellan olika målgruppers välbefinnande ingick. Slutsatserna är att den vetenskapliga litteraturen om kulturella ekosystemtjänster är omfattande och starkt i ökande (jfr. Milcu m.fl. 2013), men att mångfalden och variationen i tolkningar om hur dessa kan definieras, skattas och värderas, gör det svårt att

utgå ifrån befintlig kunskap om kulturella ekosystemtjänster som underlag för beslutsfattande.

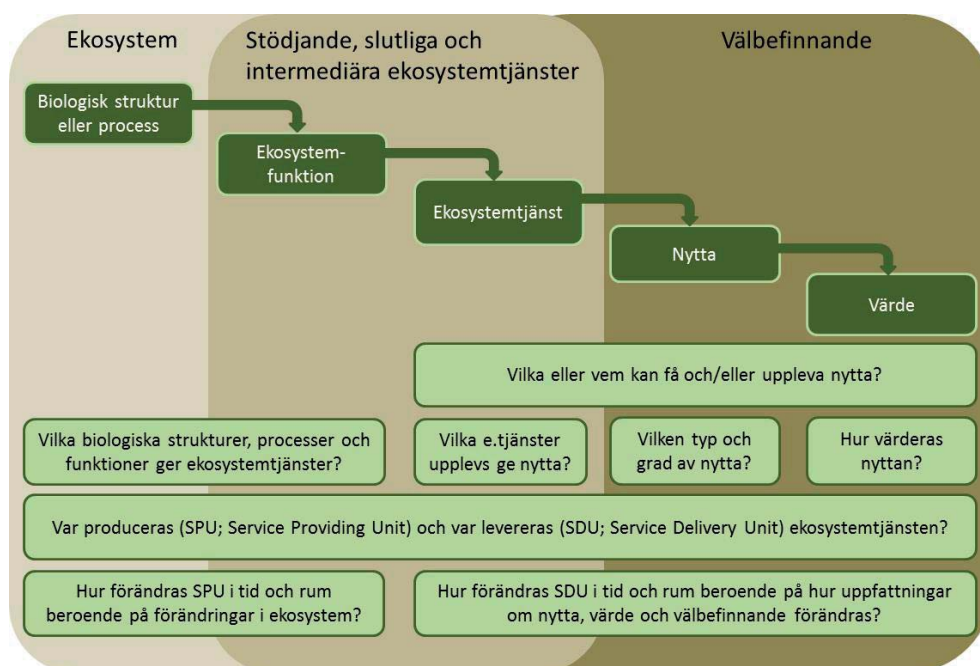
Tabell 7.1.2: Antal artiklar (n = 53) som behandlade olika komponenter relaterade till kulturella ekosystemtjänster (KE).

Komponenter	Aspekter	Antal
Ekosystem	KE är kopplade till hela landskapet eller platsen	21
	KE är kopplade till hela ekosystemet, t.ex. skog, hav	13
	KE är kopplade till en specifikt marktäckning eller markanvändning	15
	KE är kopplade till ett specifikt ekosystem/habitat	15
	KE är kopplade till ett eller flera specifikt/-a element av ett ekosystem t.ex. landskapselement, habitatstruktur eller arter	17
	Enbart biotiska element är inkluderade	18
	Enbart abiotiska element är inkluderade	1
	Båda biotiska och abiotiska element är inkluderade	27
	Inga biotiska eller abiotiska element är omnämnda	7
	KE är kopplade till artefakt	18
	KE är kopplade till biodiversitet	10
	Mänskliga behov	Icke specificerade samhälle, grupper eller människor är omnämnda som förmånstagare av KE
Verkliga eller potentiella KE förmånstagare är identifierade		16
Potentiella konflikter och avvägningar är övervägda/diskuterade		15
Rum	Rumsliga dimensionen är övervägda/diskuterade	26
Tid	Tidsmässiga dimensionen är övervägda/diskuterade	16

Med utgångspunkt i fjällmiljön och dess ekosystem, rennäring som markanvändning, miljömålet Storslagen fjällmiljö samt de så kallade renbruksplanerna som är samebyarnas markanvändningsplan (Poudyal m.fl. 2015, se kapitel 7.3) och deras underlag för samråd med annan markanvändning, kunde vi konstatera att samma ekosystemtjänst kan kategoriseras olika beroende på tid och rum och vem som nyttjar eller får välbefinnande av dessa tjänster. Ett exempel är bär som tidigare var nödvändig föda och därmed en försörjande tjänst men som nu i huvudsak plockas för rekreation och då, även, är en kulturell tjänst. På samma sätt kan renkött, horn, skinn med mera dels utgöra försörjande ekosystemtjänster i dess direkta användande, men också kulturella tjänster för upplevelsen av att konsumera eller betrakta dessa. Dessutom kan de betraktas som nyttor beroende på grad av bearbetning och vidareförädling som leder till att den mer direkta kopplingen till ekosystemen inte längre är uppenbar. Med renen och renskötseln som exempel, är skala i tid och rum speciellt intressant, eftersom renskötsel bedrivs över hela norra Sverige med renar i skogslandet närmare kusten under vintern, och i fjällen under sommaren, och där varje sameby har sina flyttleder, nyckelområden och kärnområden. På lokal skala används dessutom rengården och andra fasta anläggningar vid vissa tider.

Vad kan vi då ta fasta på och utveckla vidare för att kulturella ekosystemtjänster ska bli mer användbart och tillföra kvalitet till beslutsfattandet? Vi har kommit fram till att viktiga steg är: 1) att definiera vilken typ av miljö och

ekosystem det är fråga om; 2) hur, var och när en tjänst uppstår som ett resultat av ekosystemets processer; 3) vilken målgrupp som är i fokus och deras tänkta nytta; 4) vilka beslutsstöd som kan vara aktuella; och 5) skala i tid och rum. Vad gäller skala i tid och rum pekar våra analyser på att detta, som är centralt i planering och annan form av beslutsfattande, visserligen tas upp men att det brister eller helt saknas konkreta och tydliga bedömningar i form av kvantitativ och kvalitativ information som kan användas för skattningar och kartläggningar av kulturella ekosystemtjänster. För att stärka de vetenskapliga grunderna för tillämpningar av kulturella ekosystemtjänster i beslutsfattandet menar vi att studier om dessa tjänster borde tydliggöra vem/vilka som är förmånstagare och därmed ”upplever välbefinnande”, vilka konkreta ekosystemtjänster och nyttor det handlar om, hur ekosystemtjänster kan värderas kvalitativt och kvantitativt som underlag för monetär värdering, vilka ekosystemprocesser, strukturer och funktioner som styr leverans av ekosystemtjänster, och slutligen hur leveranser kan variera i tid och rum (Blicharska m.fl. 2017). I figur 7.1.3 illustreras detta i en förenklad version av en kaskadmodell där frågor som är viktiga i en beslutssituation ingår som boxar i figurens nedre del, kopplat till de olika komponenterna i ekosystemtjänstkonceptet (Haines-Young & Potschin 2010b).



Figur 7.1.3: Figuren illustrerar en förenklad version av en kaskadmodell (Haines-Young & Potschin 2010b), där frågor som är viktiga i en beslutssituation ingår som boxar i figurens nedre del, kopplat till de olika komponenterna i ekosystemtjänstbegreppet. Anpassad efter Blicharska m.fl. (2017).

I projektet ”Grön planering: Vilhelmina som testbädd för innovativ landskapsplanering” (Therese Bjärstig), används modellen i figur 7.1.3. för att definiera vilken typ av information som behövs i landskapsplanering, i form

av utvecklad kommunal översiktsplan, utifrån de frågor om ekosystemtjänster som ingår i figuren.

7.2. Visuella preferenser som indikatorer på kulturella ekosystemtjänster

Hur kan man mäta och beskriva Storslagen fjällmiljö och vad i detta kan anses vara kulturell ekosystemtjänst? Kan data från miljöövervakning användas för att ta fram indikatorer för kulturella ekosystemtjänster?

Fjällvärlden har stora natur- och kulturvärden som i friluftsliv, turism och generellt för sociala värden kan samlas under begreppet upplevelsevärden. Upplevelsevärden är bland annat hur en person bedömer ett område utifrån dess speciella tillstånd, naturlighet, komplexitet med mera, men även hur landskapet upplevs och lämpar sig för ett visst socialt syfte, till exempel friluftsliv. Upplevelsevärden omnämns även i preciseringarna av miljömålet Storslagen fjällmiljö men dock utan föreslagna indikatorer eller andra konkretiseringar. Till exempel anges i Naturvårdsverket (2014b) att: ”fjällens karaktär av betespräglad, storslaget landskap med vidsträckta sammanhängande områden är sammanhållna”, ”fjällmiljöer med höga... kulturmiljövärden är bevarade”, ”fjällmiljöernas värden för friluftsliv är värnade och ... påverkan på buller är minimal” samt det något mer generella ”ekosystemtjänster är vidmakthållna”. Upplevelsevärden kan dock inte i allmänhet anses som kulturella ekosystemtjänster, om inte det är möjligt att direkt knyta upplevt välbefinnande eller nytta till ekosystemen och ekosystemprocesserna. Vad gäller upplevelsevärden har det visat sig att det finns möjligheter att generalisera för människor som grupp och inte enbart för vissa grupper (Gao & Asami 2007). Därmed är det intressant att knyta generaliserbara upplevelsevärden till biofysiska variabler för att skatta kvantitativa eller kvalitativa egenskaper i ekosystem och ekosystemtjänster.

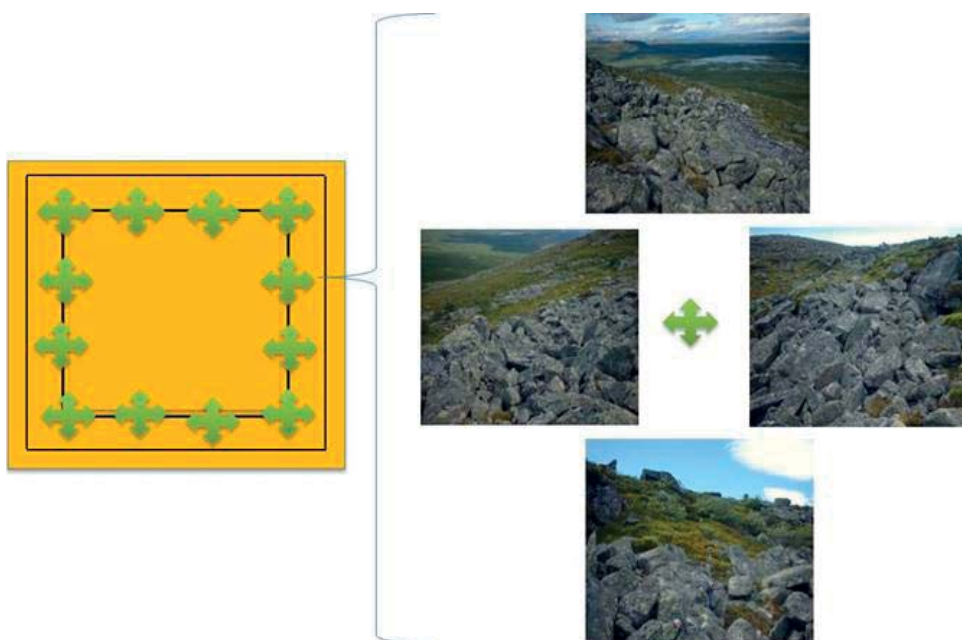
Upplevelsevärden är centralt för de kulturella ekosystemtjänsterna eftersom dessa värden bestäms av uppfattningar och förväntningar hos en person eller grupp av personer. Detta innebär att det är det sociala sammanhanget, snarare än det ekologiska sammanhanget, som är avgörande för om det är fråga om kulturell ekosystemtjänst eller inte (Daniel m.fl. 2012). Detta innebär också att landskapet med dess terräng, topografi och landformer som påverkar vy, utblick och upplevelsevärden, får en större betydelse än ett avgränsningsbart ekosystem i ett visst landskap, för vad som kan uppfattas och tillämpas som en kulturell ekosystemtjänst (jrf. Weyland & Laterra 2014; Koschke m.fl. 2014, m.fl.). Detta synsätt är inbyggt i klassificering av kulturella ekosystemtjänster (Haines-Young & Potschin 2010a, 2013, se även bilaga).

Upplevelsevärden utvärderas oftast genom enkätstudier som ofta inkluderar fotografier på landskapet (Van Berkel & Verburg 2014; Peña m.fl. 2015; m.fl.). Dessa enkätstudier är ofta engångsstudier som inte har följts upp över tid (Lindemann-Matthies m.fl. 2010; m.fl.). Resultaten från en studie i tätorter

(Hedblom m.fl. 2011) visade att bedömningar av upplevelsevärden till stor del går att göra utifrån fältfotografier. I Engelska Countryside survey (Petit 2009), som kan liknas vid NILS, har man intervjuat människor om deras preferenser för olika landskap och sedan kopplat olika ”karimatiska drag” till förekomsten/mängden av olika landskapselement (till exempel skog, vatten, kust) eller topografiska mått (till exempel altitud). På basis av detta har man tagit fram en nationell karta över England över var dessa värden finns (Norton m.fl. 2012). I teorin går det alltså att testa om upplevelsevärden minskar eller ökar genom att följa hur landskap varierar i tid och rum. Dock är upplevelser av miljöer ofta mycket mer nyanserade än förekomst och areal av ett visst landskapselement. Exempel på detta är studier om negativa upplevelser av ökat antal träd på bergssluttningar (Schirpke m.fl. 2013) och om hur samma landskapstyp med varierande heterogenitet upplevs (Becerra m.fl. 2013).

I detta delprojekt har vi använt oss av NILS fältfotografier och en enkät för att identifiera vilka egenskaper i de svenska fjällen som anses ge upplevelsevärden. I nästa steg har vi kopplat dessa egenskaper till data i form av NILS variabler i fältinventering eller flygbildstolkning. På detta sätt är det, exempelvis, möjligt att analysera hur förbuskning (högre täckningsgrad av buskar) minskar upplevelsen av ett betespräglat, storslaget landskap. Data från NILS kan då direkt användas för att skatta egenskaper i ekosystem som är av betydelse för upplevelsevärden och som kan användas som underlag för indikatorer. Vidare kan sådana indikatorer gälla för kulturella ekosystemtjänster i den mån upplevelsevärden kan knytas till ekosystemens tillstånd och egenskaper.

I NILS fältinventering genomförs systematisk fotografering (se kapitel 5). På varje enskild provyta tas fyra fotografier i respektive väderstreck (Figur 7.2.1). Det ursprungliga syftet med fotografierna var att underlätta för fältinventerarna att identifiera provytecetrum vid återinventering, men fotografierna har även använts som underlag i tester och kalibreringsövningar för fältpersonal (Gallegos Torell & Glimskär 2009) och för att kvalitetssäkra data.



Figur 7.2.1: Illustration av hur fotografier tas inom en 1x1 km NILS ruta och hur det kan se ut i de olika väderstreck

NILS är inte specifikt inriktat mot att koppla variabler till landskapets sociala/kulturella värden. Dock visar ett flertal metodutvecklingsprojekt att det finns potential i existerande data för att indirekt mäta upplevelsevärden i landskapet. I en nationell enkät om friluftsliv (Fredman & Hedblom 2015) användes NILS fotografier som underlag för att ”se i vilken utsträckning en person anser att en viss typ av landskap visar en miljö som är attraktiv för att utöva friluftaktiviteter”. Av totalt 18 fotografier på olika landskapstyper i Sverige i enkäten, var fyra på fjällmiljöer. De avspeglade en gradient från öppet fjäll till tät fjällbjörkskog. Sammanfattningsvis var det relativt liten skillnad mellan hur de olika fotografierna uppfattades, men med aningen mindre preferenser för den miljö som hade störst andel buskar.

I en enkätstudie tillfrågades deltagare på Storslagen fjällmiljökonferensen i Östersund 2014, om vad de tyckte karaktäriserar en storslagen fjällmiljö. Totalt deltog 39 personer, som vi kan utgå ifrån har intresse och kunskap om fjällmiljön och miljömålet. Resultaten visar att öppna vyer, avskildhet och tystnad och även betande renar är egenskaper som de svarande tyckte var viktiga (Figur 7.2.2), medan egenskaper som buller, andra turister och förekomst av gran inte ansågs vara relaterade till en storslagen fjällmiljö.



Figur 7.2.2: Medelranking av olika termer som relaterar till begreppet Storlagen fjällmiljö baserat på en skala från att respondenten inte upplever landskapet som storslaget alls (-7) via neutralt (0) till mycket storslaget (+7) (n=39).

De svarande fick, förutom att rangordna variabler och själva definiera begreppet storslagen fjällmiljö, även rangordna fyra NILS-fotografier och relatera egenskaper till storslagen fjällmiljö i både beskrivande text och poängbedömning. Resultatet av rangordningen visade att ökad förbuskning och ökat antal träd är negativt relaterade till storslagenhet i fjällandskapet. Högst poäng gavs det fotografi som visade en fjällmiljö utan buskar men med utsikt över fjäll, och lägst poäng fick de fotografier som visade tät fjällbjörkskog och låg fjällbjörkskog utan utsikt över fjällandskapet.

Utifrån respondenternas svar identifierades 33 potentiella indikatorer som kan anses koppla till upplevelsevärden av fjällmiljö, varav sexton går att kvantifiera med data från NILS. Av dessa sexton omfattar åtta samtliga tre fjälltyper definierade i NILS fältinventering: kalfjäll, buskmark (marker med sälg och dvärgbjörk) samt tät fjällbjörkskog (se Tabell 7.2.3). Utöver variablerna i tabell 7.2.3 kan fem i NILS flygbildstolkning användas: skred och andra otillgängliga ytor, dalar med omkringliggande fjäll, glaciärer och permanent snö, heterogent landskap, och skogsbruk i fjällnära miljö. Det finns också

stora möjligheter att kombinera NILS-data med andra data som kan lägga till preferensvariabler för storslagen fjällmiljö, som avstånd till närmaste väg, lutning inklusive hur långt man kan se från en viss punkt eller plats, klimat, topografi, etcetra. Därmed kan upplevelsevärden modelleras på samma sätt som beskrivits i kapitel 6 för kartläggning som underlag för beslutsstöd.

Tabell 7.2.3: Indikatorer på storslagen fjällmiljö som kan kvantifieras med variabler i NILS cirkelprovyteinventering i fält.

Indikator	NILS variabel
Gran	Täckning av gran
Tall	Provyta fält
Sälg och andra buskar	Täckning av fjällbjörk Täckning av enbuskar Täckning av Sälg och viden (<i>Salix spp.</i>) Täckning av övriga buskar
Fjäll med träd och buskar	Marktyp + fälttäckningsgrad + total täckning av buskar
Gräs och hedmark	Täckning av örter Täckning av graminider Täckning av dvärgbuskar Täckning av ormbunkar
Fjäll med mycket mossor och lavar	Habitat klass + täckning av lavar och bryofyter
Artsammansättning	Antal arter
Fjällbjörkskog	Habitat klass
Myr	Habitat klass
Orörd mark utan spår av människor	Habitat klass + markanvändning + störningar
Vyer; Öppna ytor	Habitat klass + krontäckning

Denna studie om upplevelsevärden visar på möjligheter att använda data från NILS för ekosystemtjänstrelaterade indikatorer i miljömålet storslagen fjällmiljö. Här behövs dock mer forskning om hur människors upplevelsepreferenser är kopplade till landskapens och ekosystemens tillstånd och egenskaper, och hur nyanser och småskaliga variationer i ekosystemen, till exempel förekomst av olika arter och artgrupper av örter, påverkar dessa. Människor har olika preferenser på sin omgivning beroende på demografiska variabler som till exempel ålder, kön (Ode-Sang m.fl. 2016) och bakgrund (Fredman & Hedblom 2015). Troligtvis är upplevelsen också starkt präglad av människans anknytning till platsen (Knez 2005). Dock, som tidigare har konstaterats finns mer generella uppfattningar om naturens upplevelsevärden som är möjligt att identifiera som underlag för att forma indikatorer som kan användas för att skatta tillstånd och förändringar i kulturella ekosystemtjänster.

Det finns också potential att utveckla NILS metodik vidare för att ta fram bättre underlag om upplevelsevärden och kulturella ekosystemtjänster. En möjlighet är att använda en 3-D kamera för analyser av respondenters preferenser genom Virtual reality (VR) glasögon. Även ett enkelt tillägg i inventeringen, som att fältinventerarna uppskattar hur långt man kan se i fyra väderstreck eller låta fältinventerare värdera upplevelsevärden, se

Hedblom m.fl. (2011), skulle ge ny och bra information som kan användas för skattningar som kan knytas till kulturella ekosystemtjänster. Vidare kan tidsserier av fotografier eller förändringar skapade i befintliga foton ge kvantitativ och kvalitativ information om hur olika typer av förändringar påverkar upplevelsevärden.

7.3. Ekonomisk värdering av kulturella ekosystemtjänster i fjällmiljö

Ekonomisk värdering av ekosystemtjänster har fått allt större uppmärksamhet i forskning och tillämpning i olika sammanhang (Farber m.fl. 2002). Även de kulturella ekosystemtjänsterna har studerats ganska intensivt utifrån den ekonomiska synvinkeln med hjälp av ett flera olika metoder (Chan m.fl. 2012b; Sander & Haight 2012). Syftet med denna pilotstudie var att undersöka det monetära värdet som besökare tillskriver landskapsvy och rekreation i fjälllandskapet, som ett underlag för vidare ekonomisk värdering av kulturella ekosystemtjänster. Studien genomfördes i Storulvån i Jämtland. Studien omfattade vilka egenskaper, eller attribut, som svenska och utländska turister finner mest tilltalande, vad som motiverar dem att besöka fjällområdet kring Storulvån, och den betalningsvilja som finns för att undvika negativ inverkan på attributen. Data samlades in genom en enkätundersökning på plats i Storulvån under åtta dagar under perioden juli till augusti 2015.

Enkäten bestod av 26 frågor och lämnades ut till besökare på och omkring Storulvåns Fjällstation. Efter att ofullständigt ifyllda enkäter räknats bort bestod materialet av 81 ifyllda enkäter, främst från svenska besökare men också från ett fåtal norska och tyska besökare. Knappt en femtedel (17,5 procent) av besökarna hade sin hemort i Stockholm medan övriga företrädesvis kom från Göteborg, Sundsvall, Uppsala och Linköping. Nästan hälften av besökarna var i Storulvån för första gången och den genomsnittliga vistelselängden var fem dagar. De främsta anledningarna till att respondenterna besökte området var för att vandra, njuta av landskapsvyn, och att uppleva och vila upp sig i naturen. Två tredjedelar uppgav att de besökte Storulvån enkom för att just uppleva fjälllandskapet. Den genomsnittliga restiden till Storulvån var 12,5 timmar och den genomsnittliga resta sträckan var 725 kilometer. I genomsnitt spenderade besökarna 902 kronor per dag, transport ej inräknat. Medelåldern var 43 år och 41 procent av de tillfrågade var kvinnor.

De tillfrågade presenterades bland annat för ett hypotetiskt scenario där de ombads göra en engångsdonation för att bevara landskapet i Storulvån. Den genomsnittliga betalningsviljan var 278 kronor (standardavvikelse 240, $KI \pm 58.80$ när $\alpha = 0.05$) med bud som sträckte sig från 0 till 1 000 kronor. Vid ytterligare analys (univariate general linear models) kunde ingen signifikant inverkan mellan betalningsvilja och ingångsförutsättningar fastslås (till exempel inkomst, ålder, kön, antal barn, avstånd och tid för resa). I en följdfråga

undersöktes villigheten att acceptera negativ miljöpåverkan på utvalda attribut (landskapsvy, horisont, vidsträckthet, höjd på vegetation, täthet av skog, orördhet, vilda djur, tystnad, lokal kultur, få andra tursiter), varvid en positiv och signifikant korrelation fanns mellan betalningsvilja och ovilja att acceptera negativ miljöpåverkan på attributet landskapsvy.

I studien användes också resekostnadsmetoden (ITCM, Brown & Navas 1973) baserad på antal besök till Storulvån som beroende variabel och TC (kostnad för restid justerat efter inkomst, finansiella kostnader för transport justerat för transportmedel och sträcka, övriga kostnader på plats) samt utvalda demografiska egenskaper som oberoende variabler. Trunkerad Poisson-regression användes med ett uppskattat resultat av ett genomsnittligt konsumentöverskott på 7 647 kronor per besök per dag. Dessa siffror skall dock tolkas med försiktighet på grund av det relativt begränsade stickprovet. Resultaten kan dock ingå som jämförelse med andra studier som undersökt hur liknande ekosystemtjänster i liknande landskap och naturtyper värderas ekonomiskt.

7.4. Syntes och diskussion

För tillämpningar av ekosystemtjänster som koncept för att värdera och balansera mellan olika typer av markanvändning är det viktigt att se till helhet och sammanhang med ekosystemen i deras landskapskontext. Med ett sådant synsätt kan den samiska kulturen, rennäringen och renen som förutsättningar för dagens tillstånd i fjällmiljön, fjällens ekosystem och ekosystemtjänster, sättas i perspektiv av turism och annan markanvändning. För identifiering, klassificering, skattning och värdering av ekosystemtjänster och nyttor, måste på samma klassificeringssystem sättas i perspektiv av andra klassificeringssystem (jfr. Haines-Young & Potschin 2013) för att på rätt sätt definiera sådana ekosystemtjänster som ska ingå i beslutsunderlag. Ett sådant beslutsunderlag är miljömålssystemet. För miljömålet Storslagen fjällmiljö utgör de kulturella ekosystemtjänsterna en mycket viktig del. Dessa är i allmänhet inte lätta att skatta och värdera i förhållande till andra kategorier av ekosystemtjänster.

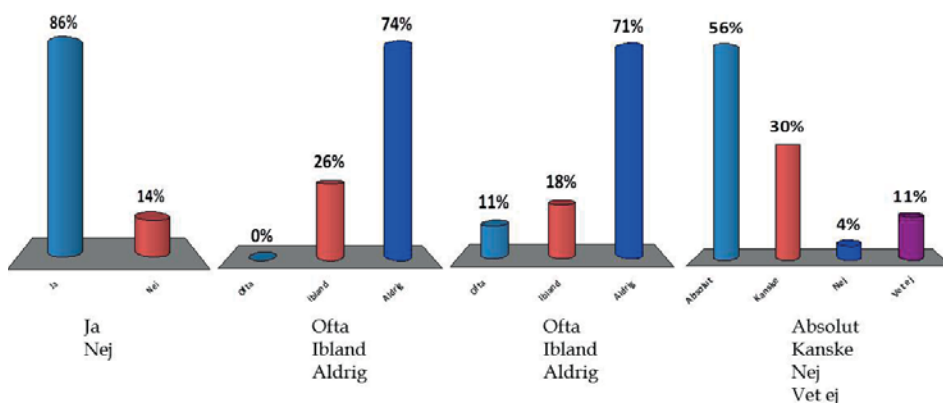
Vi har visat på möjligheterna i att använda data från NILS för skattning och kartläggning av ekosystemtjänster, samt möjligheter att använda detta i beslutfattande. För att nå framåt och verkligen använda ekosystemtjänster i miljömålssystemet och andra beslutsunderlag, är ett nära samarbete med de viktigaste aktörerna av största betydelse. För fjällkedjan och fjällskapet i sin helhet, och inte minst för den samiska kulturen och rennäringen, är ett sådant nära samarbete en viktig utgångspunkt. De ansatser som tagits i detta projekt har därför utmynnat i ett samarbete med Sametinget om hur ekosystemtjänster kan konkretiseras och tillämpas strategiskt och operativt i sametingets policy och samebyarnas aktiva renskötsel.

7.4.1. Ekosystemtjänster i renbruksplan och RenGIS

Renskötseln och den samiska kulturen är av stor betydelse i norra Sverige. Renskötselområdet, det vill säga det område i Sverige där renskötsel får bedrivas, omfattar mer än hälften av Sveriges landareal (Sandström m.fl. 2016). Renskötsel får bedrivas i hela fjällregionen under hela året. Under vinterhalvåret får renskötsel bedrivas även i skogslandet ända ut till Bottniska viken, oavsett vem som äger marken och oavsett annan pågående markanvändning som till exempel skogsbruk och vindkraft (Rennäringslagen 1971:437; Sandström 2015). Detta förhållande innebär en risk för konflikter eftersom annan markanvändning påverkar renarnas beteende och tillgång till bete (t.ex., Kivinen m.fl. 2010; Akujärvi m.fl. 2014; Skarin m.fl. 2015). Renarnas närvaro kan lokalt också påverka annan markanvändning. Samråd hålls mellan renskötseln och andra markanvändare där konflikter kan hanteras och förebyggas (Sandström m.fl. 2003; Sandström & Widmark 2007).

Femtio av Sveriges 51 samebyar har idag en renbruksplan där nyckelområden, kärnområden och flyttleder för renskötseln anges (Sandström 2015; Jougda m.fl. 2015) tillsammans med en stor mängd andra relevanta data finns samlade i ett geografiskt informationssystem (GIS) benämnt RenGIS. RenGIS representerar ett dynamiskt och användarvänligt GIS-verktyg som utvecklas kontinuerlig både vad gäller data och nya moduler. I RenGIS kan också underlag om ekosystemtjänster tillgängliggöras för renskötare i deras planering. Renbruksplanen ska innehålla så korrekt information som möjligt om landskapets och ekosystemens tillstånd, förändring och påverkan. Renbruksplaner med relevant och korrekt information om ekosystemtjänster i skogs- och fjälllandskapet innebär att samråd och landskapsplanering kan göras utifrån ett välgrundat beslutsunderlag. I projektet (kapitel 5 och 6) har vi också kunnat visa att sådan information finns tillgänglig i NILS och andra miljöövervakningsprogram för modellering och kartläggning. Flera variabler i NILS kan användas för att analysera förhållanden och egenskaper i ekosystemen som är relevanta för renskötseln och för hur renar rör sig i landskapet, och som direkt eller indirekt kan användas som underlag för att skatta ekosystemtjänster. Här utgör information i renbruksplanerna om hög täckningsgrad av renlav i bra betesområden viktigt data som skulle kunna komplettera miljöövervakningsdata för skattningar och kartläggningar med högre precision (se kapitel 6.4.1).

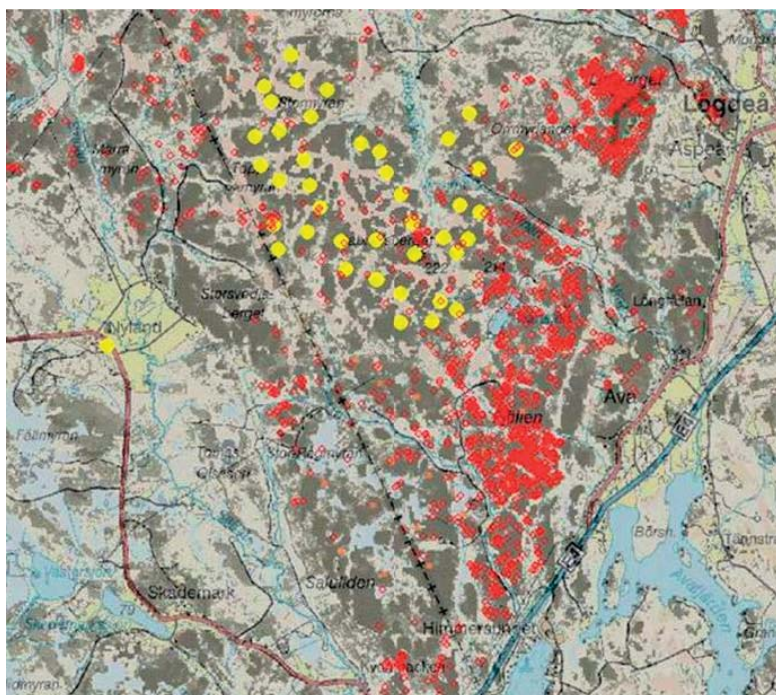
Ett system där all befintlig data finns sammanställd och tillgänglig för användare, som i RenGIS, är en nödvändig del för ändamålsenlig markanvändarplanering och beslutprocesser (Naturvårdsverket 2014b). Vidare är det viktigt att föra in information om ekosystemtjänster i system som redan är kända av den aktuella målgruppen, speciellt om ekosystemtjänster inte är kända eller använda av den målgruppen. Vad gäller målgruppen renskötare är ekosystemtjänster inte kända i större omfattning, eller används i det dagliga operativa arbetet eller i planering och annat strategiskt arbete (se figur 7.4.1.1). För att nå fram med ekosystemtjänster är därför det redan väl använda RenGIS som del i renbruksplanerna, det system som bör användas för den målgruppen.



Figur 7.4.1.1: Resultat från några av de frågor som ingick i en enkätundersökning som genomfördes 7 oktober 2015 i Vilhelmina med 35 renskötare från Könkämä sameby i norr till Idre i söder och medrepresentanter från Sametinget, Svenska Samernas Riksförbund och Skogsstyrelsen. Frågorna från vänster till höger är: 1) arbetar du aktivt med rensköttsel? 2) Använder du begreppet ekosystemtjänster i ditt arbete som renskötare? 3) Använder du begreppet ekosystemtjänster i samråd eller diskussioner med myndigheter? Skulle du ha nytta av en kartläggning av turism och friluftsliv?

De modeller om renlav, som har presenterats i kapitel 6, har redan spelat en central roll i olika beslutsprocesser. Ett exempel är en domstolsprocess angående utbyggnaden av vindkraft vid Gabrielsberget, Västerbottens kustland (Mark och Miljödomstolen 2016). För bedömningen av påverkan på rennäringen under detta mål saknades en kartering av renlavsförekomst för det berörda området. Med hjälp av det kartmaterial som tagits fram inom projektet utfördes beräkningar för antalet renbetesdygn som det totala berörda renbetesområdet kan bära (Figur 7.4.1.2). Vidare gjordes en betesbortfallsberäkning för det område som berörs av en eventuell vindkraftsutbyggnad. Utan en aktuell kartering av renlav hade sådana beräkningar inte varit möjliga. Under hela den 16 år långa processen med att ta fram renbruksplaner för alla samebyar har frågan om en tillförlitlig marklavskartering kommit upp. Nu kan vi lägga till sådan heltäckande information för hela renskötseområdet.

Arbetet med kartläggning av vinterbetesmarker för ren, med modellering och andra analyser och sammanställningar av tillgängliga betesmarker och mängd betesresurs, bör fortsätta. Med kunskap om hur mycket betesmark som är tillgänglig för renbete, om man räknar bort marker som inte kan användas av renarna på grund av infrastruktur, skogsbruk eller annan markanvändning, blir sådan information viktig för renskötarnas egen planering, men också som underlag för samråd med annan markanvändning.



Figur 7.4.1.2. Utsnitt av marklavsskattningen (kapitel 6.1) för ett lavrikt kustnära område i kombination med andra data i RenGIS kategoritråd. Täckningsgrad renlav visas i gråa nyanser där mörkare färger anger högre täckningsgrad. Väg E4 syns i blått och den uppförda vindkraftsparken på Gabrielsberget i gult. Positioner från GPS försedda renar i rött. Nordmalings kommun, södra Västerbottens kustland.

7.4.2. Ekosystemtjänster i miljömålet Storslagen fjällmiljö

Målformuleringar om ekosystemtjänster har successivt arbetats in i miljömålssystemet och ingår som etappmål sedan 2012 (Naturvårdsverket 2010; 2014a). Fjällmiljön omfattas av miljömålet Storslagen fjällmiljö där ekosystemtjänster nämns i en av åtta preciserings (www.miljömål.se), där det bland annat konstateras att det behövs skapas förutsättningar för resilienta ekosystem där leveranser av ekosystemtjänster vidmakthålls.

Den genomgång av variabler i NILS som presenteras i denna rapport (kapitel 5) visar att data i NILS kan användas för att ta fram och skatta förhållanden och egenskaper i ekosystem som underlag för indikatorer om ekosystemtjänster. Detta gäller i synnerhet reglerande och upprätthållande ekosystemtjänster. I kapitel 6 har vi också visat att de är möjligt att skapa modeller och kartläggningar på såväl stor som detaljerad geografisk skala, och i kapitel 7 att det finns möjligheter att också ta fram indikatorer som beskriver storslagen fjällmiljö och berör kulturella ekosystemtjänster. Generellt vad gäller indikatorer för Storslagen fjällmiljö är att fortsatt utvecklingsarbete i NILS bör orienteras mot:

- Sammanställning och klassificering av variabler som förekommer i tillräcklig stor mängd i NILS databas och som svarar mot olika kategorier och typer av ekosystemtjänster i fjäll- och fjällnära miljöer.
- Skattning och kartläggning av indikatorer på regional och nationell nivå.

- Underlag för fortsatt utveckling av indikatorer för att följa förändringar i fjällmiljön, både förändringar som sker naturligt och sådana som är en effekt av markanvändning.
- Analyser som bygger på en kombination av data från NILS, andra miljöövervakningsdata och övriga tillgängliga data.
- Anpassning till gällande strategiska behovsunderlag.

För den senare punkten ovan, är Naturvårdsverkets förslag på strategi för miljömålet storslagen fjällmiljö (2014b) med de ingående förslagen på etappmål en utgångspunkt. Ibland förslagen finns ett mål som är baserat på ett betespräglat fjälllandskap: *”År 2020 finns förutsättningar för ett hållbart renbete i fjällområdet”*. I detta förslag ingår bland annat att vidareutveckla samebyarnas renbruksplaner, att utveckla analysverktyg för renens betydelse för naturvärden och renens behov, och att genomföra en kunskapssammanställning om renens och renskötselns betydelse för biologisk mångfald och landskapsvärden. I detta projekt har vi lyft fram renlav som ett exempel på variabler som, jämte en rad variabler i NILS, kan användas för bedömningar av sådana ekosystem och skattningar av sådana ekosystemtjänster som hör till det fjälllandskapet och skogslandskapet. Vi har även testat renbruksplaner och RenGIS som en möjlighet att integrera data om ekosystemtjänster i ett redan använt beslutsstödsystem.

Ett annat förslag i strategin för miljömålet Storslagen fjällmiljö är ett etappmål om terrängkörning: *”År 2020 har terrängkörningen på barmark och snö anpassats så att bullerstörning samt mark- och vegetationsskador förebyggts genom tystare fordon och kanalisering”*. För detta tas bland annat kartläggning av ledssystem och terrängkörning upp som förslag på åtgärder. NILS data innehåller variabler som är direkt tillämpbara, och som i kombination med andra data kan utgöra underlag för bedömningar av störning och av tillgänglighet till fjällens ekosystem och ekosystemtjänster. Även markförstärkningar nämns som åtgärd i förslaget. NILS innehåller data om erosion och störning m.fl. variabler, men i utgångsläget kan det antas att data inte finns i tillräcklig mängd för tillförlitliga skattningar.

Naturvårdsverket (2014b) anger också att det som komplement till föreslagna etappmål och övriga insatsområden behövs ytterligare åtgärder för att stärka bevarande av värdefull natur i form av en bristanalys och en särskild identifiering av landskap som är känsliga för visuell påverkan. I detta projekt har vi kunna visa på möjligheterna att utvärdera upplevelsevärden och ta fram indikatorer baserade på data i NILS. NILS systematiska fotografering i kombination med biofysiska data från fältinventering och flygbildstolkning samt andra relevant data om topografi, lutningar, avstånd till horisont m.m., kan här utgöra underlag i sig och för mer riktade studier.

Kunskapsbristen om fjällarter är fortfarande mycket stor. Endast 69 procent av de arter och 67 procent av naturtyperna i alpin region som är listade i art- och habitatdirektivet, når gynnsam bevarandestatus (Naturvårdsverket 2014b). Den uppföljning av Natura 2000 habitat (THUF) som är integrerad

med NILS inventering i fjällkedjan och som är under utveckling och förtätning, tillför värdefulla data om habitat med höga naturvärden.

Naturvårdsverket föreslår också i strategin för miljömålet storslagen fjällmiljö att det behövs särskilda insatser för att värna och synliggöra fjällområdets kulturmiljövärden. I denna rapport har vi belyst gråzoner i kulturella ekosystemtjänster och även visat på möjliga vägar framåt för att bättre tillämpa dessa som underlag och beslutsstöd.

NILS uppdrag att dokumentera tillstånd och förändringar som ger förutsättningar för biologisk mångfald och hur dessa påverkas av klimatförändringar och förändringar förorsakade av markanvändning, innebär en tydlig koppling till ekosystemtjänster. Även om inte ekosystemtjänster ingick och ingår som grundläggande förutsättning i NILS, ligger i NILS uppdrag att bidra till miljömålen med underlag för utvärdering och för utveckling av preciseringsringar och indikatorer. Denna rapport visar att det finns goda förutsättningar för att utveckla indikatorer baserade på ekosystemtjänster, men också att de behövs fortsatt utvecklingsarbete.

8. Slutsatser

Projektet ”*Nationell miljöövervakning och utvärdering av ekosystemtjänster i fjäll och skog, NILS-ESS*”, har varit inriktat mot hur konceptet ekosystemtjänster kan definieras, skattas, kartläggas och användas med utgångspunkt i nationell miljöövervakningsdata, som beslutsstöd och som underlag för uppföljning av tillstånd och förändringar i ekosystem och landskap. Projektet har omfattat norra Sveriges fjäll- och skogslandskap.

Vi har kunnat visa att det finns goda möjligheter att skatta försörjande, reglerande och upprätthållande samt kulturella ekosystemtjänster med data från miljöövervakning. Variabler från stickprovsbaserad miljöövervakning lämpar sig bra för användning i prediktiva modeller som skattar ekosystemtjänster på ett heltäckande sätt och även kan simulera framtida tillgångar utifrån förändringsscenarier. Vi har också kunnat visa att definitioner, tolkningar och metodutveckling behövs för skattning och kartläggning med tillräcklig precision och geografisk upplösning.

NILS metodik inklusive variabelinnehåll är inriktad mot att med ett fåtal empiriska mått beskriva tillstånd och förändringar i landhabitat som underlag för skattningar av förutsättningar för biologisk mångfald och hur olika typer av påverkan och processer förändrar dessa förutsättningar. Vad avser påverkan så ingår både påverkan från omgivningen på ett habitat och ett habitats påverkan på omgivningen. Därför ingår även akvatiska habitat i NILS i viss utsträckning. För tillämpning för ekosystemtjänster innebär detta att NILS i huvudsak mäter och beskriver egenskaper som närmast är att betrakta som intermediära eller stödjande ekosystemtjänster (jfr. CICES; Haines-Young & Potschin 2013). Detta får till följd att ingående variabler beskriver både biotiska, abiotiska inklusive geologiska och morfologiska egenskaper, dock med fokus på biologiska dimensioner. Därmed finns i NILS den viktiga kopplingen till de underliggande ekosystemfunktioner, -processer och -strukturer som genererar ekosystemtjänster.

Det ramverk som publicerades av Maes m.fl. (2013, sid. 15–17) för att illustrera flödet av tjänster från ekosystem till samhället (socio-ekonomiska systemet) i form av välbefinnande (nytta, värde, respons), beskriver biologisk mångfald som en underliggande och central funktion för ekosystemen och dess tjänster. I den beskrivningen utgör ekologiska processer, funktionella egenskaper (eng. traits), biofysiska strukturer, biotiska interaktioner, artrikedom och genetisk diversitet ingående komponenter för biologisk mångfald. NILS kan med undantag för genetisk diversitet leverera underlag för dessa komponenter. NILS kan alltså ge underlag för skattningar av både direkta eller slutliga och indirekta eller intermediära ekosystemtjänster.

De exempel på användning och tillämpning av miljöövervakningsdata som vi har framställt i projektet är ett steg i rätt riktning, men mycket arbete återstår innan mer genomgripande skattning av ekosystemtjänster blir möjlig utifrån NILS data. Vad gäller adaptiv monitoring, det vill säga förändringar och förbättringar för bättre underlag om ekosystemtjänster, finns möjligheter

att utveckla NILS miljöövervakning i fjäll- och skogslandskapet för bättre och mer omfattande data. Detta kommer att öka samhällsnyttan av NILS och generellt gagna en förvaltning av fjälllandskapet som är inriktad mot att vidmakthålla och utveckla ekosystemtjänster. Sådana förändringar måste dock ske mot bakgrund av den inriktning och omfattning NILS har idag.

Vad gäller kartläggning och skattning av ekosystemtjänster kan på motsvarande sätt NILS data användas för att skatta och kartlägga ekosystem/habitat enligt steg 1 i den grundläggande uppställning för ekosystemtjänster som är allmänt vedertagen (Mapping and assessing ecosystem services; Science for Environment Policy 2015). Även för steg 2 kan NILS data användas för att skatta indikatorer eller andra mått på status. I steg 3 ingår skattning av tillgång på ekosystemtjänster respektive skattning av efterfrågan på ekosystemtjänster. Biofysiska data är utgångspunkten för att skatta tillgång på ekosystemtjänster (Geijzendorffer & Roche 2013; m.fl.). Vad gäller efterfrågan på ekosystemtjänster handlar det i stället om olika typer av socioekonomiska data (Daniel m.fl. 2012). För kulturella ekosystemtjänster är NILS variabler i sig inte anpassade för detta. Men, som vi har visat kan emellertid NILS systematiska fotografering med tillhörande biofysiska data användas för bedömningar av upplevelsevärden och kulturella ekosystemtjänster. En viktig utgångspunkt är att den typen av deskriptiv och empirisk miljöövervakningsdata som finns i NILS kan kompletteras med andra data för faktisk kartläggning eller beräkning av ekosystemtjänster som är heltäckande, och vidare för beräkningar av nytta och ekonomiska värden.

Utifrån erfarenheter i projektet kan vi konstatera att NILS fem huvudmoment – flygbildstolkning av ytobjekt, linjeobjekt och punktobjekt samt fältinventering i cirkelprovytor och linjer – ger möjlighet att ta fram underlag för bedömning av försörjande, reglerande och upprätthållande samt kulturella ekosystemtjänster. Några exempel är:

- Typ av markanvändning som generellt underlag för klassificering av ekosystemtjänster.
- Aktuell och tidigare markanvändning för tillstånd och förutsättningar för ekosystemtjänster.
- Markstörning och annan påverkan på ekosystem och ekosystemtjänster;
- Åtgärder, som till exempel skogsbruk, dikning eller fordon, som direkt eller indirekt påverkar ekosystemtjänster.
- Förekomst av strukturer som påverkar tillgång till ekosystemtjänster negativt, till exempel buskage som begränsar sikt och upplevelsevärde.
- Täckningsgrad av olika typer av vegetation i bottenkikt, fältskikt, buskskikt och trädkikt samt substrat, som indikerar risk för erosion och andra massflöden.
- Förekomst av vissa växter som kan kopplas till leverans av försörjande och kulturella ekosystemtjänster.
- Volymsmått på skog och för beräkningar av ekosystemtjänst träbiomassa;
- Förekomst av betande djur, domesticerade och vilda, och påverkan av djurs rörelser (tramp och slitage) för olika kategorier av ekosystemtjänster;

- Skyddszoner för läckage av näringsämnen och skydd mot erosion, med mera.
- Trädtrader, med flera strukturer som buller- och vindskydd.
- Specifika fenomen i landskapen som har särskilda värden, till exempel bredkroniga träd, eller strukturer som stengärdegårdar som ger förutsättningar för ekosystemtjänster som inte annars hade förekommit.
- Habitatkvaliteter och förekomst av arter för avsättningar och andra naturvårdsändamål.
- Tillgänglighet till ekosystem och ekosystemtjänster baserat på data om stigar och leder.

I detta projekt har vi haft ett brett anslag mot konceptet ekosystemtjänster och provat flera olika tillvägagångssätt. Av många intressanta lärdomar och erfarenheter vill vi avslutningsvis nämna att:

- Värdering av ekosystemtjänster i form av kvantitativ och/eller kvalitativ skattning kan göras med miljöövervakningsdata, i första hand avseende data i NILS inklusive THUF och data från Riksskogstaxeringen.
- Variabler i NILS, för sig eller i kombination med andra variabler och/eller annan typ av data och med hjälp av prediktiva modeller, kan användas för utvärdering av såväl försörjande som reglerade och upprätthållande samt kulturella ekosystemtjänster.
- Modeller som bygger på stickprovsdata kan göras för stora områden för generella tolkningar, och samtidigt lokalt med hög upplösning och precision, vad gäller ekosystemtjänster och förutsättningar för ekosystemtjänster.
- För bra precision i modellerna behövs andra data som komplement, till exempel fjärranalysdata, klimatdata, topografi, med mera.
- Det finns möjligheter att ta fram flera olika typer av indikatorer för ekosystemtjänster i fjäll- och skogslandskap, och att illustrera dem med kartor som beslutsunderlag.
- NILS kan vidareutvecklas med mer riktad inventering och metodik för att bättre fånga data som kan användas för ekosystemtjänster, eller generellt för biologisk mångfald, höga naturvärden och höga sociala värden.
- En tydlig brist är att en stor del av den datamängd som finns att tillgå i NILS är baserad på täckningsgrad enbart, utan något mått som kan användas för att beräkna volymer och biomassa.
- För tillämpning av ekosystemtjänster i landskapsplanering och annat beslutsstöd finns möjligheter att lägga till information i befintliga system som används för landskapsplanering. För bra användbarhet är det viktigt att aktuella avnämare kan relatera detta till redan pågående verksamhet.
- Ekosystemtjänster som koncept är inte helt lätt att tillämpa vad gäller konkreta skattningar och kartläggningar baserat på miljöövervakningsdata. Ofta är det oklart i vilken grad dessa gäller ekosystem och biologiska organismer och processer eller "landskapet" i sin helhet såsom det upplevs och uppfattas.

- Osäkerhet i tillämpning gäller också om det är slutliga (direkta) eller intermediära (indirekta) ekosystemtjänster, eller nyttigheter, som kan skattas och kartläggs, samt om ekosystemtjänsterna är baserade på ekosystem eller även på andra faktorer i det landskap som avses.

Som ett av flera projekt inom Naturvårdsverkets forskningssatsning om värdering av ekosystemtjänster, har projektet ”*Nationell miljöövervakning och utvärdering av ekosystemtjänster i fjäll och skog*” bidragit med nya kunskaper och visat möjligheter på att använda nationella miljöövervakningssystem för att skatta olika typer av ekosystemtjänster. Norra Sveriges fjäll- och skogslandskap hyser många och viktiga ekosystemtjänster där rennäringen och den samiska kulturen spelar en stor roll för de ekosystemtjänster som finns och för hur dessa kan vidmakthållas och utvecklas. Detta är också inbyggt som en förutsättning i miljömålet Storlagen fjällmiljö. Erfarenheter från detta korta projekt har redan förts vidare till nya vetenskapliga och tillämpade projekt både via de metoder som tagits fram och via möjligheter för bättre samhällsnytta av svensk miljöövervakning.

9. Källförteckning

Ahrné, K., Berg, Å., Pettersson, R. & Söderström, B. (2011). Dagfjärilar i naturbetesmarker, kraftledningsgator, på hyggen och skogsbilvägar – betydelse för miljöövervakning. Centrum för Biologisk Mångfald, CBM, Skriftserie 45.

Åjtte & Gaaltije (2014). Det samiska kulturlandskapet – Program för att bevara, bruka och utveckla samiska kulturlandskap 2015–2020. Duoddaris nr. 28.

Akujarvi, A., Hallikainen, V., Hypponen, M., Mattila, E., Mikkola, K. & Rautio P. (2014). Effects of reindeer grazing and forestry on ground lichens in Finnish Lapland. *Silva Fennica*, 48 (3), art. no. 1153.

Allard, A. & Glimskär, A. (2010). Syfte för variabler i NILS. Internt arbetsdokument 2010-11-28.

Allard, A., Glimskär, A., Svensson, J. & Christensen, P. (2010). Monitoring landscape and vegetation in the Swedish NILS-program. In: Mapping and monitoring of Nordic vegetation and landscapes. Bryn, A., W. Dramstad & W. Fjellstad (Red.). *Viten fra Skog og Landskap* – 1/10, 5–7.

Allard, A.,(Red.). (2012). Instruktion för flygbildsinventeringen vid Nationell Inventering av Landskapet i Sverige, NILS 2007. www.slu.se/nils.

Anon. (2007). Kodlistor för tolkning av punkt-, linje och ytobjekt i FBI (flygbildsinventeringen). Internt NILS arbetsdokument.

Becerra, T.A., Engle, D.M., Elmore R.D. & Fuhlendorf, S.D. (2013). Contrasting preference for grassland landscapes among population groups in the central and southern Great Plains. *Rangeland Ecology & Management* 66, 529–538.

Beery, T., Stålhammar, S., Jönsson, K.I., Wamsler, C., Bramryd, T., Brink, E., et al. (2016). Perceptions of the ecosystem services concept: Opportunities and challenges in the Swedish municipal context. *Ecosystem Services*, 17, 123–130.

Berg, Å., Bergman, K.-O., Wissman, J., Zmihorski, M. & Öckinger, E. (2016). Power-line corridors as source habitat for butterflies in forest landscapes. *Biological Conservation* 201, 320–326.

Bergstedt, J. & Milberg, P. (2001). The impact of logging intensity on field-layer vegetation in Swedish boreal forests. *Forest Ecology and Management* 154, 105–115.

Bernes, C., Bråthen, K.A., Forbes, B. C., Speed, J.D.M. & Moen, J. (2015). What are the impacts of reindeer/caribou (*Rangifer tarandus* L.) on arctic and alpine vegetation? A systematic review. *Environmental Evidence*, 4:4.

Bivand, R.S., Pebesma, E. & Gómez-Rubio, V. (2013). *Applied Spatial Data Analysis with R*. Springer, New York.

Blicharska, M., Smithers, R.J., Hedblom, M., Hedenås, H., Mikusiński, G., Pedersen, E., Sandström, P. & Svensson, J. (2017). Shades of grey challenge practical application of the cultural ecosystem services concept. *Ecosystem Services* 23: 55–70.

Blicharska, M. & Svensson, J. (2016). Kulturella ekosystemtjänster. Vad är det egentligen och kan de användas i beslutsfattande? *Centrum för Biologisk Mångfald (CBM), Biodiverse* 21(3), 16–17.

Boehner, J., Koethe, R., Conrad, O., Gross, J., Ringeler, A. & Selige, T. (2002). Soil regionalization by means of the terrain analysis and process parameterisation. In: E. Micheli, F. Nachtergaele, L. Montanarella (Eds.), *Soil Classification 2001*. European Soil Bureau, Research Report No.7 (2002), pp. 213–222 EUR 20398 EN, Luxembourg.

Brown, W.G. & Nawas, F. (1973). Impact of aggregation on the estimation of outdoor recreational demand functions. *American Journal of Agricultural Economics* 55, 246–249.

Callaghan, T.V., Bergholm, F., Christensen, T. R., Jonasson, C., Kokfelt, U. & Johansson M. (2010). A new climate era in the sub-Arctic: Accelerating climate changes and multiple impacts. *Geophysical Research Letters*, 37.

Callaghan, T.V., Jonasson, C., Thierfelder, T., Yang, Z., Hedenås, H. & Johansson, M. (2013). Ecosystem change and stability over multiple decades in the Swedish subarctic: Complex processes and multiple drivers. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*. 368: e20120488.

Chan, K.M.A., Guerry, A.D., Balvanera, P., Klain, S., Satterfield, T., Basurto, X., et al. (2012a). Where are cultural and social in ecosystem services? A framework for constructive engagement. *BioScience* 62, 744–756.

Chan, K.M.A., Satterfield, T. & Goldstein J. (2012b). Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics* 74, 8–18.

Christensen, P. & Ringvall, A. (2013). Using statistical power analysis as a tool when designing a monitoring program: Experiences from a large-scale Swedish landscape monitoring program. *Environmental Monitoring and Assessment* 185, 7279–7293.

Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Mooney, H.A., Pejchar, L., et al. (2009). Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* Volume 7, 21–28.

Daniel, T.C., Muhar, A., Arnberger, A., Aznar, O., Boyd, J.W., Chan, K.M.A., et al. (2012). Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109, 8812–8819.

De Blust, G., Laurijssens, G., Van Calster, H., Verschelde, P., Brauwens, D., De Vos, B., Svensson, J. & Jongman, R. (2013). Design of a monitoring systems and its cost-effectiveness. Optimization of biodiversity monitoring through close collaboration of users and data providers. Alterra Report 2393. INBO Report INBO.R. 2013.1. ISSN 1566-7197. Alterra Wageningen UR.

Den Herder, M., Kytoviita, M.-M. & Niemela, P. (2003). Growth of reindeer lichens and effects of reindeer grazing on ground cover vegetation in a Scots pine forest and a subarctic heathland in Finnish Lapland. *Ecography* 26, 3–12.

Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N. et al. (2015). The IPBES conceptual framework – connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14: 1–16.

EC (2013). Interpretation Manual of the European Union Habitat. European Commission, DG Environment, Nature ENV B3. http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/Int_Manual_EU28.pdf.

Elmqvist T., Folke C., Nyström M., Peterson G., Bengtsson J., Walker B. & Norberg J. (2003). Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1, 488–494.

Emanuelsson, U. (1987). Human influence on vegetation in the Torneträsk area during the last three centuries. *Ecological Bulletins* 30, 95–111.

Eriksson, L., Kardell, L. & Ingelög, T. (1979). Bilberry, lingonberry, raspberry. Occurrence and production in Sweden 1974–1977. Report 16. Section of Environmental Forestry. The Swedish University of Agricultural Sciences. In Swedish with an English summary.

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

Esseen, P.-A., Hedström Ringvall, A., Harper, K.A., Christensen, P. & Svensson, J. (2016). Factors driving structure of natural and anthropogenic forest edges from temperate to boreal ecosystems. *Journal of Vegetation Science* 27, 482–492.

Farber, S.C., Costanza, R. & Wilson, M.A. (2002). Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecological Economics* 41, 375–392.

Fithian, S. & Hastie T. (2013). Finite-sample equivalence in statistical models for presence-only data. *Annals of Applied Statistics* 7, 1917–1939.

Fredman, P. & Hedblom M. (2015). Friluftsliv 2014. Nationell undersökning om svenska folkets friluftsvanor. Rapport 6691. Naturvårdsverket.

Fridman, J., Holm, S., Nilsson, M., Nilsson, P., Ringvall, A.H. & Ståhl G. (2014) Adapting National Forest Inventories to changing requirements – The case of the Swedish National Forest Inventory at the turn of the 20th century. *Silva Fennica* 48, art. no. 1095.

Fu, B.-J., Su, C.-H., Wei, Y.-P., Willett, I.R., Lu, Y.-H. & Liu, G.-H. (2011) Double counting in ecosystem services valuation: causes and countermeasures. *Ecological Research*, 26, 1–14.

Gallegos Torell, Å. & Glimskär, A. (2009). Computer-aided calibration for visual estimation of vegetation cover. *Journal of Vegetation Science* 20, 973–983.

Gao, X. & Asami, Y. (2007) Effect of urban landscapes on land prices in two Japanese cities *Landscape and Urban Planning* 81, 155–166.

Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R., Jonsson, M., Gustafsson, L., Kjellander, P., Ruiz-Jaen, M.C., Mikusiński, G., et al. (2013). Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications* 4: art. no. 1340.

Geijzendorffer, I.R. & Roche P.K. (2013). Can biodiversity monitoring schemes provide indicators for ecosystem services? *Ecological Indicators* 33, 148–157.

Gilles, A., Adler, S., Kaschner, K., Scheidat, M. & Siebert, U. (2011) Modelling harbour porpoise seasonal density as a function of the German Bight environment - implications for management. *Endangered Species Research*, (special issue “Beyond Marine Mammal Habitat Modeling: Applications for Ecology and Conservation”) 14, 157–169.

Green, M., Lindström, Å. & Haas, F. (2016). Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2015. – Rapport, Biologiska institutionen, Lunds Universitet.

Grêt-Regamey, A., Brunner, S.H. & Kienast, F. (2012). Mountain ecosystem services: who cares? *Mountain Research and Development* 32(S1), S23–S34.

Guisan, A. & Thuiller, W. (2013). Predicting species distribution for conservation decisions. *Ecology Letters* 16, 1424–1435.

Haines-Young, R.H., Potschin, M. (2010a). Proposal for a Common International Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES) For Integrated Environmental and Economic Accounting. European Environment Agency.

Haines-Young, R.H & Potschin, M. (2010b). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D.G., Frid, C.L.J. (Eds.), *Ecosystem Ecology: A New Synthesis*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Haines-Young, R. & Potschin, M. 2013. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES). EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003.

- Hansen, K., Malmeus, M. & Lindblad, M. (2014). Ekosystemtjänster i svenska skogar. IVL Rapport B-2190.
- Hansen, K., & Malmeus, M. (2016). Ecosystem services in Swedish forest. *Scandinavian Journal of Forest Research* 31, 626–640.
- Harrison, P.A., Berry, P.M., Simpson, G., Blicharska, M., Brandweiner, U., Bucur, M., Dunford, R., et al. (2014). Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: a systematic review. *Ecosystem Services* 9, 191–203.
- Hastie, T.J. & Tibshirani, R.J. (1990). *Generalized Additive Models. Monographs on Statistics & Applied Probability.* Chapman & Hall/CRC.
- Hastie, T., Tibshirani, R. & Friedman, J. (2013). *The Elements of Statistical Learning: Data Mining, Inference, and Prediction.* Springer.
- Hedenås, H., Christensen, P. & Svensson, J. (2014). Evaluation of NILS data in the Scandinavian Mountain Range. SLU, Department of Forest Resource Management Work report No. 427. [In Swedish].
- Hedenås, H., Christensen, P & Svensson, J. (2015). The changing mountain landscape. Swedish Environmental Protection Agency, Skog & Mark, 4–8.
- Hedenås, H., Christensen, P. & Svensson, J. (2016). Changes in vegetation cover and composition in the Swedish mountain region. *Environmental Monitoring and Assessment* 8, art. no. 452.
- Hedenås, H., Olsson, H., Jonasson, C., Bergstedt, J., Dahlberg, U. & Callaghan T.V. (2011). Changes in tree growth, biomass and vegetation over a 13-year period in the Swedish Sub-Arctic. *Ambio* 40(S1), 672–682.
- Hedblom, M., Caruso, S., Green, M. & Ode, Å. (2011). Övervakning av kvalitativa data i tätorters grönytor – upplevelsevärden, indikator arter och biologisk mångfald. Naturvårdsverket. Rapport 6411.
- Hilding-Rydevik, T. & Blicharska, M. (2016). Ekosystemtjänster i praktiken. Erfarenheter av att praktiskt använda begreppet ekosystemtjänster i planering och beslutsfattande i Sverige och en exempelsamling. Naturvårdsverket. Rapport 6724.
- Jansson, R., Nilsson, C., Keskitalo, E.H.C., Vlasova, T., Sutinen, M.-L., Moen, J., et al. (2015). Future changes in the supply of goods and services from natural ecosystems: prospects for the European north. *Ecology and Society* 20, art. no. 32.
- Jeglum, J., Sandring, S., Christensen, P., Glimskär, A., Allard, A., Nilsson, L. & Svensson, J. (2011). Main ecosystem characteristics and distribution of wetlands in boreal and alpine landscapes in northern Sweden under climate change. In: *Ecosystems Biodiversity.* Grillo, O. & G. Venora (Eds.). ISBN: 978-953-307-417-7. InTech. Pages 193–218.

Jougda, L., Sandström, P., Sandström, S., Svensson, J. & Hedenås, H. (2015). The reindeer husbandry plans contribution to national environmental monitoring. Swedish Environmental Protection Agency, Skog & Mark, 28–31.

Jägareförbundet. 2016. <http://jagareforbundet.se/vilt/vilt-vetande/artpresentation/faglar/fjallripa/>

Kangas, K. & Markkanen, P. (2001). Factors affecting participation in wild berry picking by rural and urban dwellers. *Silva Fennica* 35, 487–495.

Karlsson, H., Hörnberg, G., Hannon, G., & Nordström, E.-M. (2007). Long-term vegetation changes in the northern Scandinavian forest limit: A human impact-climate synergy? *The Holocene* 17, 37–49.

Kettunen, M., Vihervaara, P., Kinnunen, S., D’Amato, D., Badura, T., Argimon, M. & Ten Brink, P. 2012. Socio-economic importance of ecosystem services in the Nordic Countries Synthesis in the context of The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). TemaNord 2012:559. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark. <http://norden.divaportal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A741978&dswid=7740>

Kivinen, S., Moen, J., Berg, A. & Eriksson, A. (2010). Effects of modern forest management on winter grazing resources for reindeer in Sweden. *Ambio*, 39, 269–278.

Knez, I. (2005). Attachment and identity as related to a place and its perceived climate. *Journal of Environmental Psychology* 25, 207–218.

Koschke, L., van der Meulen, S., Frank, S., Schneidergruber, A., Kruse, M., Fürst, C., et al. (2014). Do you have 5 minutes to spare? – The challenges of stakeholder processes in ecosystem services studies. *Landscape Online* 37, 1–25.

Kuhn, M., & Johnson, K. (2013). *Applied Predictive Modelling*, Springer, New York-

Kumpula, J., Colpaert, A. & Nieminen, M. (2000). Condition, potential recovery rate, and productivity of lichen (*Cladonia* spp.) ranges in the Finnish reindeer management area. *Arctic* 53, 152–160.

Lindemann-Matthies, P., Briegel, R., Schüpbach, B. & Junge X. (2010). Aesthetic preference for a Swiss alpine landscape: The impact of different agricultural land-use with different biodiversity. 98, 99–109.

Lindenmayer, D.B. & Likens, G. E. (2009). Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in Ecology and Evolution* 24, 482–486.

Lindenmayer, D.B. & Likens, G. E. 2010. The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation* 143, 1317–1328.

- Liquete, C., Kleeschulte, S., Dige, G., Maes, J., Grizetti, B., Olah, B. & Zulian, G. (2015). Mapping green infrastructure based on ecosystem services and ecological networks: A Pan-European case study. *Environmental Science & Policy* 54, 268–280.
- Luck, G.W., Harrington, R., Harrison, P.A., Kremen, C., Berry, P.M., Bugter, R., et al. (2009). Quantifying the contribution of organisms to the provision of ecosystem services. *BioScience* 59, 223–235.
- MA. (2003). *Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment*. Island Press, Washington D.C.
- MA. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington, DC.
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liquete, C., Braat, L., Berry, P., et al. (2013). Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. Publications office of the European Union, Luxembourg.
- Maes, J., Fabrega, N., Zulian, G., Barbosa, A., Vizcaino, P. Ivits, E., et al. (2015). Mapping and assessment of ecosystems and their services. Trends in ecosystems and ecosystem services in the European Union between 2000 and 2010. JRC Science and Policy Report. European Union. Joint Research Centre.
- Mark och Miljöödomstolen. (2016). Mål nr 1425-15 Tillstånd till uppförande av vindkraftpark vid Ava, Nordmalings kommun, Västerbottens län. Umeå 2016-06-01.
- Milcu, A., Hanspach, J., Abson, D. & Fischer, J. (2013). Cultural ecosystem services: a literature review and prospects for future research. *Ecology and Society* 18, art. no. 44.
- Miljömål. <http://www.miljomal.se/Miljomalen/14-Storslagen-fjallmiljo/>. Accessed 161024.
- MOTH (2016). Demonstration of an Integrated North-European System for Monitoring Terrestrial Habitats; www.slu.se/centrumbildningar-och-projekt/moth. Accessed 161024.
- Naturvårdsverket. (2010). Miljömålet i fjällandskapet. En syntes av frågeställningar knutna till förvaltningen av en begränsad resurs. Naturvårdsverket. Rapport 6366.
- Naturvårdsverket. (2014a). Regeringens proposition 2013/14:141. En svensk strategi för biologisk mångfald och ekosystemtjänster.
- Naturvårdsverket. (2014b). Förslag till en strategi för miljömålet Storslagen fjällmiljö. NV 04173-13.

- Naturvårdsverket. (2014c). Svenska Marktäckedata Produktbeskrivning Utgåva 1.1 2014-03-25.
http://gpt.vic-metria.nu/data/land/SMD_produktbeskrivning_20140325.pdf
- Naturvårdsverket. (2015). Guide för värdering av ekosystemtjänster. Naturvårdsverket. Rapport 6690.
- Nicholson, E., Mace, G.M., Armsworth, P.R., Atkinson, G., Buckle, S., Clements, T., et al. (2009). Priority research areas for ecosystem services in a changing world. *Journal of Applied Ecology* 46, 1139–1144.
- NILS. (2016). Nationell Inventering av Landskapet i Sverige. www.slu.se/nils. Accessed 160927.
- Nordkvist, K., Granholm, A.H., Holmgren, J., Olsson, H. & Nilsson, M. (2012). Combining optical satellite data and airborne laser scanner data for vegetation classification. *Remote Sensing Letters* 3, 393–401.
- Norton, L.R., Inwood, H., Crowe, A. & Baker, A. (2012). Trialling a method to quantify the 'cultural services' of the English landscape using Countryside Survey data. *Land Use Policy* 29, 449–455.
- Nyström J., Ekenstedt J., Engström J. & Angerbjörn A. (2005). Gyr falcons, ptarmigan and microtine rodents in northern Sweden. *Ibis* 147, 587–597.
- Ode-Sang, Å., Gunnarsson, B., Knez, I. & Hedblom, M. (2016). The effects of naturalness, gender, and age on how urban green space is perceived and used. *Urban Forestry & Urban Greening* 18, 268–276.
- Nordisk ministerråd. (2015). Kulturarv og økosystemtjenester – Sammenhenger, muligheter og begrensninger. TemaNord 2015, 540.
- Ottosson, U., Ottvall, R., Elmberg, J., Green, M., Gustafsson, R., Haas, F., m.fl. (2012). Fåglarna i Sverige - antal och förekomst. Swedish Ornithological Society, Halmstad.
- Pape, R. & Löffler, J. (2012). Climate change, land use conflicts, predation and ecological degradation as challenges for reindeer husbandry in northern Europe: what do we really know after half a century of research? *Ambio* 41, 421–434.
- Pedersen, A.O., Blanchet, M.-A., Hörnell-Willebrand, M., Jepsen, J.U., Biuw, M. & Fuglei, E. (2014). Rock Ptarmigan (*Lagopus muta*) breeding habitat use in northern Sweden. *Journal of Ornithology* 155, 195–209.
- Peña, L., Casado-Arzuaga, I. & Onaindia, M. (2015). Mapping recreation supply and demand using an ecological and a social evaluation approach. *Ecosystem Services* 13, 108–118.
- Petit, S. (2009). The dimensions of land use change in rural landscapes: Lessons learnt from the GB Countryside survey. *Journal of Environmental Management*, 90, 2851–2856.

- Poudyal, M., Lidestav, G., Sandström, P. & Sandström, S. (2015). Supporting community governance in boreal forests by introducing participatory GIS through action research. *International Journal of Action Research* 11, 236–264.
- Pulliaainen, E. (1970). Winter nutrition of the rock ptarmigan, *Lagopus mutus* (Montin), in northern Finland. *Annales Zoologici Fennici* 7, 295–302.
- Rautio, A-M., Josefsson, T., Axelsson, A.L. & Östlund, L. (2016). People and pines 1555–1910: integrating ecology, history and archaeology to assess long-term resource use in northern Fennoscandia. *Landscape Ecology* 31, 337–349.
- Reese, H., Nilsson, M., Pahlén, T.G., Hagner, O., Joyce, S., Tingelöf, U., Egberth, M. & Olsson, H. (2003). Countrywide estimates of forest variables using satellite data and field data from the National Forest Inventory. *Ambio* 32, 542–548.
- Rennäringslagen 1971:437.
- Rundqvist, S., Hedenås, H., Sandström, A., Emanuelsson, U., Eriksson, H., Jonasson, C., & Callaghan T. V. (2011). Tree and shrub expansion over the past 34 years at the tree-line near Abisko, Sweden. *Ambio* 40(S1), 683–692.
- Sametinget (2016). www.sametinget.se; www.sapmi.se.
- Sander, H.A. & Haight, R.G. (2012). Estimating the economic value of cultural ecosystem services in an urbanizing area using hedonic pricing. *Journal of Environmental Management* 113, 194–205.
- Sandström, C. & Widmark, C. (2007). Stakeholders' perceptions of consultations as tools for co management – A case study of the forestry and reindeer herding sectors in northern Sweden, *Forest Policy and Economics* 10, 25–35.
- Sandström, P., Granqvist Pahlén, T., Edenius, L., Tømmervik, H., Hagner, O., Hemberg, L., (2003). Conflict resolution by participatory management: remote sensing and GIS as tools for communicating land use needs for reindeer herding in northern Sweden. *Ambio* 32, 557–567.
- Sandström, P. (2015). A toolbox for co-production of knowledge and improved land use dialogues – The perspective of reindeer husbandry. *Acta Universitatis Agriculturae Suecicae - Silvestra* 2015, 20.
- Sandström, P., Cory, N., Svensson, J., Hedenås, H, Jougda, L., & Brochert, N. (2016). On the decline of ground lichen forests in the Swedish boreal landscape – Implications for reindeer husbandry and sustainable forest management. *Ambio* 45, 415–429.
- Schirpke, U., Hölzler, S., Leitinger, G., Bacher, M., Tappeiner, U. & Tasser, E. (2013). Can we model the scenic beauty of an alpine landscape? *Sustainability* 5, 1080–1094.

- Schulp, C.J.E., Thuiller, W. & Verburg, P.H. (2014). Wild food in Europe: A synthesis of knowledge and data of terrestrial wild food as an ecosystem service *Ecological Economics* 105, 292–305.
- Schwemmer, P., Gupner, F., Adler, S., Klingbeil, K. & Garthe, S. (2016). Modelling small-scale foraging habitat use in breeding Eurasian oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) in relation to prey distribution and environmental predictors. *Ecological Modelling* 320, 322–333.
- Science for Environment Policy (2015). Ecosystem services and the environment. In-depth Report 11 for the European Commission. DG Environment by the Science Communication Unit, UWE, Bristol. Available at: <http://ec.europa.eu/science-environment-policy>.
- Sjödin, M. (Red.). (2016). Fältinstruktion för Nationell Inventering av Landskapet i Sverige NILS år 2016. Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU.
- Skarin, A., Nellemann C., Ronnegard, L., Sandström, P. & Lundqvist, H. (2015). Wind farm construction impacts reindeer migration and movement corridors. *Landscape Ecology* 30, 1527–1540.
- Snäll, T., Moen, J., Berglund, H. & Bengtsson, J. (2014). Mapping and assessment of ecosystems and their services: The Swedish forest pilot. Naturvårdsverket. Report 6626.
- SOU. (2013). Synliggöra värdet av ekosystemtjänster. Åtgärder för välfärd genom biologisk mångfald och ekosystemtjänster. Sammanfattning av SOU 2013, 68.
- Ståhl, G., Allard, A., Esseen, P.-A., Glimskär, A., Ringvall, A., Svensson, J., et al. (2011). National Inventory of Landscapes in Sweden (NILS) - scope, design, and experiences from establishing a multiscale biodiversity monitoring system. *Environmental Monitoring and Assessment* 173, 579–595.
- Svensson, J., Glimskär, A. & Eriksson, Å. (2010). Skog & mark 2010 – om tillståndet i svensk landmiljö. Naturvårdsverket.
- Svensson, J. (2009). NILS – Översyn av verksamheten 2003–2008. SLU, Institutionen för skoglig resurshushållning. Arbetsrapport 254.
- Svensson, J., Christensen, P. & Hedenås, H. (2016). NILS för miljömålet Levande skogar. SLU, Institutionen för skoglig resurshushållning. Arbetsrapport 450.
- Särndal, C.-E., Swensson, B. & Wretman J. (2003). Model Assisted Survey Sampling. Springer-Verlag New York.
- THUF (2016). Terrester habitatuppföljning. www.slu.se/thuf. Accessed 160927.

- TEEB (2016). The Economics of Ecosystems and Biodiversity. www.teebweb.org. Accessed 160926.
- Túnón, H. & Sjaggo, B.-S. (Red.). (2012). Ájddo – reflektioner kring biologisk mångfald i renarnas spår. CBM:s skriftserie nr 68. Sametinget, Kiruna & Centrum för biologisk mångfald, Uppsala.
- Turtiainen, M. (2011). Variations of yield and utilisation of bilberries (*Vaccinium myrtillus* L.) and cowberries (*V. vitisidaea* L.) in Finland. *Silva Fennica* 2011, 237–251.
- Utsi, P.-M. (2007). Traditionell kunskap och sedvänjor inom den samiska kulturen – relaterat till bevarande och hållbart nyttjande av biologisk mångfald. Sametinget, Kiruna & Centrum för biologisk mångfald, Uppsala.
- Van Berkel, D.B. & Verburg, P.H. (2014) Spatial quantification and valuation of cultural ecosystem services in an agricultural landscape. *Ecological Indicators* 37, 163–174.
- Van Den Eeckhaut, M., Poesen, J., Verstraeten, G., Vanacker, V., Moeyersons, J., Nyssen J. & Van Beek L.P.H. (2005). The effectiveness of hillshade maps and expert knowledge in mapping old deep-seated landslides. *Geomorphology*, 67, 351–363.
- Virkkala, R., Heikkinen, R.K., Leikola, N. & Luoto, M. (2008). Projected large-scale range reductions of northern-boreal land bird species due to climate change. *Biological Conservation* 141, 1343–1353.
- Visinoni, L., Pernollet, C.A., Desmet, J.-F., Korner-Nievergelt, F. & Jenni, L. (2014). Microclimate and microhabitat selection by the Alpine Rock Ptarmigan (*Lagopus muta helvetica*) during summer. *Journal of Ornithology* 156, 407–417.
- Weyland, F, Laterra, P. (2014). Recreation potential assessment at large spatial scales: A method based in the ecosystem services approach and landscape metrics. *Ecological Indicators* 39, 34–43.
- Wikström, P., Edenius, L., Elfving, B., Eriksson, O., Lämås, T., Sonesson, J., et al. (2011). The Heureka forestry decision support system – an overview. *Mathematical and Computational Forestry and Natural-Resource Sciences* 3, 87–95.
- Wood, S.N. (2006). *Generalized Additive Models: An Introduction with R*. Chapman and Hall/CRC.
- WorldClim (2016). <http://worldclim.org>
- Yapp, G., Walker, J. & Thackway, R. (2010). Linking vegetation type and condition to ecosystem goods and services. *Ecological Complexity* 7, 292–301.

Zimmermann, N.E., Edwards Jr., T.C., Graham, C.H., Pearman P.B. & Svenning J.-C. (2010). New trends in species distribution modelling. *Ecography* 33, 985–989.

Öhman, K., Edenius, L., Ericsson, L-O. & Mikusiński, G. (2008). Habitatmodeller och flermålsanalys – en väg till effektivare planering av skogslandskapet. *FaktaSkog* 5:2008.

Östlund, L., Hörnberg, G., DeLuca, T. H., Liedgren, L., Wikström, P., Zackrisson O., & Josefsson T. (2015). Intensive land use in the Swedish mountains between AD 800 and 1200 led to deforestation and ecosystem transformation with long-lasting effects. *Ambio*, 508–520.

10. Bilaga: Klassificering av ekosystemtjänster

Bilaga. Ekosystemtjänster enligt CICES klassificeringssystem för kartläggning och skattning, V4.3, 2013 (Haines-Young & Potschin 2010a, 2013). Under de tre kategorierna av ekosystemtjänster sker indelning i sektioner baserade huvudsakligen på typ av leverans eller process, därpå i grupper baserade på vilken typ av biologisk, fysisk eller kulturell process det är fråga om, och slutligen i klasser baserade på biologiska eller materiella leveranser och biologiska, biofysiska samt kulturella processer som kan kopplas till ursprunget eller källan för ekosystemtjänsten.

Kategori: Försörjande ekosystemtjänster		
Sektion	Grupp	Klass
Näring	Biomassa	Odlade grödor P1
		Tamdjur P2
		Vilda växter, alger P3
		Vilda djur P4
		Odlade växter, alger P5
		Odlad fisk, m.m. aquakultur P6
	Vatten	Ytvatten som dricksvatten P7
		Grundvatten som dricksvatten P8
Material	Biomassa	Fiber från växter, alger och djur för direkt användning eller förädling P9
		Användning i jordbruk av material från växter, alger och djur P10
		Genetiskt material från levande organismer P11
	Vatten	Ytvatten, ej dricksvatten P12
		Grundvatten, ej dricksvatten P13
		Växtbaserade resurser P14
Energi	Resurser för biobaserad energi	Djurbaserade resurser P15
	Mekanisk energi	Djurbaserad energi (t.ex. för transport, dragdjur) P16

Kategori: Reglerande och upprätthållande ekosystemtjänster				
Sektion	Grupp	Klass		
Kontroll på avfall, gifter och andra föroreningar	Rening av organismer	Biologisk rening av mikroorganismer, alger, växter och djur	R1	
		Filtrering, inlagring, ackumulering av mikroorganismer, alger, växter och djur	R2	
	Rening i ekosystem	Filtrering, inlagring, ackumulering i ekosystem	R3	
		Utspädning i atmosfär, sötvatten och marina ekosystem	R4	
		Filtrering, skydd mot ljud, lukt och visuell påverkan	R5	
Kontroll på massflöden	Massflöden	Stabilisering av landmassor och erosionskontroll	R6	
		Buffring och minskning av massflöden, skred	R7	
	Hydrologiska flöden	Hydrologiska cykler och upprätthållande av vattenflöde	R8	
		Skydd mot översvämning och höga vattenflöden	R9	
		Skydd mot storm	R10	
Upprätthållande av fysiska, kemiska och biologiska förhållanden	Luft- och gasflöden	Ventilation och genomsläpplighet	R11	
		Pollinering och fröspridning	R12	
	Livscyklar, kretslopp och skydd för habitat och genpooler	Områden som kan fungera för spridning av populationer och habitat	R13	
		Kontroll av skadedjur och sjukdomar	Skadedjur och -insekter	R14
			Sjukdomar	R15
	Jordmånsbildning och marksammansättning	Vitringsprocesser	R16	
		Omlagring och organisk fixering	R17	
	Förhållanden i vatten	Kemiska förhållanden i sötvatten	R18	
		Kemiska förhållanden i saltvatten	R19	
	Atmosfärens sammanställning och klimatreglering	Global klimatreglering genom reduktion av koncentration växthusgaser	Lokal och regional klimatreglering	R20
				R21

Kategori: Kulturella ekosystemtjänster			
Sektion	Grupp	Klass	
Fysiska och intellektuella interaktioner med biota, ekosystem, landskap inklusive vattenlandskap	Fysiska och upplevelsemässiga interaktioner	Upplevelser av djur, växter och landskap i olika miljöer	C1
		Fysisk användning av landskap i olika miljöer	C2
	Intellektuella och representativa interaktioner	Vetenskap	C3
		Undervisning	C4
		Historia, arv och kultur	C5
		Underhållning	C6
		Estetik	C7
Spirituella, symboliska och andra interaktioner med biota, ekosystem, landskap inklusive vattenlandskap	Spirituella interaktioner	Symboliska	C8
		Religiösa, heliga	C9
	Andra typer av kulturella leveranser	Existentiella	C10
		Bevarande för framtiden (institutionell förmåga, kunskap, moral, etik), t.ex. art- och naturskydd	C11

Nationell miljöövervakning och utvärdering av ekosystemtjänster i fjäll och skog

JOHAN SVENSSON, GRZEGORZ MIKUSIŃSKI, ANDERS ESSELIN, SVEN ADLER, MALGORZATA Blicharska, MARCUS HEDBLOM, HENRIK HEDENÅS, PER SANDSTRÖM, STEFAN SANDSTRÖM, DAVID WARDLE

RAPPORT 6754

NATURVÅRDSVERKET

ISBN 978-91-620-6754-0

ISSN 0282-7298

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

Ekosystemtjänster kan bidra till att synliggöra värden i naturen som människor är beroende av för sin överlevnad och sin välfärd. För att kunna planera för uthållig markanvändning och förvaltning av naturresurser behöver beslutsfattare på olika nivåer ha tillgång till bra information om landskapens, ekosystemens och ekosystemtjänsternas tillstånd.

Projektets ambition har varit att utforska konceptet ekosystemtjänster och konkretisera hur ekosystemtjänster kan tillämpas, skattas, kartläggas och användas som underlag för beslut i strategisk och operativ markanvändning, landskapsplanering och uppföljning av tillstånd och förändringar i ekosystem och landskap.

Fokus har varit norra Sveriges fjäll- och boreala skogslandskap med de landskaps- och naturresurser samt markanvändningar och ekosystem som förekommer där. Projektets mål har varit att den kunskap som utvecklats och de erfarenheter som gjorts ska göras tillgängliga och användbara för beslutsfattare och praktiker. Studien visar på ett konkret sätt hur begreppet ekosystemtjänster kan komma till praktisk nytta.

Den här rapporten är ett resultat från ett av sju projekt inom forskningssatsningen Värde av ekosystemtjänster och har författats av forskare vid SLU (Sveriges lantbruksuniversitet) och Man & Nature. Projektet finansierades av Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag.



Etappmålet om betydelsen av den biologiska mångfalden och värdet av ekosystemtjänster innebär att senast 2018 ska betydelsen av biologisk mångfald och värdet av ekosystemtjänster vara allmänt kända och integreras i ekonomiska ställningstaganden, politiska avväganden och andra beslut i samhället där så är relevant och skäligen. Viktiga insatser för att uppnå målet är forskningssatsningen Värde av ekosystemtjänster och Naturvårdsverkets kommunikationssatsning under år 2014 till 2017. Läs mer på www.naturvardsverket.se/ekosystemtjanster.



NATUR
VÅRDS
VERKET