



# Rennäring och skogsnäring i Sverige

*- delad kunskap för delad markanvändning*

Tim Horstkotte och Line Djupström

**Future Forests Rapportserie 2021:2**

**Rennäring och skogsnäring i Sverige – delad kunskap för delad markanvändning.**

**Författare:**

Tim Horstkotte, Inst. för ekologi, miljö och geovetenskap, Umeå universitet.  
Line Djupström, Skogforsk, Uppsala

**Adress:**

SLU, Future Forests  
Skogsmarksgränd, 901 83 Umeå

**maj 2021.**

SLU, Future Forests

**Future Forests Rapportserie 2021:2**

**ISBN: 978-91-576-9866-7**

**Vid citering uppge:**

Horstkotte, T., Djupström, L. 2020. Rennäring och skogsnäring i Sverige – delad kunskap för delad markanvändning. Future Forests Rapportserie 2021:2. Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå, 46 sidor.

**Rapporten kan laddas ned från**

[www.slu.se/futureforests](http://www.slu.se/futureforests)

**Epost, författare:**

[tim.horstkotte@umu.se](mailto:tim.horstkotte@umu.se), [line.djupstrom@skogforsk.se](mailto:line.djupstrom@skogforsk.se)

**Ansvarig utgivare: Emma Holmström, programchef Future Forests**

**Referensgrupp: Jon Moen, Umeå universitet; Johan Sonesson, Skogforsk; Camilla Sandström, Umeå universitet; Annika Nordin, Sveriges lantbruksuniversitet.**

**Grafisk form: Jerker Lokrantz/Azote**

**Layout och textredigering: Mats Hannerz/Silvinformation.**

**Framsida: Ren i vinterlandskap, Murjek. Foto: Carl-Johan Utsi, <https://www.carljohanutsi.com/>.**

**R**enskötsel bedrivs på cirka 50 procent av Sveriges yta, från norra Dalarna, Hälsingland och norrut. Det innebär att renskötsel och skogsbruk bedrivs på samma marker. Lagstiftningen föreskriver ömsesidig hänsyn mellan skogs- och rennäring. Skogsvårdslagen kräver till exempel att den som har mark där rennäring bedrivs ska ta hänsyn till rennäringen genom att anpassa skogsbruket på olika sätt till rennäringen. Detta är ytterligare preciserat inom ramen för certifieringssystemen, särskilt FSC.

I den nya FSC-standarden som trädde i kraft 1 oktober 2020 ges renskötarna ökade möjligheter att påverka planerade skogsbruksåtgärder genom en så kallad samplaneringsprocess. Processen förutsätter att både skogsägare och renskötare kan presentera långsiktiga behov och planer som sedan kan ligga till grund för samplanering av skogsbruk och renskötsel över längre tid och större områden.

I det sammanhanget är kunskap om hur olika skogsbruksåtgärder påverkar rennäringen och vice versa central. I den här rapporten har forskningen på området sammanställts med syfte att både identifiera vad vi redan känner till, och identifiera vad vi ännu inte vet. Samplaneringen mellan de två näringarna kan därmed ta utgångspunkt i befintlig kunskap, men även precisera och efterlysa nya studier för att på sikt bygga upp kunskap och därmed underlätta för den gemensamma planeringen.

Umeå maj 2021

Camilla Sandström

Professor i statsvetenskap, Umeå universitet  
Biträdande programchef Future Forests

# Innehåll

Förord.....	3
Rapportens syfte och struktur.....	5
Identifierade kunskapsluckor i korthet.....	6
Resultat från litteraturstudien.....	8
Påverkan på lavar och renskötsel av avverkning, föryngring, röjning och gallring.....	8
Effekter av avverkning.....	9
Marklavar.....	9
Hänglavar.....	10
Effekter av GROT-hantering.....	11
Effekter av markberedning.....	12
Effekter av röjning och gallring.....	13
Effekter av plantering med <i>Pinus contorta</i> .....	14
Effekter av gödsling.....	16
Naturhänsyn och naturvårdande skötsel.....	17
Effekter av naturvårdsbränning och skogsbränder.....	17
Effekter av naturvårdsåtgärder och restaurering.....	19
Skogsbilvägar.....	20
Renens påverkan på skogen.....	21
Betydelsen av ett varierat och sammanhängande landskap.....	23
Samråd mellan rennäring och skogsbruk.....	25
Renbruksplanens roll.....	26
Klimatförändringarnas förväntade effekter.....	28
Klimatförändringens effekter på lavar.....	28
Klimatförändringens effekter på renbetesförhållanden.....	29
Klimatförändringens effekter på skogsbruket.....	29
Bilaga 1: Planeringsförutsättningar för de två näringarna.....	30
Bilaga 2: Rättsliga förutsättningar.....	35
Bilaga 3: Metod till rapporten.....	37
Referenser.....	38

## Rapportens syfte och struktur

Skogsbruk och rennäring nyttjar samma mark. Därför är det viktigt att förstå hur de två näringarna påverkar varandra. Syftet med den här rapporten är att sammanställa befintlig forskning om den ömsesidiga påverkan mellan ren- och skogsnäring, samt att identifiera eventuella kunskapsluckor där det finns behov av antingen ny forskning och/eller försöksåtgärder för att generera ny kunskap.

Vår litteraturstudie uppdaterar och bygger vidare på rapporten "Effekter av skogsbruk på rennäringen" (Eriksson & Moen 2008) som behandlar hur olika åtgärder och aktiviteter inom respektive näring kan påverka den andra näringen. Vår rapport är alltså en uppdatering av den tidigare rapporten med resultat från nyare vetenskaplig och "grå" litteratur (dvs. ej faktagranskade artiklar) mellan åren 2008 och

2020, med vissa inslag av äldre litteratur för att komplettera den nya forskningen.

Först presenteras kortfattat de identifierade kunskapsluckorna, därefter resultaten av litteraturstudien i sin helhet. Varje delkapitel börjar med sammanfattande slutsatser som är härledda ur den studerade litteraturen.

En allmän översikt över rennäringens planeringsvillkor, inklusive en genomgång av renskötselåret och renens vinterbete, samt skogsbrukets planeringsvillkor finns i bilaga 1. Bilaga 2 ger en kort genomgång av de rättsliga förutsättningarna och certifiering av skog som styrmedel. Tillvägagångssättet för att identifiera befintlig litteratur finns i bilaga 3.



I den traditionella rennäringen är fritt betande renar centralt. Foto: Tim Horstkotte.

## Identifierade kunskapsluckor i korthet

**R**ennäringens och skogsbrukets påverkan på varandras näringar kan vara direkt, t.ex. genom skogsskötsel som påverkar förekomsten av mark- och hänglavar, dvs. renarnas vinterbetesresurser, eller möjligheten att utnyttja flyttleder mellan årstidsbete. Renarna kan ha en direkt påverkan på skogens återväxt. Indirekt påverkar de två näringarna varandra genom att hänsyn tas till varandras markanvändning i samband med samråd.

Även klimatförändringen berör de båda aktörerna redan idag, och mycket tyder på att det även kommer att påverka det framtida samspelet mellan dem.

Det finns stor variation inom det svenska renskötselområdet och mellan samebyarna hur renskötsel bedrivs och vilka anpassningar vid genomförandet av skogsbruksåtgärder som efterfrågas. Lösningar, möjliga skogsbruksåtgärder och avvägningar mellan dem måste vara anpassade till förhållandena och förutsättningar i respektive sameby. Det finns också variation i hur skogsbruk bedrivs beroende på markägarens mål med sitt skogsinnehav. Delad kunskap är därför viktigt för att hitta gemensamma lösningar och för att öka förståelsen för vilka utmaningar och vilka åtgärder som kan vidtas för att möta kraven i lagstiftningen och certifieringsorganen rörande hänsyn.

Nedan följer en sammanfattning av de kunskapsluckor som vi har identifierat på basis av vår sammanställning av tidigare forskning som därefter följer.

### Forskning med landskapsperspektiv

Den gemensamma markanvändningen har i dagsläget främst beståndsnivån som utgångspunkt och klarar inte att återspegla behovet av sammanhängande landskap med olika funktioner för rennäringen vid olika tidsperioder. Trots att det inom båda näringarna finns ett behov av att planera verksamheten med ett

långsiktigt landskapsperspektiv finns det mycket få studier som med utgångspunkt från landskapet undersöker hur de två näringarnas planeringshorisonter eventuellt kan jämkas.

Med utgångspunkt från ett landskapsperspektiv skulle det vara möjligt att undersöka hur konnektiviteten i landskapet kan öka och hur renarnas naturliga rörelsemönster samt strategiska flyttleder därmed bättre skulle kunna bibehållas. Avverkningsberäkningar möjliggör en skattning av hur skogen utvecklas över tid. Det kan vara ett värdefullt verktyg i planeringen, samt för att undersöka hur både mark- och hänglavarnas förekomst och mängd kan utvecklas tillsammans med skogen.

Prognoser av betestillgång över tid, utöver lavarnas förekomst, är emellertid förknippad med viss osäkerhet eftersom renarnas möjlighet att komma åt bete beror på olika omvärldsfaktorer, väder- och klimatförhållanden som kan variera kraftigt inom och mellan åren.

Dessutom behövs forskning som adresserar och jämför olika skogsskötselsystem (t.ex. traktthyggesbruk och hyggesfritt skogsbruk), effekter av infrastruktur så som skogsbilvägar, samt långsiktiga strategier som kan utformas för att minska sårbarheten för klimatförändringar för de båda näringarna.

### Forskning om hur skogsförnygring påverkar renbetet och vice versa

För att kunna skapa funktionellt renbete efter avverkning behövs bättre förståelse för hur det går att förbättra möjligheter till spridning av mark- och hänglavar. Forskning behövs för tydligare resultat om vilka avvägningar som kan eller måste göras, samt vilka långtidseffekterna är vid olika förnygringsmetoder. Med hjälp av skogsskötselåtgärder i förnygringsfasen går det att både främja och skapa renbete, men mer kunskap behövs om hur man ska gå tillväga. Dessutom behövs det bättre kunskap om hur renar kan påverka plant- och

ungskogar genom till exempel beteseffekter på markvegetationen och gödsling, eftersom det finns motstridiga resultat i dagsläget.

## Forskning om hur skogsbränder påverkar renbetet

Trots att skogsbränder förväntas öka, både naturliga till följd av ett föränderligt klimat och så kallade naturvårdsbränningar, är förståelsen av brändernas effekt på lavarnas återkoloniserings- eller etableringspotential, på konkurrens mellan lavar och annan vegetation samt hur renarna reagerar på brända ytor bristfällig.

## Integrerad kunskap för gemensam strategiutveckling

En ökad integration av olika kunskapsformer, dvs. den traditionella kunskapen hos renskötare, praktisk kunskap från skogsbruket och vetenskaplig forskning, skulle kunna bidra till mer hållbar praktik, om en sådan integration samtidigt bidrar till ökad ömsesidig förståelse och förtroende mellan de berörda aktörerna.

Skogsbrukets verksamhet är mer förutsägbar då skogens utveckling och tillväxt och de skogliga åtgärder som planeras och utförs i regel inte är lika känsliga för kortvariga förändringar i omvärldsfaktorer och därför kan planeras mer på långt sikt. Bägge näringarna är dock känsliga för väderförutsättningar som förväntas bli mer oförutsägbara med klimatförändringen.

Bättre integration av olika kunskapssystem skulle kunna bidra till att man lättare kunde hitta gemensamma strategier för att skapa ett fungerande mångbrukslandskap funktionellt för de båda näringarna på olika tidliga och rumsliga skalor. Det behöver som en utgångspunkt tydligare klarläggas vad ett fungerande landskap betyder för de båda näringarna på dessa skalor.

## Adaptiv förvaltning som metod för att utveckla landskapsbaserad kunskap gemensam för ren- och skogsnäringen

Adaptiv förvaltning syftar primärt till att minska osäkerheten genom ökad förståelse, ofta i form av experiment om hur olika mål och åtgärder påverkar förvaltningen. I en adaptiv förvaltningsprocess vidareutvecklas och integreras kunskap för att definiera tydliga mål med flera nya tänkbara åtgärder. För att vara adaptiv krävs en systematisk inventering och utvärdering under hela förvaltningsprocessen om hur nära man kommer de bestämda målen med de experimentella åtgärderna. Baserade på den nya kunskapen från utvärderingen kan nya beslut och mål formuleras, och den adaptiva cykeln kan börja på nytt.

Det saknas i dagsläget kunskap om hur adaptiv förvaltning skulle kunna utformas där aktörerna, forskning och myndigheter gemensamt utvecklar gemensamma lösningar för rennäringen och skogsnäringen på markanvändningsutmaningarna inom renbeteslandet.

# Påverkan på lavar och renskötsel av avverkning, föryngring, röjning och gallring

### Slutsatser

- Förekomsten och utbredningen av marklavar är den enskilda faktorn med störst inflytande över om en skog är lämplig som renbetesmark. Studier visar att utbredningen av både mark- och hänglavar sedan 1950-talet har minskat dramatiskt över hela renskötselområdet i Sverige, men även i Norge och Finland.
- Lavar är ljusberoende och gynnas av skogsskötsel som leder till en långsiktig stabil miljö med högt ljusinsläpp till trädkronorna (hänglavar) och till markvegetationen (marklavar). Lavar gynnas därmed av gallring och andra selektiva avverkningsmetoder.
- Samma intensitet i selektiv avverkning behöver inte gynna både mark- och hänglavar då marklavar gynnas mer ju färre träd som står kvar, medan hänglavar kräver att minst 70 % av krontäcket lämnas orört för att inte blåsa ned eller torka ut.
- Hänglavar som blåser ned blir dock en viktig betesresurs för renar och det kan därför vara bra att vid föryngringsavverkning lämna hänglavsrika träd.
- Föryngringsavverkning behöver inte vara direkt negativt för marklavarna då den resulterar i ökat ljusinsläpp vilket kan gynna dem, men kvarlämnade grenar och toppar från avverkade träd (grot) kan skugga lavarna och störa framkomligheten för både renar och renskötare. Grotuttag kan därmed underlätta för renskötseln.
- Även om grot med påväxt av hänglav kan utgöra en viktig födoresurs för renarna, bör inte grot lämnas på lavrika marker vid avverkning.
- Markberedning som följer på föryngringsavverkning skadar ofta lavarna, även om det finns skillnader mellan konventionella metoder. Nya och skonsamma metoder har testats som till och med kan gynna spridningen av marklavar.
- När den nya skogen etableras och växer upp blir ljusinsläppet som hindras av de växande träden begränsande för marklavarnas tillväxt, medan hänglavar ofta har svårt att sprida sig på naturlig väg till unga skogar.
- Jämfört med svensk tall missgynnas både lavförekomst och framkomlighet för renar och renskötare i skogar med contortatall.
- Gödslings som gynnar trädutväxten missgynnar lavarna då ljusinsläppet till dem begränsas av de växande träden och kärllväxterna i fältskiktet. Effekterna på lavar av upprepade gödslingar kan även vara märkbara i den skogsgeneration som följer efter avverkningen av en gödslad skog. Renar undviker nygödslade skogsbestånd.
- Hög tillväxt av både träd och lavar är svårt att kombinera i samma skog. Avvägningar behöver göras på landskapsnivå, och kan göras på många olika sätt, men innebär kompromisser både för skogsnäringen och rennäringen.



## Effekter av avverkning

### Marklavar

**H**istoriska studier föreslår att i början av 1900-talet när selektiv avverkning var den dominerande avverkningsmetoden så bidrog detta till renbete genom att skapa gynnsamma förutsättningar för marklavar tack vare att skogarna blev glesa med stort ljusinsläpp till markvegetationen (Berg m.fl. 2008).

Det är mot bakgrund av denna historiska utveckling som vi bör förstå utvecklingen av marklavsrika skogar, vilka minskar kraftigt på grund av förändrade skogsbruksåtgärder (Sandström m.fl. 2016): sedan 1950-talet har föryngringsavverkning med efterföljande markberedning nästan helt ersatt selektiva avverkningsmetoder, eftersom dimensionsavverkningar utan föryngringsåtgärder hade utarmat den skogliga resursen. Förändringarna har medfört sämre förutsättningar för lavar då markens produktivitet ökat med tätare och mer växtliga skogar som begränsar ljusinsläppet till lavarna (Berg m.fl. 2008, Kivinen m. fl. 2012).

Man har även undersökt effekten av skogens ålder på lavarna. I en studie som sträckte sig över tidsperioden 1895 till 2005 sjönk skogens medelålder i ett undersökningsområde från >200 år till 66 år (Kivinen m.fl. 2011), men man fann inget samband mellan skogsålder och lavtäcke (Kivinen m.fl. 2012). I en annan studie var dock utbredningen av lavar lägre i skog yngre än 80 år, än i äldre skog (Kumpula m.fl. 2014).

Minskande utbredning av lavar i skogslandskapet har observerats över tid i renskötselområdet i Sverige, Finland och Norge (Finnmark) (Sandström m.fl. 2016, Kumpula m.fl. 2014, Tømmervik m.fl. 2009). En svårighet med att jämföra data mellan olika studier i olika länder är att olika mått och metoder används för att kvantifiera lavar. Trots detta är den minskande trenden av vinterbetesresurser mycket tydlig

(Horstkotte & Moen 2019, Sandström m.fl. 2016, Tonteri m.fl. 2016, Kumpula m.fl. 2014). I norra Finland minskade lavarna med uppemot 70 % mellan två undersökningar utförda med 10 års mellanrum på senare tid (1990-talet jämfördes med 2000-talet) (Kumpula m.fl. 2014). I det svenska renskötselområdet minskade arealen lavrik skog med i medeltal 70 % mellan 1950 och 2015 (Sandström m.fl. 2016). Minskningen var kraftigast i inlandet i Västerbotten (82 %) och Norrbotten (78 %), och något mindre i Jämtland och Dalarna (55 %) (Sandström m.fl. 2016).

Minskningen sammanföll med en minskning av gamla och glesa tallskogar, samtidigt som unga och täta bestånd ökade i antal. Det redovisades i studien ett negativt samband mellan tät skog och förekomsten av lavar: grundyta >15 m<sup>2</sup>/ha eller volym >200m<sup>3</sup>/ha sammanföll med minskande förekomst av lavar (Sandström m.fl. 2016, se även Jonsson Čabrajic m.fl. 2010). Om ett mosstäcke etablerat sig i exempelvis tät ung skog så hade lavarna svårt att komma tillbaka även om skogen röjdes eller gallrades och därmed blev ljusare (Horstkotte & Moen 2019, Sandström m.fl. 2016, Jonsson Čabrajic m.fl. 2010, Tonteri m.fl. 2016).

I Finland har man funnit att även renarnas täthet kan ha en negativ påverkan på lavarna (Kumpula m.fl. 2014). I Sverige saknas tillförlitliga data på hur sambandet mellan antalet renar och lavförekomst ser ut på en storskalig nivå (Sandström m.fl. 2016). Däremot har man funnit att lavarna har minskat även söder om renskötselområdet (Sandström m.fl. 2016).

En rad experimentella studier har anlagt olika gradienter i avverkningsintensitet för att utreda effekter på markvegetation, ibland i kombination med olika markberedningsmetoder. Flera studier pekade på generellt minskad lavförekomst direkt efter avverkning av träd, oavsett om det skedde som slutavverkning eller selektiv avverkning (Vanha-Majamaa m.fl.

# Avverkning, föryngring, röjning och gallring

2017, Waterhouse m.fl. 2011). Slutavverkning var dock mer negativ för lavarna än selektiv avverkning eftersom markpåverkan då var större (Jean m.fl. 2019, Boudreault m.fl. 2013a, Waterhouse m.fl. 2011). Om avverkningen följdes av markberedning missgynnades lavarna ytterligare (Jean m.fl. 2019, Tonteri m.fl. 2016, Johnson m.fl. 2014, Boudreault m.fl. 2013a, Bergstedt m.fl. 2008).

Förutsatt att markberedningen skedde tillräckligt skonsamt fanns studier som visade att lavar kan återhämta sig snabbare på ytor som slutavverkats, än på ytor med selektiv avverkning, troligen tack vare att de får konkurrensfördelar jämfört med exempelvis mossor som har svårt att klara hyggesmiljön. Lavarna är pionjärarter som gynnas av den höga ljusstillgången och mikroklimatet på hyggena, jämfört med skuggadapterade arter som mossor vilka tål hyggesfasen dåligt (Tonteri m.fl. 2016). Med tillräckligt skonsam markberedning ökade lavtäcket med tiden efter avverkning (Horstkotte & Moen 2019, Jean m.fl. 2019), men så snart ungskogen började sluta sig minskade lavarna igen och istället ökade utbredningen av mossor (Horstkotte & Moen 2019, Waterhouse m.fl. 2011).



Vid selektiv avverkning kan miljön för lavarna hållas mer stabil. Foto: Mats Hannerz.

Med selektiv avverkning istället för slutavverkning kan miljön för lavarna hållas mer stabil. Om den selektiva avverkningen sker kontinuerligt över tid och kan hålla skogens grundyta på en relativt låg nivå blir ljusmiljön gynnsam för lavarna samtidigt som nederbörd som når marken, istället för att fastna i trädens kronor, bidrar till en fuktig miljö för markvegetationen, vilket gynnar lavarnas långsiktiga utbredning i skogen (Boudreault m.fl. 2013b, Stevenson & Coxson 2015). Det finns även studier där man har funnit att tillväxten för marklavar var högre efter selektiv avverkning än på både hyggen och på opåverkade kontrolltytor i fullvuxen skog, och nådde samma mängd som på de opåverkade kontrolltyterna efter bara 10 år (Boudreault m.fl. 2013, Stevenson m.fl. 2015).

Vid all avverkning finns risk för konkurrens mellan lavar och olika arter i fältskiktet, och särskilt på bördiga marker är det troligt att ljusgynnade kärlväxter konkurrerar ut lavar, även vid selektiv avverkning (Boudreault m.fl. 2013a). Till exempel gynnar avverkning ofta förekomsten och utbredningen av gräs, vilket är missgynnsamt för lavarna. Även om gräs kan vara en bra betesresurs under våren till hösten för skogssamebyar är sommarbete inte en begränsande faktor, och kan inte balansera den negativa effekten på vinterbete.

## Hänglavar

**H**änglavar, som relevant resurs för renar, börjar ackumuleras i skogsbestånd ungefär 60 år efter slutavverkning (Horstkotte m.fl. 2011). På landskapsnivå beror hänglavarnas förekomst både på åldersstruktur av de olika bestånd som finns representerade, samt hur stora dessa bestånd är (Horstkotte m.fl. 2011, Kivinen m.fl. 2012).

Om nya bestånd kan kolonieras av hänglavar beror på deras avstånd från hänglavsrika bestånd, eftersom spridningsförmågan hos hänglavar är begränsad till cirka 200 m (Dettki m.fl. 2000, Kivinen m.fl. 2012). I ett studieområde visade Horstkotte m.fl. (2011) att habi-

tat för hänglavar minskade med 51 % mellan 1926 and 2006, eftersom potentiellt hänglavsrika, gamla bestånd både minskade i utbredning och blev färre. Vid slutavverkning försviner hänglavarna med träden och selektiv avverkning är därför bättre för att bevara och gynna hänglavar. Efter en selektiv avverkning kan 40 – 60 % av hänglavarna bli kvar inom ett bestånd, beroende på hur stor andel av volymen som avverkas (Stone m.fl. 2008). Studier har föreslagit att sammanhängande skogsbestånd som bara avverkas selektivt utan inslag av stora hyggen skulle kunna underlätta spridningen av hänglavar (Dettki m.fl. 2000, Kivinen m.fl. 2012).

Det är dock inte säkert att samma skogsskötsel är lika gynnsam för både mark- och hänglavar. Selektiv avverkning som kan vara gynnsam för marklavarna kan samtidigt påverka hänglavarnas tillväxt negativt, eftersom hänglavar växer sämre ju öppnare skogen blir (medan marklavarna växer bättre) (Boudreault 2013b).

Hänglavar gynnas dock till viss del av ökat ljusinsläpp (vilket leder till högre tillväxt) men risken för uttorkning ökar (Esseen m.fl. 2016, Esseen 2019). Ett tröskelvärde för hänglavarnas överlevnad har befunnits vara att 70 % av krontäckningen kvarstår (Boudreault m.fl. 2013a). Öppna skogar kan också öka hänglavarnas känslighet för vind, och kan bidra till att större andel av hänglavarna blåser ner (Stone m.fl. 2008). Detta ökar dock tillgänglighet av hänglavar för renar under vintern.

Kvarlämnandet av hänglavsrika skogar, är därför en viktig åtgärd för att bidra till funktionella betesmarker för rennäringen. Kvarlämnandet av hänglavsrika trädgrupper kan bidra till spridningen av hänglavar till omgivande bestånd, men de är inte tillräckliga för att räknas som tillförlitlig betesresurs. Detta är särskilt viktigt under senvintern med hårt snötäcke som hindrar renarna att gräva efter marklavar.

## Effekter av GROT-hantering

**G**renar och toppar (grot) från avverkade träd utgör ett biobränslesortiment, men används också för skogsmaskiner att köra på för att förebygga körskador på marken. Vilken effekt kvarlämnad grot har på marklav eller rennäring har endast studerats i ett fåtal studier.

I en finsk studie av Akujärvi m.fl. (2014) fann man att kvarlämnad grot orsakade en så pass stor besvärgning att det påverkade marklavarna negativt. I en litteratursammanställning av Ranius m.fl. (2018) drog författarna slutsatsen att ett uttag av grot förbättrade tillväxten för lavar efter avverkning och ökade också tillgängligheten av lavar för renar. Från ett renskötarperspektiv kan kvarlämnad grot ut-

göra ett hinder för renarnas möjlighet att gräva fram lav under snötäcket (Kumpula 2003, Kumpula m.fl. 2003). I äldre litteratur från 1960- och 70-talet, där förekomsten av häng- och marklavar var högre än idag, beskrivs hur kvarlämnad grot i hänglavsrika skogar utgjorde en födoresurs framför allt under perioder där marklaven är otillgänglig på grund av svåra snöförhållanden (Rajala 1965, 1967, Vaara 1972). Detta resonemang får även stöd i senare litteratur där en undersökning riktad till renskötare i finska renskötselområdet påtalade att de ansåg det vara viktigt att avverka när snötäcket var tjockt för att underlätta vinterbete av hänglavarna på de fällda träden (Turunen m.fl. 2020).

## Effekter av markberedning

**M**arkberedning efter avverkning utförs för att gynna plantetablering samt för att minska risken för snytbaggeangrepp på nyetablerade plantor. Olika markberedningsmetoder påverkar markytan olika mycket. Störst påverkan har plöjning där ungefär 55–65% av marken påverkas, harvning påverkar ungefär 45–55% och de fläckvisa metoderna (fläckmarkberedning, högläggning och invers) påverkar ungefär 30–40% av marken (Sikström m. fl. 2020).

En hög grad av markpåverkan på lavrika marker får stora och negativa konsekvenser för renbetet (Eriksson & Raunistola 1990, Kardell & Eriksson 1992, Roturier & Bergsten 2006). Skonsamma markberedningsmetoder har utvecklats på senare tid för att minimera påverkan på marken och därmed underlätta återetablering av marklav. Skonsamma markberedningsmetoder är till exempel inversmetoder som "Kicken" eller att man på en vanlig högläggare eller harv ställer in aggregatet så att endast punktvisa fläckar bildas.

En annan metod som kallas "HuMinMix" utför en form av fräsning av markytan så att lavfragment, mineraljord och humus blandas. Teorin är att lavarna ska etablera sig snabbare. Roturier m.fl. (2011) jämförde två markberedningsmetoder och deras effekt på återkoloniseringshastigheten av renlav. De fann att lavtäcket var helt återställt 10 år efter den skonsamma markberedningsmetoden HuMinMix medan för den konventionella metoden hade ungefär hälften av det ursprungliga lavtäcket kommit tillbaka efter 15 år.

En kraftig markberedning med djupa fåror kan också påverka den fysiska framkomligheten för renar och renskötare. Resultatet från en undersökning riktad till renskötare pekade på hur renar undvek hyggen som är markberedda och att markberedningsspårens riktning påverkade hur renarna förflyttade sig (Turunen m.fl. 2020).



Vid inversmarkberedning, här utförd med aggregatet "Kicken" vänds en torva upp och ner. Markpåverkan och därmed påverkan på lavarna, blir liten. Foto: Mats Hannerz.

## Effekter av röjning och gallring

**R**öjning och gallring utförs för att allokera beståndets tillväxt till utvalda huvudstammar, för att befrämja trädens motståndskraft mot skadegörare samt underlätta skötseln av beståndet. Medan röjning sker när träden nått några meters höjd och de bortröjda träden oftast lämnas kvar på marken, tas virket tillvara vid gallring. Både röjning och gallring leder till glesare skogar vilket gynnar marklavarna.

Lavarnas tillväxt ökar ju glesare skogen är för att plana ut vid en grundyta av 15 m<sup>2</sup>/ha (Jonsson Čabrajić m.fl. 2010). I öppna skogar är det därmed mer sannolikt att lavar består eller ökar i täckning i stället för att ersättas med mossor, vilket ofta sker när skogen sluter sig. I en öppen skog kan till och med ett moss-dominerat bottenskikt koloniserats av lavar (Sandström m.fl. 2016, Horstkotte & Moen 2019).

Röjning behöver inte leda till att marklavarna växer till. På försöksytor i Finland med varierande grad av röjning minskade lavarna på alla ytor, oberoende av röjningens intensitet (Tonteri m.fl. 2016). Påverkan av renar och avsaknad av skogsbränder föreslogs som möjliga förklaringar (Tonteri m.fl. 2016).

Likadant visade det sig att en gallringsgradient (20 % – 40 % – 60 % av trädvolymen togs bort) i en kanadensisk gran-dominerad gammelskog inte hade några avsevärda positiva effekter på marklavarnas utbredning, vare sig på kort eller på lång sikt då krontäcket bestod trots den relativt hårda gallringen (Vitt m.fl. 2019). Dock var lavmängden alltid högre än på ogallrade försöksytor (Vitt m.fl. 2019).



Om krontäcket öppnas upp genom gallring och röjning släpps mer ljus ner till marken vilket gynnar marklavarna. Foto: Mats Hannerz.

## Effekter av plantering med contortatall

Contortatallens ursprung är Nordamerika. Sedan 1960-talet har den använts i svenskt skogsbruk framför allt i södra Norrland eftersom tillväxten på rätt mark är 30 % högre än för inhemsk tall och contortatall är inte att betrakta som en viktig födoresurs för älgen och är mindre känslig för skadegörare (t.ex. knäckesjuka eller törskate).

Dock har det visat sig att contortatallen är känslig för högt snötryck, att den kan drabbas av omfattande angrepp av skadegörare och att den inte upplevs som särskilt estetiskt tilltalande. Numera odlas contortatall i mycket begränsad omfattning. Det finns ca. 600 000 hektar contortatallskog (2 % av den svenska skogsmarksarealen), varav cirka 361 500 hektar inom renbeteslandet (i Norrbotten är 2.5 % av den produktiva skogsmarksarealen planterad med contortatall, i Västerbotten 3.2 % och i Jämtland 6,6 %) (Skogsdata 2019). Contortatallskogar idag är till största delen medelålders.

Det är framför allt de skillnaderna i contortatallens växtsätt mot inhemska trädslag som ger effekter på rennärningen, både genom att lavförekomsten missgynnas och att framkomligheten försvåras på grund av att contortatallskogar är mycket tätare än skogar med inhemsk gran och tall (Bäcklund m.fl. 2018). Författarna undersökte skogar i åldern 13–34 år och fann att contortatallskog hade en högre medelgrundyta, högre stamhöjd, grövre diameter och en större ytarea för levande grenar jämfört med barrskogar av antingen inhemsk tall eller gran.

Skillnaderna beror på att contortatallskogar växer snabbare och får ett slutet krontak snabbare än skog av inhemsk tall (Elfving m.fl. 2001) vilket påverkar markvegetationen. I en

studie av Nilsson m.fl. (2008) jämförde man markvegetationen mellan contortatallskog och skog med inhemsk tall. Contortatallskogarna hade mer än tre gånger så mycket barrförna på marken och en mer homogen markflora jämfört med inhemsk tall. Ett annat resultat från studien var att ljusälskande arter missgynnades i contortatallskogen men att för båda skogstyperna ökade andelen marklavar med beståndets ålder.

Bäcklund m.fl. (2015) jämförde markvegetationen mellan skogar bestående av contortatall, inhemsk tall eller gran i norra Sverige. Skogarna som jämfördes klassificerades utifrån tre åldersklasser: 15, 30 och 85 år. Täckningsgraden av marklavar var störst för skogar med inhemsk tall medan täckningsgraden för kärlväxter var högst för contortatallskog jämfört med skog av inhemsk tall eller gran. För alla tre skogstyperna ökade täckningsgraden för kärlväxter med beståndsålder, medan det för lavtäckningen inte fanns någon tydlig trend beroende på skogens ålder.

Ytterligare en studie av Bäcklund m.fl. (2016) studerade epifytiska lavar (hänglavar samt andra lavar) på levande trädstammar i ovan nämnda tre åldersklasser och tre skogstyper. Författarna fann där att täckningsgraden för epifytiska lavar ökade med beståndsålder i både tallskogen och contortatallskogen, medan för granskogen var täckningsgraden som högst i 35 årig skog. Förekomsten av manlav (*Bryoria fuscescens*) var dock högst i vanlig tallskog.



Contortatall i renbeteslandskap, Sveg. Foto: Mats Hannerz.

## Effekter av gödsling

**K**vävegödsling på skogsmark syftar till att skapa mer virke på kort tid. Vanligtvis gödslas skogsmark 10 år före slutavverkning, och även om gödsling i den tidiga beståndsutvecklingen skulle leda till att beståndet snabbare sluter sig så betraktas ungskogsgödsling inte som lönsam. Gödsling är heller inte lönsamt på alla marker och miljöeffekterna måste alltid beaktas.

Effekten av gödsling påverkas till stor del av gödselgivan, antalet gödslingar under en omloppstid och markens vegetationstyp. En vanlig gödselgiva för skogsmark är 150 kilo kväve per hektar. Studier har visat att om ett bestånd gödslas med den givan bara en gång så uppstår inga mätbara effekter på markvegetationen. Vid högre kvävegivor under flera tillfällen kan dock effekterna på vegetationen bli bestående även efter att det gödslade beståndet avverkats (Strengbom & Nordin 2008, 2012).

Lavmarker inom renskötselområdet är sällan aktuella för gödsling. Vidare står FSC-cer-

tifierade bolag för en hög ägarandel inom renskötselområdet, där lavmarker inte gödslas enligt FSC-riktlinjerna.

Lingonris har en speciell betydelse för renbetet då det kan fungera som en skyddsbarriär mot isbildning närmast marken och bidrar till att snön inte blir alltför kompakt, vilket möjliggör för renen att komma åt marklavarna. Studier pekar på att gödsling inte har en direkt negativ effekt på lingonrisets utbredning, däremot kan den ökade trädutväxten skugga ut det. Genom minskade ljusförhållanden och konkurrens med markvegetationen påverkas marklavarna negativt. På experimentella ytor, där man använde större gödselgiva än vid vanlig gödsling och kombinerade med gallring, så påverkades marklavarna ändå negativt på grund av förändrade konkurrensförhållanden (Strengbom m.fl. 2018). Renar undviker gödslade områden den första vintern efter gödsling (Kivinen et al. 2010).



Marklavarna kan påverkas negativt av kvävegödsling. Foto: Tim Horstkotte.



## Naturhänsyn och naturvårdande skötsel

### Slutsatser

- Marklavarnas återhämtning efter brand är mycket långsam och studier har visat att det kan ta upp emot 100 år för ett lavtäckte att helt återhämta sig.
- I Nordamerika har det utförts studier som tyder på att renar undviker brända skogar, i alla fall så länge de är relativt nyligen brända.
- Ett sätt att stödja återetablering av lav är spridning av lavfragment efter avverkning. Spridning av lavfragment var effektivare än att plantera små sammanhängande lavmattor.

## Effekter av naturvårdsbränning och skogsbränder

Studier från Nordamerika har visat att renar undviker områden med stora inslag av brända ytor, och att de rör sig fortare från områden som har brunnit kraftigt (Rickbeil m.fl. 2017). Även under kalvningsperioden undviks bestånd som brunnit mindre än 40 år tillbaka (Barrier & Johnson 2012).

På unga brandytor är förekomsten och biomassan av lavar särskilt låg. Lavförekomst är den faktor som bäst förklarar vilka habitat renar väljer (Barrier & Johnson 2012). I synnerhet undviker renarna täta eller unga skogar mellan 10 och 20 år (Anderson & Johnson 2014). Vildrenen i Nordamerika, *caribou*, kan däremot utnyttja nyligen brända ytor där träden är yngre än 10 år, förmodligen därför att det där finns gott om sommarbete – främst örtrik vegetation. Det är dock vanligare att *caribou* söker sig till skogar som är äldre än 40 år (Anderson & Johnson 2014). Eftersom det inte finns undersökningar hur semidomesticerade renar i Norge, Sverige och Finland reagerar på brända ytor är det osäkert hur de påverkas, och renarnas reaktion i dessa länder kan skilja sig från vildrenens reaktion i Nordamerika. Här finns en tydlig kunskapslucka som behöver fyllas.

I en jämförande studie mellan effekter av brand och avverkning på lavar i Kanada hade lavarna återetablerats 40 år efter brand, men

inte på avverkningsytor (Jean m.fl. 2019). I unga granskogar i östra Kanada var däremot lavarnas biomassa fyra gånger högre efter avverkning jämfört med efter bränder (Lafleur m.fl. 2016). Slutsatsen blev att lavar som finns innan avverkning kan bestå, samtidigt som avverkning inte minskar betesresurser för renar.

Högintensiva skogsbränder kan helt eliminera lavar och fördröja deras återetablering jämfört med mindre intensiva bränder (Pinno & Erington 2016, Rickbeil m.fl. 2017). Bränderna i Skandinavien, både kontrollerade naturvårdsbränningar och naturliga, är däremot lågintensiva markbränder. En möjlig konsekvens av fler och kraftigare bränder skulle kunna bli att stresstoleranta lavar ersätts med kolonisationskraftiga växter, som gräs (Pinno & Erington 2016).

I subarktiska Kanada nära skogsgränsen visade sig krontäckning och grundyta vara viktigare för lavförekomsten än skogsbrandens intensitet eller tiden sedan branden (Lewis m.fl. 2019, Russell m.fl. 2019). Etablering av lavar efter intensiva skogsbränder där många av träden dör beror mest på tiden efter brand och mikrohabitat, snarare än på strukturen av de kvarstående träden (Zouaoui m.fl. 2014).

Även hänglavar påverkas av bränder. Sju år efter brand upptäcktes det första hänglavsfrag-

# Naturvård

mentet på de kvarstående träden. Mängden av hänglav ökar över tid, men det beror på såväl lav- och trädart som substrat när ett maximum nås och biomassan börja minska (Bartels & Chen 2015a). Skogar i centrala Kanada som förnygrats efter avverkning hade mindre täckning av hänglav i enskilda träd efter 15 år och 33 år, jämfört med ungskog efter bränder i samma åldersklass (Bartels & Chen 2015b). På grund av eldens påverkan på hänglav avråds från naturvårdsbränning i hänglavrika skogar (Hämäläinen m.fl. 2014).

I Sverige är det väl dokumenterat att människor aktivt bränt mark för att skapa lavrika skogar, särskilt under 1700- och 1800-talets när många samiska samhällen övergått från övervägande jakt och fiske till nomadisk renskötsel på deras Lappska täländ. Analyser av pollen, kol och markegenskaper, samt historiskt kartmaterial i norra Sverige visade att både naturliga och anlagda bränder påverkade bottenskiktet fram till det sena 1800-talet – ris och mossa brändes bort för att skapa ideala förhållanden för lavar (Hörnberg m.fl. 2018). Analyserna visade på ett intervall av 40–80 år mellan bränderna, vilket tolkats som en medveten strategi att skapa lavmarker lämpliga för renbete. I studieområdet har de lavrika tallskogarna idag försvunnit, liksom kunskapen som renskötare tidigare hade om eldens användning för att skapa betesmarker (Hörnberg m.fl. 2018).

Eldens betydelse finns dock bevarad i samiska ord. Det nordsamiska ordet *roavve* betyder en lavhed i tallskog som har brunnit, ofta på åsar eller kullar (Cogos m.fl. 2019). Några av de intervjuade rensköterna förknippade än idag roavve med bra betesmark, även om relation till bränder inte alltid var tydlig. Idag är dock inte alla platser som bär roavve i namnet längre dominerade av lavar i bottenskiktet.

Återetablering av lavar efter brand sker fortare om lavfragment sprids ut på den brända ytan (Roturier m.fl. 2017). Att sprida ut lav sommartid visade sig ge bättre resultat i överlevnad och förökning än spridning vintertid. Kvarstående träd på dessa ytor utgör ett skydd mot förlust av lavfragment genom vind (Roturier m.fl. 2017). Det rekommenderas att invänta två år efter brand för att det höga pH-värdet i marken efter branden ska neutraliseras, samt för att tillåta etablering av ett tidigt vegetationstäck som ger bättre underlag för lavfragment än blottad mark (Roturier m.fl. 2017). Bränning av mark ska dock begränsas till sådana skogar där en minskning av organiskt material i markskiktet genom brand medför konkurrensfördelar för marklaver jämfört med mossor eller kärleväxter (Haughian & Burton 2015).



Högintensiva bränder kan eliminera marklavarna helt. Kårböle från det område som drabbades av skogsbranden 2018. Foto: Mats Hannerz.

## Effekter av naturvårdsåtgärder och restaurering

**E**ffekten av naturvårdsåtgärder på lavar eller andra konsekvenser för rennäringsen har inte fått stor uppmärksamhet. En anledning är att många studier fokuserar på effekter på rödlistade arter, inte på lavar eller andra arter som är mer relevanta ur rennäringsynpunkt (t.ex. Svensson m.fl. 2013, Ylisirniö & Hallikainen 2018).

Träd som lämnas kvar efter en avverkning och död ved är komponenter som kan bidra till att öka den biologiska mångfalden (Hekkala m.fl. 2016), däremot saknas det kunskap om vilken betydelse de lämnade hänsynsytorerna har för renens utnyttjande.

Metoder för att skapa död ved är en åtgärd som kan påverka lavar som lever på träd. Både död ved och kvarlämnade träd bidrar till ökad diversitet av trädlevande lavar (Hämäläinen m.fl. 2014). Däremot hade naturvårdsbränning negativa konsekvenser för mångfalden av lavar som lever på trädstammar. Även lavar i kronorna kan påverkas vid höga lågor (Hämäläinen m.fl. 2014). Naturvårdsbränning bör därför undvikas i bestånd som är rika på hänglav, eftersom dessa bestånd är viktigt som renbete eller spridningskälla.

Flera studier visade att marklavsmängden kan öka efter en avverkning, och att tid och krontäckets slutenhet över tid har den största påverkan på lavarnas succession (Horstkotte & Moen 2019, Muurinen m.fl. 2019, Haughian & Burton 2015), vid sidan av markberedning (Roturier m.fl. 2011).

Ett sätt att stödja återetablering av lav är spridning av lavfragment efter avverkning. Experiment med fragmenterade lavar har visat att ett substrat av mossa var lämpligt för lavfragment att fastna, motstå vind och etablera tre år efter spridningen för att förkorta tiden innan beståndet kan användas som betesmark (Roturier m.fl. 2007). Samma metod användes även i ett

ca 50 år gammalt bestånd innan gallring, fast ökning i lavtäcket var betydligt mindre jämfört med ökning på hygget, antagligen pga. mindre initialt lavtäck (dvs. lavar som fanns utanför de experimentella ytorna) i skogen samt mindre tillgång till ljus (Roturier m.fl. 2007). Spridning av lavfragment var effektivare än att plantera små sammanhängande lavmattor, eftersom dessa är mer utsatt för renbete (Roturier & Bergsten 2006). Ytterligare studier behövs för att klarlägga kostnadseffektiviteten med spridning av lavfragment.



Naturvårdsbränning bör undvikas i bestånd som är rika på hänglavar. Foto: Tim Horstkotte.

## Skogsbilvägar

### Slutsatser

- Skogsbilvägar kan leda till felaktig förflyttning av renar via vägarna och fragmentering av renarnas naturliga betesmarker och flyttleder.
- Skogsbilvägar kan också underlätta för rennäringen då renskötarna kan använda dem för sin förflyttning.

I dag finns det cirka 210 000 kilometer skogsbilvägar i Sverige. Rennäringen påverkas av skogsvägnätet på olika sätt och effekten varierar under renskötselåret.

Vilken effekt som skogsbilvägar har på rennäringen har studerats utifrån olika aspekter ur ett rennäringssperspektiv. Det finns flera norska och finska studier som med hjälp av GPS-spårning av renar visat att djuren undviker ett område på flera kilometer från en skogsväg men att det varierar mellan årstid och år (Nellemann m.fl. 2003, Vistnes & Nellemann 2001, Vistnes m.fl. 2001, 2004a, Flydal m.fl. 2002 och Anttonen m.fl. 2011.).

Ett undvikande beteende var också resultatet från flera kanadensiska studier på vildren, där vägnätet är glesare än i svenska skogar (Courtois m.fl. 2008, Pinard m.fl. 2012, Boan m.fl. 2014). Huruvida dessa resultat har kunnat appliceras på tamrenar är något som studerats i en översiktsartikel av Skarin & Åhman (2014). Författarna drog slutsatsen att trots den långa domesticeringshistorien för tamren så uppvisar de i likhet med vildren liknande mönster av storskaligt undvikande av antropogena störningar inklusive skogsbilvägar. Skogsbilvägar leder till ökad mänsklig aktivitet och den störningen är särskilt påtaglig under april och maj månad då renarnas kalvning äger rum (Cameron m.fl. 1992, Pinard m.fl. 2012). Vägarna

kan också på olika sätt utgöra en barriär och fragmentera områden genom att dela upp dem till mindre områden.

Studien av Turunen m.fl. (2020) styrker ytterligare att renar uppvisar ett undvikande beteende gentemot skogsvägar och att skogsbilvägar genom viktiga renskötselområden påverkar rennäringen negativt. För att ge ett holistiskt perspektiv för hur de båda näringarna påverkar varandra inkluderade författarna även en undersökning om utövarnas kunskap. Då framkom att vägarna påverkar renarnas förflyttning. I vissa fall kan det leda till att vägarna, till exempel plogade vägar i samband med avverkning, kan leda till att renarna skingras eller sprids till fel områden och stör därmed de naturliga flyttlederna.

Skogsvägarna pekades också ut att öka risken för tjuvskyttnar och att renar stjäls. Det finns också studier som visar att vägarna utnyttjas av renskötarna och kan underlätta bland annat sökandet efter renar och stödutfodring under vintern (Huusko 2008, Berg 2010, Hallikainen m.fl. 2010, Kivinen 2015, Järvenpää 2018).

Eftersom forskningen pekar på för- och nackdelar med skogsbilvägar finns det behov av ytterligare forskning för att belägga dess effekter på rennäringen.

## Renens påverkan på skogen

### Slutsatser

- Det finns inget entydigt stöd för att renbete stör skogsförnyring eller orsakar skador på unga träd.
- Renbete minskar däremot förekomsten av marklavlar i skogslandskapet, samtidigt som det leder till att även övrig markvegetation minskar, vilket kan vara gynnsamt för lavtillväxten.

Lavar är de organismer som påverkas tydligast av renbete och tramp. På experimentella ytor där man stängslar ut renar har visat att renbete minskar marklavarnas biomassa och täckning, men även mängden örter kan minska (Bernes m.fl. 2015). Mångfalden av kärllväxter kan också minska under hårt betestryck (Bernes m.fl. 2015, Olofsson m.fl. 2010).

Oftast visade det sig svårt att dra slutsatser från renens påverkan på vegetationen, utan att ha kunskap om de respektive studiernas kontext, renarnas täthet eller hur betestrycket har förändrats över tid (Bernes m.fl. 2015). Dessa resultat kommer dock mestadels från försöksytor från hela Arktis ovanför trädgränsen, och det finns mindre forskning om renbetets effekter i skogen.

Nedanför trädgränsen undersöktes renarnas påverkan på lavbiomassa och lavtäcke på inhägnade områden i tallskog (Akujärvi m.fl. 2014, Köster m.fl. 2013, Olofsson m.fl. 2010, Stark m.fl. 2010). På inhägnade ytor utan renbete hittades däremot både mer lav och annan markvegetation, och fler unga tallar än på ytor som betades (Köster m.fl. 2013, Köster m.fl. 2018). Utanför små, inhägnade områden fann man att renbete minskade både lavbiomassa och lavtäcke. På områden som hade blivit inhägnade för i genomsnitt 43 år sedan utfördes samma skogsskötsel inom och utanför hägnen för att undersöka hur skogsbruk som enda faktor eller i kombination med renbete påverkar marklavarna (Akujärvi m.fl. 2014). Innanför hägnen, dvs. utan renbete, var lavbiomassan 15

gångar högre, och lavtäcket 5 gånger högre än utanför. Lavtäcket minskades av renbete, skogens ålder och krontäcke, marktyp och GROT som lämnades på marken (Akujärvi m.fl. 2014). Bara i unga skogar minskade lavtäcket med ett ökande krontäckning, medan lavarnas biomassa ökade i äldre skogar på betade ytor (Akujärvi m.fl. 2014).

Eftersom renbete minskar även förekomsten av kärllväxter i tallskogar kan renbete dock skapa bättre förutsättningar för ökad lavtillväxt, eftersom ljusstillgången ökar (Olofsson m.fl. 2010). Låg biomassa men hög täckningsgrad av lavar kan vara ett tecken på bra betesförutsättningar, eftersom den låga höjden kan vara en effekt av en hög betestryck på området (Olofsson m.fl. 2010). Omvänt kan låg biomassa tyda på att området betas för ofta, eftersom andra betesområden inte är tillgängliga (Horstkotte m.fl. 2014). Därmed saknas möjligheten att rotera mellan betesmarker, och ge lavarna som betats tidigare möjligheten att återhämta sig.

Det måste betonas att stängslade områden, som inte tillåter renbete, inte kan ses som ett naturligt tillstånd avseende vegetationsammansättning. Slutsatser från experimentella ytor kan inte heller användas för slutsatser på landskapsnivå: många interaktioner kan inte fångas med småskaliga experiment, så som landskapsfragmentering eller minskande förekomst av både mark- och hänglavar på landskapsnivå. Förlust av betesmarker bidrar till att kvarvarande betesmarker måste betas oftare och hårdare, även om renantalet inte förändras (Sandström et al. 2016, Kumpula et al. 2014).

# Renens påverkan

Eftersom flytt mellan olika årsbeten sker oftare i Finland än i Sverige, är effekten av renarnas närvaro på lavar kraftigare. Den lägsta biomassan finns i områden som används under barmarksperioden, där lavar är känsliga för tramp (Kumpula m.fl. 2014). Den kraftiga minskningen av lavbiomassa i norra Finland tillskrivs därför delvis bristen på betesrotation, samt stora hjordar (Kumpula m.fl. 2014).

Även i Sverige hittades lägre lavtäcke eller biomassa i skogssamebyar med året-runt bete i skogen (Horstkotte & Moen 2019, Uboni m.fl. 2019). Medan hård snö är ett hinder för renarna att komma åt marklavar, kan så kallat "låst bete" bidra till att lavarna kan återhämta sig och därmed utnyttjas ett annat år (Horstkotte m.fl. 2014). Detta förutsätter förstås att renarna kan finna bete någon annanstans.

Ett reducerat snötäcke de senaste åren ovanför trädgränsen i Finnmark, norra Norge, ökade renarnas tillgång till områden som annars har för tjockt snötäcke. Detta ledde till ett minskat betetryck på lokal nivå och därmed en bättre återhämtning för lavarna (Tømmervik m.fl. 2012).

Där renbete minskar lavtäckets tjocklek kan detta visa sig vara gynnsam för tallplantor,

eftersom marken värms tidigare efter snösmältningen, vilket leder till ett högre antal dagar för tillväxt (Macias-Fauria m.fl. 2008, Olofsson m.fl. 2010). Samma effekt bidrar till en ökad spridning av fjällbjörkskogen på hårt betade områden i norra Norge (Tømmervik m.fl. 2008). Möjligtvis bidrar även gödsling från renen till ökad tillväxt av träden, fast det saknas hittills entydiga belägg för en ökad produktion av skogens fältskikt på betade områden eller på markbördighet (kväve, N) (Olofsson m.fl. 2010, Stark m.fl. 2010).

Det har visats att renarna inte har stor negativ påverkan på ungplantor, även om vissa skador kan förekomma pga. hornfejning eller tramp. Under en fyrårig period upptäcktes direkta skador som kunde härstamma från renar på ungefär 8 % av unga tallplantor, av vilka hälften senare infekterades av svamp (Roturier & Bergsten 2006).

De motstridiga resultaten från dessa studier, med avseende hur, när och under vilka förhållande renbete kan skada skogen eller bidra till ökad skogstillväxt kräver mer inriktade forskning för att förstå om och i så fall hur renen påverkar skogen.



Många faktorer påverkar om betet blir bra. Snö, väder och skogens struktur samverkar. Foto: Tim Horstkotte.

## Betydelsen av ett varierat och sammanhängande landskap

### Slutsatser

- Rennäringen behöver tillgång till stora, sammanhängande landskap för att kunna röra sig mellan olika betesområden, både på fritt bete och under styrd flytt.
- Ett varierat landskap, topografiskt såväl som med skogsbestånd i olika åldrar, bidrar till en ökad förmåga för renar att reagera på olika snöförhållanden för att hitta bete. Däremot finns det inte tillräckligt med gammelskog kvar som är bra betesmark under vissa snöförhållanden eller som hänglavs-bete.
- Selektiva avverkningsmetoder och längre omloppstider skulle kunna minska fragmentering av landskap och öka förekomst av äldre skogar.
- Planeringshorisonten för rennäring och skogsnäring varierar. Studier om samplanering på landskapsnivå, inklusive för- och nackdel för de båda näringarna saknas.

**T**rakthyggesbruket leder till en fragmentering av skogslandskapet som missgynnar renskötseln. Ökade förbindelser i landskapet skulle kunna uppnås med ökad användning av selektiva avverkningsmetoder. Detta skulle underlätta för renarna att röra sig över sammanhängande betesområden, både under fritt bete, och under styrd flytt (St John m.fl. 2016).

Tydliga resultat angående renarnas habitatval med hänsyn till olika skogstyper saknas fortfarande, men studier från Kanada visade att renar undvek bestånd som hade mindre än 20 % av trädskiktet kvar efter avverkning (Franklin m.fl. 2019). Särskilt i kombination med högre avverkningsålder skulle selektiva avverkningsmetoder kunna bidra till förbättrade förutsättningar för renbetet jämfört med dagens trakthyggesbruk (Eggers m.fl. 2019).

Denna slutsats stöds även av simuleringsstudier som visat en 10 %-ig ökning av värdefulla betesmarker med lavförekomst efter hundra år av selektiva avverkningar jämfört med trakthyggesbruk (Korosuo m.fl. 2014). Dock är hög ålder på skogen ingen garanti för hög förekomst av lavar. På samma sätt som täta ungsogar hindrar tillväxt av lav kan slutna gam-

melsogar bli för mörka med ett för starkt växande fåltskikt för att lavar ska kunna finnas kvar.

Gammelskogens värde för rennäringen kan inte bedömas enbart utifrån dess ålder och struktur för vinterbete. Istället beror skogens betydelse för renarna på när och hur de utnyttjar gammelskog under renskötselåret. Täta, gamla granskogar är viktiga för skogssamebyarna som habitat för renarna under sommarhalvåret, även om de inte används som vinterbetesmarker (Sandström m.fl. 2006).

Prioritering av skapandet av skogsstrukturer som gynnar lavar eller i högre utsträckning än i dag återspeglar rennäringens behov och prioriteringar, får konsekvenser för skogsnäringens ekonomi. En simulering som följde SSR:s skogspolicy resulterade i intäkter och avkastning som var cirka 20 % lägre jämfört med dagens skogsskötsel över en 100-årsperiod (Horstkotte m.fl. 2016). Minskningen beror främst på hårdare röjning och gallring, som ger glesare skogar, samt dyrare förnygring genom plantering. Förlängd rotationsperiod med 30 % upp till 120 år ökade andelen av skog äldre än 120 år, men de större träden kunde inte kompensera den lägre volymen i de glesare skog-

# Landskapet

arna (Horstkotte m.fl. 2016). Resultaten från dessa och andra simuleringsstudier exemplifierar att skogsbruk är en avvägning mellan olika alternativ, beroende på vilka mål som prioriteras, och att dagens sätt att sköta skogen är bara ett av många möjliga alternativ.

Det är svårare att beräkna kostnader som uppstår för rennäringen idag till följd av skogsbrukets effekter på lavar eller fragmenterade betesmarker. Faktorer som väderförhållanden eller snötäckets beskaffenhet påverkar också kostnaderna för renskötseln (Horstkotte m.fl. 2016). Vintertid kan skogsstrukturen påverka snötäcket på marken och därmed hur renarna kan nå betet under snön. Vädervariation, såsom vind och töväder, samt tidpunkt och omfattning, påverkar tillsammans med skogliga variabler kvaliteten för vinterbete inom ett bestånd (Roturier & Roué 2009, Horstkotte & Roturier 2013). Sambandet är väl känt för renskötare, som har detaljerad kunskap om vilka skogsbestånd kan utnyttjas som betesmark under olika snö- och väderförhållanden – givet att det finns bete för renarna under snön (Roturier & Roué 2009). Dessa skiftande

förhållanden, beroende på lavar, snö, väder och renarnas beteende, betecknas på nordsamiska med ordet *guohtun* (Roturier & Roué 2009).

Även om renskötare betonar att ett varierat landskap med skogsbestånd i olika åldrar kan vara positivt för att kunna reagera på skiftande väderförhållanden, påpekar de också att det finns en brist på gamla skogar som kan utnyttjas under flera olika förutsättningar (Horstkotte m.fl. 2014). På slutavverkade ytor är snön djupare, men inte alltid hårdare än i skogen, medan snöns hårdhet är mer variabel i skogar med olika arter och åldersstruktur (Horstkotte & Roturier 2013). Komplexa skogar med stor strukturell variation har därför större sannolikhet att ge bättre vinterbetesförhållanden än homogena och enskiktade skogar som vanligtvis dominerar efter föryngringsavverkning. Även om det finns fördelar med att snabbt återbeskoga hyggen med ungskog som sedan röjs för bättre tillväxtförhållanden för marklavar, kan det finnas alternativ som hyggesfritt skogsbruk som bidrar till en större variation inom ett bestånd.



Skogslandskapet är fragmenterat med många bestånd av olika åldersklasser liggande kant i kant.

Foto: Tim Horstkotte.



# Samråd mellan rennäring och skogsnäring

## Slutsatser

- Både rennäringen och skogsnäringen bär transaktionskostnader för samråden, men studier visar att kostnaden är mer betungande för rennäringen jämfört med skogsbruket.
- För att nå framgångsrika samråd krävs tillit mellan parterna. Samplanering av skogliga åtgärder bör ske i ett tidigt skede för att öka sannolikheten för överenskommelse.
- Digitala verktyg som Renbruksplan kan underlätta diskussioner om planeringen.

Samråd mellan rennäring och skogsnäring har analyserats med utgångspunkt från en rad aspekter såsom parternas inflytande i samrådsituationen (Sandström & Widmark 2007), transaktionskostnader förknippade med samråden (Bostedt m.fl. 2015, Widmark & Sandström 2012, Widmark m.fl. 2013), tillit mellan parterna (Widmark 2019), men även vilka verktyg som kan underlätta den långsiktiga planeringen (Johansson 2012, Widmark & Sandström 2012).

I mitten av 2000-talet studerades hur representanter för samebyar respektive skogsbolagen uppfattade det egna respektive motpartens inflytande i samrådsprocessen (Sandström & Widmark 2007). Resultaten, som baserades på tre enkätundersökningar som genomförts av Skogsstyrelsen (1982, 1987, 1998) samt 46 intervjuer visar att representanter för rennäringen, vid den här tidpunkten uppfattade samråden primärt som forum för informationsutbyte där rennäringen hade litet eller inget inflytande över skogsbruket.

Representanterna för skogsnäringen menade däremot att samråden hade viss eller till och med stor betydelse för bedrivandet av skogsbruk. Båda parter var emellertid överens om att skogsnäringen hade ett större inflytande över utfallet av samrådsprocessen jämfört med rennäringen. Det rädde också viss enighet om möjligheterna att förbättra samråden, även när det gällde att öka rennäringens inflytande i samrådsprocessen.

På basis av ett antal workshops som inkluderade representanter för såväl renskötare som skogsbolag studerades vidare hur samråden på olika sätt kunde förbättras (Widmark & Sandström 2012). Studien som tog sin utgångspunkt i gemensamt konstruerade scenarier visade att samråden skulle kunna förbättras avsevärt genom att tidigarelägga samråden från skogsbolagens operativa till strategiska planeringsfas, samt att samråda över större områden, i ett landskapsperspektiv för att på så sätt öka möjligheterna att synkronisera rennäringens och skogsbolagens temporära och fysiska planering.

Detta har senare bekräftats i andra studier (Johansson 2012, Horstkotte m.fl. 2014, Bostedt m.fl. 2015, Kløcker Larsen m.fl. 2018). En utmaning är emellertid att landskapet är uppsplittat mellan olika markägare och att samråd inte förekommer med enskilda privata markägare. Eftersom samebyarna har samråd med varje skogsbolag för sig är det dessutom svårt att få till en mer strukturerad landskapsplanering (Widmark & Sandström 2012, Horstkotte m.fl. 2014, Horstkotte m.fl. 2016).

Parterna var även överens om vikten av att införa konfliktlösningsmekanismer. Resultaten från studien införlivades sedermera i FSC-standarderna. Parterna var också eniga om att samrådets juridiska status är oklar vilket påverkar möjligheten att både förhandla och att nå överenskommelser. I detta läge visade det sig att förtroende mellan båda samrådspartners, men även kunskap om de lokala förhållanden,

är viktiga för att bidra till samrådets effektivitet och relevans (Johansson 2012, Widmark m.fl. 2013, Widmark 2019, Horstkotte m.fl. 2014).

Det finns också ett antal studier av transaktionskostnader förknippade med samråden. Transaktionskostnader inkluderar att *i*) skaffa sig tillräckligt med information för att kunna samråda, *ii*) samrådsprocessen, samt att *iii*) utvärdera samrådsprocessen och dess utfall. Transaktionskostnader ökar till exempel när det råder informationsasymmetri mellan parterna. Ju lägre kostnader desto bättre.

Ett vanligt sätt att mäta transaktionskostnader är den tid det tar att samla information, att samråda och att utvärdera samråden (Widmark 2019). Studierna rörande transaktionskostnader som baserar sig på enkäter riktade till skogsbolagens olika distrikt eller motsvarande och samebyarna visar att samråd består av ett antal olika tidskrävande moment, så som informationsinhämtning om den berörda samebyns förutsättningar, vilka bestånd och åtgärder man samråder om, gemensam planering för att mötena kan hållas, gemensamt beslutsfattande och fältbesök, samt eventuell konfliktlösning och medling (Bostedt m.fl. 2015, Widmark & Sandström 2012, Widmark m.fl. 2013).

För att kunna beräkna och jämföra transaktionskostnaderna fick de som svarade på enkäten själva skatta hur många timmar som respektive svarande avsatte för de olika momenten. Den avsatta tiden prissattes därefter med utgångspunkt från en normallön (Widmark m.fl. 2013). Resultaten visar att samebyarna bär den större delen av de totala transaktionskostnaderna (63 %) jämfört med skogsbolagens kostnader, eftersom de är inblandade i fler samrådsprocesser än skogsbolagen då det kan finnas olika skogsbolag inom samebyns område med vilka det krävs samråd (Widmark 2019). De flesta samråden hålls i Västerbotten, följt av Norrbotten och Jämtland (Widmark 2019). För skogsbolagen varierade de årliga transaktionskostnaderna för samråd mellan 753 SEK och 72 366 SEK (genomsnitt: 19 175 SEK).

För samebyarna däremot ligger de årliga transaktionskostnaderna mellan 5 782 SEK och 137 663 SEK (genomsnitt: 35 819 SEK) per sameby. I Jämtland var transaktionskostnaderna för samebyarna 16 % högre än för skogsbolagen, i Norrbotten 60 % och i Västerbotten 135 % (Bostedt m.fl. 2015, Widmark 2019).

Variationen i transaktionskostnaderna mellan de olika samebyarna inom ett län är dock höga (Widmark m.fl. 2013). Beloppen kan skilja sig mellan olika studier, men mönstret förblir detsamma. Skogsbolagens transaktionskostnader påverkas mest av antal nödvändiga samråd, fältbesök och renantalet inom en sameby. Transaktionskostnader för skogsbolagen var högst i Norrbotten och lägst i Jämtland (Widmark 2019).

En viktig fråga är att förstå hur skillnaderna i transaktionskostnader påverkar parternas möjlighet till inflytande över samrådsprocesser och dess utfall (Widmark & Sandström 2012). Skillnaderna bör också sättas i relation till relationen mellan äganderätten till fast egendom och samernas renskötselrätt, vilka utgör parallella rättigheter till samma mark. Malin Brännström konstaterar i sin avhandling (2017) att det regelverk som reglerar det rättsliga förhållandet snarare bidrar till än att förhindra att konflikter uppstår mellan parterna i det här sammanhanget (se även Widmark 2019).

## Renbruksplanens roll

**E**tt antal studier har också fokuserat på renbruksplaner (RBP) och dess roll inom samråden. RBP är ett verktyg av digitala kartor, där beteslandet inom en sameby är indelad i olika kategorier, samt som annan viktig information kan läggas till så som renarnas GPS-positioner, flyttleder, svåra passager och andra omvärldsfaktorer. RBP är därför "levande dokument" som kontinuerligt måste uppdateras (Sandström m.fl. 2012, Andersson & Keskitalo 2017).

Användningen av RBP bidrar till ökade transaktionskostnader på grund av den tid som

krävs för samebyarna att hålla dem uppdaterade. Man har funnit att de till och med dubblar kostnader för planeringen av samrådsmöten för samebyar och skogsbolag, åtminstone initialt (Bostedt m.fl. 2015, Widmark 2019).

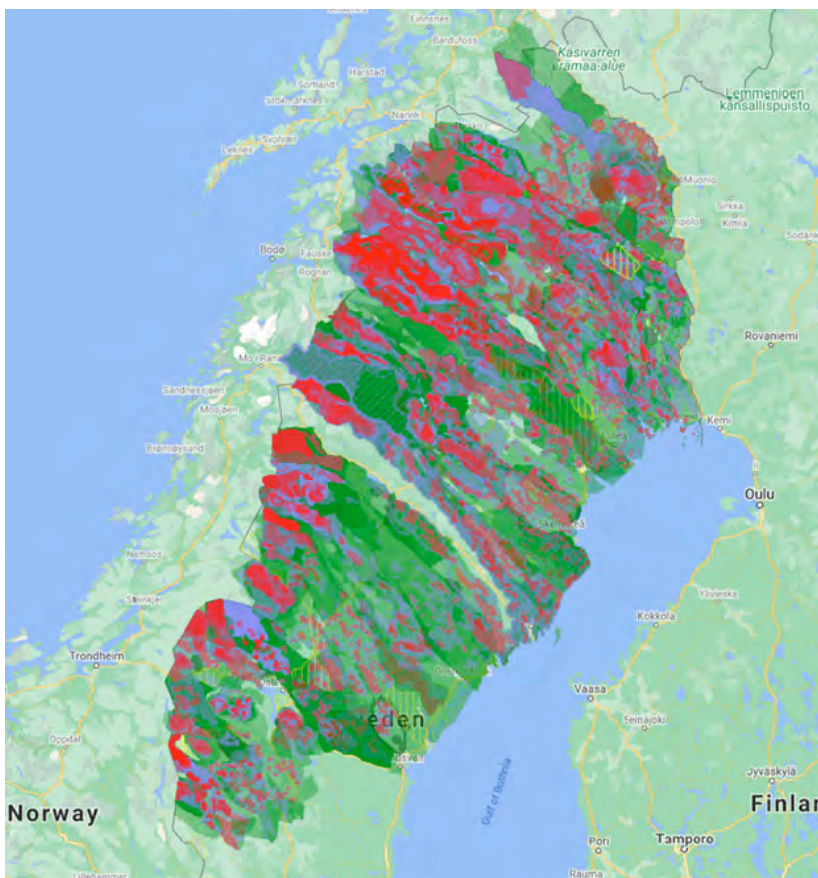
RBP bidrar inte heller till att minska antalet samråd, även om tidskrävande fältbesök i viss mån kan ersättas med RBP (Bostedt 2015). Däremot är det svårt att överföra kunskap och dra slutsatser med utgångspunkt från befintligt kartmaterial till områden som ännu inte är karterade (Andersson & Keskitalo 2017).

Trots ökade transaktionskostnader har RBP bidragit till att förbättra samrådets kvalitet, särskilt när de nyttjas i samband med skogsbolagens egen kartmaterial (Sandström m.fl. 2012, Widmark 2019). Det kan därför vara värt att investera i RBP, eftersom arbetet med RBP bidrar till en bättre översikt och fördjupade diskussioner (Widmark m.fl. 2013, Widmark 2019).

Det behöver dock betonas att studier visar att RBP inte kan ersätta lokal eller tradition-

ell kunskap, utan snarare är beroende av dessa kunskaper (Sandström m.fl. 2012, Andersson & Keskitalo 2017). Även om RBP kan vara ett verktyg för ökad effektivitet under samråd, kan användningen av RBP fortfarande tvinga renskötare att 'bevisa' sin traditionella kunskap på kartan, dvs motparten i samråden uttrycker skepsis mot denna form av kunskap om den inte finns explicit nedtecknad eller markerad på kartan (Kløcker Larsen m.fl. 2018).

Slutligen visar studier att FSC:s regelverk har en positiv påverkan i att begränsa vissa skötselstrategier som anses ha en särskilt negativ påverkan på vinterbetet, så som markberedning eller gödsling (FSC Sverige). Därför kan inställningen bland renskötare gentemot FSC vara positivt, även om det saknas ett förtroende för FSC:s potentiella positiva långtidseffekter (Johansson 2012). FSC kan heller inte lösa grundläggande problem, så som utmaningen som ligger i en skev maktbalans mellan skogsbruk och rennäring, eller en ökad marknadsdriven efterfrågan på skogens råvaror (Johansson 2012).



Renbetesland för 50 av de 51 samebyarna i Sverige år 2014. Röda områden är nyckelområden, blå är kärnområden och gröna är betestrakter. Data för kartan är hämtade från RenGIS. Från Sandström (2015).

## Klimatförändringarnas förväntade effekter

### Slutsatser

- Klimatförändringar som leder till ökad träd tillväxt missgynnar lavar då skogarna blir mörkare.
- Varmare och torrare väder under sommaren är negativt för lavarna, medan varmare och fuktigare väder tvärtom kan vara gynnsamt. Det råder större osäkerhet över hur nederbörden kommer att utvecklas långsiktigt än för temperaturen
- Mycket tyder på att växtsäsongens längd ökar i norra Sverige, vilket kan vara negativt för lavarna om det leder till att skogarna växer bättre och därmed mörknar.
- Klimatförändringar kommer att påverka betesförhållanden under vintern för renarna. Kortare vintrar kan öka tillgång till betesresurser, men snöförhållanden med mer av temperaturväxlingar och skar/isbildning gör det besvärligare för renarna att gräva sig ner till marken.
- Snöförhållandena skiljer sig mellan olika skogstyper. Därför behövs ett varierat landskap för att renar och renskötare ska ha en möjlighet att anpassa sig till föränderliga snöförhållanden.

### Klimatförändringens effekter på lavar

Enligt SMHIs modeller är uppvärmningen högst under vintern, och starkare i norra renskötselområdet. Olika klimatscenarier, som utgår från olika utsläppsnivåer av växthusgaser, visar att vintermedeltemperaturen i Norrbotten vid slutet av 2100-talet kan bli mellan 4,4 °C - 9,8 °C varmare jämfört med medeltemperaturen i referensperioden 1961 - 1990, och mellan 2,8 °C - 7,9 °C varmare i Jämtland.

Den årsvisa nederbörden kan öka mellan 8,8 % och 37 % i Norrbotten jämfört med referensperioden, och med 5 % - 32 % i Jämtland (med stora årsvisa variationer). Osäkerheten är större för nederbörden. Dessa förändringar kan ha stora konsekvenser för rennäringen och skogsbruket, och även för renens betesresurser.

Klimatpåverkan på lavar har mest undersökts ovanför trädgränsen. Dessa samband kan vara av betydelse även för lavarnas ekologi i den boreala skogen, även om lavarnas utsatthet för klimatiska variationer är mindre omfattande än i den oskyddade öppna fjällmiljön.

En experimentell uppvärmning över 18 år av 1.5° C - 3° C minskade lavtäcket både på friska och torra alpina hedar, medan lavtäcket ökade samtidigt på kontrolytor utan uppvärmning (Alatalo m.fl. 2015, 2017, Lang m.fl. 2012, Jägerbrand m.fl. 2009). Minskningen var särskilt utpräglad i kombination med gödning på torra hedar, eftersom kärllväxterna ökade betydligt i biomassa och trängde ut lavarna (Alatalo m.fl. 2015). På liknande sätt kan ett varmare klimat bidra till ökad skogstillväxt kan ljusförhållandena försämra förutsättningar för lavarnas överlevnad (Boudreault m.fl. 2015). Samtidigt kan ökade skogsbränder pga. torrare somrar skapa mer gynnsamma förhållande för marklavar i kanadensiska skogar (Boudreault m.fl. 2015), men det är inte bevisat att det kan överföras till skogar i Sverige eller Finland. Ett forskningsprojekt om skogsbrändernas effekt på det samiska landskapet pågår på Institutionen för stad och land, SLU Uppsala.

I granskogar i norra Sverige med överlag kallt klimat kan en uppvärmning förbättra förutsättningarna för hängglaven garnlav (*Alectoria sarmentosa*) och skägglav (*Usnea* spp.), men försämra förutsättningarna för manlav (*Bryoria fuscescens*) (Esseen m.fl. 2016).

Ökad nederbörd under sommaren kan ha ökat lavarnas tillväxt, medan ökade temperatur kan ha motsatt effekt (Kumpula m.fl. 2014, Tømmervik m.fl. 2012). Även förändrade förhållanden i luftfuktighet eller nederbörd kan påverka lavarnas tillväxt. I Finnmark ökade lavtäckningen avsevärt mellan åren 1998–2005 under en period av nederbördsrika somrar (Tømmervik m.fl. 2012). Marklavars tillväxt påverkas negativt av ett djupt snötäcke (Kumpula m.fl. 2014). Enligt klimatscenarier kan snötäcket öka i djup pga. ökad nederbörd de närmaste 10–30 åren, även om snötäckets varaktighet minskar nedanför fjällområdena (Bidussi m.fl. 2016). Däremot kan ett djupt snötäcke minska betetrycket lokalt eftersom renarna söker sig till områden med mindre snötäcke (Tømmervik m.fl. 2012). Samtidigt hade även ett mindre snötäcke en positiv påverkan på lavarnas tillväxt, eftersom renarna kunde beta på ställen som under normala förhållanden inte var tillgängliga (Tømmervik m.fl. 2008, se kapitlet Renens påverkan på skogen).

Det saknas tydliga studier som undersöker klimatförändringens effekter på lavar nedanför trädgränsen.

### **Klimatförändringens effekter på renbetesförhållanden**

Klimatförändringen kommer även att påverka renarnas möjlighet att hitta eller komma åt marklavar, som måste grävas fram under snön. Många studier har visat att djup snö eller isbeläggning påverkar renens habitatval, födosök och överlevnad i hela dess cirkumpolära utbredningsområde (t.ex. Kumpula m.fl. 2007, Joly m.fl. 2010, Hansen m.fl. 2010, Tyler 2010, Hansen m.fl. 2011, Pape & Löffler 2015, Loe m.fl. 2016, Forbes m.fl. 2016).

Vidare finns det stor kunskap hos renskötare om hur snöns egenskaper förändras över tid, interagerar med vegetationen och terrängen, och antingen hindrar eller underlättar för renarna att komma åt bete (Roturier & Roué

2009, Riseth m.fl. 2011, Eira m.fl. 2012, Eira m.fl. 2018).

Klimatförändringar kommer att påverka förutsättningar för vinterbete på olika, ibland motstridiga sätt (Moen 2008). Det permanenta snötäcket blir tunnare och kommer att formas senare, medan snösmältningen under våren sker tidigare (Turunen m.fl. 2016). Däremot kommer vintervädret att bli mera variabelt och ostadigt inom ett och samma år och mellan åren, med en ökad frekvens av nollgenomgångar, vilket bidrar till isbildning på marken eller inom snötäcket (Turunen m.fl. 2016, Rasmus m.fl. 2016, 2020). Frekvensen av isbildning har ökat de senaste åren inom det finska renskötselområdet (Rasmus m.fl. 2018). Renskötare upplever att den kortare vintern kan bidra till ökad tillgång till betesresurser, men allt vanligare isbildning försämrar betesförhållandena (Turunen m.fl. 2016). Under dessa förutsättningar ökar betydelsen av tillgång till hänglavar.

### **Klimatförändringens effekter på skogsbruket**

Ökade vädervariationer med tätare frekvens av extremt torra eller blöta perioder, mycket små eller stora snömängder samt att stormar oftare förekommer när marken är ofrusen leder till utmaningar för skogsbruket. Dels behöver avverkning utföras på ofrusen mark vilket innebär ökad risk för markskador (Lehtonen m.fl. 2019), dels finns risk för ökad stormfällning om stormar drabbar skog på ofrusen mark (Peltonen m.fl. 2011). Skadegörare på träden kan också i större utsträckning än nu komma att gynnas (Björkman & Niemela, 2015) Skogsbruket behöver öka sin beredskap för att hantera dessa utmaningar som ju dock även förekommer i dagens skogsbruk (Keskitalo m.fl. 2016, Subramanian m.fl. 2016). En skog med hög vitalitet bedöms vara gynnsam även för rennäringen och en fördjupad dialog om hur dagens skogsbruk ska säkerställa skogens framtida vitalitet och funktionalitet för både skogsnäring och rennäring kan vara på sin plats.

## Planeringsförutsättningar för de två näringarna

### Renens vinterbete: Lavar på mark och träd

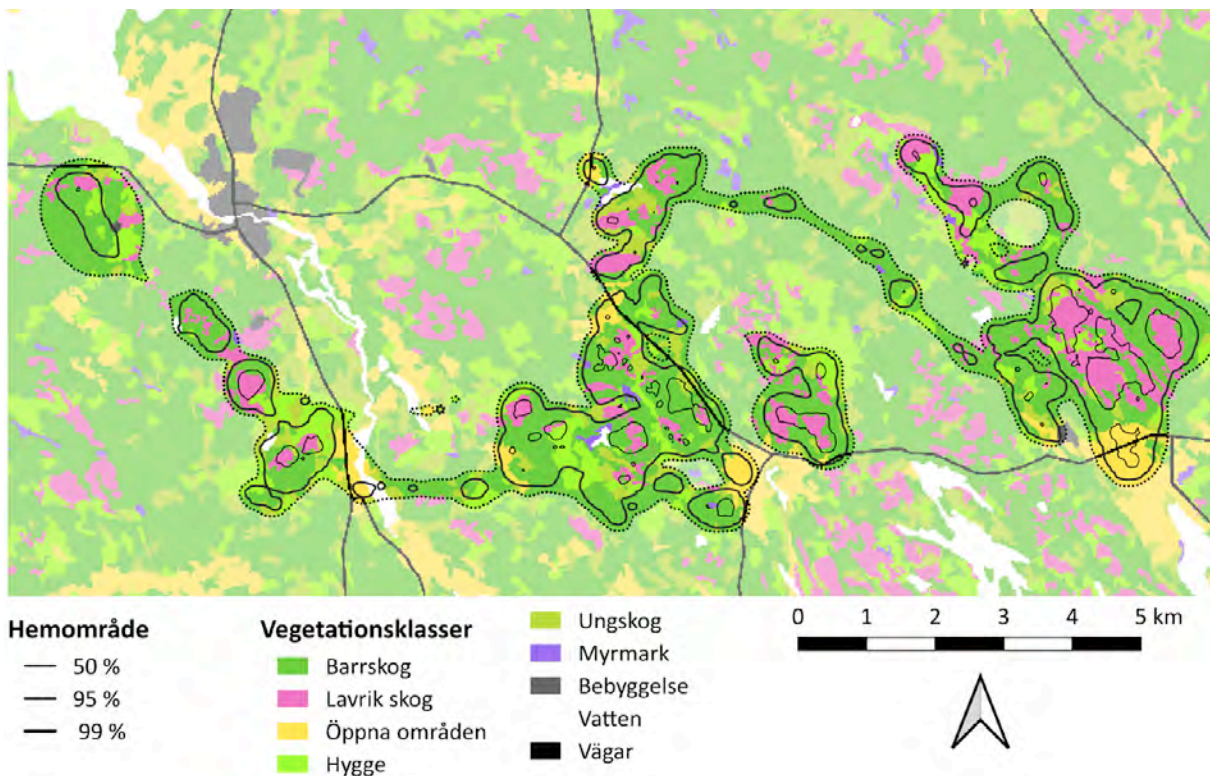
Växtsäsongen ger renen en mångfald av olika foderresurser. Vintern är däremot en flaskhals med avseende på foderkvalitet och tillgänglighet. Vidare ligger de bästa lavmarkerna, och därmed vinterbetesområdena, nedanför trädgränsen där även skogsbruk är aktivt. Därför är det viktigt att förstå hur skogsbruket påverkar rennäringens sätt och möjligheter att nyttja vinterbetesmarkerna, samt vilken hänsyn skogsbruket tar till rennäringens behov.

Till skillnad från älg eller kronhjort betar renar inte på träd utan lavar kan utgöra upp till 80 % av renarnas vinterbete (Heggberget m.fl. 2002). Särskilt under senvintern är därför marklavar av släktena *Cladonia* och *Cetraria* (t.ex. fönsterlav *Cladonia stellaris*), liksom hänglavar (t.ex.

manlav *Bryoria fuscescens*, garnlav *Alectoria sarmentosa*) den viktigaste foderresursen. De bästa renbetesmarkerna på vintern bestäms av lavarnas förekomst. Öppna tallhedar på åsar kan vara en utmärkt livsmiljö för marklavar där renen kan gräva sig genom snön som är upp till 80 cm högt, för att komma åt laven (figur 1).

När djup eller hård snö hindrar renen från att gräva efter marklavar, är hänglavar mycket viktiga som betesresurs, men även för att hålla renarna samlade. Hänglavar växer främst i gammelskog av tall eller gran.

Lavar är organismer bildade av en symbios mellan en eller flera svampar (mycobiont) och en alg (fotobiont). Svampen ger struktur och skyddar algen mot extrema omvärldsfaktorer, så som starkt ljus, extrema temperaturer och ger ett visst skydd mot uttorkning. Algen bidrar



Figur 1: Kartan visar en rens hemområde (sannolikheten i % att renen betar i ett givet område) i Malå sameby under perioden 2007-11-28 till 2008-03-22. Det syns tydligt att lavrik skog och skog med berg-i-dagen (både i violett) väljs gärna av renen. Underlag: Svenska marktäckedata.

# Bilaga 1: Planeringsförutsättningar

med näring (kolhydrater genom fotosyntes) till svampen. Lavar innehåller därför stora mängder kolhydrater och energi, men få proteiner och mineraler. Symbiosen har gett båda parter möjlighet att leva i miljöer där de inte klarar sig själva.

Lavarnas tillväxt bestäms av den tid som de är blöta när det är tillräckligt ljus för fotosyntes. Vatten får de främst från regn men även från luftfuktighet. Tillgång till ljus och vatten kan begränsa lavarnas tillväxthastighet, snarare än en låg produktivitet i sig (den Herder m.fl. 2003, Gaio-Oliveira m.fl. 2006). Eftersom lavar är toleranta mot torka har marklavar konkurrensfördelar jämfört med mossor och kärlväxter på torra och näringsfattiga ställen. På näringsrika eller fuktiga marker är de däremot lätt utkonkurrerade av andra växter (Cornelissen et al. 2001, Gaio-Oliveira m.fl. 2006). Även tillväxten hos hänglavar beror på mikroklimatiska förhållanden i skogen och krontäcket, men deras förekomst och mängd beror i synnerhet på skogsåldern och kontinuitet (Esseen m.fl. 1996).

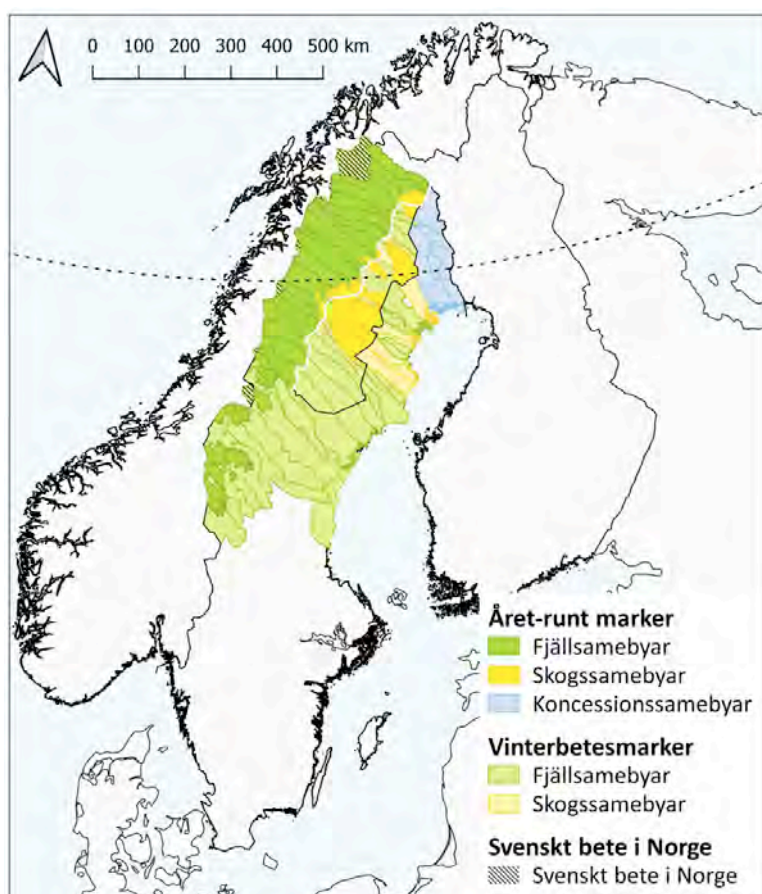
## Rennäringens planeringsvillkor

I Sverige bedrivs rennärning på två olika sätt. Fjällsamebyar flyttar mellan sommarbete på fjället och vinterbete i skogslandet ända ner till kustområdet. I skogssamebyar stannar renarna i skogslandet året runt, men flyttar även här mellan olika årstidsland.

**Renskötselfåret** är komplext och påverkas av många omvärldsfaktorer som styr genom årstiderna och mellan åren. Det kan skilja sig avsevärt mellan åren vad som är ”bra betesmarker”. Det som är bra under

vissa förhållanden, t.ex. under vissa snöförhållanden ett år, kanske inte är lika bra nästa år med helt andra förutsättningar. Vädervariationer påverkar även hur och när arbetet med renarna sker. Följaktligen blir det svårt att förutsäga hur betesmarkerna kommer att användas nästa vinter, och hur behovet av olika landskapselement kommer att utvecklas. Det försvårar en långsiktig planering. Dessutom finns det en utomordentlig variation mellan samebyarna om hur och när vissa moment i arbetet med renarna utförs, samt hur renarna själva agerar. Exempelvis varierar det i vilken mån man flyttar med renarna mellan sommar- och vinterbeten, vilka sträckor de rör sig över och hur flyttningen sker.

Beskrivningen på nästa sida återspeglar endast en generaliserad bild av renskötselfåret i Sverige. Årstiden återges även på nordsamiska.



Samebyarnas årstidsland. Fjällsamebyarnas betesområden i grönt, skogssamebyarnas områden i gult, koncessionssamebyar i blått. De olika nyanserna skiljer åretruntmarker från vinterbetesmarker. Den vita gränsen är odlingsgränsen, den svart gränsen är Lappmarksgränsen. Data från Sametinget.

# Bilaga 1: Planeringsförutsättningar

Renskötselåret, en generaliserad bild.

<b>Vår</b>	Med <b>våren</b> <i>gidða</i> (slutet av mars till början av maj) kommer renarna från vinterbetesmarkerna i skogslandet till kalvningslanden nära fjällkedjan. Det sker till fots, men i vissa samebyar sker flytt med lastbilar pga. av fragmentering av flyttlederna och brist på rastbete. Skogssamebyarnas vår- och sommarbetesområden ligger i skogslandet, och förflyttningar mellan olika årstidsland är kortare. Renarna betar mest på lavar för att klara den energikrävande flyttningen, men viss utfodring kan förekomma som komplement för att styra hjordens rörelser eller underlätta flytten.
<b>Vår-sommar</b>	<b>Vårsommaren</b> <i>gidðageassi</i> (från början av maj till slutet av juni) är kalvningstid. Vajorna och de nyfödda kalvarna är nu särskilt känsliga för störning från rovdjur och människor. Det är även en viktig period för renarna att återställa sin näringsbalans efter den långa vintern. Tidiga löv på dvärgbjörk och vide, samt den nya vegetationen längs bäckar och myrar är nu särskilt näringsrika.
<b>Sommar</b>	Under <b>sommaren</b> <i>geassi</i> (från slutet av juni till början av augusti) betar renarna fritt olika örter och gräs för att växa och bygga upp sina reserver inför vintern. Snöfläckar och vind lindrar insektsplågan. Skogsrenarna söker sig till myrar för att beta och hittar skydd från insekter och hetta i täta, gamla granskogar. Sommaren är även tiden för kalvmärkning.
<b>Höst-sommar</b>	Under <b>höstsommaren</b> <i>čakčageassi</i> (från början av augusti till slutet av september) övergår renarna till att beta även på svamp. Under den här perioden lägger renarna på sig en fettreserv för att klara av vintern.
<b>Höst</b>	När <b>hösten</b> <i>čakča</i> (från slutet av september till början av november) fortskrider så minskar kärnväxternas näringskvalitet. Gräs, halvgräs och myrvegetation är fortfarande viktiga betesresurser, och lavar blir en alltmer betydande resurs. Hösten är brunsttiden, då sarvarna förbrukar en stor del av de resurser de har samlat under sommaren. Samling och flytt till höst- och vinterbeten börjar.
<b>Höst-vinter</b>	Fjällbjörkskogar och myrar blir viktiga habitat under den tidiga <b>höstvintern</b> <i>čakčadálvi</i> (från början av november till slutet av december), då det fortfarande finns vintergrönt gräs och ljung. Så småningom blir renarna tvungna att börja gräva fram sin föda under snön. Samebyns renar samlas i hagar för slakt, behandling mot parasiter och märkning av omärkta kalvar. Renarna skiljs i mindre siidat / sijte (vintergrupper) för att underlätta bevakning och styrning under vintern. Flytt till vinterbetesmarkerna börjar, beroende på väderförhållanden. Vissa samebyar kan bli tvungna att använda lastbil för flytt pga. förlorade flyttvägar eller brist på rastbete.
<b>Vinter</b>	Under <b>vintern</b> <i>dálvi</i> (från slutet av december till början av februari) blir marklavarna ( <i>Cladonia</i> spp, <i>Cetraria</i> spp.) de främsta betesresurser. Lavar innehåller stora mängder kolhydrat och energi, men få proteiner och mineraler. Renarna betar även på vintergrönt bete och gräs, och kan därför söka sig till hyggen. Snödjup och hårdhet påverkar hur och vart renarna hittar bra bete. Ett fragmenterat landskapet kan tvinga fram täta byten av marker. Under dåliga betesförhållanden kan renskötare bli tvungna att utfodra.
<b>Vår vinter</b>	Under <b>vårvintern</b> (från början av februari till slutet av mars) kan djup, hårt packad snö eller skare hindra renarna att nå till betet på marken. Då blir hänglavar (manlav <i>Bryoria fuscescens</i> , garnlav <i>Alectoria sarmentosa</i> ) i gamla skogar eller på träd vid myrkanter särskilt viktiga. Betesresurserna under vintern och vårvintern utgör en kritisk flaskhals i rennäringens årscirkel, eftersom de påverkar hur renarna överlever vintern och hur kalvningen lyckas. Flytt till kalvningslandet börjar.



## Skogsbrukets planeringsvillkor

### Inventering och data

**G**runden för all skoglig planering är att skogen är karterad och inventerad. Skogsägare har egna kartor där den produktiva skogsmarken är avgränsad från andra ägoslag och indelad i avdelningar. En avdelning består av ett område med relativt enhetliga ståndortsegenskaper, trädslag och trädålder. Vid planering av skötselåtgärder är det avdelningen som är åtgärdsenheten och därmed den centrala enheten i såväl den långsiktiga som den kortsiktiga planeringen.

Varje avdelning finns beskriven i ett avdelningsregister där viktiga beståndsdata som ålder, medeldiameter, trädslagsblandning och virkesvolym finns registrerade. Även ståndortsförhållanden som markvegetation och markfuktighet finns registrerade liksom drivningsförhållanden som blockighet, bärighet och lutning. Avdelningarnas storlek varierar mellan ca 1-40 ha, med en medelstorlek på 8-10 ha i bolagsskogsbruket och på 2-3 ha i familjeskogsbruket.

Traditionellt har inventeringen gjorts heltäckande med subjektiva metoder baserat på stödmätningar och inventerarens bedömningar. De senaste åren har den skogliga inventeringen revolutionerats genom genombrott i fjärranalysteknik. Idag baseras allt mer av skogliga data i registren på heltäckande, högupplösta och mer precisa skattningar från laserskanning som genomförts rikstäckande. Efter utförda åtgärder i avdelningarna ajourhålls register och kartor och de blir på detta sätt levande dokument. Metoder för att automatisk ajourhållning baserat på data från skördardatorn har utvecklats och används bl.a. för uppföljning av gallring.

Varför är det just nu ont om skog som är tillräckligt gammal för att avverkas?

För att kunna bedriva ett skogsbruk med ett kontinuerligt och långsiktigt flöde av virke till den norrländska skogsindustrin och jämn

avkastning till skogsägarna, är det idealt att ha en så kallad jämn åldersklassfördelning i skogsinnehavet. Det innebär att lika stor andel av skogen varje år växer in i åldersklasser som är tillräckligt gamla för att avverka.

Av historiska skäl har skogarna i renkötselområdet dock en mycket ojämn åldersklassfördelning. Detta förklaras av den norrländska skogshistorien. Det industriella skogsbruket i större delen av Norrland tog fart i mitten på 1800-talet och avverkning gjordes genom dimensionshuggning, dvs. man avverkade bara de största träden, över en viss diametergräns. Successivt sänktes denna diametergräns när de grövsta träden började ta slut.

På detta sätt genomhöggs skogarna flera gånger vilket resulterade i skogar med låga virkesförråd och ofta otillfredsställande förnyring. Med undantag av visst trakthyggesbruk i början av nittonhundratalet så fortsatte skogarna i renkötselområdet att dimensionshuggas fram till 1950-talet då en snabb förändring mot trakthyggesbruk infördes på bred front.

Stora arealer glesa äldre skogar slutavverkades under 1950- och 60-talet och förnygrades. Resultatet blev att man i slutet av 1900-talet hade stora arealer unga skogar, en minskande andel av äldre skog som successivt avverkades och i princip ingen medelålders skog. Målet att hushålla med den äldre skogen tills den nya unga skogen kunde börja avverkas försvårades av att äldre skog i stor utsträckning har avsatts som reservat och framförallt frivilliga avsättningar kopplat till FSC- och PEFC-certifiering.

Dessa avsättningar som har gjorts sedan 1990-talet, och fortsatt görs, bidrar till den upplevda bristen på skog att avverka. Därutöver sker hänsyn till rennäringsenheten, och de skogar som efterfrågas av rennäringsenheten är i stor utsträckning samma sorts skog som efterfrågas av naturvården och av skogsbruket. Brist uppstår naturligtvis bara när efterfrågan överskrider tillgången, och den nuvarande utmaningen handlar alltså om att flera olika aktörer efter-

# Bilaga 1: Planeringsförutsättningar

frågar samma skog. Om 10–20 år när de stora arealerna kulturskog från 1950-talets hyggen kan börja avverkas kan situationen komma att förbättras avsevärt då skogsindustrins behov av vedråvara kan tillgodoses av dessa skogar som samtidigt inte har lika stora värden för rennärings- och naturvården som dagens äldre skogar har. Hur dessa skogar avverkas, t.ex. genom trakthyggesbruk eller selektiv avverkning, men även hur de föryngras kommer att ha stor betydelse för såväl rennärings- som även naturvården i framtiden.

## Den praktiska planeringen

Skogsbruket i Norrland försörjer den lokala skogsindustrin med råvara. För att sågverk, snickerifabriker, pappers-, massa- och biobränsleindustri långsiktigt ska kunna upprätthålla sina verksamheter behöver skogsbruket kunna leverera ett jämnt flöde av råvara till industrin. Inom bolagsskogsbruket med sina stora markinnehav genomförs regelbundet storskaliga avverkningsberäkningar.

Givet antaganden om hänsyn till naturvård och rennäringspriser, kostnader och ränta simuleras ett optimerat avverkningsförslag för de kommande 100 åren, fördelat på femårsperioder. En vanlig strategi är att optimera nuvärdet med restriktionen att avverkningsmöjligheterna i nästa femårsperiod inte får vara mindre än i innevarande period. På detta sätt garanteras en uthållighet i virkesproduktionen. Resultatet från en sådan avverkningsberäkning för ett skogsinnehav med ojämn åldersklassfördelning innebär att omloppstider och gallringsintensitet kan variera stort mellan olika femårsperioder. Detta för att uppnå jämnhet i virkesflödet över lång sikt.

I den taktiska planeringen avgörs vilka bestånd som skall åtgärdas på 5–10 års sikt och utgår från den strategiska planeringens nivåer. De bestånd som skall föryngras avverkas eller gallras läggs i en s.k. traktbank där det kan ligga ca 2–5 års avverkning. Ur denna traktbank väljs sedan när i tiden som enskilda bestånd skall avverkas. Det viktiga målet i denna planering

är ett jämnt flöde, i princip dag för dag, som matchar industrikundernas råvarubehov och beställningar av olika sortiment.

Det finns många utmaningar när planeringen ska omsättas till åtgärder ute i skogen. Utfallen av samråden med rennäringsbestämmer var, när och hur skogsskötselåtgärder kan genomföras. Detta medför exempelvis att trakter kan låsas från åtgärder på obestämd tid eller att specifika åtgärder omöjliggörs. Olika former av naturvårdshänsyn kan därutöver tillkomma som helt omöjliggör skogsbruk i och med att nya nyckelbiotoper registreras eller att Länsstyrelsen sätter arealer under så kallad bevakning för eventuellt framtida naturvårdsavsättningar.

Vädervariationer påverkar även hela tiden skogsbruksplaneringen. Snörika eller ovanligt kalla vintrar likaväl som väldigt milda vintrar försvårar för skogsbruket medan stormar och skadegörare som till exempel granbarkborre och törskatesvamp kan innebära att avverkning av skog behöver ske i förtid och med kort varsel. Dessutom utgör skogsbilvägnätets utformning och transporternas monetära och miljömässiga kostnader viktiga planeringsförutsättningar. För att effektivisera verksamheten och minimera transporternas negativa effekter på miljön med avseende på koldioxidutsläpp och markskador försöker man samordna avverkningar i tid till samma vägsystem, då sparar man tid och pengar på minskade flyttkostnader för maskiner, minskat vägunderhåll och samordnade lastbilstransporter. I områden som varit väglösa innebär nyanläggning av en väg normalt att många avdelningar kommer att åtgärdas inom en kort period längs den vägen.

### Rättsliga förutsättningar

Skogsvårdslagens (SVL) övergripande mål är att säkra skogens miljö- och produktionsvärden. För att nå dessa dubbla mål används principen ”frihet under ansvar” (SVL 1993). Dock finns det specifika föreskrifter som ska reglera samspelet mellan skogsbruk och rennäringen.

Enligt 30 § SVL måste hänsyn tas till naturvård, kulturmiljövård och rennäringen vid skötsel av skog. Olika skötselmetoder och planering av åtgärder mest på beståndsnivå är berörda. Dock får dessa föreskrifter enligt SVL inte vara så omfattande att skogsbrukets markanvändning försvåras avsevärt.

31 § SVL kräver i synnerhet att hänsyn till rennäringen tas med avseende till åtgärder så som hyggenas storlek, dragning av skogsbilvägar och beståndsanläggning. Det sistnämnda är även betydande ur ett landskapsperspektiv, som SVL förankrar genom kravet på ”årlig tillgång till sammanhängande betesområde”. Samtidigt betonas vikten av ett funktionellt landskap för viktiga moment i rennäringens arbete, så som flyttning, samling och rastning av renarna.

Rennäringens året-runt-marker får extra beaktande i 13 b § SVL. Avverkning är inte tillåten om den skulle påverka dessa viktiga moment, eller om den skulle väsentligt minska renbetet, så att den berörda samebyns tillåtna antal renar inte kan upprätthållas.

20 § SVL kräver därför att samråd mellan berörd sameby ska genomföras om berörd brukningsenhet är större än 500 hektar produktiv skogsmark och den planerade avverkningen överstiger 20 ha, resp. 10 ha i fjällnära skog. Samråd med privata markägare förekommer därför bara i undantag. Samråd krävs dock alltid om särskilt viktiga områden berörs, så som hänglavsskogar eller flyttleder (SKSFS 2011:7). På vinterbetesmarker är det inget krav på samråd enligt SVL. Däremot kan det finnas krav på samråd även på vinterbetesmarkerna för FSC-certifierade företag (se nedan). Samråd med berörda samebyar ska ske

minst en gång om året, och omfattar både aktuella och långsiktig planering över en 3–5-årsperiod. En ”Central samrådsgrupp skogsbruk – rennäring” för årlig dialog om hur samråden i allmänhet fungerar, samt andra frågor som rör samspelet mellan de olika aktörerna. Mötena protokollförs.

Rennäringslagen (RNL) 30 § ger samma skydd till året-runt-marker, där inga avsevärda ingrepp för rennäringen får genomföras. Dock saknas det en definition, och det är därmed svårt att pröva, vad som innebär ”avsevärd olägenhet för rennäringen”, vilket kan leda till delade uppfattningar om påverkan (Brännström 2017: 192). Utanför året-runt-markerna, där renarna får vistas från oktober till april (3 § RNL), finns inte samma skydd eller skyldigheter enligt SVL eller RNL.

Renskötselrätten ges till en person som ”är av samisk härkomst” och är medlem i en sameby. En rättighetsinnehavare har rätten att ”använda mark och vatten till underhåll för sig och sina renar” (1 § RNL). Det gäller både på statlig och privatägd mark. Renskötselrätten på året-runt-markerna grundar sig på urminnes hävd, dvs. en rätt som vilar på långvarigt bruk (Allard 2015: 43). Det är med andra ord en rättighet förankrat i civilrätten, dvs. lagstiftningen som berör förhållanden mellan privatpersoner. Därmed är det inte (enbart) en rätt som grundar sig på en viss etnicitet. Dock kan det finnas folkrättsliga krav på särskilt hänsyn till samernas egenskap som urfolk, erkänt av riksdagen 1977 (prop 1976/77:80, bet 1976/77:KrU43).

Utanför året-runt-markerna grundar sig renskötselrätten på sedvanerätten (Allard 2015: 206), en rättsregel grundad på sedvanor som har etablerats genom varaktigt och regelbundet bruk (Allard 2015: 163).

Renskötselrätten ger inte äganderätt till mark, utan brukanderätt. Den ger innehavaren av renskötselrätten rätt att bruka samma mark som skogsägare, även om det sker på olika sätt (Brännström 2017: 174).

# Bilaga 2: Rättsliga förutsättningar

## Certifiering

**C**ertifiering av skog är ytterligare ett styrmedel som ska säkerställa att skogen sköts på ett ekologiskt, socialt och ekonomiskt hållbart sätt. Till detta hör FSC-certifiering (Forest Stewardship Council).

Hänsyn till urfolk och den "hävdvunna samiska renskötseln" (FSC Sverige 2020) är explicita krav i FSC's certifieringsramverk. Princip 3 kräver att urfolkens rätt och sedvana att "äga, nyttja och förvalta landområden, besittningar och tillgångar" ska identifieras och upprätthållas (FSC Sverige 2020).

Särskilt omfattande krav ställs för skogsägare med innehavet av produktiv skogsmark är större än 5 000 hektar. Ansvar för samplaneringen av skogsskötselåtgärder mellan markägare med mer än 5 000 ha produktiv skogsmark och berörd sameby vilar på båda parter, med krav på respekt och förståelse för varandras rättigheter (Princip 3.2.2).

Samplaneringen av skogliga åtgärder ska ske ur ett landskapsperspektiv i en tidsram av 5 – 7 år och baseras på berörd samebys beskrivning hur markerna använts. Dessa krav berör t.ex. åtgärder efter slutavverkning, så som ett förbud mot gödning eller naturvårdsbränning på lavmarker, samt mot plantering av främmande trädslag på speciellt betydande platser. Inga samplaneringar sker med privata skogsägare (se avsnitt Rättsliga förutsättningar ovan).

Om en planerad åtgärd kommer att påverka betesförhållandena negativt ska lösningar identifieras hur den negativa påverkan kan minskas (Princip 3.2.3). Fältsyn kan öka förståelse av hur en åtgärd påverkar. Samplaneringsprocessen ska dokumenteras och redovisas årligen (Princip 3.2.9): Samtycke efter samrådsprocessen om en åtgärd inom en sameby kan bekräftas av samebyn, eller nekas om samebyn anser att åtgärden strider mot rennäringens rättigheter eller omöjliggör renskötseln. Om samtycke inte ges finns tre möjliga tillvägagångssätt (Princip 3.2.4):

- Överenskommelse om att skjuta fram åtgärden minst 5 år, medan åtgärder planeras att förbättra betesförhållandena på mark som inte påverkas av åtgärden.
- Överenskommelse om att åtgärden skulle påverka rennäringen för allvarligt och därför inte kan genomföras. Då sker ny planering om åtgärden tidigast om fem år.
- Om parterna inte når en överenskommelse kan en medlare utses för att lämna ett förslag till lösning. Utan överenskommelse efter medling prövar en tvistelösningsskommitté hur parterna kan komma överens och vilka steg som ska tas om detta är omöjligt.

Året 2018 låg andelen av certifierad produktiv skogsmark i länen Jämtland, Västernorrland, Västerbotten och Norrbotten på ungefär 59 % (Skogsstyrelsens statistikdatabas).

## Utmaningar i planeringen - olika perspektiv behöver mötas

Inom ramen för den beskrivna samverkan kan det hända att utmaningar som är grundade i ekologiska sammanhang övergår till sociala utmaningar, dvs. mellan de två näringarna. Frågorna om hur skogsskötselåtgärder påverkar renbetesmarkerna och arbetet med renarna liksom om hur hänsynen till rennäringen försvårar för skogsbruket blir till konflikter.

Trots FSC's riktlinjer att samplanera långsiktigt och på landskapsnivå, ofta med hjälp av verktyg som visualiserar markanvändning och modellerar framtidsscenarier, är den komplexa planeringen på denna nivå en utmaning. Landskapet är fragmenterat i skogsbestånd av olika åldersklasser och där finns infrastruktur i form av vägar och installationer för vindkraft, vattenkraft och gruvor. Även ägarskapet fragmenterar landskapet, vilket betyder att samebyarna måste planera samråd och samplanering vid flera olika tillfällen. Dessutom är det svårt för de olika skogsägarna att avstämna sina aktiviteter till varandra.

Rapporten är en ”scoping study” som syftar till att sammanställa och sprida forskningsresultat (Arksey & O’Malley 2005). Till skillnad från en systematisk review som ofta har ett snävt fokus, har en scoping study ett bredare och mer omfattande upptag av ämnen. Med sin breda ansats är en scoping study därför även lämplig för att identifiera kunskapsluckor. Vårt tillvägagångssätt bestod av fyra steg som följer i enlighet med Arksey & O’Malley’s ramverk (2005). Vi inhämtade även synpunkter från representanter för rennäringen och skogsbruket som inarbetades i texten givet att det fanns stöd för detta i befintlig litteratur.

### 1. Identifiering av frågeställningar:

Vi identifierade relevanta frågeställningar baserad på tidigare forskning för att uppdatera enligt nya resultat, men även baserade på vår egen kunskap om pågående och aktuella frågeställningar.

### 2. Identifiering av relevanta studier:

Vi använde oss av den detaljerade sökfunktionen i Web of Science. Sökfrågan inkluderade skogsskötselmetoder, utmaningar eller andra relevanta begrepp som identifierad i steg 1. Specifikationen att söka efter ord i titel användes i vissa fall för att identifiera artiklar med fokus på lavar. Vi använde oss även av referenslistor i identifierade artiklar för att verifiera om vår sökfråga fångade artiklar som nämndes där, och anpassade sökfrågan om nödvändigt.

Tidsperioden avgränsades mellan åren 2008 och våren 2020. Ibland blev det dock nödvändigt att inkludera äldre publikationer för att förklara sammanhanget, om inga nya studier kunde identifieras för ett specifikt ämne.

Vi inkluderade resultat från renens hela utbredningsområde. Följaktligen tas även relevanta studier från Nordamerika på lavar, skogar och vildren upp. Vi påpekar detta tydligt i texten, eftersom det inte är självklart att studier från Nordamerika kan överföras till Fennoskandiens skogar eller i ett renskötselsammanhang.

Även om studien ligger utanför renskötselområdet eller ovanför trädgränsen utpekas i rapporten.

### 3. Urval av relevanta studier:

Vi läste sammanfattningen av identifierade artiklar och uteslöt artiklar som inte var relevanta, t.ex. artiklar som handlade om lavar som är rödlistade, men inte relevant i rennäringsspektiv. De övriga artiklarna lästes noggrant. All väsentlig information samlades i ett ramverk för analys enligt följande kriterier:

- Land, region (t.ex. Sverige, Norge, Finland, Canada, Norden)
- Mål med studien
- Frågeställning / syfte
- Metoder
- Variabler som mättes (om lämpligt. t.ex. lavbiomassa, täckning etc.)
- Huvudresultat
- Slutsats

### 4. Sammanställning av resultaten:

Utifrån denna sammanställning sammanfattade vi resultaten enligt de identifierade frågeställningarna (steg 1 ovan) och identifierade kunskapsluckor vilka sammanfattades i ett antal punkter.

### 5. Granskning av utkastet:

Ett första utkast sändes ut till representanter för rennäringen och skogsbruket för att få återkoppling om rapportens innehåll och upplägg. Enligt deras rekommendationer har vi anpassat och omarbetat rapporten främst med avseende på förtydliganden och ökad förståelse.

## Referenser

- Akujärvi, A., Hallikainen, V., Hyppönen, M., Mattila, E., Mikkola, K., Rautio, P. 2014. Effects of reindeer grazing and forestry on ground lichens in Finnish Lapland. *Silva Fennica* 48. <https://doi.org/10.14214/sf.1153>
- Alatalo, J.M., Jägerbrand, A.K., Chen, S., Molau, U. 2017. Responses of lichen communities to 18 years of natural and experimental warming. *Annals of Botany* 120, 159–170. <https://doi.org/10.1093/aob/mcx053>
- Alatalo, J.M., Jägerbrand, A.K., Molau, U. 2015. Testing reliability of short-term responses to predict longer-term responses of bryophytes and lichens to environmental change. *Ecological Indicators* 58, 77–85. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.050>
- Allard, C. 2015. Rensköttselrätt i nordisk belysning. Makadam Förlag.
- Anderson, T.A., Johnson, C.J. 2014. Distribution of barren-ground caribou during winter in response to fire. *Ecosphere*, 5(10), 1–17. <https://doi.org/10.1890/ES14-00010.1>
- Andersson, E., Keskitalo, E.C.H. 2017. Technology use in Swedish reindeer husbandry through a social lens. *Polar Geography* 40, 19–34. <https://doi.org/10.1080/1088937X.2016.1261195>
- Anttonen, M., Kumpula, J., Colpaert, A. 2011. Range selection by semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) in relation to infrastructure and human activity in the boreal forest environment, Northern Finland. *ARCTIC* 64, 1. <https://doi.org/10.14430/arctic4075>
- Arksey, H., O'Malley, L. 2005. Scoping studies: towards a methodological framework. *International Journal of Social Research Methodology* 8, 19–32. <https://doi.org/10.1080/1364557032000119616>
- Bäcklund, S., Jönsson, M., Strengbom, J., Frisch, A., Thor, G. 2016. A pine is a pine and a spruce is a spruce – The effect of tree species and stand age on epiphytic lichen communities. *PLoS ONE* 11, e0147004. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0147004>
- Bäcklund, S., Jönsson, M., Strengbom, J., Thor, G. 2015. Composition of functional groups of ground vegetation differ between planted stands of non-native *Pinus contorta* and native *Pinus sylvestris* and *Picea abies* in northern Sweden. *Silva Fennica* 49. <https://doi.org/10.14214/sf.1321>
- Bäcklund, S., Jönsson, M., Strengbom, J., Thor, G., 2018. Tree and stand structure of the non-native *Pinus contorta* in relation to native *Pinus sylvestris* and *Picea abies* in young managed forests in boreal Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 33, 245–254. <https://doi.org/10.1080/02827581.2017.1364785>
- Barrier, T.A., Johnson, C.J. 2012. The influence of fire history on selection of foraging sites by barren-ground caribou. *Écoscience* 19, 177–188. <https://doi.org/10.2980/19-2-3508>
- Bartels, S.F., Chen, H.Y.H. 2015a. Epiphytic macrolichen cover, richness and composition in young successional boreal forest: A comparison of fire and logging disturbance. *Forest Ecology and Management* 347, 149–155. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.03.025>
- Bartels, S.F., Chen, H.Y.H. 2015b. Species dynamics of epiphytic macrolichens in relation to time since fire and host tree species in boreal forest. *Journal of Vegetation Science* 26, 1124–1133. <https://doi.org/10.1111/jvs.12315>
- Berg, A., Östlund, L., Moen, J., Olofsson, J. 2008. A century of logging and forestry in a reindeer herding area in northern Sweden. *Forest Ecology and Management* 256, 1009–1020. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.06.003>
- Berg, A. 2010. Reindeer herding and modern forestry – The historical impacts on forests of two main land users in Northern Sweden. Doctoral Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Faculty of Forest Sciences, Department of Forest Ecology and Management. Umeå.
- Bergstedt, J., Hagner, M., Milberg, P. 2008. Effects on vegetation composition of a modified forest harvesting and propagation method compared with clear-cutting, scarification and planting. *Applied Vegetation Science* 11, 159–168. <https://doi.org/10.3170/2007-7-18343>
- Bernes, C., Bråthen, K.A., Forbes, B.C., Speed, J.D., 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. <https://doi.org/10.1186/s13750-014-0030-3>
- Bidussi, M., Solhaug, K.A., Gauslaa, Y. 2016. Increased snow accumulation reduces survival and growth in dominant mat-forming arctic-alpine lichens. *The Lichenologist* 48, 237–247. <https://doi.org/10.1017/S0024282916000086>

- Björkman, C., Niemela, P. (Eds.). 2015. Climate change and insect pests (Vol. 8). CABI.
- Boan, J.J., Malcolm, J.R., McLaren, B.E. 2014. Forest overstorey and age as habitat? Detecting the indirect and direct effects of predators in defining habitat in a harvested boreal landscape. *Forest Ecology and Management* 326, 101–108. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.03.052>
- Bostedt, G., Widmark, C., Andersson, M., Sandström, C. 2015. Measuring transaction costs for pastoralists in multiple land use situations: Reindeer husbandry in Northern Sweden. *Land Economics* 91, 704–722. <https://doi.org/10.3368/le.91.4.704>
- Boudreault, C., Coxson, D., Bergeron, Y., Stevenson, S., Bouchard, M. 2013a. Do forests treated by partial cutting provide growth conditions similar to old-growth forests for epiphytic lichens? *Biological Conservation* 159, 458–467. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.019>
- Boudreault, C., Drapeau, P., Bouchard, M., St-Laurent, M.-H., Imbeau, L., Bergeron, Y. 2015. Contrasting responses of epiphytic and terricolous lichens to variations in forest characteristics in northern boreal ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research* 45, 595–606. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0529>
- Boudreault, C., Zouaoui, S., Drapeau, P., Bergeron, Y., Stevenson, S. 2013b. Canopy openings created by partial cutting increase growth rates and maintain the cover of three *Cladonia* species in the Canadian boreal forest. *Forest Ecology and Management* 304, 473–481. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.043>
- Brännström, M. 2017. Skogsbruk och renskötsel på samma mark. En rättsvetenskaplig studie av äganderätten och renskötselrätten. Doktorsavhandling, Umeå Universitet.
- Cameron, R.D., Reed, D.J., Dau, J.R., Smith, W.T. 1992. Redistribution of calving caribou in response to oil field development on the arctic slope of Alaska. *Arctic* 45, 338–342.
- Cogos, S., Östlund, L., Roturier, S. 2019. Forest fire and indigenous Sami land use: Place names, fire dynamics, and ecosystem change in northern Scandinavia. *Human Ecology* 47, 51–64. <https://doi.org/10.1007/s10745-019-0056-9>
- Cornelissen, J.H.C., Callaghan, T.V., Alatalo, J.M., Michelsen, A., Graglia, E., Hartley, A.E., Hik, D.S., Hobbie, S.E., Press, M.C., Robinson, C.H., Henry, G.H.R. 2001. Global change and arctic ecosystems: is lichen decline a function of increases in vascular plant biomass?. *Journal of Ecology* 89, 984–994. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2001.00625.x>
- Courtois, R., Gingras, A., Fortin, D., Sebbane, A., Rochette, B., Breton, L. 2008. Demographic and behavioural response of woodland caribou to forest harvesting. *Canadian Journal of Forest Research* 38, 2837–2849. <https://doi.org/10.1139/X08-119>
- Den Herder, M., Kytöviita, M.M., Niemelä, 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. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0587.2003.03211.x>
- Dettki, H., Klintberg, P., Esseen, P.-A. 2000. Are epiphytic lichens in young forests limited by local dispersal? *Écoscience* 7, 317–325. <https://doi.org/10.1080/11956860.2000.11682601>
- Eggers, J., Holmgren, S., Nordström, E.-M., Lämås, T., Lind, T., Öhman, K. 2019. Balancing different forest values: Evaluation of forest management scenarios in a multi-criteria decision analysis framework. *Forest Policy and Economics, Models and tools for integrated forest management and forest policy analysis* 103, 55–69. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2017.07.002>
- Eira, I.M.G., Jaedicke, C., Magga, O.H., Maynard, N.G., Vikhamar-Schuler, D., Mathiesen, S.D. 2013. Traditional Sámi snow terminology and physical snow classification—Two ways of knowing. *Cold Regions Science and Technology* 85, 117–130. <https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2012.09.004>
- Eira, I.M.G., Oskal, A., Hanssen-Bauer, I., Mathiesen, S.D. 2018. Snow cover and the loss of traditional indigenous knowledge. *Nature Climate Change* 8, 928–931. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0319-2>
- Elfving, B., Ericsson, T., Rosvall, O. 2001. The introduction of lodgepole pine for wood production in Sweden – a review. *Forest Ecology and Management* 15.
- Eriksson, Å., Moen, J. 2008. Effekter av skogsbruk på rennäringen: en litteraturstudie. Skogsstyrelsen. Rapport 2008:18. 43 s.
- Eriksson, O., Raunistola, T. 1990. Impact of soil scarification on reindeer pastures. *Rangifer* 99–106. <https://doi.org/10.7557/2.10.3.837>
- Esseen, P.-A., Renhorn, K.E., Pettersson, R.B. 1996. Epiphytic lichen biomass in managed and old-growth boreal forests: effect of branch quality. *Ecological Applications* 6, 228–238. <https://doi.org/10.2307/2269566>

- Esseen, P.-A., Ekström, M., Westerlund, B., Palmqvist, K., Jonsson, B.G., Grafström, A., Ståhl, G. 2016. Broad-scale distribution of epiphytic hair lichens correlates more with climate and nitrogen deposition than with forest structure. *Canadian Journal of Forest Research* 46, 1348–1358. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2016-0113>
- Esseen, P.-A. 2019. Strong influence of landscape structure on hair lichens in boreal forest canopies. *Canadian Journal of Forest Research* 49, 994–1003. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2019-0100>
- Flydal, K., Jordhøy, P., Nellemann, C., Reimers, E., Strand, O., Vistnes, I. 2002. Rapport fra REIN-prosjektet. The research council of Norway. ISBN 82-12-01691-9
- Forbes, B.C., Kumpula, T., Meschtyb, N., Laptander, R., Macias-Fauria, M., Zetterberg, P., Verdonen, M., Skarin, A., Kim, K.-Y., Boisvert, L.N., Stroeve, J.C., Bartsch, A. 2016. Sea ice, rain-on-snow and tundra reindeer nomadism in Arctic Russia. *Biology Letters* 12, 20160466. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2016.0466>
- Franklin, C.M.A., Macdonald, S.E., Nielsen, S.E. 2019. Can retention harvests help conserve wildlife? Evidence for vertebrates in the boreal forest. *Ecosphere* 10, e02632. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2632>
- FSC Sverige. 2020. <https://se.fsc.org/preview.fsc-standard-for-skogsbruk-i-sverige-fsc-std-swe-03-2019.a-1372.pdf>. Senast uppkallad 31-08-2020.
- Gaio-Oliveira, G., Moen, J., Danell, Ö., Palmqvist, K. 2006. Effect of simulated reindeer grazing on the regrowth capacity of mat-forming lichens. *Basic and Applied Ecology* 7, 109–121. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2005.05.007>
- Hallikainen, V., Helle, T. and Repola, J. 2010. Hakkuiden vaikutukset porolaitumiin. [Effects of cuttings on reindeer pastures]. In: Hyppönen M, Tapaninen S and Sarala P. (eds). Ylä-Lapin metsien käytön ristiriidat – näkökulmia kestävään käyttöön. [Conflicts of the use of forests in upper Lapland – perspectives for sustainable management]. *Acta Lapponica Fenniae* 22, pp. 30–32.
- Hämäläinen, A., Kouki, J., Löhmus, P. 2014. The value of retained Scots pines and their dead wood legacies for lichen diversity in clear-cut forests: The effects of retention level and prescribed burning. *Forest Ecology and Management* 324, 89–100. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.04.016>
- Hansen, B.B., Aanes, R., Herfindal, I., Kohler, J., Sæther, B.-E., 2011. Climate, icing, and wild arctic reindeer: past relationships and future prospects. *Ecology* 92, 1917–1923. <https://doi.org/10.1890/11-0095.1>
- Hansen, B.B., Aanes, R., Sæther, B.-E., 2010. Feeding-crater selection by high-arctic reindeer facing ice-blocked pastures. *Canadian Journal of Zoology* 88, 170–177. <https://doi.org/10.1139/Z09-130>
- Haughian, S.R., Burton, P.J. 2015. Microhabitat associations of lichens, feathermosses, and vascular plants in a caribou winter range, and their implications for understory development. *Botany* 93, 221–231. <https://doi.org/10.1139/cjb-2014-0238>
- Heggberget, T.M., Gaare, E., Ball, J.P. 2002. Reindeer (*Rangifer tarandus*) and climate change: importance of winter forage. *Rangifer* 22, 13–31. <https://doi.org/10.7557/2.22.1.388>
- Hekkala, A.-M., Ahtikoski, A., Päätaalo, M.-L., Tarvainen, O., Siipilehto, J., Tolvanen, A. 2016. Restoring volume, diversity and continuity of deadwood in boreal forests. *Biodiversity and Conservation* 25, 1107–1132. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1112-z>
- Hörnberg, G., Josefsson, T., DeLuca, T.H., Higuera, P.E., Liedgren, L., Östlund, L., Bergman, I. 2018. Anthropogenic use of fire led to degraded scots pine-lichen forest in northern Sweden. *Anthropocene* 24, 14–29. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2018.10.002>
- Horstkotte, T., Lind, T., Moen, J. 2016. Quantifying the implications of different land users' priorities in the management of boreal multiple-use forests. *Environmental Management* 57, 770–783. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0643-5>
- Horstkotte, T., Moen, J. 2019. Successional pathways of terrestrial lichens in changing Swedish boreal forests. *Forest Ecology and Management* 453, 117572. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117572>
- Horstkotte, T., Moen, J., Lämås, T., Helle, T. 2011. The legacy of logging—estimating arboreal lichen occurrence in a boreal multiple-use landscape on a two century scale. *PLoS One*, 6(12), p.e28779.
- Horstkotte, T., Roturier, S. 2013. Does forest stand structure impact the dynamics of snow on winter grazing grounds of reindeer (*Rangifer t. tarandus*)? *Forest Ecology and Management* 291, 162–171. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.044>
- Horstkotte, T., Sandström, C., Moen, J. 2014. Exploring the multiple use of boreal landscapes in northern Sweden: The importance of social-ecological diversity for mobility and flexibility. *Human Ecology* 42, 671–682. <https://doi.org/10.1007/s10745-014-9687-z>
- Huusko, U. 2008. Poro ja poronhoito talousmetsissä – Reindeer and reindeer husbandry in managed forests, 31. Rovaniemi: Lapin Metsäkeskus (på finska).



- Jägerbrand, A.K., Alatalo, J.M., Chrimes, D., Molau, U. 2009. Plant community responses to 5 years of simulated climate change in meadow and heath ecosystems at a subarctic-alpine site. *Oecologia* 161, 601–610. <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1392-z>
- Jean, M., Lafleur, B., Fenton, N.J., Paré, D., Bergeron, Y. 2019. Influence of fire and harvest severity on understory plant communities. *Forest Ecology and Management* 436, 88–104. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.01.004>
- Johansson, J. 2014. Towards democratic and effective forest governance? The discursive legitimation of forest certification in northern Sweden. *Local Environment* 19, 803–819. <https://doi.org/10.1080/13549839.2013.792050>
- Johnson, S., Strebom, J., Kouki, J. 2014. Low levels of tree retention do not mitigate the effects of clearcutting on ground vegetation dynamics. *Forest Ecology and Management* 330, 67–74. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.06.031>
- Joly, K., Chapin, F.S., Klein, D.R. 2010. Winter habitat selection by caribou in relation to lichen abundance, wildfires, grazing, and landscape characteristics in northwest Alaska. *Écoscience* 17, 321–333. <https://doi.org/10.2980/17-3-3337>
- Jonsson Čabradič, A.V., Moen, J., Palmqvist, K. 2010. Predicting growth of mat-forming lichens on a landscape scale – comparing models with different complexities. *Ecography* 33, 949–960. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06079.x>
- Järvenpää, J. 2018. Poro ja poronhoito talousmetsissä. Katsaus metsätalouden ja porotalouden yhteensovittamiseen Suomessa. [Reindeer and reindeer husbandry in commercial forests – A report about reconciliation of forestry and reindeer husbandry in Finland]. <https://www.metsakeskus.fi/julkaisut>.
- Kardell, L., Eriksson, L. 1992. Contortatall och renbete. Studier inom Malå skogssamebys marker. SLU, Dep Environmental Forestry. Rapport 51.
- Keskitalo, E. C. H., Bergh, J., Felton, A., Björkman, C., Berlin, M., Axelsson, P., Ring, E., Ågren, A., Roberge, J.-M., Klapwijk, M., Boberg, J. 2016. Adaptation to climate change in Swedish forestry. *Forests* 7(2), 28.
- Kivinen, S. 2015. Many a little makes a mickle: Cumulative land cover changes and traditional land use in the Kyrö reindeer herding district, northern Finland. *Applied Geography* 63, 204–211. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.06.013>
- Kivinen, S., Berg, A., Moen, J., Östlund, L., Olofsson, J., 2012. Forest fragmentation and landscape transformation in a reindeer husbandry area in Sweden. *Environmental Management* 49, 295–304. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9788-z>
- Kivinen, S., Moen, J., Berg, A., Eriksson, Å. 2010. Effects of modern forest management on winter grazing resources for reindeer in Sweden. *AMBIO* 39, 269–278. <https://doi.org/10.1007/s13280-010-0044-1>
- Korosuo, A., Sandström, P., Öhman, K., Eriksson, L.O. 2014. Impacts of different forest management scenarios on forestry and reindeer husbandry. *Scandinavian Journal of Forest Research* 29, 234–251. <https://doi.org/10.1080/02827581.2013.865782>
- Köster, E., Köster, K., Aurela, M., Laurila, T., Berninger, F., Lohila, A., Pumpanen, J. 2013. Impact of reindeer herding on vegetation biomass and soil carbon content: a case study from Sodankylä, Finland. *Boreal Environment Research*, 18, 35–42.
- Köster, K., Köster, E., Berninger, F., Heinonsalo, J., Pumpanen, J. 2018. Contrasting effects of reindeer grazing on CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, and N<sub>2</sub>O fluxes originating from the northern boreal forest floor. *Land Degradation & Development* 29, 374–381. <https://doi.org/10.1002/ldr.2868>
- Kumpula, J., Colpaert, A. 2003. Effects of weather and snow conditions on reproduction and survival of semi-domesticated reindeer (*R. t. tarandus*). *Polar Research* 22, 225–233. <https://doi.org/10.1111/j.1751-8369.2003.tb00109.x>
- Kumpula, J., Colpaert, A., Nieminen, M. 2003. Metsänkäsittelyjen ja lumiolosuhteiden vaikutus porojen laidunten käyttöön Ivalon paliskunnassa. [Impacts of forestry measures and snow conditions on the use of pastures by reindeer in the Ivalo district]. Kala- ja Riistaraportteja 271. 39p + 6 appendices. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos. Helsinki.
- Kumpula, J., Colpaert, A., Anttonen, M. 2007. Does forest harvesting and linear infrastructure change the usability value of pastureland for semi-domesticated reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*)? 44, 18.
- Kumpula, J., Kurkilahti, M., Helle, T., Colpaert, A. 2014. Both reindeer management and several other land use factors explain the reduction in ground lichens (*Cladonia* spp.) in pastures grazed by semi-domesticated reindeer in Finland. *Reg Environ Change* 14, 541–559. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0508-5>
- Lafleur, B., Zouaoui, S., Fenton, N.J., Drapeau, P., Bergeron, Y. 2016. Short-term response of *Cladonia* lichen communities to logging and fire in boreal forests. *Forest Ecology and Management* 372, 44–52. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.04.007>

# Referenser

- Lang, S.I., Cornelissen, J.H.C., Shaver, G.R., Ahrens, M., Callaghan, T.V., Molau, U., Ter Braak, C.J.F., Hölzer, A., Aerts, R. 2012. Arctic warming on two continents has consistent negative effects on lichen diversity and mixed effects on bryophyte diversity. *Global Change Biology* 18, 1096–1107. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02570.x>
- Larsen, R.K., Raitio, K., Stinnerbom, M., Wik-Karlsson, J. 2017. Sami-state collaboration in the governance of cumulative effects assessment: A critical action research approach. *Environmental Impact Assessment Review* 64, 67–76. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2017.03.003>
- Lehtonen, I., Venäläinen, A., Kämäräinen, M., Asikainen, A., Laitila, J., Anttila, P., Peltola, H. 2019. Projected decrease in wintertime bearing capacity on different forest and soil types in Finland under a warming climate. *Hydrology and Earth System Sciences* 23(3), 1611–1631.
- Lewis, K.J., Johnson, C.J., Karim, M.D.N. 2019. Fire and lichen dynamics in the Taiga Shield of the Northwest Territories and implications for barren-ground caribou winter forage. *Journal of Vegetation Science* 30, 448–460. <https://doi.org/10.1111/jvs.12736>
- Loe, L.E., Hansen, B.B., Stien, A., Albon, S.D., Bischof, R., Carlsson, A., Irvine, R.J., Meland, M., Rivrud, I.M., Ropstad, E., Veiberg, V., Mysterud, A. 2016. Behavioral buffering of extreme weather events in a high-Arctic herbivore. *Ecosphere* 7, e01374. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1374>
- Macias Fauria, M., Helle, T., Niva, A., Posio, H., Timonen, M. 2008. Removal of the lichen mat by reindeer enhances tree growth in a northern Scots pine forest. *Canadian Journal of Forest Research* 38, 2981–2993. <https://doi.org/10.1139/X08-135>
- Moen, J. 2008. Climate change: Effects on the ecological basis for reindeer husbandry in Sweden. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 37, 304–311. <http://www.jstor.org/stable/25547902>.
- Muurinen, L., Oksanen, J., Vanha-Majamaa, I., Virtanen, R. 2019. Legacy effects of logging on boreal forest understorey vegetation communities in decadal time scales in northern Finland. *Forest Ecology and Management* 436, 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.048>
- Nellemann, C., Jordhøy, P., Strand, O., Vistnes, I., 2001. Wild reindeer: impacts of progressive infrastructure development on distribution and range use. *Polar Biology* 24, 531–537. <https://doi.org/10.1007/s003000100253>
- Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhøy, P., Strand, O., Newton, A. 2003. Progressive impact of piecemeal infrastructure development on wild reindeer. *Biological Conservation* 113, 307–317. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00048-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00048-X)
- Nilsson, C., Engelmark, O., Cory, J., Forsslund, A., Carlborg, E. 2008. Differences in litter cover and understorey flora between stands of introduced lodgepole pine and native Scots pine in Sweden. *Forest Ecology and Management* 255, 1900–1905. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.12.012>
- Olofsson, J., Moen, J., Östlund, L. 2010. Effects of reindeer on boreal forest floor vegetation: Does grazing cause vegetation state transitions? *Basic and Applied Ecology* 11, 550–557. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.03.004>
- Pape, R., Löffler, J. 2015. Seasonality of habitat selection shown to buffer alpine reindeer pastoralism against climate variability. *Ecosphere* 6, art260. <https://doi.org/10.1890/ES15-00169.1>
- Pinard, V., Dussault, C., Ouellet, J.-P., Fortin, D., Courtois, R. 2012. Calving rate, calf survival rate, and habitat selection of forest-dwelling caribou in a highly managed landscape. *The Journal of Wildlife Management* 76, 189–199. <https://doi.org/10.1002/jwmg.217>
- Pinno, B., Errington, R. 2016. Burn severity dominates understory plant community response to fire in xeric Jack pine forests. *Forests* 7, 83. <https://doi.org/10.3390/f7040083>
- Ranius, T., Hämäläinen, A., Egnell, G., Olsson, B., Eklöf, K. m fl. 2018. The effects of logging residue extraction for energy on ecosystem services and biodiversity: a synthesis. *Journal of Environmental Management*, 209: 409–425. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.048>
- Rajala, P. 1965. Porojen savottakuolleisuudesta talvella 1963/64. [About reindeer deaths on logging sites in winter 1963/64]. *Poromies* 3, 4–7.
- Rajala, P. 1967. Porojen ruokinta metsätyömailla. [Feeding of reindeer on logging sites]. *Poromies* 1, 4–7.
- Rasmus, S., Kivinen, S., Bavay, M., Heiskanen, J. 2016. Local and regional variability in snow conditions in northern Finland: A reindeer herding perspective. *Ambio* 45, 398–414. <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0762-5>
- Rasmus, S., Kivinen, S., Irannezhad, M. 2018. Basal ice formation in snow cover in Northern Finland between 1948 and 2016. *Environmental Research Letters* 13, 114009. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aae541>

- Rickbeil, G.J.M., Hermosilla, T., Coops, N.C., White, J.C., Wulder, M.A. 2017. Barren-ground caribou (*Rangifer tarandus groenlandicus*) behaviour after recent fire events; integrating caribou telemetry data with Landsat fire detection techniques. *Global Change Biology* 23, 1036–1047. <https://doi.org/10.1111/gcb.13456>
- Riseth, J.Å., Tømmervik, H., Helander-Renvall, E., Labba, N., Johansson, C., Malnes, E., Bjerke, J.W., Jonsson, C., Pohjola, V., Sarri, L.-E., Schanche, A., Callaghan, T.V. 2011. Sámi traditional ecological knowledge as a guide to science: snow, ice and reindeer pasture facing climate change. *Polar Record* 47, 202–217. <https://doi.org/10.1017/S0032247410000434>
- Roturier, S., Bäcklund, S., Sundén, M., Bergsten, U. 2007. Influence of ground substrate on establishment of reindeer lichen after artificial dispersal. *Silva Fennica* 41. <https://doi.org/10.14214/sf.296>
- Roturier, S., Bergsten, U. 2006. Influence of soil scarification on reindeer foraging and damage to planted *Pinus sylvestris* seedlings. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21, 209–220. <https://doi.org/10.1080/02827580600759441>
- Roturier, S., Ollier, S., Nutti, L.-E., Bergsten, U., Winsa, H. 2017. Restoration of reindeer lichen pastures after forest fire in northern Sweden: Seven years of results. *Ecological Engineering* 108, 143–151. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07.011>
- Roturier, S., Roué, M., 2009. Of forest, snow and lichen: Sámi reindeer herders' knowledge of winter pastures in northern Sweden. *Forest Ecology and Management* 258, 1960–1967. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.045>
- Roturier, S., Sundén, M., Bergsten, U. 2011. Re-establishment rate of reindeer lichen species following conventional disc trenching and HuMinMix soil preparation in *Pinus*-lichen clear-cut stands: a survey study in northern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 26, 90–98. <https://doi.org/10.1080/02827581.2010.528019>
- Russell, K.L.M., Johnson, C.J. 2019. Post-fire dynamics of terrestrial lichens: Implications for the recovery of woodland caribou winter range. *Forest Ecology and Management* 434, 1–17. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.12.004>
- Sandström, P. 2015. A toolbox for co-production of knowledge and improved land use dialogues. Avhandling. Umeå : Sveriges lantbruksuniversitet.
- Sandström, C., Widmark, C., Moen, J., Danell, Ö., Es-selin, A. 2006. Skogen som gemensam resurs: Vägledning för effektivare samråd mellan ren-och skogsnäring. Fjällmistra-rapport nr. 23.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2007.02.001>
- Sandström, P., Cory, N., Svensson, J., Hedenås, H., Jougda, L., Borchert, 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. <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0759-0>
- Sandström, P., Sandström, C., Svensson, J., Jougda, L., Baer, K. 2012. Participatory GIS to mitigate conflicts between reindeer husbandry and forestry in Vilhelmina Model Forest, Sweden. *The Forestry Chronicle* 88, 254–260. <https://doi.org/10.5558/tfc2012-051>
- Sikström, U., Hjelm, K., Holt Hanssen, K., Saksa, T., Wallertz, K. 2020. Influence of mechanical site preparation on regeneration success of planted conifers in clearcuts in Fennoscandia – a review. *Silva Fennica* 54. <https://doi.org/10.14214/sf.10172>
- Skarin, A., Åhman, B., 2014. Do human activity and infrastructure disturb domesticated reindeer? The need for the reindeer's perspective. *Polar Biology* 37, 1041–1054. <https://doi.org/10.1007/s00300-014-1499-5>
- St John, R., Öhman, K., Tóth, S.F., Sandström, P., Korosuo, A., Eriksson, L.O. 2016. Combining spatiotemporal corridor design for reindeer migration with harvest scheduling in Northern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 31, 655–663. <https://doi.org/10.1080/02827581.2016.1195441>
- Stark, S., Männistö, M.K., Smolander, A. 2010. Multiple effects of reindeer grazing on the soil processes in nutrient-poor northern boreal forests. *Soil Biology and Biochemistry* 42, 2068–2077. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.08.001>
- Stevenson, S.K., Coxson, D.S., 2015. Can partial-cut harvesting be used to manage terrestrial lichen habitat? A review of recent evidence. *Rangifer* 35, 11. <https://doi.org/10.7557/2.35.2.3461>
- Stone, I., Ouellet, J.-P., Sirois, L., Arseneau, M.-J., St-Laurent, M.-H. 2008. Impacts of silvicultural treatments on arboreal lichen biomass in balsam fir stands on Québec's Gaspé Peninsula: Implications for a relict caribou herd. *Forest Ecology and Management* 255, 2733–2742. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.01.040>
- Strengbom, J., Axelsson, E.P., Lundmark, T., Nordin, A. 2018. Trade-offs in the multi-use potential of managed boreal forests. *Journal of Applied Ecology* 55, 958–966. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13019>

# Referenser

- Strengbom, J., Nordin, A. 2008. Commercial forest fertilization causes long-term residual effects in ground vegetation of boreal forests. *Forest Ecology and Management* 256, 2175–2181. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.08.009>
- Strengbom, J., Nordin, A. 2012. Physical disturbance determines effects from nitrogen addition on ground vegetation in boreal coniferous forests. *Journal of Vegetation Science* 23, 361–371. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01359.x>
- Subramanian, N., Bergh, J., Johansson, U., Nilsson, U., Sallnäs, O. 2016. Adaptation of forest management regimes in southern Sweden to increased risks associated with climate change. *Forests* 7(1), 8.
- Svensson, M., Dahlberg, A., Ranius, T., Thor, G. 2013. Occurrence patterns of lichens on stumps in young managed forests. *PLOS ONE* 8, e62825. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062825>
- Tømmervik, H., Bjerke, J.W., Gaare, E., Johansen, B., Thannheiser, D. 2012. Rapid recovery of recently overexploited winter grazing pastures for reindeer in northern Norway. *Fungal Ecology* 5, 3–15. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2011.08.002>
- Tømmervik, H., Johansen, B., Riseth, J.Å., Karlsen, S.R., Solberg, B., Høgda, K.A. 2009. Above ground biomass changes in the mountain birch forests and mountain heaths of Finnmarksvidda, northern Norway, in the period 1957–2006. *Forest Ecology and Management* 257, 244–257. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.08.038>
- Tonteri, T., Salemaa, M., Rautio, P., Hallikainen, V., Korpela, L., Merilä, P. 2016. Forest management regulates temporal change in the cover of boreal plant species. *Forest Ecology and Management* 381, 115–124. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.09.015>
- Turunen, M.T., Rasmus, S., Bavay, M., Ruosteenoja, K., Heiskanen, J. 2016. Coping with difficult weather and snow conditions: Reindeer herders' views on climate change impacts and coping strategies. *Climate Risk Management* 11, 15–36. <https://doi.org/10.1016/j.crm.2016.01.002>
- Turunen, M.T., Rasmus, S., Järvenpää, J., Kivinen, S. 2020. Relations between forestry and reindeer husbandry in northern Finland – Perspectives of science and practice. *Forest Ecology and Management* 457, 117677. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117677>
- Tyler, N.J.C. 2010. Climate, snow, ice, crashes, and declines in populations of reindeer and caribou (*Rangifer tarandus* L.). *Ecological Monographs* 80, 197–219. <https://doi.org/10.1890/09-1070.1>
- Uboni, A., Blochel, A., Kodnik, D., Moen, J. 2019. Modelling occurrence and status of mat-forming lichens in boreal forests to assess the past and current quality of reindeer winter pastures. *Ecological Indicators* 96, 99–106. <https://doi.org/10.1016/j.ecoind.2018.08.008>
- Vanha-Majamaa, I., Shorohova, E., Kushnevskaia, H., Jalonen, J. 2017. Resilience of understory vegetation after variable retention felling in boreal Norway spruce forests – A ten-year perspective. *Forest Ecology and Management* 393, 12–28. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.040>
- Vaara, L. 1972. Metsänparannustöiden vaikutus poronlaitumiin. [Impact of forest improvement measures on reindeer pastures]. *Poromies* 3, 12–18.
- Vistnes, I., Nellemann, C., Jordhøy, P., Strand, O. 2001. Wild reindeer: impacts of progressive infrastructure development on distribution and range use. *Polar Biology* 24:531–537.
- Vistnes, I., Bull, K.S., Nellemann, C. 2004. Inngrep i reinbeiteland: biologi, jus og strategier i utbyggingsaker. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Vistnes, I., Nellemann, C. 2001. Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving. *The Journal of Wildlife Management* 65, 915. <https://doi.org/10.2307/3803040>
- Vitt, D., Finnegan, L., House, M. 2019. Terrestrial bryophyte and lichen responses to canopy opening in pine-moss-lichen forests. *Forests* 10, 233. <https://doi.org/10.3390/f10030233>
- Waterhouse, M.J., Armleder, H.M., Nemeč, A.F.L. 2011. Terrestrial lichen response to partial cutting in lodgepole pine forests on caribou winter range in west-central British Columbia. *Rangifer* 119–134. <https://doi.org/10.7557/2.31.2.1996>
- Widmark, C. 2019. Bargaining costs in a common pool resource situation — the case of reindeer husbandry and forestry in northern Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 49, 339–349. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2018-0265>

- Widmark, C., Bostedt, G., Andersson, M., Sandström, C. 2013. Measuring transaction costs incurred by landowners in multiple land-use situations. *Land Use Policy* 30, 677–684. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.05.012>
- Widmark, C., Sandström, C. 2012. Transaction costs of institutional change in multiple-use commons: The case of consultations between forestry and reindeer husbandry in northern Sweden. *Journal of Environmental Policy & Planning* 14, 428–449. <https://doi.org/10.1080/1523908X.2012.739298>
- Ylisirniö, A.-L., Hallikainen, V. 2018. Retention patches maintain diversity of epiphytic and epixylic indicator lichens more effectively than solitary trees. *Scandinavian Journal of Forest Research* 33, 320–331. <https://doi.org/10.1080/02827581.2017.1415370>
- Zouaoui, S., Boudreault, C., Drapeau, P., Bergeron, Y. 2014. Influence of time since fire and micro-habitat availability on terricolous lichen communities in black spruce (*Picea mariana*) boreal forests. *Forests* 5, 2793–2809. <https://doi.org/10.3390/f5112793>



## Future Forests

En tvärvetenskaplig kompetensplattform för  
analys av komplexa forskningsfrågor om skogen

Future Forests är ett Mistra-program. Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) är programvärd. Programmet är en gemensam satsning av SLU, Umeå universitet och Skogforsk.

Forskningsprogrammet pågick mellan 2009 och 2016. Finansieringen kom från Mistra, SLU, Umeå universitet, Skogforsk och svenskt skogsbruk.

[www.futureforests.se](http://www.futureforests.se)