

GJENGROING AV KULTURLANDSKAPET – KONSEKVENSER FOR BIOLOGISK MANGFOLD?

Av Hans H. Blom, Skog og landskap

Gjengroingen – vinnere og tapere

Gjengroing av kulturlandskapet er antatt å være den pågående prosess som har størst innvirkning på det biologiske mangfoldet i Norge. Fokus på kulturmarksartene har økt sterkt i løpet av de siste 20 år, og den gjengse oppfatning av gjengroingsprosessens innvirkning på biomangfold er negativ: Våre kulturmarksarter har hatt og vil fortsatt få en kraftig tilbakegang, og mange av dem står i fare for å dø ut i Norge. Denne fremstillingen er ensidig og mangler vurderinger av effekten på det biologiske mangfoldet ved det faktum at skogarealet øker som resultat av opphøret av tidligere hevd på kulturmarksarealene. En mer balansert synsmåte vil være å betrakte gjengroingen som en *cost-benefit* situasjon der kulturmarksartene er taperne og skogsartene vinnerne.

Kulturlandskapet er nest etter skog den viktigste arealtypen for rødlistearter: 28,5 % av de rødlisteartene artene er knyttet til kulturmark som levesteder, mens skog huser 45,9 % av artene (DN 1999). Trolig vil andelen kulturmarksarter øke på den nye rødlisten som lanseres 6 desember, mens andelen av skogsarter vil bli mindre. Gjengroingen av kulturlandskapet startet lenge før den siste rødlisten ble publisert, og denne antatte trenden vil først og fremst reflektere en økende bevissthet hos artseksperter som utfører rødlistingen om de arealforandringene som faktisk foregår.

Den nye rødlisten anvender Den internasjonale naturvernunionens (IUCN) kriteriesett for vurdering av artene i ulike rødlistekategorier (se www.artsdatabanken.no, IUCN 2001, 2005, Blom m. flere 2004). *Målet* for vurderingene er å angi sannsynligheten for at en viss art skal dø ut i Norge i løpet av relativ nær fremtid (10–100 år), men de fleste kriteriene som brukes spør om arten er i tilbakegang, og *graden* av tilbakegang i fortid og/eller nåtid og antatt tilbakegang i framtida.

Som resultat av gjengroingen kan en forvente at *alle* kulturmarksartene vil ha tilbakegang, men det er riktig å spørre om det er sikkert at tilbakegang faktisk medfører en risiko for å dø ut for en rekke av de artene vi ofte forbinder med kulturmark. Mange av de rødlistede og andre fokuserte kulturmarksarter kjennetegnes ved å være små og konkurranse-

svake, og regelmessig hevd som slått og beitebruk har ført til at de kan ha store populasjoner på relativt små arealer i kulturlandskapet. Flere av dem står i fare for å bli utkonkurrert av andre arter allerede før skogen er etablert i gjengroingsserien. Det vi imidlertid ofte glemmer er at flere av disse artene har forekomster på naturlige åpne arealer i fjellet, på havstranden eller i skredmark og andre ustabile miljøer hvor konkurrentene holdes i sjakk av gjentatte forstyrrelser. Selv om gjengroingen vil føre til store populasjonsreduksjoner for disse artene i kulturlandskapet, vil populasjonene i naturlig åpne miljøer kunne være stabile, og risikoen for å dø ut dermed være svært liten eller lik null. Det er altså viktig å identifisere de artene som bare har levesteder i kulturlandskapet, og som virkelig løper en risiko for å dø ut som et resultat av gjengroingen.

Den nye skogen – foreløpige resultat fra et spredningsprosjekt

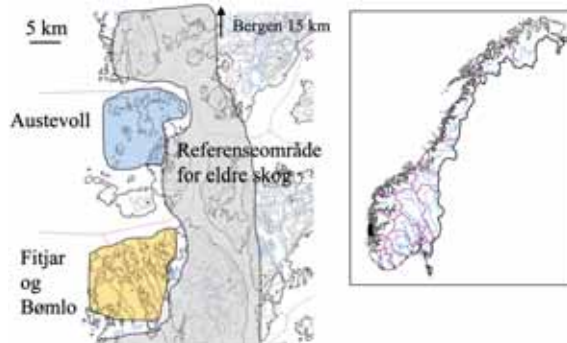
Hvor viktig er så den nye gjengroingsskogen for biologisk mangfold? I de store barskogsområdene på Østlandet og i Trøndelag, vil gjengroingsskogen bare utgjøre en liten andel av skogsarealet, så kvantitativt vil den være av underordnet betydning. Mange av de gamle slåtte- og beitemarkene har imidlertid god, næringsrik jord som gir opphav til høg- produktive skogtyper som kan være sjeldent regionalt. Førstegenerasjonsskogen vil videre i stor grad bestå av ulike typer lauvskog som er blitt sjeldent i granskoglandskapet først og fremst som resultat av aktiv skogbrannbekjempelse.

Den største betydning som levested for arter vil gjengroingsskogen imidlertid ha i kyststrøkene, særlig i lyngheiregionen på Vestlandet – «den skogløse kystrand», der landskapet har vært skogløst i mange hundrede år som resultat av lyngheijordbrukets virkeform med brenning og beiting. Klimagradienten er svært skarp på Vestlandet og lyngheiregionen representerer det meste utpreget oseaniske landskapet vi har, den hyperoseaniske seksjonen (Moen 1998). Mange skogsarter har strenge krav til høye vintertemperaturer, og disse artene har lidd av habitatmangel så lenge det tradisjonelle lyngheijordbruket har vært holdt i hevd.

Et helt avgjørende spørsmål om hvor viktig den nye skogen vil bli for det biologiske mangfoldet er om artene faktisk kan utnytte denne nye skogen, om de kan spre seg dit og etablere seg der. For å kunne besvare disse grunnleggende spørsmålene gjennomfører Skog og landskap flere prosjekter som undersøker skogsarters spredningsevne på ulike romlige skaler gjennom et strategisk instituttprogram, dels basert på en litteraturstudie over kunnskapsnivået (Rolstad og Gjerde 2003). Det overordnede målet for programmet er å bidra til utvikling av realistiske modeller for spredning på relevante skalaer i tid og rom for den situasjonen vi har i drevne skoglandskap: Hvilket omdrev bør en velge for at artene kan etablere seg etter hogst (tidsfaktoren) og hvor stor avstand kan en ha mellom bestandene for at spredning mellom dem er mulig (avstand, fragmenteringsproblematikk)? Ett av prosjektene som undersøker effektene av tid (< 100 år) og avstand (>200m<5km) for kolonisering av rikbarkslav (lungeneversamfunnet) og rikbarksmoser på tidligere skogløse øyer i Hordaland skal her omtales nærmere.

Studieområdet

Studieområdet omfatter to øyriker i henholdsvis Austevoll og Fitjar/Nordre Bømlo i Hordaland, og et referanselandskap i samme klimatiske og geografiske region (Figur 1).

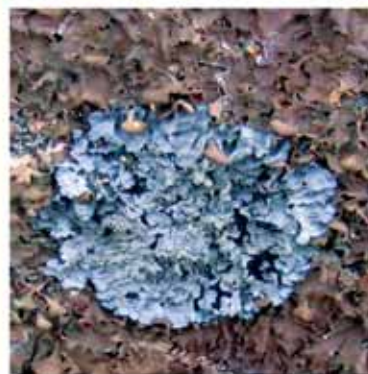


Figur 1. Studieområdet

Jeg vil her bare omtale studieområdet i Fitjar/Bømlo og vise noen foreløpige resultater fra feltsesongene 2004–2005. Tanken med referanselandskapet er å undersøke de samme artene med samme meto-

Moser: 13 av 19 rikbarkarter inkludert 2 rødlistearter ble registrert

Lavarter	Sverige	Norge	Gammelskogsindikatorer (Francis Rose)
	Rødlistestatus	Rødlistestatus	
✓ Collema flaccidum			
✓ C. fasciculare	CR		
✓ C. furfuraceum	NT		
✓ C. nigrescens	NT		
✓ C. subflaccidum	VU		
✓ Degelia atlantica	-	V+	
✓ D. plumbea	VU		x
Fuscopannaria ignobilis	-	V+	
F. mediterranea	NT		x
✓ F. sampaiana	RE	V+	x
✓ Leptogium burgessii	VU		x
L. cochleatum	-	E	
✓ L. cyanescens	VU		
L. saturninum			
✓ Lobaria amplissima	EN		x
✓ L. pulmonaria	NT		x
✓ L. scrobiculata	NT		x
✓ L. virens	EN		x
✓ Nephroma laevigatum	NT		x
✓ N. parile			x
N. resupinatum			
✓ Pannaria conoplea	VU		x
✓ P. rubiginosa	CR		x
✓ Parmeliella triptophylla			x
P. testacea	-	E	
Peltigera collina			x
✓ Pseudocyphellaria crocata	-	V	x
P. intricata	-	V	x
✓ P. norvegica	-	V	
Sticta canariensis	-	E	
✓ S. fuliginosa	CR		
✓ S. limbata	RE		x
✓ S. sylvatica	CR		x



Figur 2. Registrerte lavarter og rikbarksmoser

dikk i et eldre skogslandskap for å kunne sammenligne fordeling og frekvens av artene med situasjonen på øyene. Feltarbeidet her vil bli utført i 2007.

Studieområdet i Fitjar/Bømlo ligger i lynchheiregionen og omfatter i alt 145 km². Skogdekningen totalt er ca. 5 % og skogarealet domineres av bjørkeskog og plantet barskog; gran, sitkagran og leplantinger av ulike furuslag. Det aktuelle arealet med rikkbarkstrær utgjør bare ca. 1 % av landarealet.

Metodikk

Prosjektet utfører en total kartlegging av et forutbestemt utvalg av arter og deres levesteder. Lungeneversamfunnets lavarter ble valgt som hovedgruppe for undersøkelsene fordi mange av dem er ansett å være indikatorer for økologisk kontinuitet (Rose 1976); altså arter som antas å ha spredningsproblemer og derfor er knyttet til gammel skog (se Rolstad m.fl. 2002) og Rolstad og Gjerde 2003). Mange av dem står på rødlistene i Norge og Sverige (Figur 2).

Et utvalg av mosearter også knyttet til rikkbarkssamfunn ble registrert. Lavartene registreres på trenivå ved at alle thalli («plantelegemer») av hver art telles opp per tre for å kunne gi et mål for populasjonsstørrelsen. Moseartene registreres som forekomst/ikke forekomst på lokalitetsnivå.

Forundersøkelser viste av osp desidert er det viktigste treslaget for lungeneversamfunnets arter i dette øyriket og alle ospetrær ble talt opp og DBH bestemt ved klaving. Dessuten ble alle trær av

andre treslag med forekomst av de utvalgte lavartene klavet.

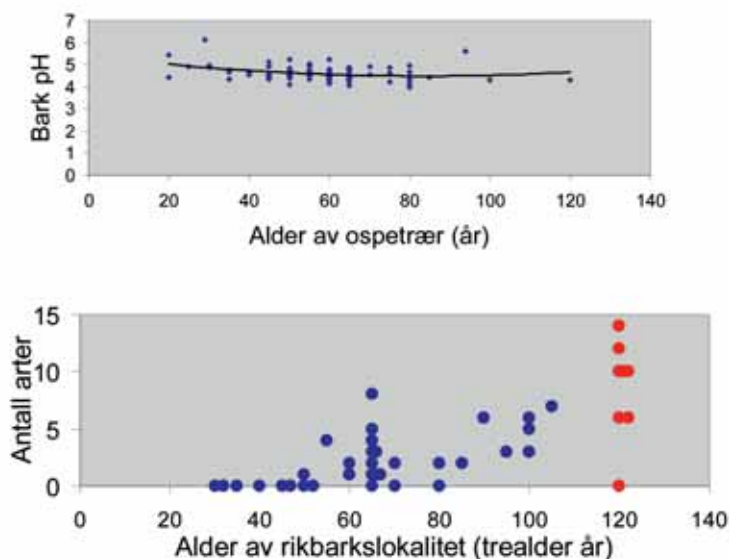
Lokalitetenes alder (som skog) ble anslått ved at de antatt eldste trærne ble boret og sammenholdt med analyser av eventuell eldre død ved og tolkning av eldre fotografier og intervjuer med grunneiere.

Den genetiske variasjonen hos lungenever ble undersøkt ved DNA-sekvensering (se for eksempel [http://wikipedia.or/wiki/Dna sequencing](http://wikipedia.or/wiki/Dna_sequencing), Hillis m. fl. 1996), hvor sekvensen av basepar for et fragment av genomet blir undersøkt. To like sekvenser, kalt haplotyper, trenger altså ikke å representere to like genomer. Flere markører ble testet ut, men størst variasjon ble funnet ved bruk av den genetiske markøren IGS (intergenic spacer region) i det ribosomale kjerne-DNA, og bare resultater med bruk av denne markøren er vist her.

En lobespiss av lungenever (*Lobaria pulmonaria*) ble innsamlet *per tre* for genetiske analyser. Vi valgte ut trær fra hele lokalitetens geografiske utstrekning der vi hadde store populasjoner. Fra lokaliteter med små populasjoner ble det innsamlet prøver fra alle trær med arten.

Noen foreløpige, kommenterte resultater

69,6 % av de utvalgte lavartene og 68,4 % av moseartene ble registrert under feltarbeidet (Figur 2). Dette viser at en rekke av artene faktisk har spredd seg og etablert seg i den nye skogen på øyene i løpet av en begrenset tidsperiode. Flere rødlistearter og arter som generelt er sjeldne i fylket, og



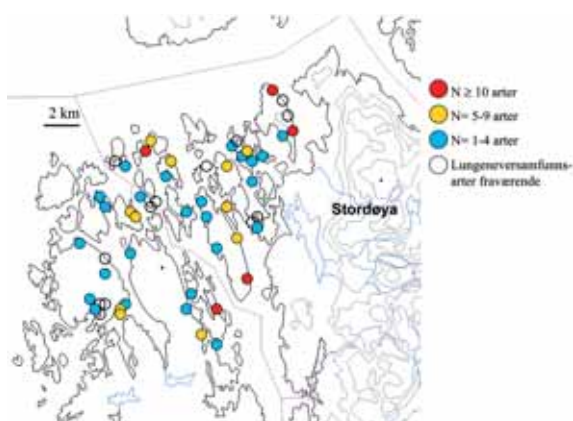
Figur 3. Sammenhenger med alder av ospetrær og alder av ospesholt

dermed har en begrenset total produksjon av spredningsenheter per år, ble registrert.

Det er en klar positiv sammenheng mellom antallet registrerte lavarter og alderen på lokalitetene (Figur 3).

Hadde det vært slik at de kjemiske egenskapene i ospebarken og dermed livsbetingelsene for artene endret seg med økende alder på trærne, ville det vært uråd å skille denne effekten fra effekten av økende alder i seg selv. En undersøkelse av pH viste imidlertid ingen signifikant sammenheng mellom pH i ospebarken og alder på ospetrærne (Figur 3). De yngste trærne hvor vi registrerte lavarter var ca 50 år. Vi tolker dette som en mulig økologisk betinget grenseverdi hvor ospebarken begynner å bli ruglete som muliggjør etablering av lavartene. Hvis dette er riktig, ser vi at det ganske korte tidsintervaller som har vært til rådighet for etablering. De eldste undersøkte lokalitetene på figur 3 er alle angitt som 120 år gamle fordi det rår usikkerhet om eksakt alder for dem.

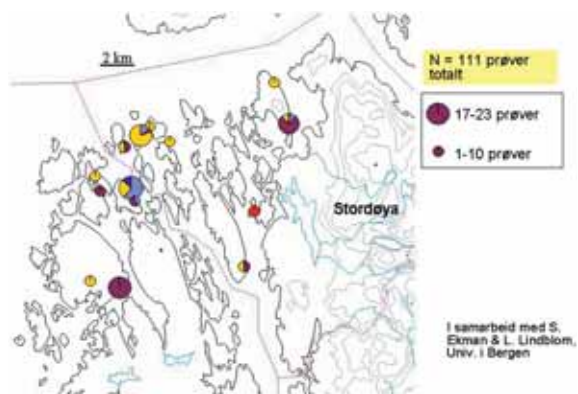
Ser en på fordelingen av lokaliteter med funn av lav i lungeneversamfunnet er det ingen klar geografisk trend innen undersøkelsesområdet (Figur 4).



Figur 4. Diversitetsfordeling av lungeneversamfunnets lavarter på lokalitetene

Det er altså ingen klar tendens som viser at øylokaliteter nær mulige spredningskilder i den eldre skogen i referanseområdet på Stordøya har flere arter enn lokalitetene i større avstand fra spredningskildene lenger vest.

I alt 5 IGS haplotyper ble funnet i det innsamlete materialet av lungenever fra 2004–2005 (Figur 5).



Figur 5. Fordeling og diversitet av IGS haplotyper hos lungenever (*Lobaria pulmonaria*)

Det største antallet ulike haplotyper av lungenever per lokalitet i undersøkelsesområdet er tre. Antallet ulike genetiske haplotyper på én og samme lokalitet gir et minimumstall for hvor mange ganger lokaliteten har vært kolonisert av en gitt art. Fire av lokalitetene hadde så store populasjoner av arten at vi kunne samle inn prøver fra et tilstrekkelig antall trær (1 prøve per tre) for å kunne si noe om fordelingen av de ulike haplotypene innen og mellom lokalitetene. Tre av disse lokalitetene hadde 3 haplotyper og er blant de eldste lokalitetene i undersøkelsesområdet, mens på den fjerde med bare én haplotype er skogen ca 65 år som ligger nær gjennomsnittet for lokalitetene i Fitjar/Bømlo. Vår hypotese er at det er en positiv sammenheng mellom alder på lokalitetene og genetisk variasjon på samme måte som der en positiv sammenheng mellom antall registrerte lavarter og alder. Et påfallende trekk er at forskjellige haplotyper dominerer på de ulike lokalitetene. I en koloniseringsprosess i ung skog kan en tenke seg at det er nokså tilfeldig hvilken haplotype som først koloniserer et tre på en lokalitet. I løpet av kort tid kan denne haplotypen kolonisere mange trær på lokaliteten før andre haplotyper etablerer seg. Da vil en kunne få dette observerte mønsteret.

Oppsummering:

- En stor andel av lungeneversamfunnets arter og rikbarksmoser har spredd seg til øyene
- Artene koloniserer osp som er eldre enn 45–50 år.

Hypotese: økologisk grenseverdi knyttet til utvikling av ospebark-kvaliteter

- Det største mangfoldet av arter finnes på de el-

- dre lokalitetene, men det synes ikke å være noen god sammenheng mellom stort mangfold og (kort) avstand til mulige spredningskilder
- Størst genetisk variasjon hos lungenever på de eldre lokalitetene
 - Dominerende haplotype varierer *mellom* lokalitetene ⇒ unge populasjoner i et dynamisk system

LITTERATUR

- Blom, H.H, Bendiksen, E., Brandrud, T.E., Kvamme, T., Ødegaard, F. og Framstad, E. 2004. Rødlister som redskap i forvaltningen av biologisk mangfold i skog. – *Aktuelt fra skogforskningen* 1/04: 1–117.
- DN 1999. Nasjonal rødliste for truede arter 1998. *DN-rapport* 1999–3: 1–162.
- Hillis, D.M, Moritz C. og Mable, B.K (red.). 1996. *Molecular systematics*. – Sinauer Associates Inc, Sunderland MA.
- IUCN (World Conservation Union) 2001. *IUCN red list categories and criteria. Version 3.1*. – IUCN Gland, Switzerland, and Cambridge, United Kingdom.
- IUCN (World Conservation Union) 2005. *Guideline for using the IUCN Red List categories and criteria. April 2005*. – www.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedListGuidelines.pdf
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. – Statens kartverk, Hønefoss.
- Rolstad, J., Gjerde, I., Gundersen, V. og Sætersdal, M. 2002. Use of indicator species to assess forest continuity: a critique. *Conservation Biology* 16: 253–257.
- Rolstad, J. og Gjerde, I. 2003. Skoglevende organismers spredningsevne – en litteraturgjennomgang. – *Aktuelt fra skogforskningen* 1/03: 1–39.
- Rose, F. 1976. Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands. I: *Lichenology: Progress and problems* (red. Brown, D: H, Hawksworth, D.L. og Bailey, R.H.), s. 279–307. – Academic Press, London, UK.