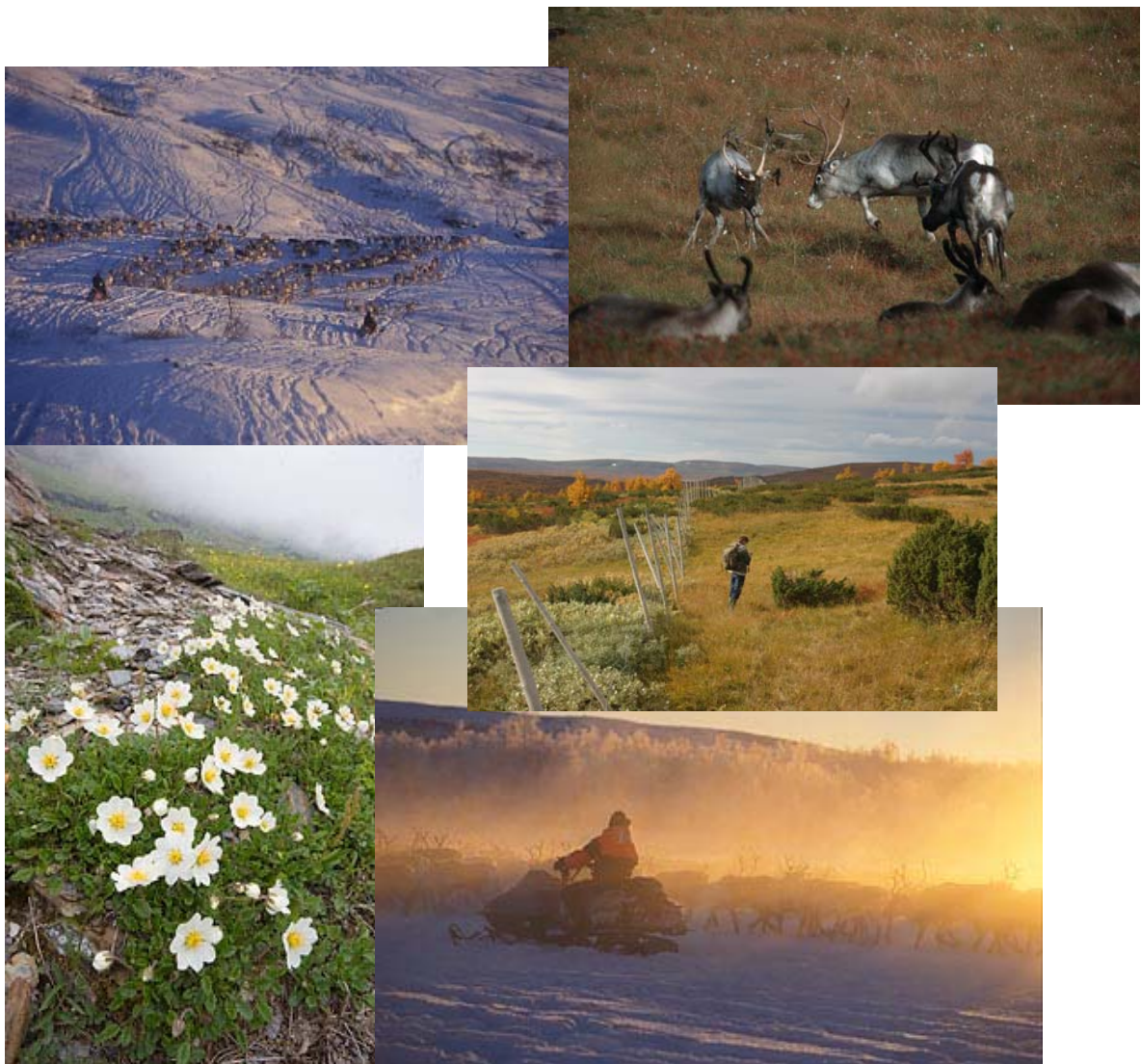


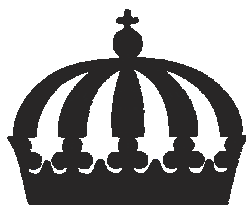
Renbete och biologisk mångfald

kunskapssammanställning



Renbete och biologisk mångfald

kunskapssammanställning



LÄNSSTYRELSEN
I NORRBOTTENS LÄN

R A P P O R T S E R I E

NUMMER 18/2006

ISSN 0283-9636

Tryck:
Länsstyrelsens tryckeri, december 2006

Upplaga:
140 ex.

Kontaktperson:
Marie Björklund

Projektledare:
Marie Björklund, Länsstyrelsen i Norrbottens län
Tommy Lennartsson, Centrum för biologisk mångfald

Manusförfattare:
Weronika I. Linkowski, Centrum för biologisk mångfald
Tommy Lennartsson, Centrum för biologisk mångfald

Länsstyrelsen i Norrbottens län
Telefon 0920-960 00
Postadress: 971 86 LULEÅ
Besöksadress: Stationsgatan 5
Internet: www.bd.lst.se
E-post: lansstyrelsen@bd.lst.se

Omslagsbild: Marie Björklund (mitten höger), Rosenmedia (övriga).

Innehåll

BAKGRUND	9
BIOLOGISK MÅNGFALD OCH EKOLOGISKA PROCESSER	10
NÅGRA FRÅGOR OM RENBETE OCH BIOLOGISK MÅNGFALD ...	12
DE ORÖRDA FJÄLLEN ELLER FJÄLLEN SOM KULTURLANDSKAP?	13
RENBETETS HISTORIA	16
RENSKÖTSELÅRET I SVERIGE	20
Vår (april-maj) Gidiá	20
Vårsommar (juni) Gidágiesse	21
Sommar (juni-juli) Giesse	21
Höstsommar (augusti) Tjaktjagiisse	22
Höst (september-oktober) Tjaktja	22
Höstvinter (november-december) Tjaktjadálvve	22
Vinter (december-mars) Dálvve	23
Vårvinter (mars-april) Gidádálvve	23
RENBETE OCH BIOLOGISK MÅNGFALD I FJÄLLEN	24
Renbete och annat bete	24
Effekter på träd och buskar	26
Effekter på markvegetationen	37
Effekter på etablering	37

Betespreferens.....	39
Olika beteseffekter beroende på biotopernas produktivitet.....	39
Olika beteseffekter på olika växtgrupper.....	41
Rumsliga skalor	42
Effekter på växtpopulationer och arter.....	42
Effekter på andra organismgrupper	43
Betydelsen av betestryck. Vad är överbete?	44
Betydelsen av varierat betestryck	47
SAMMANFATTNING	49
RENBETE SOM NATURVÅRDSÅTGÄRD.....	50
Hur betraktar vi bete i fjällen?	50
REFERENSLISTA	52

Bakgrund

Riksdagen har beslutat om ett miljömål för fjällen - Storslagen fjällmiljö. Det fokuserar på vegetationsskador, buller och områdesskydd och inga delmål finns om biologisk mångfald (bilaga 1). I samband med att det regionala arbetet med att följa upp miljömålen i Norrbottens län inleddes 2003 startade ett samarbetsprojekt mellan Länsstyrelsen och Centrum för biologisk mångfald. Syftet var dels att komplettera den nationella miljömålsuppföljningen med biologisk mångfald och dels att allmänt belysa fjällmålet från biologisk mångfaldssynpunkt. Även länsstyrelserna i Västerbottens och Jämtlands län har tidvis varit involverade i projektet.

Projektet och de arbeten som ligger till grund för denna rapport har finansierats av regionala medel för miljömålsuppföljning, RUS (Regionalt uppföljningssystem) och Naturvårdskedjan.

I korthet har projektets syfte varit att:

- (1) Med hjälp av sammanställning och analys av befintlig ekologisk kunskap belysa vilka som är de viktigaste biotoperna för biologisk mångfald i fjällen samt vilka hot, processer, strukturer och arter som är viktigast att beakta i dessa biotoper.
- (2) Med hjälp av kunskapen från (1) belysa miljömålets relevans för biologisk mångfald i fjällen.
- (3) Med hjälp av kunskapen från (1) påvisa de viktigaste behoven av uppföljning av biologisk mångfald i fjällen samt jämföra behoven med befintlig uppföljning i syfte att påvisa brister och föreslå kompletteringar.

Analyserna i (1) visade vidare att renbetet är en av de viktigaste processerna för biologisk mångfald i fjällen, och samtidigt visade granskningen av miljömålet i (2) att den nationella naturvården snarare fokuserar på renens eventuella negativa effekter på fjällmiljön. Av den anledningen fördjupade vi arbetet med renbete och biologisk mångfald i fjällen.

Biologisk mångfald och ekologiska processer

Vad menas med biologisk mångfald? I den internationella mångfaldskonventionen (CBD) lyder definitionen av biologisk mångfald:

" variationsrikedomen bland levande organismer av alla ursprung, inklusive från bland annat landbaserade, marina och andra akvatiska ekosystem och de ekologiska komplex i vilka dessa organismer ingår; detta innefattar mångfald inom arter, mellan arter och av ekosystem."

Biologisk mångfald omfattar alltså alla arter och biotoper (=naturtyper), både ovanliga och vanliga. När resurser satsas på att bevara biologisk mångfald prioriteras emellertid sådana arter och biotoper som, så att säga, behöver aktiv hjälp. Oftast gäller det arter och biotoper som går tillbaka, men det kan också gälla arter som är så ovanliga att de riskerar att försvinna på grund av att slumpfaktorer, genetisk isolering etc. (Edenhamn et al. 1999).

För biologisk mångfald finns vanligen en kedja av orsakssammanhang: (1) naturliga eller antropogena processer i kombination med klimat, jordmån och andra grundförutsättningar skapar (2) substrat/livsmiljöer för (3) arter. Ibland måste man lägga på ytterligare två nivåer, nämligen (4) populationsförhållanden (som tillsammans med tillgången på livsmiljöer avgör arters status), samt (5) landskapssammanhang (som har betydelse för successionsbiotoper, landskapsomfattande störningar, och för starkt rörliga arter och arter med metapopulationsstruktur).

De processer som nämns ovan kan dels vara naturliga, som fjällbjörkmätarangrepp, gnagarbete och snöförhållanden, dels människoskapade, som slåtter och bete. Renbete kan ses som ett mellanting, genom att domesticerade renar tagit över vildrenens roll, allt renbete i Sverige är idag är reglerat av rennäringsen.

Gräsmarker och hedar nedanför skogsgränsen är helt beroende av bete eller annan skötsel, dels för att hållas skogfria, dels för att utveckla artrik markvegetation (figur 1). Följaktligen har kött- och mjölkproduktion, och jordbrukets villkor i stort, uppmärksamats som viktiga aspekter av biologisk mångfald i jordbrukslandskapet. Rennäringsens betydelse för biologisk mångfald ovan och i skogsgränsen har inte uppmärksamats på samma sätt. Det beror delvis på att de flesta fjällbiotoper hålls skoglösa även utan bete, genom hårda vinterförhållanden och andra naturliga ekologiska processer. Det

beror också på att forskning och debatt oftare fokuserat på överbetet av ren, än på renbetets positiva effekter på fjällmiljöerna. Slutligen har vi dålig detaljkunskap om renbetets effekter på biologisk mångfald och särskilt på hotade arter och biotoper (se sammanställning av ett urval studier bilaga 2).



Figur 1. Betesmark i fjällbjörkskogen med biologisk mångfald som är beroende av ett livskraftigt jordbruk. Klarar sig fjällsluttningarnas biologiska mångfald utan renbete och en livskraftig rennäring? Härjedalen.
Foto: T. Lennartsson.

Frågeställningar om renbete och biologisk mångfald

Denna kunskapssammanställning syftar till att belysa vad vi egentligen vet om renbetets betydelse - positiv och negativ – för biologisk mångfald. Rent allmänt kan man anta att bete påverkar biologisk mångfald i olika skalor. På kalfjället hjälper betet till att hålla nere trädgränsen, att hålla de trädfrä biotoperna fria från buskar, samt att skapa särskilda vegetationsmönster i de buskfria ytorna. Några viktiga frågor är:

- Finns det fjällbiotoper som hålls träd- och buskfria genom renbete? – Vilken betydelse har renbete för fjällbjörkens utbredning uppåt?
- Vilken betydelse har renbetet för markvegetationen i naturligt träd- och buskfria fjällbiotoper, särskilt för utbredning av vindblottor, snölegor och läsidor på fjällhedar?
- Vilken betydelse har fördelningen av vindblottor, snölegor och läsidor för arterna i dessa biotoper?
- Vilka fjällbiotoper är viktigast för hotade och sällsynta arter?
- Vilken betydelse har betetryck och variation i betetryck för:
 - att hålla vissa fjällbiotoper träd- och buskfria?
 - att skapa lämplig utbredning av vindblottor, snölegor och läsidor?
 - överlevnad av hotade och sällsynta arter i olika biotoper?
- Sammanfaller det som uppfattas som slitage- och överbetningsproblem med problem för biologisk mångfald?
- Hotas biologisk mångfald av för svagt bete i vissa fjällbiotoper?

De orörda fjällen eller fjällen som kulturlandskap?

Bilden av fjällen som orörd vildmark har bleknat i och med utbyggnaden av vägar, vattenkraft, gruvdrift och turism (Aronsson 1998). Men när fjällen blev föremål för storskalig exploatering var det ingen obefolkad ödemark som togs i anspråk. Fjällen började nyttjas av människan så snart inlandsisen försvunnit (Aronsson 1998) och har varit brukad av människan sedan dess (Emanuelsson 1987). Fjällandskapet är inte den orörda vildmark som utmålas i naturromantiska fjällbeskrivningar och broschyrer (figur 2). Det finns fortfarande spår av tidigare markanvändning i t.ex. vegetationens sammansättning (Hörnberg et al. 1999) och på växande träd (Emanuelsson 2003, Olsson 1992), även om spåren är mindre tydliga än i många andra naturtyper (Emanuelsson 1987) (figur 3).



Figur 2. Har vi underskattat betets betydelse för fjällsluttningarnas artrika vegetation? Mittåkläppen, Härjedalen. Foto: T. Lennartsson.



Figur 3. I delar av Norge ligger av tradition gårdar och fäbodan långt upp på fjällsluttningarna. Fjällen har där varit en del av gårdarnas betesmark snarare än ett renbetesland. När betet upphör syns igenväxningen (här med busklavar) tydligt och det är naturligt att bedöma fjällsluttningarna som ett kulturlandskap. Olavsgruva, Norge. Foto: T. Lennartsson.



Figur 4. Gammalt skottskogsbruk i fjällbjörkskog (de flerstammiga buketterna) här med inväxande yngre björkar (enstammiga träd). Hamrafjället, Härjedalen. Foto: T. Lennartsson.

Renskötsel är den näring som traditionellt nyttjat markerna ovanför och i trädgränsen (se renbetets historia). I anslutning till många dalgångar har fjällbjörkskogen, myrarna och markerna nära under och ovan trädgränsen även ingått i jordbrukslandskapet, ofta i fåbodbygden. Biotoperna har då nyttjats till bete, slåtter eller skottskogsbruk (figur 4) (Austrheim & Eriksson 2001, Bryn & Daugstad 2001). Detta nyttjande, liksom mycket av det traditionella nyttjandet av samevisten i trädgränsen, har idag upphört, och markerna växer nu igen (Aronsson 1998). Renbetet ovanför trädgränsen är däremot fortfarande en levande näring. Där syns ingen uppenbar igenväxning och det är därför tänkbart att vi underskattar renbetets betydelse för att vidmakthålla de öppna fjällbiotoperna. Om så är fallet kanske bilden av de orörda fjällen måste bytas mot en bild av landets största betesskapade och betespräglade kulturlandskap?

I Norge har fjällen i högre grad varit en del av böndernas landskap, och när man nu arbetar med naturtypsklassificering av norska biotoper, räknar man många lågfjällsområden som hävdberoende kulturlandskap (R. Økland, muntl.).

Renbetets historia

Den samiska tamrenskötseln är troligen flera tusen år gammal; helt säkert vet man att den existerade på 800-talet (Karlsson & Constenius 2005). På 900-talet skrevs om den norska stormannen Ottar som hade 600 renar. Om de var hans eller bara hans att beskatta framkommer inte, inte heller om de var samlade i en hjord.

Under lång tid nyttjades tamrenar enbart inom ramen för ett jakt- och fångstsamhälle (Lundmark 1982). De fåtaliga tamrenarna användes för transporter och som lockdjur vid vildrensjakt. Det var först under 1600- och 1700-talet som tamrenen blev en ekonomisk basresurs och människorna började knyta sin tillvaro till renhjordarna och deras produkter. Denna samhällsform kallas rennomadism (Lundmark 1982), och den byggde på att människorna följde renarna under hela året. Renarna vaktades dagligen och samerna flyttade tillsammans med hjordarna (Karlsson & Constenius 2005). Det nomadiska livet krävde flera boplatser (Olsson 1992) och samerna hade därför ett system av boplatser och renmjölkningvallar. Där fanns också rengården, hagar i närheten av bosättningen, där renarna samlades in för mjölkning (Emanuelsson 2003). Renbetet hade troligen en stark lokal påverkan på trädgränsen eftersom boplatserna ofta låg i närheten av trädgränsen där det fanns skydd från oväder samt ved och virke att tillgå.

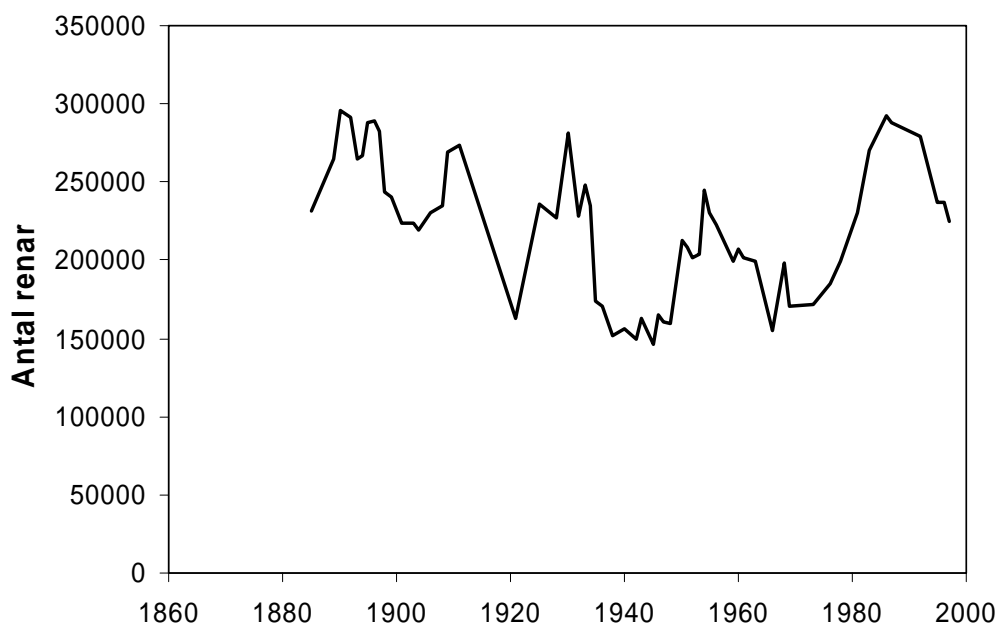
Renens betesvanor skiljer sig avsevärt från andra tamdjurs. Under en dag rör sig renen över stora arealer istället för att systematiskt beta av ett mindre område (Warenberg 1984). Genom att människorna begränsade renens betesmönster blev det betat lokalt kring vistena vilket flyttade ner trädgränsen på grund av att renarna betade småplantor och att man använde björk till ved och till att bygga med (Emanuelsson 1987). Samerna använde också eld för att bränna bort ris från torrare marker i fjällbjörkskogen för att gynna förekomsten av gräs och lavar (Hörnberg et al. 1999). Numera är många av dessa tidigare öppna områden igenväxande (se bilder i Emanuelsson 1987). I slutet av 1800-talet övergick den intensiva renskötseln successivt till extensiv köttproduktion, vilket innebar att hjordarna inte behövde daglig övervakning (Karlsson & Constenius 2005, Emanuelsson 1987, Wallin & Aronsson 1998). Renskötsel av idag ger följaktligen mer utspritt renbete (figur 5) och mindre påverkan på fjällbjörkskogen (Emanuelsson 1987, Östlund et al. 2003). Äganderätten till renarna kräver dock fortfarande särskilda rengården, för exempelvis kalvmärkning och renskiljning (Olsson 1992), och där kan tramp och bete lokalt bli hårt.



Figur 5. Renflock i Vistasdalen. Foto: Rosenmedia.

Traditionellt kunde renhjordarna inte vara större än att det fanns tillräckligt att äta inom rimliga avstånd, där speciellt senvintern var en flaskhals (Moen & Danell 2003, Helle & Aspi 1983). Med moderna fordon kan renarna i princip stödutfodras (Helle & Kojola 1993). Stödutfodring är dock mindre vanligt i Sverige och fortfarande kan renbetetrycket i fjällen sommartid till stor del sägas bero på tillgången vinterbete (Danell 1998). En annan faktor som påverkar renantalet idag är slaktpriserna; vid låga slaktpriser slaktas färre djur och renantalet ökar (R. Inga muntligen, Karlsson et al. 2004a). Även rovdjursförluster påverkar renantalet (Karlsson et al. 2004a).

Renantalet idag måste ses i ett historiskt perspektiv, och man kan notera att antalet renar varit lika högt som idag även under tidigare perioder (figur 6) (Moen & Danell 2003). Antalet renar i vinterbeståndet har varierat mellan 150 000 och 300 000 renar med toppar vart tjugonde till trettionde år (tabell 1, Karlsson et al. 2004a). Variationerna i renantal liknar den som finns i vilda renhjordar (Emanuelsson 1987, Skogland 1990, J. Moen muntligen). Vildrenen försvann från Sverige runt 1880, men finns ännu kvar i Norge, Finland och Ryssland. Om återinvandring skulle ske till Sverige nu blir dessa djur ofrånkomligt domesticerade (Gärdenfors 2005).



Figur 6. Antalet renar i vinterhjordarna i Sverige har varierat mellan 155 000 och 300 000 genom åren, med höga tätheter vart tjugonde till trettionde år (efter J. Moen).

Tabell 1. Antalet renar under 2000-talet (Karlsson et al. 2004a).

År	Antal renar
2003	238 819
2002	228 535
2001	219 504
2000	221 164
1999	220 107
1998	227 150

Renskötsel är idag tillåten på cirka 40 % av Sveriges landareal, året runt i fjällregionen och vintertid (oktober till april) i skogsregionen (Hahn 2001). Fjällsamebyarna i Norrbottens och Västerbottens län har sina åretruntmarker ovanför och vinterbetesmarker nedanför odlingsgränsen. Åretruntmarkerna används främst för sommarbete. Fjällsamebyarna i Jämtlands län, inklusive Idre, har sina åretruntmarker på renbetesfjällen i väster och sina vinterbetesmarker nedanför dessa (Karlsson et al. 2004a). Skogssamebyarna har både åretruntmarker och vinterbetesmarker nedanför odlingsgränsen. Det innebär att skogssamebyarnas åretruntmarker till vissa delar används av fjällsamebyarna för vinterbete. För en del samebyar är avstånden mellan sommar- och vinterbetesmarkerna stora och för andra mindre (Karlsson et al. 2004a).

Renbetesgången förändrades i och med hårdare nationsgränser (Oksanen et al. 1995, Väisänen 1998, Cairns & Moen 2004) vilket hindrar fri passage mellan länderna. Från och med 1889 stängdes gränsen mellan Sverige och Finland. 1940 sattes stängsel upp som hindrade finska renar att beta i Ryssland (Väre et al. 1995) och därefter har de finska renarna varit mer eller mindre stationära i finska Lappland (Väre et al. 1996). Ytterligare en förändring inträffade 1972, då stängsel sattes längs långa gränssträckor mellan Norge och Sverige, bl.a. för att hindra svenska renar att ta sig till sommarbeten vid Norska kusten (figur 7). Det kan antas att dessa förändringar påverkat fjällbiotoperna, genom förändrat betestryck både i sommarbetes- och förflyttningsområden.



Figur 7. Gränsstängsel mellan Norge och Sverige, Härjedalen.
Foto: T. Lennartsson.

Antalet renar i Sverige begränsas traditionellt av mängden vinterbete. Förmodligen är vinterbetet idag mer begränsande än tidigare eftersom skogsbruket har minskat tillgången på lavrika områden samt begränsar renarnas traditionella migrationsvägar (Karlsson & Constenius 2005). Detta har resulterat i en allt mer intensiv konkurrens mellan samebyar och skogsägare om de återstående vinterbetesmarkerna. Under senare år har det hållits fler rättegångar där samebyar har varit tvingade att bevisa att de har rätt till sina vinterbeten genom att visa sedvanerätt. Flera samebyar har förlorat rätten till sina vinterbeten, eftersom det inte finns några skriftliga bevis på att de använt marken.

Renskötselfåret i Sverige

Renskötselfåret kan beskrivas utifrån de åtta årstider som finns i de samiska och finska språken (samiska namn efter Sandström et al. 2003, Karlsson & Constenius 2005). Kunskap om renskötselfåret är nödvändigt för att man skall förstå var renarna rör sig och betar under olika tider på året, i vilka områden och vilka biotoper de nyttjar. Här beskrivs renskötselfåret utifrån fjällsameby-perspektivet.

Vår (april-maj) Gidiá

Vajorna kalvar under våren, i regel i samma område varje år (figur 8). Terrängen bör vara småkuperad och skyddad från vind. Kalvningslanden finns ofta i sydsluttningar där snön smälter undan tidigast och ger barmarksfläckar och där tillgången på bete är god. Under våren består betet av en blandning av lavar, gräs, örter och löv (Warenberg et al. 1997). Renarna är mycket känsliga för störning och vaktas av skötarna som dessutom hindrar dem från att vandra ner mot skogslanden igen (Karlsson & Constenius 2005).



Figur 8. Renvaja med kalv. Foto: Rosenmedia.

Vårsommar (juni) Gidágiesse

Försommar är en återhämtnings- och uppbyggnadsperiod för renen. Den får beta i lugn och ro fram till den tid då mygg och värme infinner sig. Renen söker sig till björkskog, myrmarker och bäckar där grönskan kommer tidigare än på kalfjället. För skogsrenarna är våtmarkerna viktiga. På ett bra försommarbete kan de vuxna renarna på några veckor återta vad de tappat i vikt under vintern och kalvarna växa bra (Karlsson & Constenius 2005).

Sommar (juni-juli) Giesse

Renarna vandrar upp mot högfjället där det finns snö eller ut på öppna vidder för att undgå värme och insekter (figur 9). Genom att gå i flock och placera kalvarna i mitten, undviker vajorna att kalvarna blir alltför hårt angripna av bitande flygfän (Helle et al. 1992). Detta gäller för öppna landskap, medan renarna i skogen oftare strövar för sig själva (Helle et al. 1992). Skogsrenarna i barrskogsområdet söker sig till torra och skuggiga skogsbackar. Betes-tillgången är liten på högre höjd och mot kvällen drar sig renarna ner i dalarna eller ut på myrarna för att beta. När det är svalt kan renarna beta där hela dagarna, och svala, blåsiga och regniga somrar gynnar därför renarnas tillväxt (Karlsson & Constenius 2005). Sommaren är kalvmärkningstid och renarna samlas ihop från olika områden på kalfjället. Samebyarna kan ha flera kalvmärkningsgårdar på olika platser som används vid olika tidpunkter beroende på varifrån renarna drivs samman. Dessutom kan flyttbara kalvmärkningshagar sättas upp på snöfläckar där renarna sökt skydd mot värme och insekter (Karlsson & Constenius 2005).



Figur 9. Renflock Kårsavagge. Foto: Rosenmedia.

Höstsommar (augusti) Tjaktjagiesse

Renarna betar i björkskogen och på myrarna. De har fortfarande tillgång till grönbeta och äter löv, gräs och örter. Renen äter gärna svamp som är rik på protein och fosfor. Renarna bygger nu upp det fettlager som är livsviktigt för att de ska överleva vintern. Pälsen består under sommaren bara av kortare täckhår vilket innebär att renarna är känsliga för kyla och därför söker sig ner i skogen för att finna lä och skydd mot oväder. Sarvarna betar för sig själva under höstsommaren och renarna är nu spridda över stora områden (Karlsson & Constenius 2005).

Höst (september-oktober) Tjaktja

Renarna finns nu bland annat i lågfjällsregionen. Renarnas brunsttid börjar under senare delen av september (figur 10) (Karlsson & Constenius 2005). Med frostnätterna försämras näringshalten i betet och renarna gräver gärna upp underjordiska växtdelar från exempelvis vattenklöver (Warenberg et al. 1997). I oktober påverkar snötäcket renarnas val av betesväxter och de betar främst olika marklavar (Karlsson & Constenius 2005, Warenberg et al. 1997).



Figur 10. Rentjurar slåss på en myr. Foto: Rosenmedia.

Höstvinter (november-december) Tjaktjadálvve

När vintern kommer med snö och kyla försämras grönbetet och renarna övergår gradvis till lavbeta. Betet på frisk skogsmark och på myrar är viktigt eftersom det innehåller växter som fortfarande är gröna, exempelvis kruståtel (*Deschampsia flexuosa*), fårsvingel (*Festuca ovina*), och sjöfräken (*Equisetum*

fluviatile). Under hösten drivs renarna ihop för slakt och för skiljning i vintergrupper. Anledningen till att renarna skiljs i vintergrupper är att det underlättar flyttningen och nyttjandet av vinterbetet. Efter skiljningen påbörjas flyttningen ner till vinterlandet. Förr nyttjades främst älvar och sjösystem för flyttningarna, men vattenregleringar och skogsavverkningar gör att renarna idag ibland måste transporteras med lastbil. Flyttningen ner till vinterlandet är slitsam och det är därför viktigt att det finns tillgång till övernattningsbeten utefter flyttlederna, där renarna naturligt stannar för bete och vila. Det kan även krävas stödutfodring för att komplettera bristande bete (Karlsson & Constenius 2005).

Vinter (december-mars) Dálvve

Renarna som delats in i mindre grupper hålls åtskilda och flyttas mellan olika betesmarker i barrskogsområdet. Betet består till största delen av olika lavar och bärris. Tillgången på vinterbete beror inte bara på betesmarkernas storlek och lavförekomst utan i första hand på betets tillgänglighet. Till de största problemen för rennäringen hör nedisning av betesmarkerna eller hård skare. Snöförhållandena är ofta olämpliga på stora hyggen, vilka därtill vanligen har ett skadat lavtäck. Bristen på hänglavsrika gammelskogar bidrar till att näringsbrist hos renarna snabbt kan uppkomma om markbetet blir oåtkomligt över stora områden. I sådana situationer kan stödutfodring behövas för att förhindra en omfattande rensvält (Karlsson & Constenius 2005). Efter skogsavverkning tar det uppemot 100 år innan hänglavarna åter blir värdefulla för renarna, medan marklavarna blir tillgängliga efter ca 30 år (Hahn 2001).

Eftersom vinterlandets betesområden oftast inte är sammanhängande utan sönderstyckade genom kalhyggen, viltstängsel etc., måste vintergrupperna idag flytta oftare mellan olika betesmarker än vad som var fallet förr (Karlsson & Constenius 2005).

Sarvarna fäller sina stora hornkronor direkt efter brunsten. Kalvarna liksom vajor bär hornen hela vintern fram till maj månad. Vajorna står därmed högst i rang under vintern och har företräde till betesplatser (Karlsson & Constenius 2005).

Vårvinter (mars-april) Gidádálvve

Tidpunkten för flyttningen tillbaka till vår- och kalvningslandet beror på snöläge och betesförhållanden. Vid denna tid är det oftast mycket snö och områden mot solsidan i exempelvis älvdalar och på sydsluttningar är viktiga eftersom det där blir barmark tidigt så att bete blir tillgängligt. Födan består fortfarande mest av lavar. Precis som på hösten är flyttningarna energikrävande och det är viktigt med tillgång på rastbeten. Trädlavar är mycket viktiga eftersom markvegetationen ofta inte är tillgänglig på grund av vårens skare (Karlsson & Constenius 2005).

Renbete och biologisk mångfald i fjällen

Renbete och annat bete

När man diskuterar betespåverkan tänker man sig oftast bete av renar eller tamboskap, men en stor andel av beteseffekterna orsakas av betydligt mindre djur som gnagare och insekter (Helle 2001, Kryazhimskii & Danilov 2000). Genom att under 5 år stänga ut antingen renar och gnagare eller bara renar, visades att effekten av gnagare på vegetationen var större än effekten av renar, både i skogen och i fjällheden (Olofsson et al. 2004a). Till en viss del kan detta bero på att renarna, till skillnad från gnagarna, betade endast under delar av året (Olofsson et al. 2004a). Rimligen påverkar olika grupper av betare varandras födotillgång och betesmönster. Exempelvis kan gnagarnas betning av mossa antas påverka förekomsten av de kärlväxter som renarna betar. Renarnas bete av ris påverkar i sin tur snötäckningen och därmed förutsättningarna för gnagarbete vintertid.

Bland insekterna är den främsta växtätaren fjällbjörkmätaren (*Epirrita autumnata*). Andra växtätare är minerare, kvalster och olika bladbaggar (t.ex. *Phratora polaris*).



Figur 11. Kaläten fjällbjörkskog i Abisko-dalgången, Lappland.
Foto: T. Lennartsson.

Fjällbjörkmätaren påverkar fjällbjörkskogens dynamik (figur 11 & 12) genom att delar av skogen kan dö efter utbrott flera år i rad (Karlsson et al. 2004b). Hos fjällbjörkmätaren uppvisar de nordliga populationerna större täthetsvariationer jämfört med sydliga populationer (Bylund 1995, Klemola et al. 2002). Vid höga utbrottsstätheter uppstår till slut brist på björklöv varvid fjällbjörkmätarna även äter ris och dvärgbjörk och kan då ha stor påverkan på markvegetationen (Bylund 1995). Främst gynnas gräs, både genom att konkurrerande ris betas och genom att fjällbjörkmätarna gödslar marken under björkarna med avföring och döda kroppar (Bylund 1995, Karlsson et al. 2004b). Fjällbjörkskog och biologisk mångfald behandlas mer utförligt i Linkowski och Lennartsson (2006a, b).

Renarnas rörelser under året beskrivs i avsnittet renskötselåret. Generellt beror förflyttningarna i fjällen på en kombination av olika faktorer.

- Betestillgången (bäst i vegetationsrika sluttningar, ofta på kalk, myrar och fjällbjörkskog)
- Skydd för mygg och knott (snörika områden, hög höjd och öppna vidder)
- Lä och sol under kalvningen och vid dåligt sommarväder (främst sydsluttningar och fjällbjörkskog)
- Kalvmärknings-, slakt- och renskiljningsplatser
- Vandringsstråk till och från sommarbeten och rengården

Naturliga terränghinder som sjöar, vattendrag och branter har stor betydelse för renarnas rörelser. Det har även visats att olika linjära element i terrängen kan fungera som hinder. I en norsk studie av hur vildrenar rör sig i förhållande till vägar och elledningar användes lavbiomassan och artsammansättningen som ett mått på renarnas rörelser. Ännu efter 90 år undvek vildrenar människoskapade strukturer. På den ena sidan av en väg och två parallella elledningar var lavbiomassan 5,3 gånger högre än på den andra sidan (Vistnes et al. 2004). Biomassemätningarna utfördes i fält och jämfördes sedan med satellitbilder, som visade mycket god överensstämmelse (Vistnes et al. 2004).

Tamrenar undviker även att beta i närheten av bebyggelse på sommaren. En norsk studie visade att renarna undvek att födosöka inom 4 km från byggnader och anläggningar. Närvaron var 78 % mindre i närheten av bebyggelsen och 73 % lägre i närheten av elledningar (baserat på arean tillgänglig betesmark i närheten och > 4 km från människopåverkan, Vistnes & Nellemann 2001). Vajorna var känsligare än sarvarna. Vegetationsjämförelser visade dock inte några skillnader i biomassa av halvgräs (Vistnes & Nellemann 2001), men det är oklart hur höga rentätheterna var i området. En annan studie gjord på sommarbetesmarker på Långfjället visade tvärtom att renar och turister valde att vistas i samma områden. Vandringslederna går ofta högt längs med åsarna och det är dit som renarna söker sig vid varmt väder. Renarnas rörelser och

vistelseorter bestämdes i studien genom att räkna spillningshögar (Skarin et al. 2004). Längs med vandringslederna var lavarna lägre, möjligen gjorde mindre snötäcke dem mer känsliga för slitage både av ren och av människor (Skarin 2001). Det är bebyggelsen snarare än människorna som påverkar renarna, och effekten av en obemannad elledning var obetydligt mindre än effekten av semesterbyarna (Vistnes & Nellemann 2001). Tamrenar verkar ofta vara orädda för människor (Skarin et al. 2004, Vistnes & Nellemann 2001) medan vildrenar i Norge visades undvika skidspår mer än elledningar och järnvägar (Vistnes et al. 2001). Vildrenarnas undvikande av människor och bebyggelse resulterade i tjockare lavtäcke närmare människorna (Vistnes et al. 2001).

Det är inte bara betet i sig som påverkar vegetationen, utan även exempelvis renarnas tramp och gnagarnas tunnelsystem under snön. Genom att får på Island trampade ner mossa, fick styvstarr konkurrensfördelar trots att mossan inte betades (Jonsdottir 1991).

Effekter på träd och buskar



Figur 12. Fjällbjörkskog norr om Torneträsk, ännu 2004 öppen efter angrepp av fjällbjörkmätare 1987. Foto: T. Lennartsson.

Renbete har i flera studier har visat hålla ner trädgränsen (Kumpula et al. 1998, Oksanen et al. 1995, Väisänen 1998, Cairns & Moen 2004). Detta tycks främst bero på effekter på fjällbjörkens tidigaste livsstadier. Bete och tramp av renar underlättar fröetableringen av både björk (Väre 2001) och tall (den Herder et al. 2003). Många frön kräver värme för att gro (Sonesson & Callaghan 1991) och genom bete och tramp minskar moss- och lavtäcket och marken blir varmare (Olofsson et al. 2001, 2004b). Samtidigt är de unga trädplantorna känsliga för bete. I ytor med snölegevegetation ovan trädgränsen som

skyddades mot renbete etablerade sig fröplantor av fjällbjörk (*Betula pubescens* ssp. *czerepanovii*) spontant vilket visar att björken kan frösprida sig dit, men att betet håller ner nyetableringen av träd (Moen & Oksanen 1998, Neuvonen et al. 2001). I de fall upprepade fjällbjörkmätarangrepp dödat fjällbjörkskogen kan renbete under lång tid hindra skogen från att växa upp igen (Neuvonen et al. 2001).

Renarna påverkar även äldre träd och kan ibland äta upp till 90 % av bladmassan på fjällbjörkar upp till 130 cm höjd på träden (Helle 2001). En betad trädgräns blir skarp genom att endast de träd som är stora nog klarar sig (figur 13). Utan bete förekommer björkarna i mer varierande storlekar (Moen et al. 2004).



Figur 13. Björkar högt på fjällsluttningen. Mittåkläppen, Härjedalen.
Foto: T. Lennartsson.

Den tidigaste mer storskaliga användningen av fjällbjörkskogen var när de nomadiserande samerna brände ytor i skogen för att gynna gräs och lavar för att locka fram vildrenar att jaga (Hörnberg et al. 1999). När renarna senare domesticerades ökade användandet av eld för att hindra ris och gynna gräs och lavar i torrare marker (Hörnberg et al. 1999). Samerna och deras renar flyttade mellan upp till ett tiotal olika visten, vilka hade sina olika fördelar, exempelvis bra sommarbete, fiske eller bärproduktion (Östlund et al. 2003). Vistena var oftast placerade vid fjällbjörkskogens övre trädgräns (Emanuelsson 1987). Skogen närmast vistena nyttjades hårdast och det skapades öppna ytor och trädgränsen sänktes (Emanuelsson 1987).

Björk- och videlöv är viktiga födoväxter för renar på sommaren (Tenow 1996). Igenväxning av övergivna slåtterängar med fjällbjörk och vide minskar då

renar betar där på våren (Eilertsen et al. 2002) eller sommaren (den Herder & Niemelä 2003). Fäbodbruket öppnade fjällbjörksskogen och tidigare användande har i vissa fall ökat den biologiska mångfalden genom att nya nischer skapats och gynnat arter knutna till gräsmarker (Austrheim et al. 1999, Austrheim & Eriksson 2001, Olsson et al. 2000). Artsammansättningen utgörs dels av de arter som tillhör fjällbjörksskogen, dels av låglandsarter och alpina arter. Idag pågår en successiv igenväxning, vilket minskar utrymmet för störnings- och ljuskrävande arter. De återstående öppna gräsmarkerna i fjällbjörksskogen hyser en rad minskande arter för vilka Fennoskandia har ett europeiskt bevarandeansvar (Olsson et al. 2000). Även där videbuskar etablerat sig har renbetet och trampet stor betydelse för markvegetationen (figur 14). Renarna trampar upp stigar där känsligare kärlväxter kan leva kvar länge i igenväxande marker (T. Lennartsson opublicerade data) och troligen skapas samma effekt av att renarna äter unga plantor (den Herder & Niemelä 2003).

Igenväxningen går relativt långsamt, jämfört med många låglandsbiotoper. Kalhuggna ytor i ängsfjällbjörksskog växer igen på mindre än 30 år (Moen & Oksanen 1998). Vid riktigt hårt bete kan renarna helt beta bort även kraftiga videsnår. I rengärdet på Mittåkläppen i Härjedalen har detta kraftigt ökat utbredningen av arterna i alpina gräsmarker (T. Lennartsson opublicerade data), även om det bete som krävdes för att döda videbuskarna var så hårt att det temporärt gav trampskador (Näsman 1994).



Figur 14. Hänggränsen vid Mittåkläppen, Härjedalen, med igenväxande kärr och fjällgräshed utanför hägnet. Foto: T. Lennartsson.

Hägnat vid Mittåkläppen visar att flera av de alpina gräsmarkernas vegetationstyper och småbiotoper knappast existerar i lågpint bälte utan renbete. Exempel på det är örtrik stagg-gräsmark, öppet fjällskräpkärr och öppen artrik vegetation i övergången mellan rikkärr och fastmark (figur 15 a och 15 b).



Figur 15a Örtrik stagggräsmark; **15b** Rikkärr. Foto: T. Lennartsson.

I en studie från Norge studerades artsammansättningen vid gamla fåbodar i fjällbjörkskogen med olika slag av tidigare och nuvarande markanvändning (Austrheim et al. 1999). Studien visade att antalet kärlväxter var större i de gamla utmarkerna (bete och slåtter) än i de gödslade inägorna bredvid fåbodarna. Av 148 arter fanns 13 enbart i inägorna och 62 enbart på utmarkerna. De arter som anses vara minskande fanns alla på utmarkerna (Austrheim et al. 1999). Dessa marker hävdas inte längre.

Bakgrundsfakta - gradienter och vegetationstyper i fjällen

Fjällbiotopernas utseende och innehåll bestäms av flera olika faktorer, främst nord-sydgradienten, snöförhållanden och höjdgradienten.

Nord-sydgradienten ger delvis samma effekter på vegetation som höjdgradienten, d.v.s. man ser samma förändring om man färdas norrut, mot den arktiska tundran, som om man klättrar uppåt på ett fjäll. Det finns dock också många viktiga skillnader mellan nord-syd- och höjdgradienten, exempelvis att permafrost bara finns norrut.

Nord-sydgradienten

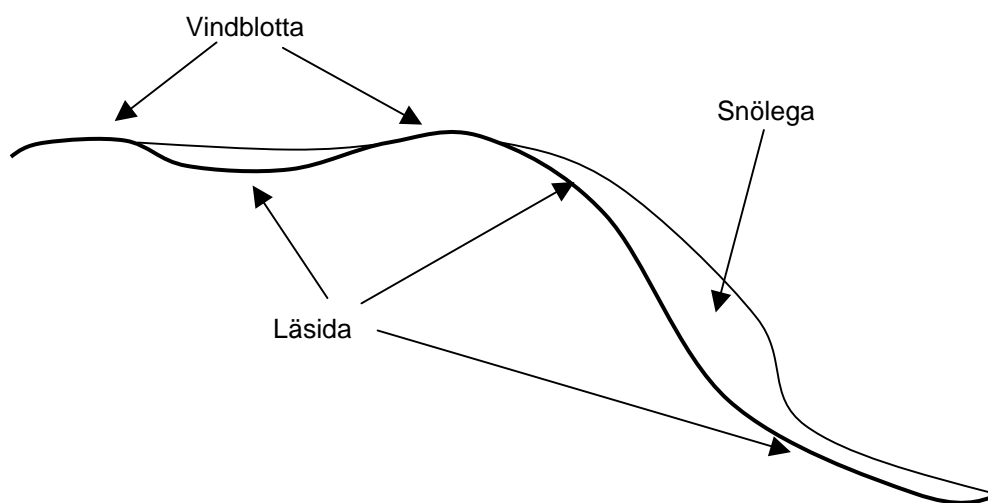
I Sverige ligger all fjällmiljö i nordligt boreal zon. Det innebär att skogsgränsen utgörs av fjällbjörkskog eller barrskog. I Norge hör sydliga delar av fjällkedjan till mellanboreal zon, med större inslag av olika lövträd och jordbruk med odlad jord, eller t.o.m. sydligt boreal, med inslag av ädellövträd.

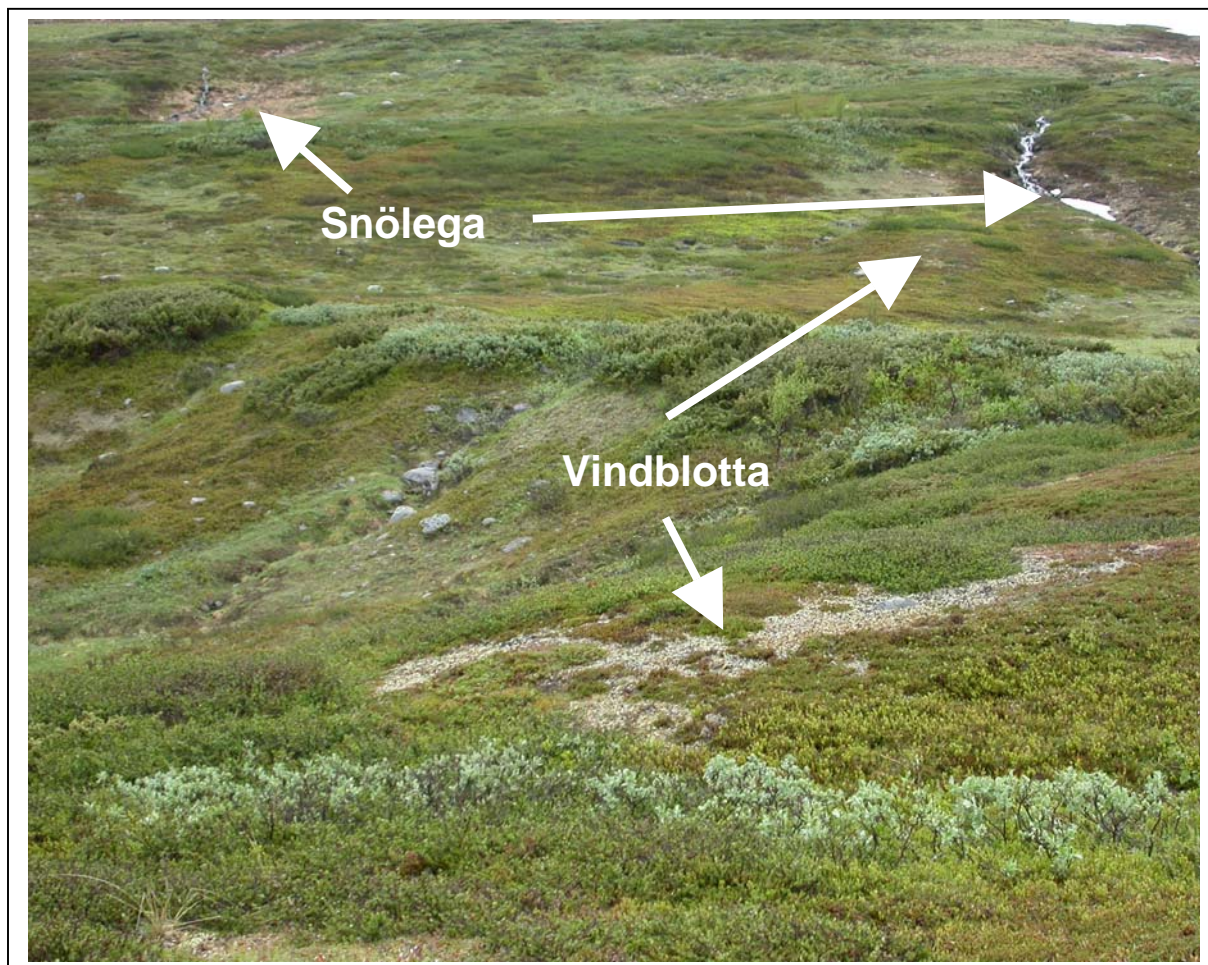
De nordligaste delarna av norska fjällen hör till arktisk zon. Typiskt för den arktiska zonen är permafrost samt att de boreala myrväxterna ersätts av arktiska arter, som gräsen hänggräs och ryssgräs. Vissa drag av arktisk zon finns i nordligaste Sverige.

Snöförhållanden

Den viktigaste förändringen när vi kommer ovan trädgränsen är (förutom avsaknad av träd) att snön vintertid blir mycket ojämnt fördelad när det inte längre finns träd som stoppar snödrevet.

I princip skapar snöfördelningen tre helt olika grundtyper av vegetation, vindblottor, snölegor och läsidor (figuren nedan).





Figur. Vindblottor och snölegor på fjällhed. Övriga områden utgörs av läsidevegetation. Borrachokka, Lappland. Illustration: T. Lennartsson.

Vindblottor

Vindexponerade ytor på fjällhedarna där snön blåser av på vintern. De karaktäriseras av:

- Torkstress både vinter (avdunstning) och sommar (endast nederbörd, inget smältvatten, snabb avrinning)
- Närings- och finjordsfattigt (sköljs bort)
- Lite froströrelser, ibland som polygoner
- Lång växtsäsong
- Exponerat för renbete hela året
- Exponerat för gnagarbete endast sommartid, på vintern betar gnagarna under snön
- Nötning av snö- och isdrev, extermt låga temperaturer

Vegetationen är rik på mossor och lavar, exempelvis *Racomitrum lanuginosum*, *Alectoria oroleuca*, *Thamnolia vermicularis*, *Cetraria nivalis* och *Ochrolechia frigida*.

Kärlväxterna är anpassade till de extrema vinterförhållandena och till torkan. De är därför hårdbladiga och har en stor del av biomassan gömd under jord. Dvärgbuskar är

typiska, exempelvis nordkråkbär, krypljung, ripbär, fjällsippa och dvärgbjörk. Även styvstarr skyddar sig på samma sätt. Staggstarr och klynnetåg bildar ytterst täta tuvor som ofta nöts bort/dör av på lovartsidan. Många av arterna tål inte att snötäckas långvarigt.

De hårda vinterförhållandena är ännu extremare högre upp, i mellanalpint bälte. Där klarar sig inte de krypande dvärgbuskarna, utan ersätts av gräs och halvgräs, vilkas ovanjordiska delar helt dör bort under vintern.

Baserat på kärlväxterna kan olika typer av vindblottor urskiljas, beroende på jordmån, grad av exponering (d.v.s. hur renblåsta de är), samt höjd över havet.

- Vanligast är ris-vindblottor, som bygger upp de s.k. rishedarna på sur mark. Denna artfattiga vegetationstyp kallas ofta skarp rished och täcker stora delar av lågalpint bälte i den skandinaviska fjällkedjan. Typiska arter på de mest exponerade vindblottorna är krypljung, lavarna ovan, ripbär, nordkråkbär och olika *Vaccinium*-arter. På något mindre exponerade vindblottor blir dvärgbjörk och *Cladonia*-arter vanligare.
- På basiskt underlag i lågalpint bälte ersätts den skarpa risheden av fjällsippa (*Dryas*)hedar. Förutom de fattiga vindblottornas arter tillkommer ett stort antal kalkkrävande. Fjällsippeheten är en av fjällens artrikaste vegetationstyper vad gäller kärlväxtfloran, och många av fjällens ovanligare växter finns där, exempelvis gentianor, fjällklocka och dvärgyxne.
- I nedre mellanalpint bälte ersätts båda dessa typer av starr-gräs-vindblottor. På fattig mark med klynnetåg och styvstarr, på rikare mark med artrik fårsvingelvegetation.
- I övre mellanalpint bälte har vindblottorna tidvis visst snötäcke, och där bildas fryle-vindblottor. På surt underlag med båg- och axfryle, på basisk mark med artrik snöfrylevegetation. På denna höjd är säsongen kort även för vindblottorna, vilket gör att vissa snölegearter kan finnas i vindblottorna, exempelvis isranunkel och dvärgvide.

Snölegor

Terrängsvackor eller sluttningar nedanför fjällhedar där snön ansamlar på vintern. Snölegorna karaktäriseras av:

- Ingen torkstress vintertid, sällan sommartid (och då bara i överdelen av snölegorna). Mycket smältvatten under lång tid, mycket sippvatten ur fuktig jord
- Närings- och finjordsrikt
- Kraftig jordrörelse med flytjord
- Kort växtsäsong, högst 40-60 dagar, med start efter midsommar, när dagarna redan börjat bli kortare
- Exponerat för renbete endast under hög- och eftersommaren
- Ofta kraftigt gnagarbete under snön höst- och vintertid
- Skyddat för låga temperaturer, snödrev etc. Temperaturen vintertid i princip runt noll.
- Kraftigt mekaniskt tryck från de tjocka snölagren.

Västerut blir nederbörden större och där täcker snölegorna större områden. Snölegorna bereder också ut sig mer ju högre man kommer.

Snölegornas växter klarar den korta säsongen, jordflytningen och de våta förhållandena när snölegan smälter ut. Snölegan ger också skydd mot låga vintertemperaturer och snölegor som smälter ut sent även mot konkurrens från högväxta arter. Dvärgbuskar (som dvärg- och polarvide) och mossor (t.ex. *Polytrichum sexangulare* och *Anthelia jurazkana*) är vanliga, men lavar mer ovanliga.

Vegetationen i snölegor bestäms av jordmånen i kombination med hur snabbt snölegan smälter och torkar ut. Tidiga snölegor smälter ut i slutet av juni-början av juli och torkar snabbt ut därefter. Sena snölegor smälter ut under andra halvan av juli. Vissa av dem torkar därefter ut, medan andra är närmast ständigt översilade, genom att de ligger nedanför permanenta snöbäddar. Typiska vegetationstyper för dessa olika varianter är:

- Fattiga, torra tidiga grässnölegor på sur mark (exempelvis små snölegor eller överkanten av större snölegor) kan domineras av stagg, kruståtel och vårbrodd, på högre nivåer med mer ripstarr och styvstarr. På något fuktigare, fattig mark finns tidiga fattiga äng-snölegor, med smörblomma, daggekåpor och dvärgfingerört.
- På basiskt underlag bildas rika äng-snölegor, med exempelvis fjällviol, fjällruta, fjällskräp, fjällvedel, fjällgröe, och ibland smörbollar och daggekåpor.
- Sena, fuktiga snölegor på surt underlag blir vanligen dvärgvidesnölegor, med mycket dvärgvide, dunörter och mossjung. I riktigt sena snölegor (exempelvis högre upp) blir nästan bara mossor kvar, exempelvis de som nämnts ovan.
- Sena fuktiga snölegor på basiskt underlag blir istället nät- och polarvidesnölegor, med bl.a. binkor, smalfräken och fjällsmörblomma. I riktigt sena snölegor domineras vegetationen av mossor ur släktena *Pohlia* och *Distichum*.
- Långvarigt eller ständigt översilade sena snölegor på fattig mark får vegetations-typen fattiga kärrsnölegor. Marken är här instabil och vegetationen blir uppbruten, med bl.a. fjällsyra, ripstarr, polartåg, stjärnbräcka och mossan *Calliergon sarmentosum*.
- Motsvarande på basiskt underlag (rika kärrsnölegor) är artrika, ofta med snögräs och flera bräckor, t.ex. purpurbräcka.
- En speciell typ av snölegevegetation är krusbräken-snölega, som finns i sura blockmarker. Den typen finns nästan bara i de norska fjällen.

Läsidor

Läsidor är ett mellanting mellan snölega och vindblotta.

- Ingen torkstress vintertid, måttlig sommartid. Mycket smältvatten under försommaren. Starkt varierande tillgång på sippervatten beroende på var i terrängen läsidan ligger.
- Relativt närings- och finjordsrikt
- Måttlig froströrelse men ofta med flytjord
- Medellång växtsäsong, men mycket effektiv genom att vegetationen är framsmält samtidigt som dagarna är som längst och vattentillgången som bäst.
- Exponerat för renbete hela sommaren, men inte under vinter och höst
- Ofta kraftigt gnagarbete under snön höst- och vintertid
- Skyddat för låga vintertemperaturer, snödrev etc.
- Måttligt mekaniskt tryck från snölagren.

Läsidor finns fr.a. på plana och svagt sluttande fjällhedar med ett täckande snölager. De är också vanliga i grunda terrängsvackor i mosaik med vindblottor. Läsidorna blir alltmer trängda mellan vindblottor och snölegor ju högre man kommer. De försvinner i stort sett redan i gränsen mellan låg- och mellanalpint bälte.

Läsidorna hör till de mest produktiva vegetationstyperna i fjällen och är de i särklass viktigaste för renen och sannolikt även för smågnagare. Omvänt har renbetet stor betydelse för läsidornas vegetation, och kan förskjuta vegetationstyperna från buskdominans (svagt bete) till gräs-, ört- (hårdare bete) eller högört dominans (relativt svagt bete). Renbetet påverkar också fördelningen mellan vindblotta och läsida genom att snön lättare blåser av om ris och annan vegetation är nerbetad.

Snöskyddet i kombination med lång växtsäsong skapar vegetationstyper som påminner om skogsvegetation. Läsidorna har vinterkänsliga arter som inte klarar sig i vindblottor och "lång-säsongarter" som inte klarar sig i snölegor. Beroende på substrat och snötäckets tjocklek bildas olika vegetationstyper:

Rik busk-läsida, har ett ofta tätt skikt av buskar, antingen dvärgbjörk-videbuskar eller dvärgbjörk-en, samt en artrikt örtvegetation med exempelvis vårfingerört, binkor och vedlar. Den finns där snötäcket är relativt tjockt.

Fattig busk-läsida har liknande buskvegetation, men en undervegetation som i princip är en fortsättning uppåt på hedbjörkskogens, med exempelvis nordkråkbär, lappspira och mossorna *Dicranum scoparium* och *Pleurozium schreberi*.

Blåbär-kruståtel-lappljung-läsida är fjällens vanligaste läsidevegetation, och bildas där snötäcket är tunnare. Samma vegetation fortsätter nedåt in i blåbärsdominerad fjällbjörkskog. På torrare mark blir det ofta stort inslag av kråkbär, på frisk mark av hönsbär. Vegetationstypen finns på både sur och basisk mark.

Gräs-örtläsida är vanligast i övre lågalpint-nedre mellanalpint bälte och ersätter i princip blåbär-kruståtelvegetationen uppåt, både på basiskt och surt underlag. På basiskt substrat finns de flesta av de mer krävande kärlväxterna, och många arter är gemensamma med fjällsippheiden. Den typen är, tillsammans med fjällsippheiden, fjällens blomsterängar.

Rik högört-videkråtläsida är en fortsättning uppåt av högörtbjörkskogen, och finns på frisk-fuktig mark med tjockt snötäcke, oftast i nedre lågalpint bälte. Höga videsnår

med insprängda förekomster av högorter finns där förhållandena är tillräckligt goda. Videsnåren försvinner ofta uppåt och ersätts av ren (fortfarande manshög) högörtvegetation med t.ex. torta, stormhatt, brudborste, myskgräs, kvanne och smörbollar. Vissa av högörtbjörkskogens arter, exempelvis vitsippranunkel blir ovanliga ovan trädgränsen, medan andra arter, som kvanne, tillkommer. Vegetationstypen förekommer även längs vattendrag långt upp på kalfjället.

Fattig högört-videkrattläsida har en mer utarmad örtflora, med exempelvis smörblomma, gullris, älgört och flädervänderot. Typen finns dels på fattigare mark, både som typiska läsidor och längs vattendrag, dels på torvbildande mark.

Fjällbräkenläsida finns på stenig mark, ofta längs vattendrag eller insprängd i andra typer av läsidor.

Höjdgradienten

Subalpint skogsbälte

Den skogsgränsbildande skogen i fjällkedjan ligger i subalpin zon. Fjällbjörkskog är absolut vanligast i Sverige.

Lågalpint bälte

Ca 1200-1350 m.ö.h i Helags-området, 750-1100 i Sarek. Lågalpint bälte når i det närmaste havet vid Nordkap.

Typiskt för lågalpint bälte är:

- Stor utbredning av tydliga vindblottor, mest med krypande ris, lavar och mossor
- Liten-måttlig utbredning av snölegor. Övervikt av tidiga snölegor, utom i vissa branter och sluttningar där snö från högplatåer kan ansamlas
- Stor utbredning av tydliga läsidor, av blåbärstyp, busktyp eller högört-videkratttyp
- Stor utbredning av myrvegetation. Minerotrofa myrar finns i hela bältet medan nederbördsmyrar (ombrotrofa) inte går högre än till nedre delen av lågalpint bälte.
- Jordprofiler (humusprofil eller brunjordsprofil) finns upp till mitten av lågalpint bälte, därovan utbildas inga jordprofiler. På denna höjd stannar humuskrävande växter som skogsstjärna (den s.k. Trientalis-gränsen, som ibland anses vara översta skogsgräns under värmetiden) och pyrorlor.
- Fältskiktsvegetation heltäckande utom på vissa extrema vindblottor där viss vinderosion kan förekomma

Mellanalpint bälte

Ca 1350-1600 m.ö.h i Helags, 1100-1400 i Sarek, 600-800 i Finnmark.

Typiskt för mellanalpint bälte är:

- Stor utbredning av tydliga vindblottor, mest med gräs och halvgräs, lavar och mossor
- Stor, ibland nästan sammanhängande utbredning av sena snölegor
- Liten-mycket liten utbredning av läsidor, eftersom snölegor och vindblottor i stor utsträckning går i varandra

- Ingen myrvegetation (torvbildning), men stor utbredning av våta vegetationstyper nedanför snölegor
- Inga jordprofiler p.g.a. froströrelser. I detta bälte har de flesta typiska fjällväxter sitt utbredningsmaximum; vissa finns bara här medan andra även går ner i lågpint bälte.
- Stora ytor med gles vegetation p.g.a. froströrelser

Högpint bälte

Typiskt för högpint bälte är:

- Inga vegetationsskillnader mellan höjder (på lägre nivåer vindblottor) och sänkor (läsidor och snölegor på lägre nivåer) p.g.a. tjockt och heltäckande snötäcke. Riktigt sena snölegor saknar helt kärlväxter p.g.a. för kort säsong. Arter som är typiska snölegarter längre ned (exempelvis isranunkel och dvärgvide) växer här i alla typer av mark.
- Stora ytor helt utan kärlväxter. Ovanjordiska vedväxter saknas, och bältets nedre gräns definieras ofta utifrån var lingon försvinner. Sällan mer än ett 30-tal kärlväxter på kalkrika fjäll och ett 10-tal på kalkfattiga.

Effekter på markvegetationen

Renbete skapar rent allmänt en mosaik i landskapet (Väisänen 1998). Betet påverkar markvegetationen på olika sätt, genom bete, brytningar och tramp. Genom tramp bildas jordblottor där chansen till etablering av frön, mossor och lavar ökar. Jordblottorna har högre jordtemperaturen (Van der Wal & Brooker 2004). Renar skapar på så vis en småskalig dynamik i fjällbiotoperna (Austrheim & Eriksson 2001). Även gnagare skapar en sådan småskalig variation. Snödjupet och isskorpebildningen påverkar gnagarnas fördelning under snön. De undviker höjder med för tunt snölager och sänkorna där snötäcket är för djupt (Emanuelsson 1984a). På fjällhed äter gnagare ofta ris under snön. Ibland bildas det en isskorpa vilket gör att riset fastnar. Då äter djuren bara stammarna och dödar därmed mer än vad de kan äta och har därigenom stor påverkan lokalt. Gnagarbete av ris gynnar rent allmänt förekomsten av gräs (Emanuelsson 1984a).

En gnagarstudie visade att gnagare i fjällbjörkskog föredrar att äta gräs och örter framför vedartade växter och höga örter (Moen et al. 1993a). En 10-årig studie av några kärlväxtarter i fjällbjörkskog i Härjedalen visade att under år med någorlunda höga tätheter av gnagare påverkas ca 10 % av skotten av gentianor, ögontröst, skullror m.fl. av sommarbete av gnagare. Större effekt hade vinterbetet under snön; helt nerbetade fläckar och gångar påverkade 5-10 % av markytan under gnagarår, vilket hade stor positiv effekt på etablering och populationstillväxt av dessa kärlväxter (T. Lennartsson, opublicerade data).

Effekter på etablering

Ofta orsakas de största effekterna av att betet påverkar etablering och andra känsliga livsstadier. Då återkolonisering av experimentellt störda ytor studerades med eller utan bete fann Olofsson et al. (2005) att de av gnagarna prefererade arterna inte etablerade sig i lika hög grad som mindre smakliga arter. Två liknade studier utförda på ängar i finska Lappland visade att harar och renar påverkade i vilken grad olika växter etablerade sig i de experimentellt störda ytorna. Efter tre år var det flest arter i de obetade ytorna men efter 5 år hade skillnaderna mellan betat och obetat försvunnit. Växthöjden i de betade ytorna var lägre (Zobel et al. 1997). På samma plats och med samma försöksuppställning studerades i detalj hur bete påverkade nyetableringen av fjällbjörk och grönvide (*Salix phylicifolia*). Första året efter att vegetationen tagits bort etablerades en mängd fröplantor av både björk och grönvide. Skillnaden var att i de obetade ytorna växte buskarna på höjden och hindrade på så vis vidare fröetablering. I de betade ytorna var buskarna lägre och fler. Det visade sig även att grönvide betades mer än fjällbjörk (den Herder & Niemelä 2003). Även om alla arter som förekommer i ett område till slut kan etablera sig (den Herder & Niemelä 2003, Olofsson et al. 2005, Zobel et al. 1997) påverkar bete följaktligen i vilken grad växterna etablerar sig och hur de tillväxer. Renbetet har även indirekt betydelse för spridning av frön till platser där de kan gro. När vegetationen betas ner blåser snön lättare bort från de

betade ytorna vintertid. Snön och vinden för med sig frön, vilka samlas på platser där fröna har en god chans att etablera sig med avseende på lä och fukt (Kullman 1984). Vindspridda frön är viktiga för områden som nyligen blivit störda, där konkurrensen är minimal (Callaghan 1987).

Bete påverkar växter negativt genom att de skadas, men kan få positiva effekter på lågväxta arter genom att konkurrensen minskar (Jonsdottir 1991). Detta belyses av en betes- och transplantationsstudie mellan fjällbjörksskog och snölegor på kalfjället (Moen & Oksanen 1998). Studien visade att snölegearterna inte kunde etablera sig i fjällbjörksskogens högörtvegetationen vare sig de var skyddade från bete eller inte. I betesskyddade rutor i snölegevegetationen däremot, tillväxte inte bara snölegearterna utan även de transplanterade högörterna. Resultatet visar att betet var en begränsande faktor i snölegevegetationen, medan konkurrens var det i högörtvegetationen. Utan bete kan det tänkas att högörter på sikt konkurrerar ut lågväxta arter i snölegevegetationen (Moen & Oksanen 1998). Ett liknande försök med transplantationer av ängsvegetation till snölegor (Olofsson 2001), visade att bete begränsade ängsvegetationens utbredning. Betarna (i detta fall främst gnagare) föredrog att äta midsommarblomster (*Geranium sylvaticum*) vilken reducerades med 50 % i betade ytor. Övriga växter minskade med 30 % jämfört med i de betesskyddade ytorna (Olofsson 2001). Trots att andra miljöfaktorer, såsom tillväxtsåsongens längd, höjd över havet etc. begränsar den ultimata utbredningsgränsen för växter, spelar betet således en mycket stor roll inom de fysikaliska ramarna (Olofsson 2001).

Betet ändrar även förutsättningarna för frögroning och etablering. Genom ett försök med att klippa vegetation och så frön av 14 naturligt förekommande arter i snölegor, vilka antingen betades och skyddades från bete, studerades beteseffekt på artsammansättningen. Trots att snölegor är ett relativt lågproduktivt habitat (genom kort säsong, inte genom näringstillgång) underlättades groning och etablering om den befintliga vegetationen först klipptes/betades bort (Eskelinen & Virtanen 2005). Antalet etablerade nya planter berodde på hur mycket biomassa som fanns kvar och inte på antalet frön. Snölegorna var därmed inte fröbegränsade (Eskelinen & Virtanen 2005).

I hedbjörksskogen kan ibland hela markskiktet bestå av olika *Cladina* arter (Väre 2001). Lavmattan är tjock och björkfrön har svårt att gro, men genom att renar betar av lavarna bildas luckor där fröna kan gro (Väre 2001). I en långtidsstudie under 13 år studerades hur återupptaget renbete påverkande lavtillväxt och markvegetation i ett område som varit betesskyddat i 32 år (den Herder et al. 2003). En del av området var vindexponerad lavhed och en annan tallskog. Renarna betade inom områdena på vintern och betestrycket räknades som hårt. På lavheden minskade fönsterlav (*C. stellaris*) medan andra marklevande lavar samt små dvärgbuskar (ris) ökade. I tallskogen bidrog minskningen i lavtäcket till att det grodde fler tallar, dels på grund av att det blev mer öppen mark, dels på grund av att lavarna innehåller mykorrhizahindrande ämnen (den Herder et al. 2003).

Vid hårt klimat och då mängden resurser är begränsad kan etableringen av kärleväxter både stimuleras av omgivande växtlighet, exempelvis genom att det bildas lä (Kullman 2000, 2001, 2002), och försvåras genom konkurrens om ljus, värme och näringsämnen (Olofsson et al. 1999, Eskelinen & Virtanen 2005, Sonesson & Callaghan 1991).

Genom att manipulera nyetablering av fjällsyra (*Oxyria digyna*) i närheten av isranunkel (*Ranunculus glacialis*) ovanför trädgränsen, visade det sig att isranunkeln gjorde det svårare för fjällsyrefrön att gro och att de fjällsyre-individer som trots allt etablerade sig blev mindre än om de stod för sig själva (Olofsson et al. 1999, Moen 1993). Mekanismen kan vara att det blir kallare och mindre resurser i närheten av isranunkeln på grund av skuggning och konkurrens (Olofsson et al. 1999, Moen 1993). Denna balans mellan att betas och att slippa konkurrens finns också hos de yngsta livsstadier hos växter (Hulme 1996).

Betespreferens

Betarnas preferens är en viktig faktor. Renen är ett selektivt betande djur (Danell 1998), och arter kan därför antas påverkas olika av betet. Då renar och andra växtätare kan föredra att beta vissa växter framför andra blir dels betetrycket ojämnt, dels rekrytering och tillväxt av attraktiva växter försvårad. Under sommarbetet av renar i den kustnära fjällbjörkskogen i norra Norge minskade totalmassan kärleväxter med 33 % medan de prefererade växterna minskade med hela 49 % (Bråthen & Oksanen 2001). På Svalbard betar renar gärna fjällsippa (*Dryas octopetala*) och hindrar på så vis nyetablering (Cooper & Wookey 2003).

Under två på varandra följande gnagarår undersöktes hur vegetationen i snölegor påverkades av gnagarbete under vintern genom att utestänga gnagare. Andelen gräs i de betade ytorna minskade med 33 % och mossor med 66 % (Moen et al. 1993b). Lämlar som fick välja att äta unga, gamla eller blommande skott av norrlandsstarr (*Carex aquatilis*), valde efter hur mycket försvarsämnen de olika skotten hade. Oftast innehöll blommande och unga skott mest försvarssubstanser och åts följaktligen minst. Detta varierade dock mellan olika områden vilket gjorde att lämlarnas beteseffekter också varierade mellan områdena. (Bråthen et al. 2004).

Olika beteseffekter beroende på biotopernas produktivitet

Effekterna av bete skiljer sig mellan olika vegetationstyper, exempelvis fjällhed, fjällbjörkskog (sommarbete) och barrskog (vinterbete), beroende på områdenas produktivitet och på hur lång tid renarna betar i vegetationstypen, det vill säga om betet sker under förflyttningar mellan betesområden vårar och höstar eller på sommarbete och vinterbete (Olofsson et al. 2004a). En studie av

betespåverkan på diversitet av kärlväxter i olika skalor i de skandinaviska fjällen visade att beteseffekten beror på landskapets produktivitet och på betetrycket. I produktiva (närlingsrika) områden gynnades kärlväxtdiversiteten av bete (renar och får) medan antalet arter minskade genom bete i näringsfattiga områden (Austrheim & Eriksson 2001)

På näringsrika marker som betas ökar mängden örter och gräs på bekostnad av ris (Olofsson et al. 2001, Stark et al. 2002) medan på mager mark gynnas risen på bekostnad av lavarna (Stark et al. 2002). Då bete av både gnagare och renar förhindrades i tre områden med olika produktivitet, blev slutresultaten olika. På näringsfattig mark utan bete ökade risen på lavarnas bekostnad. På de produktiva ängarna konkurrerade höga örter ut bottenskiktet och i snölegorna bredde krypande ris ut sig i frånvaro av bete (Oksanen & Moen 1994).

I en kortare sommarbetestudie studerades skillnaden i effekter av olika gnagartätheter i två biotoper med olika produktivitet; snölega och högörtäng. Gråsidingar (*Clethrionomys rufocanus*) och lämlar (*Lemmus lemmus*) sattes att beta i hägn under 18 respektive 55 dagar. Trots höga tätheter av gnagare var effekten på vegetationen liten. Den enda signifikanta effekten var att mängden biomassa av vedartade växter, såsom *Vaccinium* spp. och *Salix* spp., minskade i det lågproduktiva habitatet, snölegan. Detta tolkades som att en sommarsäsong var alltför kort för att få tydliga effekter på vegetationen trots intensivt bete. Att bara artförändringar i snölegan kunde ses tolkades som att högörtängen kan kompensera för gnagarbetet (Moen 1990).

Å andra sidan kan medelhöga gnagartätheter vintertid påverka vegetationen mycket (figur 16), och så mycket som 40-50 % av befintlig vegetation kan betas bort under snön (Virtanen et al. 2002). Gnagarna väljer att beta ovanför trädgränsen, och där det är ett skyddande snötäcke, d.v.s. i sänkor och sluttningar i lä (Virtanen et al. 2002).



Figur 16. Kraftigt gnagarbete under snön i snölega. Foto: T. Lennartsson.

Olika beteseffekter på olika växtgrupper

Vissa av de växter som helst betas av renar och andra växtätare uppvisar betespassningar. Förlust av biomassa hos olika funktionella växtgrupper studerades i ett växthusbetesexperiment. Växtgrupperna var gräs, låga och höga örter (vissa av dem giftiga), ris och rosettväxter. Genom att stänga in fyra gnagararter i hägn med växter studerades i vilken grad växterna åts och hur de återhämtade sig efter att ha betats. Trots att gräsen åts mest återhämtade de sig bäst och andelen gräs var högre i de betade rutorna jämfört med kontrollerna, en och en halv säsong efter betet. Även de giftiga växterna betades till viss grad, och deras återhämtning var mycket dålig (Moen et al. 1993a).

Gnagarbete av ris gynnar rent allmänt förekomsten av gräs (Emanuelsson 1984a, Kryazhimskii & Danilov 2000), dels genom att minska konkurrensen men också mer direkt på grund av en gödslande effekt från gnagarnas avföring (Kryazhimskii & Danilov 2000). Kråkbär (*Empetrum nigrum*) reagerar starkare på gnagarbetning än *Vaccinium*-ris beroende på att det saknar vilknoppar (adventivknoppar) nere på basen av stammarna (Emanuelsson 1984a).

Genom att förhindra bete under 15 år i snölegor i nordvästra Finland kunde dynamiken i växtsamhällena studeras (Virtanen 2000). Efter 5 år hade biomassan av mossor ökat i snölegorna. Efter 15 år var det fortfarande mycket mossa, men gräsen hade börjat dominera på bekostnad av mossor och framför allt lavar. Gräsen kunde genom att producera förna konkurrera ut mossor och lavar (Virtanen 2000). I en studie från Spetsbergen undersöktes mosstäckets tjocklek, jordtemperatur och förekomsten kärlväxter i förhållande till renbete (Van der Wal & Brooker 2004). I motsats till Virtanens (2000) studie visades ansamlad förna minska jordtemperaturen vilket ledde till att mossorna fick konkurrensfördel över gräsen. Då området betades minskade mosstäcket, jordtemperaturen blev högre och andelen gräs ökade vilket ledde till ökat renbete och mer näring från renarnas avföring, således en tvåvägs positiv förstärkning (Van der Wal & Brooker 2004).

Gräs gynnas allmänt av bete genom att de har tillväxtpunkten vid basen och därmed tål skada. Efter att ha betats kan gräsen därför fortsätta att växa. Genom att gräsen tål att betas och också är prefererad föda för renarna återvänder renarna till tidigare betade områden och gör så att andelen gräs ökar ytterligare, en så kallad positiv feedback loop (Olofsson et al. 2001, Palmer et al. 2004, Van der Wal & Brooker 2004, Stark et al. 2002). Eftersom några gräs är fortsatt gröna på vintern är de viktiga för renarna, speciellt på våren (Warenberg 1984).

Finmarksvidda i Norge hade under 1980-1990-talet mycket höga tätheter av renar (Tømmervik et al. 2004). En studie i hedfjällbjörkskogen visade att trots att området inte betades hårt längre, hade de tidigare så dominerande lavmattorna inte kommit tillbaka efter ca 20 år. Istället hade kärlväxterna tagit över, troligen på grund av att betet ökat näringshalten i marken. Kärlväxter och

fröplantor av fjällbjörk konkurrerar ut lavarna då marken blir näringsrikare. Denna studie visar hur jämviktslägen kan förskjutas genom att renar betar ett område hårt även om det är under en kort tid (Tömmervik et al. 2004). En annan studie från Finnmarksvidda studerade hur växter reagerar på gödsling och bete (Grellmann 2002). Genom att i olika behandlingar hägna ut ren, både ren och gnagare samt gödsla kunde förändringar studeras under 5 år. Studien visade att gräsen var den grupp som ökade mest (10 ggr) i gödslade obetade ytor. Örterna ökade också medan mossor minskade. Då de gödslade ytorna var betade ökade både gräs och örter fast inte lika mycket, och i de ogödslade ytorna var det samma mönster. Renarna betade området på våren och hösten (dvs. innan och efter växternas tillväxtsäsong), medan gnagarna betade mycket i de gödslade ytorna under vintern, framför allt blåbärs- och lingonris. (Grellmann 2002). Detaljstudier av markkväveinnehållet i samma försöksuppställning (Stark & Grellmann 2002), visade att markkvävet ökade i den gödslade och obetade, men inte i den betade behandlingen. Förklaringen ansågs vara att kvävet togs upp av växterna och senare betades och bortfördes av de vandrande renarna (Stark & Grellmann 2002).

Renbete har visat sig förändra växtsamhällenas artsammansättning (Olofsson et al. 2001, Väre et al. 1995) samt näringstillgången och den primära produktionen i systemet (Olofsson et al. 2001, Stark et al. 2000). Väre et al. (1996) studerade näringsfattig tallhed där fönsterlavstäckningen minskade som följd av bete medan gulvit renlav, grå renlav och mossor ökade till följd av bete (Väre et al. 1996).

Rumsliga skalor

Vilka effekter man ser beror till stor del av vilken rumslig skala man studerar. Genom att ta bort vegetationen helt och sedan begränsa åtkomsten av gnagare och renar eller bara renar studerades herbivoreernas effekt på återkoloniseringen av växter (Olofsson et al. 2005). Endast då både gnagare och renar stängdes ute blev det skillnader i förekomst av återkoloniserande arter. Mängden tuvtåtel (*Deschampsia cespitosa*), blåbär (*Vaccinium myrtillus*) och lingon (*Vaccinium vitis-idaea*) var lägre i de betade ytorna även om arterna fanns där. Genom att vegetationen stördes ökade däremot artrikedomen av kärlväxter på provyte-, habitat- och plats-skala, men när hela lokalerna inventerades visade det sig att alla arter fanns i omgivningen. Detta tolkades som att fjällmiljön störs tillräckligt mycket och ofta för att det skall finnas utrymme för både koloniserande arter och klimaxarter samt att störning bidrar till heterogenitet och bibehållen artrikedom (Olofsson et al. 2005).

Effekter på växtpopulationer och arter

Betesstudier av enstaka populationer ger en bild av hur arterna reagerar på bete. På Island har populationsdynamiken hos styvstarr (*Carex bigelowii*) studerats med eller utan sommarbete av får (Jonsdottir 1991). Då styvstarr betades blev starrindividerna mindre och chansen att blomma minskade, men

tätheten och biomassan av starr ökade i de betade områdena. Den dominerande mossan i området, raggmossa (*Racomitrium lanuginosum*), betades inte av fåren men var känslig för tramp. I de obetade områdena var tätheten av mossa fyra gånger högre än i de obetade områdena. Den positiva populationseffekten på styvstarr består till stor del av minskad konkurrens från mossan. Starrrens betes Anpassningar gav en stabil populationstillväxt trots att så stor del som 55-58 % av alla starrskott kunde bli betade (Jonsdottir 1991). Mekanismen bakom styvstarrrens betes Anpassning är att den har flera adventivknoppar vilka kan vara vilande i flera år till dess att huvudskottet betas/skadas. Då börjar de tillväxa och kan bilda nya starrskott redan samma säsong (Jonsdottir & Callaghan 1988).

Effekter på andra organismgrupper

Vegetationsstudier faller tillbaka på en lång historia av växtsociologi i fjällbiotoper (Sonesson & Callaghan 1991). Sådana parametrar är dock ofta svåra att värdera från naturvårdssynpunkt: Innebär eller indikerar en viss artsammansättning problem för biologisk mångfald medan en annan inte gör det?

Vi har inte hittat många studier som direkt belyser rödlistade eller ovanliga arters reaktioner på renbete i fjällen. Detta beror säkerligen delvis på att ovanliga arter sällan kan analyseras med metoder som utvecklats för att studera artsammansättningar i stort. Det närmaste man kan komma är i regel den kunskap som finns sammanställd i artfaktablader för rödlistade arter (Artdatabanken, www.artdata.slu.se). En studie gjord i Finland har dock korrelerat artrikedom av kärlväxter, kalkgynnade växter och rödlistade växter med tätheten av renar på kalkrik fjällsippshed (Olofsson & Oksanen 2005). De studerade 8 olika områden som betats med olika tätheter sedan 20 år tillbaka. Resultaten var att det totala antalet arter inte var korrelerat med sommarbetetryck, men däremot ökade tätheten av både kalkgynnade och rödlistade arters förekomst då fjällsippsheden betades. I ett område, Malla, vilket betesskyddats för 20 år sedan på grund av sin rika kärlväxtflora, fanns de skyddsvärda växterna endast kvar på de ytor där vegetationen hållits öppen av andra anledningar. Författarna rekommenderar därför att området skall öppnas för renbete igen (Olofsson & Oksanen 2005).

Det finns mycket få studier av renbetes effekter på andra organismer än växter. I en studie från finska Lappland studerades sommarbetets effekter på artantal och individrikedom av två grupper skalbaggar: jordlöpare (rovdjur) och vivlar (växtätare) i tall- och fjällbjörkskog. Rovdjuren gynnades både till art- och individantal då betet var högre (mättes i relativ minskning av lavtäcket), troligen på grund av varmare mikroklimat och större tillgång på bytesdjur (Suominen et al. 2003). Växtätarna påverkades negativt av hårdare bete i de områden där det inte fanns mycket fönsterlav. I områden med mycket fönsterlav var det däremot positivt med högre betetryck, möjligen för att vivlarnas värdväxter blev vanligare där lavarna betades bort (Suominen et al. 2003). Den relativa skillnaden i artrikedom och individantal mellan de två skalbaggsgrupperna var som högst vid intermediär renbetespåverkan på lav-

täcket och lägst både vid mycket hög och mycket låg relativ täckningsgrad (Suominen et al. 2003). Studien indikerar att den starkare effekten av renbete på skalbaggar finns i de mest lågproduktiva biotoperna (Suominen et al. 2003).

En annan studie granskade bland annat effekterna av renbete på antalet individer och arter av marklevande snäckor i den boreala skogen i finska Lappland (Suominen 1999). De arter som fanns i tillräckligt höga antal för att kunna testas hade oftast högre antal individer på de obetade ytorna. Diversiteten, mätt som Shannon-Wiener-index, var lite högre i obetade ytor medan den relativa diversiteten var lika. Skillnaderna orsakas troligen främst av att betade områden blir varmare, torrare och får mindre förna, vilket inte passar snäckor (Suominen 1999).

En rysk studie som jämförde sommar- och vinterbetets effekt på marklevande skalbaggar och på förnamängd, fann att antalet skalbaggsarter och mängden förna minskade i de betade ytorna på sommarbetet. Vinterbete däremot påverkade inte antalet arter eller förnamängd (Kolesnikova & Uzhakina 2002). Kortvingar minskade mest, beroende på att de lever i förnan. Antalet arter rovlevande jordlöpare ökade däremot då det blev mindre förna (Kolesnikova & Uzhakina 2002). Studien fann således samma resultat vad gäller jordlöpare som den finska undersökningen (Suominen et al. 2003).

En sexårig studie försökte finna effekter av sommarrenbete på tätheter av videätande insekter. Renarna åt helst av de unga buskarna och av redan betade skott. Antalet insekter var lägre på betade buskar (den Herder et al. 2004).

Betydelsen av betestryck. Vad är överbete?

Redan på 1930 talet började man studera renbeteseffekter på tundrans produktion i syfte att undvika att renbetet förstörde systemets produktivitet och funktion som renbetesland (Kryazhimskii & Danilov 2000).

Sedan dess har många studier av vegetationsförändringar i fjällen föranletts av katastroflarm om överbetning, utarmning av floran och erosion (t. ex. Näsman 1994, Ihse et al. 1998). Flera samverkande faktorer gör fjällbiotoperna särskilt känsliga för hårt bete (Näsman 1994):

- kärva klimatförhållanden
- långsamma jordmånsprocesser
- tunna jordlager
- kraftig erosion av vind och vatten
- vegetationens låga produktionsförmåga
- markens ibland kraftiga lutning

Vad som skall betraktas som överbete är dock till stor del en definitionsfråga. Minskande slaktvikter kan tyda på överbete (Kumpula et al. 1998, Danell 1998) och vegetationsförlust som leder till erosion kan otvivelaktigt anses som överbetning (Näsman 1994, Evans 1996). I fjällanalysstudier över vegetations-

förändringar anses barmark och vindblottor i princip alltid vara tecken på vegetationsförsämringar, vanligen orsakade av överbete (t.ex. Allard 2003, Nordberg & Evertson 2003). Vegetationstäckning i sig är däremot svårt att använda som mått eftersom vi inte utan vidare kan säga vad som är normal-tillståndet. Studier av vegetationsförändringar bygger därför på jämförelser mellan olika tidpunkter (Allard 2003, Nordberg & Evertson 2003). Vi vet inte heller vilken vegetationstäckning som är bäst för olika aspekter på biologisk mångfald som artantal, antal mer krävande eller rödlistade arter eller livskraft hos populationer.

I hedbjörkskogen kan hela markskiktet bestå av olika *Cladina*-arter (Väre 2001). Lavmattan växer långsamt och om den betas hårt tar det mycket lång tid för den att återhämta sig. Den dominerade arten är fönsterlav (*C. stellaris*). Ännu 50 år efter betning på tallhedar i Norra Finland syntes förändringar i lavmattan (Väre et al. 1996). Det finns uppgifter på att fönsterlav inte klarar att betas ens så sällan som vart fjärde år utan att den riskerar att försvinna helt (Helle & Aspi 1983). Andra renlavarter gynnas å andra sidan av bete likaså mossor (speciellt *Dicranum* spp.)(Väre et al. 1996, S.Hultengren, muntligen). Samma studier kan således både indikera överbete och icke-överbete, beroende på vad man mäter. Att den dominerande lavarten minskar kan tolkas som överbete. Att många andra lavarter å andra sidan ökar vid renbete och minskad dominans av några få arter kan däremot tolkas som om att överbete inte förekommer utan tvärtom att svagt bete är ett hot mot lavarna. Generellt har de flesta studier fokuserat på dominerande arter, vegetationstäckning och bio-massa vilket lätt leder till misstankar om för hårt bete.



Figur 17. Busklavar har expanderat i både vindblottor och läsidor efter upphört bete. Olavsgruva, Norge. Foto: T. Lennartsson.

Studier av artantal och särskilt av krävande och ovanliga arter, t.ex. rödlistade, skulle sannolikt ge en annan bild av betetrycket i fjällen. För biologisk

mångfald är vegetationsfattiga områden och viss mängd trampsador normalt och nödvändigt i de flesta fjällbiotoper ovanför trädgränsen (Emanuelsson 1984b, 1984c).

Studier i Finland har visat att stödutfodring ökar slitaget på områden intill utfodringsplatserna (Kumpula et al. 1998) och lokalt kan skador uppkomma. Samma sak händer om renarna hägnas in; i hägnen kan effekterna av bete och tramp lokalt bli mycket stora (Moen & Danell 2003, Näsman 1994). Stödutfodring ökar renantalet och betetrycket inte bara intill utfodringen utan i princip i hela betesområdet. Samma effekt följer av skydd mot rovdjur och av parasitbekämpning (Moen & Danell 2003, Suominen & Olofsson 2000). Farhågor om för stora renstammar framförs i olika sammanhang och antyds även i miljömålet ”Storslagen fjällmiljö” om begränsning av skador på mark och vegetation.

Ryska studier visade att både frånvaro av renbete och för hårt bete försämrade tundraecosystemets funktion som renbetesland (Kryazhimskii & Danilov 2000). Det var högst artrikedom inom *Calluna-Cladonia* samhällen som var medelhårt betade av renar. Orsaken till att bete gynnade lavdiversiteten var att fönsterlaven som dominerade samhället minskade varvid andra lavar och små mossor kunde öka. Vid hårt bete kunde inte alla arter etablera sig och andelen bar jord ökade (Helle & Aspi 1983).

Ekologiskt sett är betetrycket en kombination av antalet djur, tidpunkt för bete och områdets produktivitet (Austrheim & Eriksson 2001, Helle & Kojola 1993, Kumpula et al. 1998, Moen & Danell 2003). Under året varierar vegetationens produktivitet (Sonesson & Callaghan 1991). Sommarvegetationen är mer produktiv än vintervegetationen och följaktligen är beteseffekterna av vinterbete större (Olofsson et al. 2004a, Danell 1998). Ekologiskt ”lagom” bete skulle kunna innebära att det råder en dynamisk balans mellan igenväxning (högväxta arter ökar, lågväxta minskar), avbetning (högväxta arter minskar, lågväxta ökar), vegetations- och markskador. Oftast är det betydligt lättare att avgöra när ris och buskar breder ut sig och betet därmed, från biologisk mångfalds synpunkt, är för svagt, än när det är för hårt.

På fjällhedar är vegetationsfattiga vindblottor en förutsättning för många av de mer ovanliga eller krävande kärlväxterna som lappfingerört (*Potentilla nivea*) och dvärgyxne (*Chamorchis alpina*) samt för de flesta mossor och lavar (H. Weibull och S. Hultengren, muntligen). Vid svagt bete ersätts ett större antal småväxta vindblotte-arter av ett fåtal ris-arter eller, i oceaniska klimat, busklavar (Oksanen & Moen 1994). Renbete ökar artdiversiteten av kärlväxter och lavar i *Cladina*-rika områden genom att minska renlavarnas dominans (Helle & Aspi 1983, Suominen & Olofsson 2000, Väre et al. 1995, Väre et al. 1996).

Bete har en dubbel effekt på den mer högväxta vegetationen på fjällhedar. Dels betas vegetationen i sig, dels stannar mindre snö kvar i vegetationen om den är nedbetad (Ihl & Klein 2001). Utan skyddande snötäcke exponeras vegetationen för snödrev, vind och låga vindtemperaturer, vilket skadar och dödar växter som inte är anpassade till de extrema förhållandena (Elven 1990, Sonesson &

Callaghan 1991). Bilden i "Bakgrundsfakta - gradienter och vegetationstyper i fjällen" från Borrachokka visar ett område där vindblottorna till följd av svagt bete har växt igen till läsidevegetation sedan början av 1990-talet. Eftersom snön därmed stannar i läsidorna får även snölegorna mindre utbredning, även om detta blir mindre tydligt genom att snö också blåser ner från högre höjd.

Danell (1998) menar att då renarna betar för hårt inom ett område blir det oekonomiskt att fortsätta betet där eftersom renarna inte får tillräckligt med näring. Överbetning i fjällen är knappast ett relevant begrepp. Betestryck som ger generella bestående skador är inte möjliga därför att renskötseln innan dess slutat vara lönsam (Danell 1998).

Det hårdaste betet uppstår oftast då människor styr renarnas rörelsemönster. Flera studier har observerat att stora skador uppkommer då renarna följer stängsel eller stängslas in (Evans 1996, Moen & Danell 2003, Näsman 1994, Suominen & Olofsson 2000).

Betydelsen av varierat betestryck

I alpina gräsmarker och våtmarker på lägre höjd finns inga vindblottor utan all vegetation är skyddad av snö vintertid (Elven 1990). Med lagom hårt bete kan högväxt vegetation hållas tillbaka, vilket gynnar lågväxta arter och artrikedomen i stort. Med tiden vandrar emellertid ofta en- och videbuskar in och gräsmarkerna ersätts på sikt av busksnår. Buskarna hålls således inte tillbaka av "lagom" bete, utan det krävs perioder med mycket hårdare bete för att minska buskarnas utbredning. Ofta behövs så hårt betestryck att markskador uppstår tillfälligt (Moen & Danell 2003, Näsman 1994, Wallin & Aronsson 1998). Också för biologisk mångfald i alpina gräsmarker kan periodvisa markskador således ses som normalt och nödvändigt. När Mittåkläppen i Härjedalen betades som hårdast i början-mitten av 1990-talet var många av de mer exklusiva växterna på gräsheden helt försvunna, vad gäller ovanjordiska delar (Näsman 1994). När betestrycket minskade expanderade emellertid många av dessa arter kraftigt, till högre nivåer än innan överbetningen, både genom att buskvegetationen betats bort och genom att ris och förna minskat (T. Lennartsson, opublicerade data).

Liknande positiva effekter av tillfälligt hård betespåverkan har setts i biotoper i fjällbjörkskogen. Efter år med mycket hårt vårbete av ren på gamla fäbodmarker i Hamrafjället i Härjedalen expanderade kärleväxter som låsbräkenarter (*Botrychium* spp.), ögontröstar (*Euphrasia* spp.), fjällskallra (*Rhinanthus minor* ssp. *groenlandicus*) och svarthö (*Bartsia alpina*) efter att tidigare minskat under en lång följd av år (T. Lennartsson, opublicerade data). Många tillbakaträngda arter på gamla slätterkärr ökade på motsvarande sätt både efter kraftigt tramp under vårflyttningen och efter hästbete sommardag (T. Lennartsson, opublicerade data).

Några studier har studerat etablering och data genom att ta bort all vegetation och sedan stänga in områden för att förhindra bete (den Herder & Niemelä

2003, Olofsson et al. 2005, Zobel et al. 1997). Resultaten visade att trots att betet påverkade i vilken mängd växterna förekommer, hindrades inga arter att etablera sig. Det skulle kunna tolkas som att även tidvis mycket hårt bete, som skapar bar jord, inte påverkar områdets totala artsammansättning negativt (den Herder & Niemelä 2003, Olofsson et al. 2005, Zobel et al. 1997). Däremot skiljde sig betade och obetade ytor åt med avseende på fördelningen mellan arterna och växternas morfologi. I betade ytor blev buskar och höga kärlväxter ovanligare och lägre (den Herder & Niemelä 2003, Zobel et al. 1997).

Betetrycket måste ofta ses i ett längre tidsperspektiv. I ett resonemang angående kortsiktiga och långsiktiga effekter av renbete på lavmattan i vinterbetesmarker, framför Gaare (1995) att hårt och tidvis för hårt betetryck krävs för lavmattornas långsiktiga överlevnad. Genom att tillväxa optimalt bildar lavarna ett allt tjockare humuslager i vilket kärlväxter kan gro och så småningom konkurrera ut lavarna. Då markerna överbetas trampas och spolats humuslagret bort och lavarna kan återigen tillväxa utan konkurrens av kärlväxter (Gaare 1995). Den kortsiktigt negativa effekten på lavarna motverkas i det fallet av den långsiktigt positiva.

Långvarigt hårt bete är dock sannolikt negativt för biologisk mångfald i de flesta fjällbiotoper. Exempelvis har fjärlilar visats minska på gräshedar som betats hårt (N. Ryrholm, muntligen). Mycket talar för att en växling mellan hårt och svagt bete skapar de bästa förutsättningarna för krävande kärlväxter så länge inte de extremt betesintensiva perioderna varar för länge (Olofsson et al. 2001).

Det finns alltid en naturlig variation i betetryck inom och mellan år. Populationstätheterna av gnagare varierar mellan åren vilket resulterar i att beteseffekterna varierar mellan åren. Det är främst de nordliga populationerna som uppvisar cykler om 3-5 år (Klemola et al. 2002). Under 1980-90-talen har sådana gnagarår av okänd anledning uteblivit. Förändrat skogsbruk eller klimatförändringar tas upp som möjliga förklaringar (Hettonen & Wallgren 2001). Även renantalet varierar, men med längre tidsintervall, ca 20-40 år (Danell 1998). På kortare sikt är det främst variationer i renarnas rörelsemönster som skapar årsvariation i betetryck. Inomårsvariation skapas exempelvis av renarnas rörelser mellan fjällbiotoperna (Skarin 2004). Myggor påverkar renarnas betningsmönster vilket bland annat gör att renarna lämnar fjällbjörkskogen då det är som flest myggor (Edenius et al. 2003, Helle et al. 1992) vilket leder till ett variabelt betetryck under säsongen (Oksanen et al. 1995).

Kryazhimskii och Danilov (2000) menar att för att kunna avgöra vad som är hållbart renbete behövs det fler studier som jämför produktivitet med biologisk mångfald och vegetationsstruktur under olika betetryck samt studier på direkta och indirekta effekter av bete på energiflöden och "biological turnover" i de olika växtsamhällena.

Sammanfattning

De arter/organismgrupper som gynnas av bete är ofta konkurrenssvaga och har behov av störning vid etablering. De är ofta värmeberoende. Alla växter som betas missgynnas av skadan i sig men de kan även gynnas genom att de får ökat livsutrymme då mer konkurrenskraftiga växter minskar. Lavar och många mossor sprider sig genom att de fragmenteras exempelvis av tramp. Bete bidrar även till ökad heterogenitet vilket leder till fler möjliga habitat, vilket i sin tur gynnar fler organismer (tabell 2).

En rad faktorer samverkar till att ge optimalt betetryck (ur biologisk mångfaldsperspektiv). De viktigaste faktorerna är det betade områdets vegetation och produktivitet, antalet betesdjur, vilken tid på året och hur länge djuren betar samt snötäckning vintertid, vilken i sin tur beror på betesområdets topografi.

Tabell 2. Sammanfattning över kortsiktiga effekter på om organismer gynnas eller missgynnas av renbete.

Organismgrupp	Egenskap	Effekt av renbete
Växter	Konkurrenskraftiga	Missgynnas
	Konkurrenssvaga	Gynnas
	Tidiga koloniserare	Gynnas
Lavar	Konkurrenskraftiga	Missgynnas
	Konkurrenssvaga	Gynnas
	Tidiga koloniserare	Gynnas
Mossor	Konkurrenssvaga	Gynnas (minskad konkurrens fr. fönsterlav)
	Konkurrenskraftiga	Missgynnas (av hårt tramp i lågproduktiva miljöer)
Skalbaggar	Nedbrytare	Missgynnas
	Växtätare	Missgynnas
	Rovdjur	Gynnas
Fjärilar	Växtätare i öppna fjällbiotoper	Missgynnas av bete
	Växtätare i igenväxande buskmarker & fjällbjörkskog	Gynnas
Snäckor		Missgynnas

Renbete som naturvårdsåtgärd

För den som arbetar med hotad biologisk mångfald i odlingslandskapet är bondens verksamhet och ett livskraftigt lantbruk helt avgörande. Vad krävs för att på motsvarande sätt kunna bevara biologisk mångfald i fjällens renbetesmarker?

Som nämnts har renbetet inte samma status som naturvårdsverktyg som boskapsbetet har i låglandet. Miljöersättning för renbete betalas i mycket begränsad omfattning. Till stor del beror detta säkert på att vi tar renbetet för givet. I en jämförande studie mellan vityxne (*Pseudorchis albida*) och fjällvityxne (*Pseudorchis albida* ssp. *straminea*) beskrivs vityxnens biotoper som hävdberoende (bete, slåtter) medan fjällvityxnens biotoper, fjällsippehedar ovan trädgränsen beskrivs som opåverkade av människan. Den eventuella effekten av renbete anges vara svår att bestämma och inget hot anses finnas mot fjällvityxnen genom ändrad markanvändning (Reinhammar et al. 2002).

Eilertsen med flera (1999, 2000, 2002) rekommenderar att använda renar för att hålla de igenväxande ängarna öppna och bevara det traditionellt öppna landskap som numer håller på att växa igen i norra Norge. I hägn på igenväxande slåtterängar, tillgodogjorde sig ettåriga renar (tätheten = 15 renar/ha). näringen bra och ökade i vikt (Eilertsen et al. 1999). Genom att renarna betade på ängarna i 24 och 25 dagar två år i rad, minskade biomassan jämfört med obetad äng och den betade vegetationen fick högre proteininnehåll (Eilertsen et al. 2000). Inga växtarter försvann, men andelen gräs jämfört med kärlväxter ökade och renarna hindrade etablering av björkplantor (Eilertsen et al. 2002).

Hur betraktar vi bete i fjällen?

I odlingslandskapets marker kontrolleras att betet är tillräckligt hårt, det vill säga att avbetningen inte missgynnat betesmarkens arter. I fjällen däremot, ses förlust av biomassa, ökad utbredning av vindblottor och andra mått på hårt bete som en skada på vegetationen. Det leder till uppfattningen att hårt bete är positivt i hagen men negativt i fjällen.

I fjällen finns en stor andel av den biologiska mångfalden i vindblottor, på bar jord och andra störda småmiljöer. Perioder med hårt bete kan krävas för att trycka tillbaka vide och ris. Få systematiska studier har gjorts av hur biologisk

mångfald påverkas av försvagat renbete, men många krävande arter skulle utan tvivel gå tillbaka om risen breddade ut sig på vindblottornas bekostnad.

Bland botaniker kallas den närmaste tiden efter upphörd hävd i ängar och betesmarker den älskliga fasen. Då är blomningen som rikast innan artrikedomen avtar genom att konkurrensstarka arter tar över. I odlingslandskapet betraktas älsklig fas som ett vackert men onormalt och därför föga eftersträvanvärt tillstånd. I fjällen tycks den älskliga fasen, till exempel högört-ängar och busksnår, ses som ett mer normalt tillstånd än hårdare betade marker med exempelvis vindblottor. Ofta tycks man glömma att dessa vegetationstyper indikerar igenväxning som på sikt hotar de arter som kräver mer lågvuxen vegetation.

Synen på vad som är normaltillståndet har stor betydelse för vilka mål vi formulerar för skötsel och biologisk mångfald. I detta fall riskerar vi att beta för hårt i jordbrukslandskapet och för svagt i fjällen. Ett exempel på det är att medan fältgentianan minskar i odlingslandskapet till följd av för hård hävd minskar dess släktingar fjäll- och lappgentiana i vissa fjällområden på grund av för svag hävd.

Renskötseln är extensiv genom att en samebys renar betar inom mycket stora områden. En samebys marker är enkelt uttryckt ett stort landområde från kust till fjäll. Renskötaren driver renarna till olika betesmarker olika delar av året. Renbete varierar således inom säsongen och mellan åren (Oksanen et al. 1995). Det finns också, åtminstone idag, en slumpmässighet i vilka områden med fjällbjörkskog som berörs av renarnas bete under för- och eftersommar. Att renbetet varierar i tid och rum skiljer sig från det mer koncentrerade traditionella kreatursbetet runt fäbodrar och gårdar. Hur denna skillnad påverkar biologisk mångfald, och vad det innebär i termer av hot och åtgärder är mycket ofullständigt känt. För exempel på aktuell forskning som bedrivs i fjällen om renbete se Linkowski och Lennartsson (2006c).

I jordbrukslandskapet är många biotoper uppenbart skapade av en lång hävd-historia och hävdens betydelse för deras biologiska mångfald väl känd. I fjällen vet vi däremot lite om vilka biotoper som är betesberoende och det finns risk att vi underskattar betets betydelse.

Referenslista

Allard, A. 2003. Detection of vegetation degradation on Swedish mountainous heaths at an early stage by image interpretation. *Ambio* 32:510-519.

Aronsson, K.-Å. 1998. Fjällen som kulturlandskap, pp. 115-122 I O. Olsson, M. Rolén, & E. Torp [eds.], *Hållbar utveckling och biologisk mångfald i fjällregionen Rapport från 1997 års fjällforskningskonferens*. Forskningsrådsnämnden, Stockholm.

Austrheim, G. & O. Eriksson. 2001. Plant species diversity and grazing in the Scandinavian mountains - patterns and processes at different spatial scales. *Ecography* 24:683-695.

Austrheim, G., E. Gunilla, A. Olsson, & E. Grontvedt. 1999. Land-use impact on plant communities in semi-natural sub-alpine grasslands of Budalen, central Norway. *Biol. Conserv.* 87:369-379.

Bråthen, K. A., J. Agrell, D. Berteaux, & I. S. Jonsdottir. 2004. Intraclonal variation in defence substances and palatability: a study on *Carex* and lemmings. *Oikos* 105:461-470.

Bråthen, K. A. & J. Oksanen. 2001. Reindeer reduce biomass of preferred plant species. *Journal of Vegetation Science* 12:473-480.

Bryn, A. & K. Daugstad. 2001. Summer farming in the subalpine birch forest, pp. 307-316 In F. E. Wielgolaski [ed.], *Nordic mountain birch ecosystems. Man and Biosphere vol. 27*. Parthenon Publishing group, New York.

Bylund, H. 1995. Long-term interactions between the autumnal moth and mountain birch: the roles of resources, competitors, natural enemies, and weather. *Doktorsavhandling, Sveriges lantbruksuniversitet*.

Cairns, D. M. & J. Moen. 2004. Herbivory influences tree lines. *Journal of Ecology* 92:1019-1024.

Callaghan, T. V. 1987. Plant population processes in arctic and boreal regions. *Ecological Bulletins* 38:58-68.

Cooper, E. J. & P. A. Wookey. 2003. Floral herbivory of *Dryas octopetala* by Svalbard reindeer. *Arctic Antarctic and Alpine Research* 35:369-376.

Danell, Ö. 1998. Renbete - ekologi och ekonomi, pp. 199-205 I O. Olsson, M. Rolén, & E. Torp [eds.], *Hållbar utveckling och biologisk mångfald i*

fjällregionen Rapport från 1997 års fjällforskningskonferens.
Forskningsrådsnämnden, Stockholm.

den Herder, M., M. M. Kytoviita, & P. Niemela. 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.

den Herder, M. & P. Niemelä. 2003. Effects of reindeer on the re-establishment of *Betula pubescens* subsp. *czerepanovii* and *Salix phylicifolia* in a subarctic meadow. *Rangifer* 23:3-13.

den Herder, M., R. Virtanen, & H. Roininen. 2004. Effects of reindeer browsing on tundra willow and its associated insect herbivores. *Journal of Applied Ecology* 41:870-879.

Edenhamn, P., A. Ekendahl, M. Lönn, & P. Pamilo. 1999. Spridningsförmåga hos svenska växter och djur, 1 ed. Naturvårdsverket, Stockholm.

Edenius, L., C. P. Vencatasawmy, P. Sandstrom, & U. Dahlberg. 2003. Combining satellite imagery and ancillary data to map snowbed vegetation important to reindeer *Rangifer tarandus*. *Arctic Antarctic and Alpine Research* 35:150-157.

Eilertsen, S. M., I. Schjelderup, & S. D. Mathiesen. 1999. Utilization of old meadow by reindeer in spring in northern Norway. *Rangifer* 19:3-11.

Eilertsen, S. M., I. Schjelderup, & S. D. Mathiesen. 2000. Plant quality and harvest in old meadows grazed by reindeer in spring. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 80:329-334.

Eilertsen, S. M., I. Schjelderup, & S. D. Mathiesen. 2002. Early season grazing effects on birch, grass, herbs and plant litter in coastal meadows used by reindeer: a short-term case study. *Rangifer* 22:123-131.

Elven, R. 1990. opublicerad Fältstencil för Telemark og Oppdal. Oslo.

Emanuelsson, M. 2003. Skogens biologiska kulturarv - Att tillvarata föränderliga kulturvärden. Riksantikvarieämbetet, Västerås.

Emanuelsson, U. 1984a. Dynamics of dwarf shrub heaths in relation to grazing of small rodents in the Torneträsk area, northern Sweden, Ecological effects of grazing and trampling on mountain vegetation in northern Sweden. University of Lund.

Emanuelsson, U. 1984b. Short-term effects of trampling in subalpine and alpine ecosystems in the Torneträsk area, northern Sweden, Ecological effects of grazing and trampling on mountain vegetation in northern Sweden. University of Lund.

Emanuelsson, U. 1984c. Vegetation zonation on tracks through dwarf shrub heaths in the Torneträsk area, northern Sweden, Ecological effects of grazing and trampling on mountain vegetation in northern Sweden. University of Lund.

Emanuelsson, U. 1987. Human influence on vegetation in the Torneträsk area during the last three centuries. Ecological Bulletins 38:95-111.

Eskelinen, A. & R. Virtanen. 2005. Local and regional processes in low-productive mountain plant communities: the roles of seed and microsite limitation in relation to grazing. Oikos 110:360-368.

Evans, R. 1996. Some impacts of overgrazing by reindeer in Finnmark, Norway. Rangifer 16:3-19.

Gaare, E. 1995. A hypothesis to explain lichen-*Rangifer* dynamic relationships. Rangifer 17:3-7.

Gärdenfors, U. 2005. Rödlistade arter i Sverige 2005 - The 2005 Red List of Swedish Species. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.

Grellmann, D. 2002. Plant responses to fertilization and exclusion of grazers on an arctic tundra heath. Oikos 98:190-204.

Hahn, T. 2001. Renbete och skogsbruk - kan näringen samsas? Fakta Skog 7:1-4.

Helle, T. 2001. Mountain birch forests and reindeer husbandry, pp. 279-292 In F. E. Wielgolaski [ed.], Nordic mountain birch ecosystems. Man and Biosphere vol. 27. Parthenon Publishing group, New York.

Helle, T. & J. Aspi. 1983. Effects of winter grazing by reindeer on vegetation. Oikos 40:337-343.

Helle, T., J. Aspi, K. Lempa, & E. Taskinen. 1992. Strategies to Avoid Biting Flies by Reindeer - Field Experiments with Silhouette Traps. Annales Zoologici Fennici 29:69-74.

Helle, T. & I. Kojola. 1993. Reproduction and Mortality of Finnish Semi-Domesticated Reindeer in Relation to Density and Management Strategies. Arctic 46:72-77.

Hettonen, H. & H. Wallgren. 2001. Rodent dynamics and communities in the birch forest zone of Northern Fennoscandia, pp. 261-278 In F. E. Wielgolaski [ed.], Nordic mountain birch ecosystems. Man and Biosphere vol. 27. Parthenon Publishing group, New York.

Hörnberg, G., L. Östlund, O. Zackrisson, & I. Bergman. 1999. The genesis of two Picea-Cladina forests in northern Sweden. Journal of Ecology 87:800-814.

- Hulme, P. E. 1996.** Herbivory, plant regeneration, and species coexistence. *Journal of Ecology* 84:609-615.
- Ihl, C. & D. R. Klein. 2001.** Habitat and diet selection by muskoxen and reindeer in western Alaska. *Journal of Wildlife Management* 65:964-972.
- Ihse, M., A. Allard, & M.-L. Nordberg. 1998.** Vegetationsslitage i fjällen, pp. 170-183 I O. Olsson, M. Rolén, and E. Torp [eds.], *Hållbar utveckling och biologisk mångfald i fjällregionen Rapport från 1997 års fjällforskningskonferens*. Forskningsrådsnämnden, Stockholm.
- Jonsdottir, I. S. 1991.** Effects of Grazing on Tiller Size and Population-Dynamics in A Clonal Sedge (*Carex bigelowii*). *Oikos* 62:177-188.
- Jonsdottir, I. S. & T. V. Callaghan. 1988.** Interrelationships Between Different Generations of Interconnected Tillers of *Carex bigelowii*. *Oikos* 52:120-128.
- Karlsson, A.-K. & T. Constenius. 2005.** *Rennäringen i Sverige*, 5 ed. Jordbruksverket, Jönköping.
- Karlsson, A.-K., O. Ekström, & S. Nilsson. 2004a.** *Rennäringen i siffror 2004*. Jordbruksverket.
- Karlsson, P. S., H. Bylund, & O. Tenow. 2004b.** Fjällbjörkskogen - ett helt ekosystem som styrs av en liten fjäril. *Svensk Botanisk Tidskrift* 98:162-172.
- Klemola, T., M. Tanhuanpaa, E. Korpimaki, & K. Ruohomaki. 2002.** Specialist and generalist natural enemies as an explanation for geographical gradients in population cycles of northern herbivores. *Oikos* 99:83-94.
- Kolesnikova, A. & O. Uzhakina. 2002.** State of invertebrates on reindeer-grazed localities. *Rangifer* 13:41-42.
- Kryazhimskii, F. V. & A. N. Danilov. 2000.** Reindeer in tundra ecosystems: the challenges of understanding system complexity. *Polar Research* 19:107-110.
- Kullman, L. 1984.** Germinability of mountain birch (*Betula pubescens* ssp. *tortusa*) along two altitudinal transects downslope from the tree-limit. *Reports from the Kevo Subarctic Research Station* 19:11-18.
- Kullman, L. 2000.** Trädgränsen - en klimatindikator. *Fauna och Flora* 95:113-129.
- Kullman, L. 2001.** 20th century climate warming and tree-limit rise in the southern Scandes of Sweden. *Ambio* 30:72-80.
- Kullman, L. 2002.** Rapid recent range-margin rise of tree and shrub species in the Swedish Scandes. *Journal of Ecology* 90:68-77.

- Kumpula, J., A. Colpaert, & M. Nieminen. 1998.** Reproduction and productivity of semidomesticated reindeer in northern Finland. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne de Zoologie* 76:269-277.
- Linkowski W.I. & T. Lennartsson 2006a.** Naturvärden i fjällbjörkskog – dokumentation av seminarium. Länsstyrelsen i Norrbotten Rapport 3/2006.
- Linkowski W.I. & T. Lennartsson 2006b.** Biologisk mångfald i fjällbjörkskog - en kunskapsställning. Länsstyrelsen i Norrbotten Rapport 2/2006.
- Linkowski W.I. & T. Lennartsson 2006c.** Renbete och biologisk mångfald i fjällen – dokumentation av seminarium. Länsstyrelsen i Norrbotten Rapport 16/2006.
- Lundmark, L. 1982.** Uppbörd, utarmning, utveckling. Det samiska fångstsamhällets övergång till rennomadism i Lule lappmark. Lund.
- Moen, J. 1990.** Summer Grazing by Voles and Lemmings Upon Sub-Arctic Snow-Bed and Tall Herb Meadow Vegetation - An Enclosure Experiment. *Holarctic Ecology* 13:316-324.
- Moen, J. 1993.** Positive Versus Negative Interactions in A High Alpine Block Field - Germination of *Oxyria-Digyna* Seeds in A *Ranunculus-Glacialis* Community. *Arctic and Alpine Research* 25:201-206.
- Moen, J., K. Aune, L. Edenius, & A. Angerbjörn. 2004.** Potential effects of climate change on treeline position in the Swedish mountains. *Ecology and Society* 9:(16.online).
- Moen, J. & Ö. Danell. 2003.** Reindeer in the Swedish mountains: An assessment of grazing impacts. *Ambio* 32:397-402.
- Moen, J., H. Gardfjell, L. Oksanen, L. Ericson, & P. Ekerholm. 1993a.** Grazing by food-limited microtine rodents on a productive experimental plant community: does the "green desert" exist? *Oikos* 68:401-413.
- Moen, J., P. A. Lundberg, & L. Oksanen. 1993b.** Lemming Grazing on Snowbed Vegetation During A Population Peak, Northern Norway. *Arctic and Alpine Research* 25:130-135.
- Moen, J. & L. Oksanen. 1998.** Long-term exclusion of folivorous mammals in two arctic-alpine plant communities: a test of the hypothesis of exploitation ecosystems. *Oikos* 82:333-346.
- Näsman, E. 1994.** Mittåklappen och Axhögen - botaniska värden och vegetationsslitage. Härjedalens och Bergs kommun. Länsstyrelsen i Jämtlands län, miljövårdsenheten.

Neuvonen, S., K. Ruohomaki, H. Bylund, & P. Kaitaniemi. 2001. Insect herbivores and herbivory effects on mountain birch dynamics, pp. 207-222 In F. E. Wielgolaski [ed.], Nordic mountain birch ecosystems. Man and Biosphere vol. 27. Parthenon Publishing group, New York.

Nordberg, M. L. & J. Evertson. 2003. Monitoring change in mountainous dry-heath vegetation at a regional scale using multitemporal Landsat TM data. *Ambio* 32:502-509.

Oksanen, L. & J. Moen. 1994. Species-specific plant responses to exclusion of grazers in three Fennoscandian tundra habitats. *Ecoscience* 1:31-39.

Oksanen, L., J. Moen, & T. Helle. 1995. Timberline patterns in northernmost Fennoscandia. *Acta Bot. Fennica* 153:93-105.

Olofsson, J. 2001. Influence of herbivory and abiotic factors on the distribution of tall forbs along a productivity gradient: a transplantation experiment. *Oikos* 94:351-357.

Olofsson, J., P. E. Hulme, L. Oksanen, & O. Suominen. 2004a. Importance of large and small mammalian herbivores for the plant community structure in the forest tundra ecotone. *Oikos* 106:324-334.

Olofsson, J., P. E. Hulme, L. Oksanen, & O. Suominen. 2005. Effects of mammalian herbivores on revegetation of disturbed areas in the forest-tundra ecotone in northern Fennoscandia. *Landscape Ecology* 20:351-359.

Olofsson, J., H. Kitti, P. Rautiainen, S. Stark, & L. Oksanen. 2001. Effects of summer grazing by reindeer on composition of vegetation, productivity and nitrogen cycling. *Ecography* 24:13-24.

Olofsson, J., J. Moen, & L. Oksanen. 1999. On the balance between positive and negative plant interactions in harsh environments. *Oikos* 86:539-543.

Olofsson, J. & L. Oksanen. 2005. Effects of reindeer density on vascular plant diversity on North Scandinavian mountains. *Rangifer* 25:5-18.

Olofsson, J., S. Stark, & L. Oksanen. 2004b. Reindeer influence on ecosystem processes in the tundra. *Oikos* 105:386-396.

Olofsson, J. and J. Strengbom. 2000. Response of galling invertebrates on *Salix lanata* to reindeer herbivory. *Oikos* 91:493-498.

Olsson, A. 1992. Kulturmiljövård i skogen. Skogsstyrelsens Förlag, Jönköping.

Olsson, E. G. A., G. Austrheim, & S. N. Grenne. 2000. Landscape change patterns in mountains, land use and environmental diversity, Mid-Norway 1960-1993. *Landscape Ecology* 15:155-170.

- Palmer, S. C. F., I. J. Gordon, A. J. Hester, & R. J. Pakeman. 2004.** Introducing spatial grazing impacts into the prediction of moorland vegetation dynamics. *Landscape Ecology* 19:817-827.
- Reinhammar, L. G., E. G. A. Olsson, & E. Sormeland. 2002.** Conservation biology of an endangered grassland plant species, *Pseudorchis albida*, with some references to the closely related alpine *P. straminea* (Orchidaceae). *Botanical Journal of the Linnean Society* 139:47-66.
- Sandström, P., T. G. Pahlén, L. Edenius, H. Tömmervik, O. Hagner, L. Hemberg, H. Olsson, K. Baer, T. Stenlund, L. G. Brandt, & M. Egberth. 2003.** Conflict resolution by participatory management: Remote sensing and GIS as tools for communicating land-use needs for reindeer herding in northern Sweden. *Ambio* 32:557-567.
- Skarin, A. 2001.** Interactions between reindeer, humans, topography and weather - spatial patterns of reindeer pellet groups and lichen height. SLU, Uppsala.
- Skarin, A. 2004.** Hierarchical foraging in northern ungulates. SLU, Uppsala.
- Skarin, A., Ö. Danell, R. Bergström, & J. Moen. 2004.** Insect avoidance may override **human** disturbances in reindeer habitat selection. *Rangifer* 24:95-103.
- Skogland, T. 1990.** Density Dependence in A Fluctuating Wild Reindeer Herd - Maternal Vs Offspring Effects. *Oecologia* 84:442-450.
- Sonesson, M. & T. V. Callaghan. 1991.** Strategies of Survival in Plants of the Fennoscandian Tundra. *Arctic* 44:95-105.
- Stark, S. & D. Grellmann. 2002.** Soil microbial responses to herbivory in an arctic tundra heath at two levels of nutrient availability. *Ecology* 83:2736-2744.
- Stark, S., R. Strommer, & J. Tuomi. 2002.** Reindeer grazing and soil microbial processes in two suboceanic and two subcontinental tundra heaths. *Oikos* 97:69-78.
- Stark, S., D. A. Wardle, R. Ohtonen, T. Helle, & G. W. Yeates. 2000.** The effect of reindeer grazing on decomposition, mineralization and soil biota in a dry oligotrophic Scots pine forest. *Oikos* 90:301-310.
- Suominen, O. 1999.** Impact of cervid browsing and grazing on the terrestrial gastropod fauna in the boreal forests of Fennoscandia. *Ecography* 22:651-658.
- Suominen, O., J. Niemela, P. Martikainen, P. Niemela, & I. Kojola. 2003.** Impact of reindeer grazing on ground-dwelling Carabidae and Curculionidae assemblages in Lapland. *Ecography* 26:503-513.
- Suominen, O. & J. Olofsson. 2000.** Impacts of semi-domesticated reindeer on structure of tundra and forest communities in Fennoscandia: a review. *Annales Zoologici Fennici* 37:233-249.

- Tenow, O. 1996.** Hazards to a mountain birch forest - Abisko in perspective. *Ecological Bulletins* 45:104-114.
- Tømmervik, H., B. Johansen, I. Tombre, D. Thannheiser, K. A. Hogda, E. Gaare, & F. E. Wielgolaski. 2004.** Vegetation changes in the Nordic mountain birch forest: The influence of grazing and climate change. *Arctic Antarctic and Alpine Research* 36:323-332.
- Väisänen, R. A. 1998.** Current research trends in mountain biodiversity in NW Europe. *Pirineos* 151-152:131-156.
- Van der Wal, R. & R. W. Brooker. 2004.** Mosses mediate grazer impacts on grass abundance in arctic ecosystems. *Functional Ecology* 18:77-86.
- Väre, H. 2001.** Mountain birch taxonomy and floristics of mountain birch woodlands, pp. 35-46 I F. E. Wielgolaski [ed.], *Nordic mountain birch ecosystems. Man and Biosphere vol. 27.* Parthenon Publishing group, New York.
- Väre, H., R. Ohtonen, & K. Mikkola. 1996.** The effect and extent of heavy grazing by reindeer in oligotrophic pine heaths in northeastern Fennoscandia. *Ecography* 19:245-253.
- Väre, H., R. Ohtonen, & J. Oksanen. 1995.** Effects of Reindeer Grazing on Understorey Vegetation in Dry Pinus-Sylvestris Forests. *Journal of Vegetation Science* 6:523-530.
- Virtanen, R. 2000.** Effects of grazing on above-ground biomass on a mountain snowbed, NW Finland. *Oikos* 90:295-300.
- Virtanen, R., J. Parviainen, & H. Henttonen. 2002.** Winter grazing by the Norwegian lemming (*Lemmus lemmus*) at Kilpisjärvi (NW Finnish Lapland) during a moderate population peak. *Annales Zoologici Fennici* 39:335-341.
- Vistnes, I. & C. Nellemann. 2001.** Avoidance of cabins, roads, and power lines by reindeer during calving. *Journal of Wildlife Management* 65:915-925.
- Vistnes, I., C. Nellemann, P. Jordhoy, & O. Strand. 2001.** Wild reindeer: impacts of progressive infrastructure development on distribution and range use. *Polar Biology* 24:531-537.
- Vistnes, I., C. Nellemann, P. Jordhoy, & O. Strand. 2004.** Effects of infrastructure on migration and range use of wild reindeer. *Journal of Wildlife Management* 68:101-108.
- Wallin, J.-E. & K.-Å. Aronsson. 1998.** Mittåkläppen - markanvändning och vegetationsförändringar under två årtusenden, pp. 183-195 I S. Anttila & P.-Å. Vikman [eds.], *Forskning och förvaltning för hållbar utveckling i landets fjällområden.* Fjällforskningsinstitutet, Östersund.

Warenberg, K. 1984. Några viktiga renbetesväxter i vårbetet. Lantbruksstyrelsen.

Warenberg, K., Ö. Danell, E. Gaare, & M. Nieminen. 1997. Flora i renbetesland. Nordiskt Organ för Renforskning, Landbruksforlaget.

Zobel, K., M. Moora, V. K. Brown, P. Niemela, & M. Zobel. 1997. Secondary succession and summer herbivory in a subarctic grassland: community structure and diversity. *Ecography* 20:595-604.

Östlund, L., T. S. Ericsson, O. Zackrisson, & R. Andersson. 2003. Traces of past Sami forest use: An ecological study of culturally modified trees and earlier land use within a boreal forest reserve. *Scandinavian Journal of Forest Research* 18:78-89.

Bilaga 1 Nationellt miljömål "Storslagen fjällmiljö"



Fjällen skall ha en hög grad av ursprunglighet vad gäller biologisk mångfald, upplevelsevärden samt natur- och kulturvärden. Verksamheter i fjällen skall bedrivas med hänsyn till dessa värden och så att en hållbar utveckling främjas. Särskilt värdefulla områden skall skyddas mot ingrepp och andra störningar.

Miljökvalitetsmålet har antagits av riksdagen och ska nås inom en generation.

Av riksdagen angivna delmål för miljökvalitetsmålet:

1. Skador på mark och vegetation orsakade av mänsklig verksamhet skall vara försumbara senast år 2010.
2. Buller i fjällen från motordrivna fordon i terräng och luftfartyg skall minska och uppfylla följande specifikation, nämligen att
 - minst 60 % av terrängskottrar i trafik senast år 2015 skall uppfylla högt ställda bullerkrav (lägre än 73 dBA),
 - buller från luftfartyg senast år 2010 skall vara försumbart både inom regleringsområde klass A enligt terrängkörningsförordningen (1978:594) och inom minst 90 % av nationalparksarealen.
3. Senast år 2010 skall merparten av områden med representativa höga natur- och kulturvärden i fjällområdet ha ett långsiktigt skydd som vid behov omfattar skötsel och restaurering.
4. Senast år 2005 skall åtgärdsprogram finnas och ha inletts för de hotade arter som har behov av riktade åtgärder.

Läs mer på miljömålsportalen: www.miljomal.nu

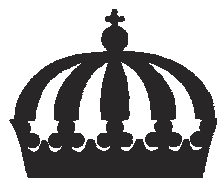
Bilaga 2

Sammanställning av studier av bete i fjällbiotoper

Typ av studie	Tid	Område och biotop	Vad har lästs av	Hur påverkades det	Förklaring	Referens
Variation i betesintensitet av ren (naturlig variation i renantal).	Avläsningar 1960 och 2001.	Lavdominerad fjällbjörkskog på Finnmarksvidda Norge.	Förändringar i täckningsgrad av olika vegetationstyper.	Hed med >50% lav försvann.	Har inte börjat återväxa trots lägre antal renar trol. på grund av förändringar i konkurrensförhållanden och i jordens näringsinnehåll p.g.a. bete.	Tömmervik et al. 2004
Inget bete av ren, annars hårt bete (hägn).	13 år	Vinterbetesområden. Hed, lågproduktiv tallskog, finska Lappland.	<i>C. stellaris</i> täckning. Andra lavar. Ristäckning. Andel barmark.	<i>C. stellaris</i> dominansen minskade. Andra lavar ökade. Riset ökade. Barmark ökade.	<i>C. stellaris</i> blev uppäten. Andra lavar fick plats Mer näring. Tramp och bete	den Herder et al. 2003
Inget bete av ren (hägn)	En sommar	Sommarbete, fjällbjörkskog på norska kusten, högproduktivt.	Biomasseförändringar mellan föredragna och mindre föredragna växter.	Föredragna växter minskade med 49 %. De andra minskade med 33 %.	Renarna betar selektivt, påverkar förekomsten växter.	Bråthen & Oksanen 2001
Inget renbete (hägn)	En sommar	Sommarbete fjällbjörkskog och granskog med olika dominans av lavar i närheten av Kevo finska Lappland.	Arter och antal av marklevande jordlöpare och vivlar.	Jordlöpararterna och antal ökade vid bete. Vivelarter och antal ökade med bete i lavdominerade områden, minskade i områden med mindre lavtäckning.	Jordlöparna gynnas av varmare mikroklimat och mer bytesdjur. Vivlarna är nog mer beroende av hur mycket födoväxter det finns.	Suominen et al. 2003
Inget renbete (hägn)	Långvariga betesskillnader, avläsning under en sommar månad	Barrskog i finska Lappland på gränsen till Ryssland	Artantal och antal gastropoda, snäckor.	24 % fler arter i de obetade områdena.	Indirekt effekt av bete genom att det blir ljusare och torrare mikroklimat då bete.	Suominen 1999
Jämförande studie på var sida om renstängsel, vår- och höstbete (svagt) mot sommarbete (hårtbetetryck)	Renstängsel som stått uppe i 30 år. Effekter på <i>Salix lanтана</i> och dess gallbildare	Tundra i norra Norge	Antal galler, skottlängd, antal blad, bladmassa och storlek, kol- och kväveinnehåll i bladen	Det var högst täthet gallbildare på de hårt betade buskarna, antalet blad var lika men skotten var kortare. Andra <i>Salix</i> ätande insekter var färre på den hårt betade sidan	Det enda fysikaliska förklaringen var att blad asymmetrin och kväve halten var högre på den hårt betade sidan. Asymmetri tyder på sämre växtförsvar och ökad kvävehalt kommer från rensplinningen.	Olofsson & Strengbom 2000
Inget bete av gnagare eller	Avläsningar	Snöleiga lågproduktiv	Biomassa och vegetationsstruktur.	Efter 5 år ökar mossorna, efter 15	Mossökning beror på minskat bete och	Virtanen 2000

renar (hägn).	efter 5 och 15 år.	nordvästra delen av finska Lappland		börjar gräsen dominera i de obetade ytorna	att gräsen sedan börjar dominera beror på gräsens högre konkurrensförmåga.	
Inget ren eller gnagarbete (hägn) frösåning och klippning	12-årigt hägn. Försöket höll på sedan 2 år (korttids-studie)	Snölega, lågproduktiv, nordvästra delen av finska Lappland	Koloniseringsförmåga och frögroning.	Bete ökar kolonisering och frögroning, även frötillskott och klippning ökar plantantalet.	Ju mindre biomassa på omgivande växter desto fler plantor gror och etablerar sig.	Eskelinen & Virtanen 2005
Jämförande studie mellan områden rika på kalk och kärlväxter med varierande betestryck.	Naturliga marker avläsnings under ett år.	Artrik Dryashed-lågoräts-komplex i norra Norge, Sverige och Finland.	Antalet kärlväxter, antal arter på finska rödlistan. Renspillningsräkning	Antalet kalkgynnade och rödlistade arter var positivt korrelerade med högre betestryck.	Troligtvis gynnar renbete konkurrenssvaga kärlväxter.	Olofsson & Oksanen 2005
Jämförande studie mellan hägnade och inte hägnade, gödslade och inte gödslade områden. Hägnen stängde ute ren resp ren och gnagare	Avläsning år 0 sedan år 3, 4 och 5. Gödslaten gång 1991.	På arktisk tundra Finnmarksvidda, norra Norge. Betet var vår- och höstbete av ren och året runt av gnagare med tyngdpunkt på vinterbete	Artförekomst genom nålsticksmetoden, relativa förändringar på gödsling och olika uthägnader, utan ren och utan ren och gnagare	Gödsling ökade förekomsten kärlväxter, men bete av gnagare och ren gjorde så att förekomsten minskade. I obetade ytor ökade gräsen 10 ggr. Gödsling påverkar mossor och lavar negativt. Vid uthägning minskade förekomsten mossa (ej lavar).	Studien visade att kärlväxter kan öka vid mer näring och inget bete. Mossor och lavar minskar vid gödsling (konkurrenssvaga), mossor klarar inte heller konkurrensen från andra organismer vid betesreduktion. Slutsats även bete utanför tillväxtsäsong påverkar växtsamhällets sammansättning	Grellmann 2002
Jämförande studie mellan hägnade och inte, gödslade och inte områden. Hägnen stängde ute ren, ren och gnagare	Gödslaten gång 1991. Avläsningar 1999 och 2000.	På arktisk tundra Finnmarksvidda, norra Norge. Betet var vår- och höstbete av ren och året runt av gnagare med tyngdpunkt på vinterbete	Mängd kol och kväve i växtbiomassa, mängd kväve, kol och fosfor i marken mättes.	I de ytor där bete förhindrades blev det en ökning av kvävet i marken. Annars togs kvävet upp av växter och betades sedan, resulterade i en minskning av kol i marken.	Att området endast betades av ren vår och höst spekulerades resultera i att kväve transporterades bort från området tillsammans med renarnas förflyttning.	Stark & Grellmann 2002
Renhägn i 3 år, jämförelse mellan områden med olika betesintensitet	1997-2001	Spetsbergen <i>Luzula</i> -hed och gräsmark.	Tjockleken på mosslagret, jordtemperatur och förekomsten kärlväxter i förhållande till antalet renar.	Vid bete minskade mosslagret, jordtemperaturen ökade och gräsen gynnades.	Genom högre jordtemperatur ökade den primära produktionen och det blev mer näring i marken. Mer gräs resulterade i mer bete, mer näring i form av avföring gav "feed back loop".	Van der Wal & Brooker 2004
Inget bete av gnagare eller renar (hägn), transplanta-	7 års avläsningar	Snölega lågproduktiv, högorätsäng, högproduktiv i	Artförekomst genom nålsticksmetoden, överlevnad och	Snölega utan bete: befintliga och transplanterade växter ökade och	Genom att det inte finns bete eller stark konkurrens kan växterna	Moen & Oksanen 1998

tionsstudier		norra Norge.	tillväxt av transplanterad vegetation, groningen och överlevnad av sådda frön.	blommade mer, grodda frön överlevde mer, spontana etableringar av vindspridda växter	tillväxa och blomma. Sådda frön kan gro och etablera sig. Det blir till och med spontana etableringar av vindspridda frön.	
Inget gnagarbete eller ren (låg förekomst) transplanteringsförsök och hägn	3 år	Transplantation av högrötsvegetation till snöleiga och högrötsäng.	Biomassa och artförekomst	<i>Geranium sylvaticum</i> minskade med 50% och övrig vegetation med 30% i betade ytor.	Bete begränsar högrötternas utbredning.	Olofsson 2001
Experimentellt störda ytor med eller utan bete av ren och hare.	Avläsning efter 3 och 5 år.	Kevojoki dalen nära Kevo i finska Lappland, näringsrika ängar.	Vilka kärlväxter som etablerades och i vilket antal. Höjden studerades.	Efter 3 år var det flest arter i de obetade ytorna (17 vs 13) efter 5 år var det flest i de betade (19 vs 17)	De sökte efter att ljuset skulle vara begränsande, därför skulle det finnas flest arter i de betade områdena, men hann inte se någon konkurrens-effekt	Zobel et al. 1997
Experimentellt störda ytor med eller utan bete av ren och hare.	Avläsning efter 7, 9, 11, och 13 år	Kevojoki dalen nära Kevo i finska Lappland, näringsrika ängar.	Höjd och antal fröetableringar av fjällbjörk och grönvide.	Obetade ytor fick högre och färre individer av björk och grönvide.	Bete höll ner höjden av buskarna vilket möjliggjorde för fler småplantor genom minskad konkurrens.	den Herder & Niemelä 2003
Experimentellt störda ytor med eller utan bete av ren och gnagare. Försöksytor i ängsfjällbjörkskogen och gräsmark	Avläsning efter 4 år.	Fyra områden i norra Sverige och Norge.	Vilka kärlväxter som etablerades och i vilket antal.	Bete påverkade totala förekomsten av kärlväxter men inte artsammansättningen	Alla arter finns i ytorna men i olika fördelning mellan betat och obetat. I de betade ytorna är föredragna växter mindre och har mindre utbredning.	Olofsson et al. 2005
Gnagar-effekter, höga tätheter (inhägnader).	18 till 55 dagar	Snöleiga lågprod. Högrötsveg. högprod.	Biomassa av örter gräs och vedartade buskar.	Biomassan vedartade växter minskade i den lågproduktiva miljön.	<i>Salix</i> föredragen mat, litet resultat troligen p.g.a. kort betesperiod.	Moen 1990
Olika tätheter av gnagare: Inget, annars höga tätheter (hägn).	1 år	Främst vinterbete i snöleigor i norra Norge.	Täckningsgrad av gräs, vedartade växter, lavar, förna, mossa.	Gräsen minskade med 33 %, Mossorna minskade med 66 %.		Moen et al. 1993
Naturligt förekommande vinterbete av lämlar, medelhöga tätheter.	Spår efter bete studerades i 2 på varandra följande vårar.	I en höjdgradient från kalfjäll ner till skogen nordvästra delen av finska Lappland.	Procent betad vegetation (mossa) eller förstörd (avklippta ris).	Även vid måttliga gnagartätheter kan lokalt 40-50% av vegetationen vara påverkad.	Lämlarna ansamlas där snötäcket är tjockt, detta blir även där vegetationen är mer fuktighetskrävande.	Virtanen et al. 2002



LÄNSSTYRELSEN
I NORRBOTTENS LÄN
RAPPORTSERIE
NUMMER 18/2006



Centrum för biologisk mångfald

