

Kontaktkonferanse for skogbruk og skogforskning i Trøndelag

Stjørdal 30.-31.05.2005

Severin Woxholtt (red.)

Severin.Woxholtt@skogforsk.no

Forord

Kontaktkonferansen mellom skogbruk og skogforskning i 2005 ble arrangert for Trøndelagsfylkene 30. og 31. mai i Stjørdal. Målgruppen var ansatte i privat og offentlig skogbruk og –forvaltning, og industri. Temaene ble til gjennom flere drøftinger med Skogeierforeninga Nord og fylkesmannens landbruksavdelinger i de to fylkene. Skogforsk, Institutt for naturforvaltning ved Universitetet for miljø- og biovitenskap og Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS) søkte å svare opp på dette med innlegg og foredrag til de ønskede temaene. Landbruks- og matdepartementet finansierte store deler av konferansen.

Dette heftet inneholder artikler som bygger på forskernes foredrag de to dagene. Alle gode og interessante debattinnlegg der publikum var svært aktivt med, lot seg ikke gjengi på en rettferdig måte. Men engasjementet var stort.

Skogforsk, 25.10.05.

Severin Woxholtt

Innhold

Kåre Hobbestad: Hvor finner vi skogen i Nord-Trøndelag?	4
Jon Andreas Ask: Kan miljørestriksjoner kvantifiseres?	8
Vegard Gundersen, Jørund Rolstad og Per Wegge: Hønehauk og skogbruk - en gjennomgang av bestandsutvikling, økologi og trusler. INA fagrapport 2004	12
Jan Bjerketvedt: Skogressurser tilgjengelige for industrien -et GIS-prosjekt	13
Bernt-Håvard Øyen: Mangel på hogstmoden skog de nærmeste tiårene – har man noen alternativer i påvente av at kulturskogen modnes ?	16
Kjell Andreassen: Råstofftilgang etter lukkede og selektive hogster i Trøndelag	18
Bernt-Håvard Øyen: Foryngelse av gran og furu i den midtnorske barskogregionen – en litteraturoversikt	22
Halvor Solheim: Kan vi gjøre noe for å hindre eller redusere råde i framtidsskogen?	23
Ken Olaf Storaunet, Jørund Rolstad og Målfrid Toeneiet: Urskog eller kulturskog – skogshistorikk i Gamlevolltjønnen i Trillemarka	27
Morten Nitteberg: Kan vi løse driftsproblemene på bæresvak mark?	33
Morten Nitteberg: Kan nye driftsmetoder for bratt terreng i Mellom-Europa benyttes i Norge?	36
Gry Alfredsén: Det evigvarende tre.....	38

Hvor finner vi skogen i Nord-Trøndelag?

Kåre Hobbestad
NIJOS

Innledning

Skogen i Nord-Trøndelag ble første gang taksert i 1921 av Landsskogtakseringen. Siden den gang har skogen vært taksert 5 ganger. Siste takst ble utført i perioden 1995–1999. Ved alle takstene har volum og tilvekst vist en stigende tendens. Likevel har avvirkningskvantumet stadig sunket i den senere tid, og det har vært usikkerhet om hvor skogen finnes.

Dagens situasjon.

Taksten fra 1995–1999 viser følgende resultater for areal, volum og tilvekst (tabell 1).

Tabell 1. Skogen i Nord-Trøndelag

Produktivt areal. Hektar	Volum, prod. areal. Mill. m ³ u.b.	Tilvekst, prod. areal. Mill. m ³ u.b.	Prod.evne. Mill. m ³ u.b.
622 977	41,423	1,345	2,034

Skogen i Nord-Trøndelag ble også taksert i 1987. Utviklingen i volum og tilvekst mellom de to takstene ses av figurene 1 og 2.

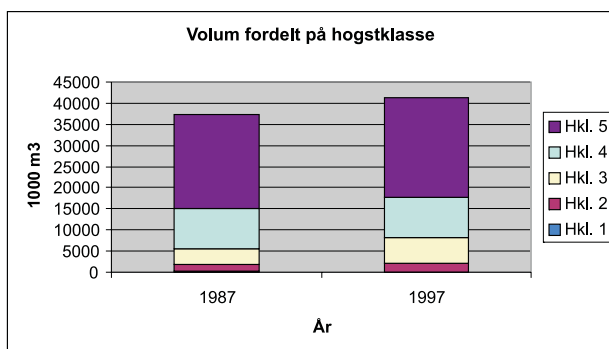


Fig. 1. Volumutvikling fordelt på hogstklasse

En ser at volumet har øket i alle hogstklasser, men relativt mest i hogstklasse V. Det står derfor i dag et stort volum i skogene som er hogstmodent.

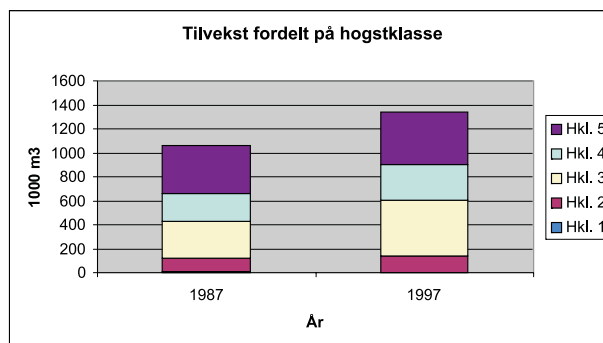


Fig. 2. Tilvekstutvikling fordelt på hogstklasse

Når det gjelder tilvekst, har det skjedd en betydelig økning i 10-årsperioden. En ser at tilveksten har øket for alle hogstklasser, men at det særlig er hogstklasse III som har bidratt til den kraftige tilvekstøkningen.

Den hogstmodne skogen i de nærmeste 30 år befinner seg på hogstklassene IV og V. I figur 3 har en angitt hvilke boniteter dette volumet kommer fra.

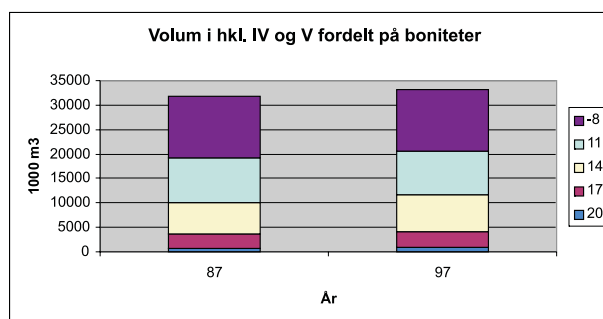


Fig. 3. Volumet i hogstklassene IV og V fordelt på boniteter

Figur 3 viser at det hogstmodne volumet i stor grad befinner seg på de lavere boniteter. Gjennomgående for denne type skog er at den har relativt lav kvalitet som gir lav pris pr kubikkmeter. Samtidig medfører denne type skog høyere driftskostnader. Inntekt pr kubikkmeter til skogeier blir derfor lav.

Fordelingen av volumet i hogstklasse III på ulike boniteter vises i figur 4.

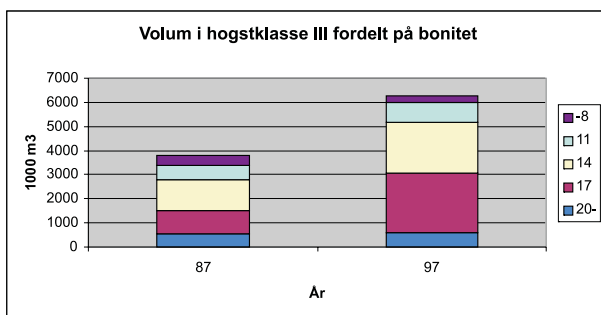


Fig. 4. Volumet i hogstklasse III fordelt på bonitet.

En ser av figur 4 at den yngre produksjonsskogen har øket betydelig i 10-årsperioden, og at den befinner seg på de bedre bonitetene som vil gi høyere inntekter pr kubikkmeter for skogeier. Denne skogen er imidlertid ikke hogstmoden før om 30 år eller mer.

Tilgjengelighet på den hogstmodne skogen

Lønnsomheten ved hogst er avhengig av høy kvalitet på tømmeret da dette er en forutsetning for høy tømmerpris. Deretter vil nettoinntekten avhenge av den driftskostnad som påløper for å få tømmeret ut. Viktige indikatorer i denne sammenheng er bonitet, driftsveilegde og terrengbratthet. Det produktive arealet ble derfor inndelt i 4 lønnsomhetsklasser avhengig av bonitet, driftsveivastand og terrengbratthet for å se hvilken betydning dette hadde på avvirkningsmulighetene. En delte det produktive skogarealet inn i 4 arealkategorier der en startet med alt areal, og deretter innskrenket arealet etter kriterier for økt lønnsomhet. Arealkategoriene fremgår av tabell 2.

Tabell 2. Arealkategorier inndelt etter lønnsomhet.

Alternativ	Bonitet	Hellingsprosent	Driftsveivastand
I	Alle boniteter	Alt areal	Alt areal
II	> 6	< 40 %	< 2 km
III	> 6	< 34	< 1 km
IV	> 8	< 34	< 1 km

For de ulike arealkategorier ble skogen analysert med hensyn på areal- og volumfordeling. Videre har en sett på avvirkningsmuligheter på de ulike arealkategorier både på kort og lang sikt.

På kort sikt er det spesielt arealene i hogstklasse IV og V som har betydning for avvirkningsmulighetene. Figur 5 viser arealet i hogstklassene IV og V fordelt på boniteter innen de ulike alternative klassene.

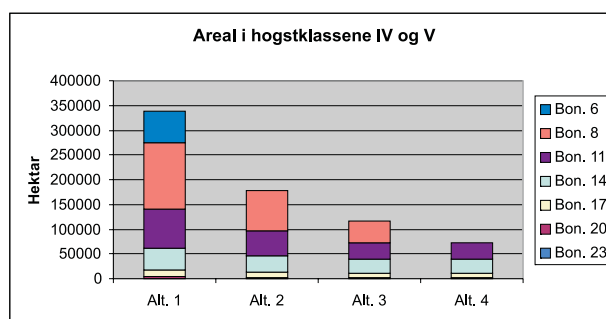


Fig. 5. Arealet i hogstklassene IV og V fordelt på boniteter.

Figuren viser at mye av arealet i hogstklassene IV og V finnes på svakere boniteter. En utelatelse av de svakere boniteter fra avvirkning vil derved føre til en kraftig reduksjon av drivbart areal. Likeledes viser figuren at store arealer ligger i bratt terreng og med lang driftsavstand. Det vil være en halvering av arealet fra alternativ 1 til alternativ 2, og alternativ 4 har bare 1/5 av det totale arealet i hogstklassene IV og V.

I figur 6 har en fordelt volumet på samme måte.

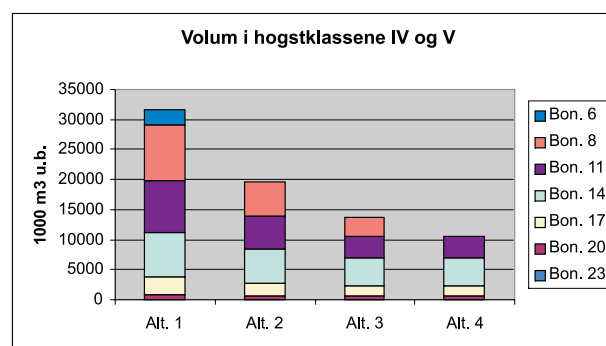


Fig. 6. Stående volum i hogstklassene IV og V fordelt på boniteter.

Figuren viser også en kraftig nedgang i tilgjengelig volum ved de ulike alternativene. Nedgangen er imidlertid ikke så kraftig som for arealet da de vanskeligst drevne arealene har noe mindre volum pr dekar enn de mer lettdrevne. Likevel utgjør ikke stående volum på de mest økonomiske arealene mer enn ca. en tredjedel av volumet for hele arealet.

Tilsvarende figurer er beregnet for hogstklasse III. Dette ses av figurene 7 og 8.

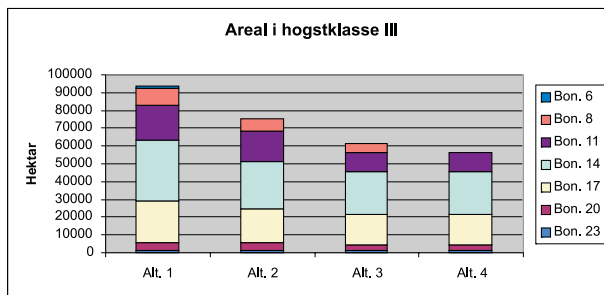


Fig. 7. Arealet i hogstklasse III fordelt på boniteter

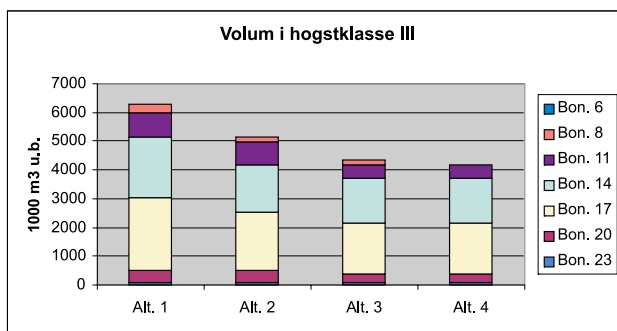


Fig. 8. Stående volum i hogstklasse III fordelt på boniteter

Figurene viser klart at hogstklasse III relativt sett befinner seg på de mer lønnsomme arealene. Dette vil si at om 30–40 år vil en igjen få relativt mer hogstmoden skog på lønnsomme arealer.

Årsaken til denne vridningen ligger nok for en stor grad i at når en startet med bestandsskogbruket etter krigen var det naturlig å begynne med de lønnsomme arealene på høy bonitet. Noe av forklaringen kan imidlertid også ligge i at det tar mye lenger tid å forynge dårligere boniteter, og de vil også bli værende i hogstklasse II over lengre tid. Det er derfor også interessant å se hvordan fordelingen i hogstklasse I og II er i dag. Arealfordelingen ses av figur 9.

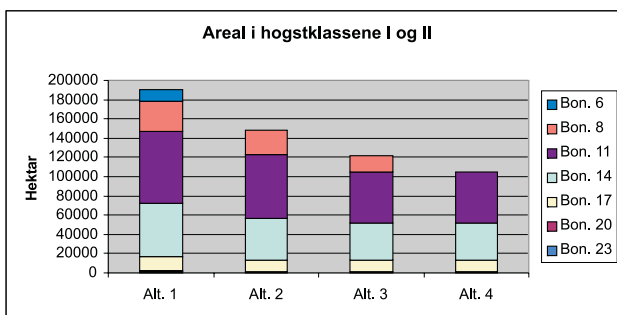


Fig. 9. Arealet i hogstklassene I – II fordelt på boniteter

Figur 9 viser at det for disse hogstklasser finnes relativt større arealer på de mindre lønnsomme arealene. Dette er

sannsynligvis en blanding av at arealene med lavere lønnsomhet befinner seg lenger i disse hogstklassene og at en i den senere tid har måttet bevege seg ned mot svakere arealer for å finne hogstmoden skog.

Konklusjonen på dette vil være at ved stort krav til lønnsomhet og dårlige rammebetingelser, vil arealer tilgjengelig for avvirkning kunne reduseres betydelig. For å studere den avvirkningsmessige effekten av dette på kort sikt har en foretatt en balansekvantumsberegning for de ulike arealkategorier, mens den langsiktige effekten er analysert ved den produksjonskapasiteten en vil oppnå for de ulike arealgruppene ved en angitt skogkulturaktivitet. En har ved denne analysen forutsatt høy innsats i skogkultur. Den absolute effekten kan da diskuteres, mens den relative effekten mellom arealkategoriene skulle være ganske riktig.

Figur 10 viser beregninger over balansekvantum for de ulike arealgruppene sammenlignet med gjennomsnittlig årlig avvirkning i perioden 1988–1997 og avvirkningen i 2003. Avvirkningstallene er basert på statistikk fra SSB der hjemmeforbruk er inkludert. I tillegg er det gjort anslag for topp og avfall slik at avvirkningstallene skulle være sammenlignbare med analysene over balansekvantumet som er et brutto stammekvantum.

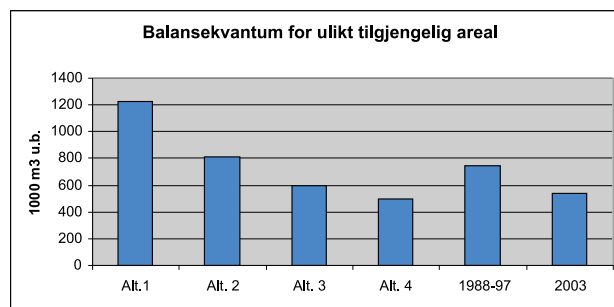


Fig. 10. Balansekvantumsberegninger for ulike arealkategorier og avvirket kvantum.

Beregningen viser at en innskrenking i lønnsomt areal kan få store konsekvenser for de kortsiktige avvirkningsmuligheter. I balansekvantumsanalysene er det ikke redusert for miljøhensyn som må tas, bortsett fra gjensetting av livsløpstrær. I Nord-Trøndelag har en store arealer med kantsoner som det må tas hensyn til. Likeledes er det arealer med kystgranskog som er erklært sterkt verneverdige, i tillegg til mer generelle miljøhensyn som må tas. Mye tyder derfor på at en må bevege seg inn på de dårligere arealer i alternativ 1 for å kunne opprettholde et avvirkningskvantum som en hadde i perioden 1988–97. Avvirkningsnivået for 2003 kan i stor grad tilfredsstilltes ved arealer i alternativ 3 med noe hogst inn på de dårligere arealer i alternativ 2.

De langsiktige konsekvenser av en innskrenking av de lønnsomme arealer vil avhenge av fordelingen av totalare-

alet samt produksjonskapasiteten på disse. Figurene 11 og 12 viser hvordan det produktive arealet og produksjonskapasiteten fordeler seg på de ulike arealgruppene.

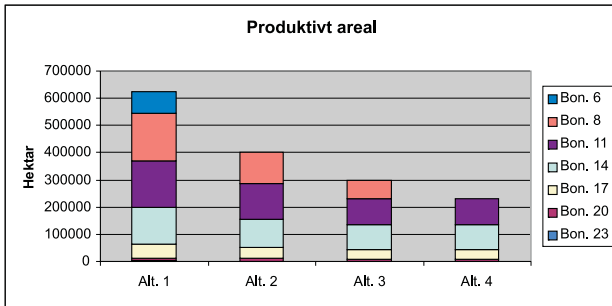


Fig. 11. Produktiv areal fordelt på boniteter.

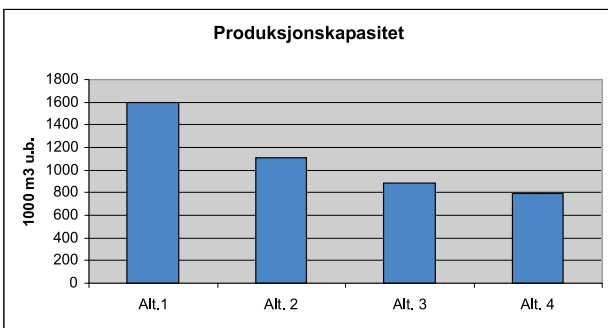


Fig. 12. Produksjonskapasitet for ulike arealkategorier.

Figurene viser at selv på arealer med lang driftsveivstand og stor helling finnes en del arealer med høy bonitet, og det drivbare arealet reduseres betydelig ved store krav til bonitet og driftsforhold.

Når det gjelder produksjonskapasiteten, vil den reduseres relativt mindre. Alternativ 4 fører til en halvering av produksjonskapasiteten. Det er jo en kraftig senking av mulighetene på lang sikt. I tillegg må en ta i betraktning at en her har operert med høy innsats i skogkultur. Ved sterk reduksjon i skogkultur vil dette bety mest for de bedre bonitetene og derved gi relativt større reduksjon for de lønnsomme arealene (3 og 4) enn de mindre lønnsomme arealene.

En kan også merke seg at den relative nedgangen i produksjonskapasitet er noe mindre enn nedgang i balansekvantum, men ikke så mye som en kanskje kunne vente. I denne vurderingen må en også ta med i betraktningen at en har forutsatt høy skogkulturaktivitet, og at den relative reduksjon i produksjonskapasitet i virkeligheten sannsynligvis vil bli større enn antydnet her.

Konklusjonene på disse analysene er at det kreves god lønnsomhet i skogbruket for å kunne opprettholde et høyt aktivitetsnivå, og derved kunne utnytte skogressursene. Høy lønnsomhet i skogbruket vil avhenge av gode priser på tømmeret og gode rammebetingelser for skognæringen. En negativ utvikling i lønnsomheten for skognæringen vil føre til at store ressurser blir stående i skogen og går tapt uten å bidra til de store videreforedlingsgevinster en har hatt i skogindustrien til nå.

Kan miljørestriksjoner kvantifiseres?

Jon Andreas Ask

Institutt for naturforvaltning, Universitetet for miljø- og biovitenskap

Innledning

Miljørestriksjoner i skog har utviklet seg til å bli et viktig virkemiddel for å bevare det biologiske mangfoldet i skog. Slike restriksjoner, kalt miljøhensyn, kan ha ulik styrke fra enkle «hverdagshensyn» til mer omfattende tiltak, og bestå av ulike restriksjoner på avvirkningsmetoder, bestandspleie, bevaring av spesielle habitater og habitatelementer. Delvis er slike restriksjoner initiert fra myndighetene gjennom lovgiving (Landbruksdepartementet 1994, Skogsstyrelsen 1994) og delvis frivillig, for eksempel gjennom sertifiseringsordninger (Levende Skog 1998). Det meste av det produktive skogarealet i Norge er i dag sertifisert gjennom PEFC (Programme for the Endorsement of Forest Certification schemes, (PEFC 2004)) der Levende Skogs standarder for bærekraftig skogbruk er lagt til grunn.

Fordelen med å innføre spesielle og generelle miljøhensyn, i forhold til andre former for vern, er at man kan kombinere bevaring av biologisk mangfold med tømmerproduksjon og økonomisk aktivitet. Men også slike restriksjoner vil kunne medføre økonomiske ulemper for skogeier. Som en del av prosjektet «*Virkemidler for forvaltning av biologisk mangfold i skog og våtmarker*» (Vatn et al. 2005), finansiert av Nordisk ministerråd, er ulike miljørestriksjoner i skogbehandlingen analysert med tanke på deres effekt på økonomi, avvirkningsnivå og skogstruktur. Under presenteres noen av resultatene fra prosjektet. Restriksjonene som er valgt ut er antatt å begunstige det biologiske mangfoldet av arter som er inne på den nasjonale rødlista (Direktoratet for naturforvaltning 1999) eller som er antatt å være sjeldne eller sårbare på grunn av moderne skogbruk.

Metode

I studien er det lagt vekt på en detaljert implementering av ulike miljøhensyn. Studien kombinerer de mulighetene som finnes i dagens skogplanleggingsverktøy og er en eksempelstudie på hvordan man i praksis kan implementere miljørestriksjoner i den langsiktige skogplanlegging. Det er benyttet en lineær optimaliseringsmodell (SGIS), som består av den bioøkonomiske modellen GAYA-J integrert med et geografisk informasjonssystem (GIS). GAYA er simuleringsdelen av programmet som beregner ulike alternative behandlinger for hver enkelt behandlingsenhet (bestand), mens J er et optimaliseringsverktøy som ved

lineær programmering optimaliserer skogbehandlingen ut fra gitte forutsetninger. Modellen og de grunnleggende forutsetningene i beregningene med hensyn på skogbehandling er utførlig beskrevet av Hoen & Eid (1990), Hoen & Gobakken (1997), Hoen (1998) Gobakken (2002), mens J er beskrevet av Lappi (1992, 2003).

Arbeidet er en eksempelstudie der skog- og naturdataene for Ski kommuneskoger, en 2105 hektar stor eiendom i Ski kommune, er analysert. Planleggingshorisonten i studien var 100 år fordelt på 10 like lange perioder. Målfunksjonen var maksimering av nåverdi gitt ulike restriksjoner på skogbehandlingen.

Ut fra H_{40} boniteringssystem hadde 11 % av skogarealet høy bonitet ($H_{40} > 18,5$), 41 % middels bonitet ($H_{40} = 12,5-18,5$) og 38 % lav bonitet ($H_{40} < 12,5$). Omtrent 30 % av skogarealet var eldre enn 90 år, mens ca. 20 % var eldre enn 120 år. Studieområdet er dominert av hovedsaklig fattige vegetasjonstyper. De viktigste vegetasjonstypene ut fra areal er bærlyngskog (26 %), blåbærskog (26 %) og blokkebærskog (15 %). Lavskog, småbregneskog og lågurtskog utgjør 6–7 % hver, mens det bare er små arealer med andre vegetasjonstyper.

Det er registrert totalt 37 nøkkelbiotoper og nøkkelområder i skog med et totalt areal på 67 ha. De fleste nøkkelbiotopene/ nøkkelområdene er knyttet til gammel barskog.

Operasjonalisering

Det er modellert etter 3 hovedscenarier: Et referansescenario uten pålagte restriksjoner på skogbehandlingen, et «Levende skog» scenario (LS) der skogbehandlingen er tilpasset miljøstandardene (Levende Skog-standardene) i dagens dominerende norske skogsertifisering, og et utvidet «biologisk mangfold» scenario (BM) der man har definert et tenkt tilfelle hvor man prioriterer bevaring av biologisk mangfold foran tømmerproduksjon. Restriksjonene er utformet i henhold til dagens kunnskap om arters økologi og krav til voksested, jf. f.eks. Esseen et al. (1997).

Restriksjonene i LS-alternativet består av ikke-hogst i nøkkelbiotoper (Restriksjon 1) og i områder med myr og sumpskog (R2). Det er forutsatt skjermstillingshogst i fuktige vegetasjonstyper (sumpskog, gråor-heggeskog) (R3), samt i minimum 25 % (alt. 100 %) av arealet med småbregneskog og lågurtskog (R4). Videre er det simulert bledningshogst/ plukkhogst (R5) eller ingen hogst (R6) i en 10

meter buffersone mot nøkkelbiotoper, vassdrag, myr og dyrket mark, minimum 10 % lauvskogandel på eiendomsnivå (R7) og gjensetting av 5 evighetstrær per ha ved slutt-hogst (R8).

I BM-alternativet er restriksjonene gjennomgående strengere. Det er forutsatt ikke-hogst (urørt) i nøkkelbiotoper, nøkkelområder, sump- og myrskog og i vegetasjonstypene sumpskog og gråor-heggeskog (R9). I vegetasjonstyper med antatt liten naturlig forstyrrelse ved brann og stormvelt (småbregneskog, storbregneskog, lågurtskog og høgstaudeskog) er det simulert en utvidet skjermstillingshogst som skal tilsvare en bledningshogst med kontinuerlig kronedekke (R10). I en 20 meter bred buffersone mot de samme naturtyper som angitt i LS-alternativet, er det simulert henholdsvis bledningshogst/plukkhogst (R11) og ingen hogst (R12). Det er forutsatt en andel lauvskog på minimum 20 % (R13) og avsatt 10 evighetstrær per ha ved sluttavvirkning (R14). BM-alternativet inkluderte også beregninger med 50 % økt omløpstid (R15), minimum gammelskogandel (20–40 %) (R16), kun naturlig foryngelse (R17), ingen ungskogpleie (R18) og ingen tynning (R19).

I LS-alternativet utgjorde buffersonen (R5/R6) 3,5 % av det produktive skogarealet, mens den utgjorde 7,4 % av den produktive skogen i BM-alternativet (R12/R13)

Resultater

Den relative reduksjonen i nåverdi for de to alternativene er vist i tabell 1 og 2. Resultatene viste at referansealternativet ga en nåverdi på 51.538.000 NOK for Ski kommuneskoger, noe som tilsvarer ca. 24 478 NOK per hektar ved 3 % kalkulasjonsrente (p_r). Sammenlignet med referansealternativet, ga en samlet effekt av tiltakene i Levende Skog-alternativet en reduksjon på 6 % og i Biologisk Mangfold-alternativet en reduksjon på 43 %.

Endringene i nåverdi som følge av de forskjellige restriksjonene i LS-alternativet er vist i tabell 1. Av de restriksjonene som inngikk i kombinasjonsproblemet var det ikke-hogst i nøkkelbiotoper (R1) som ga den største reduksjonen i nåverdi med 4 %, sammenlignet med referansealternativet. Plukkhogst i buffersonen (R5) ga en reduksjon i nåverdi på 1 %. Skjermstillingshogst (R4) ga en reduksjon i nåverdi på 1,1 % ved gjennomføring på minimum 25 % av arealet med vegetasjonstype småbregneskog og lågurtskog. Evighetstrær (R8) og ikke-hogst i myr, sumpskog, «edellauvskog» (R2, R3) ga kun små effekter på nåverdien (<1 %), mens 10 % lauvandel (R7) ikke ga noen reduksjon i nåverdi, det vil si at restriksjonen ikke var begrensende.

For sammenligning ble det også forsøkt med gjennomføring av skjermstillingshogst på alt areal med vegetasjonstype småbregneskog og lågurtskog (R4), og dette ga en reduksjon i nåverdi på 6 %. Dette alternativet

inngikk ikke i kombinasjonsproblemet, men viser at dersom man legger skjermstillingshogsten på de rette stedene (jf R4 på 25 % av arealet), vil dette gi betydelig mindre reduksjon i nåverdi. Ved gjennomføring av ikke-hogst i buffersonen (R6), ga dette en reduksjon i nåverdi på 4 %. Dette viser at et forsiktig uttak i buffersonen (jf R5) gir en markert økonomisk gevinst i forhold til å la den stå urørt.

Tabell 1. Relativ nåverdi for enkelttiltak og kombinasjonsproblemet i Levende Skog-alternativet sammenlignet med referansealternativet. Tiltak markert med kursiv skrift er ikke med i kombinasjonsproblemet.

Skogbehandling/ tiltak	Relativ verdi (%)
Referansealternativ	100,0
Nøkkelbiotoper	
Ikke-hogst i nøkkelbiotop i skog (R1)	97,7
Ikke-hogst i alle nøkkelbiotoper (R1)	96,1
Myr	
Ikke-hogst i sumpskog/ myr (R2)	99,4
Sumpskog/ edellauvskog	
Skjermstillingshogst (R3)	99,9
Hogstform-skjermstillingshogst	
Skjermstillingshogst på min. 25 % av gitte vegetasjonstyper (R4)	98,9
Skjermstillingshogst på 100 % av gitte vegetasjonstyper (R4)	94,0
Buffersone 10 m	
Plukkhogst med min. 40 % gammelskogandel (R5)	99,0
Ikke-hogst i buffersone (R6)	96,0
Lauvskogandel	
Minimum 10 % lauv på eiendomsnivå (R7)	100,0
Evighetstrær	
5 evighetstrær ha ⁻¹ (R8)	100,0
Levende Skog: kombinasjonsalternativet (R1+R2+R3+R4 (25 %)+R5+R7+R8)	94,2

Effektene ved de ulike restriksjonene på skogbehandlingen i BM-alternativet er vist i tabell 2. Av restriksjonene som inngikk i kombinasjonsproblemet, var det 30 % gammelskogandel (R16) og 50 % forlenget omløpstid (R15) som ga den største reduksjonen i nåverdi sammenlignet med referansealternativet, begge med ca. 19 %. Ikke-hogst i nøkkelbiotoper, nøkkelområder, myr/sumpskog og vegetasjonstyper med potensiell edellauvskog (R9) ga en reduksjon i nåverdi på ca. 14 %. Ved å avsette 20 meter buffersone rundt nøkkelbiotoper, vann, myr og 10 meter rundt dyrka mark (R11), og kun tillate plukkhogst (minimum 40 % gammelskogandel), ble resultatet en nåverdireduksjon på ca. 3 %. Når vi modellerte lukket hogst (R10) på vegetasjonstyper der kontinuitet vanligvis forekommer naturlig (granskog på storbregne, småbregne, lågurt, høgstaude), fikk vi en reduksjon i nåverdi på eiendomsnivå på 10 %. Å kun tillate naturlig foryngelse (R17) ga en

reduksjon i nåverdi på 3,6 % sammenlignet med referansealternativet. Å utelukke ungsogpleie (R18) ga en reduksjon på 3 %. Ingen tynning (R19) og bevaring av evighetsstrær (R14) hadde (hver for seg) små effekter på nåverdien (<0,5 %).

Vi ser av resultatene at reduksjon i nåverdi er lavere i kombinasjonsproblemet enn ved å summere enkeltrestriksjonene, noe som tilsier en overlapping mellom de ulike restriksjonene.

For sammenligning ble det kjørt simuleringer med ulike gammelskogandel isolert. En gammelskogandel på 20 %, 30 % og 40 % (R16) ga en reduksjon i nåverdi på henholdsvis 10 %, 19 % og 32 %. Det ble også simulert ingen hogst i buffersonen (R12), noe som reduserte nåverdien med nesten 8 %.

Tabell 2. Relativ nåverdi for enkeltrestriksjoner og kombinasjonsproblemet i Biologisk Mangfold-alternativet sammenlignet med referansealternativet. Tiltak markert med kursiv skrift er ikke med i kombinasjonsproblemet.

Skogbehandling/ tiltak	Relativ verdi (%)
Referansealternativ	100,0
Nøkkelbiotoper/ Ikke-hogst (R9) sumpskog/ edellauvskog	85,7
Hogstform Utvidet skjermstillingshogst (R10)	90,5
Buffersoner 20 m «Plukkhogst» med >40 % gammelskog (R11)	96,9
<i>Ikke-hogst i buffersoner (R12)</i>	92,1
Lauvskogandel Minimum 20 % lauv på eiendomsnivå (R13)	99,9
Evighetstrær 10 evighetstrær ha ⁻¹ (R14)	99,9
Omløpstid Økt omløpstid med 50 % (R15)	81,3
Gammelskogandel <i>Gammelskogandel 20 % (R16)</i>	90,5
<i>Gammelskogandel 30 % (R16)</i>	80,7
<i>Gammelskogandel 40 % (R16)</i>	68,0
Annet Kun naturlig foryngelse (R17)	96,4
Ikke ungsogpleie (R18)	97,0
Ikke tynning (R19)	99,6
Biologisk Mangfold – kombinasjonsalternativet: (R9+R10+R11+R13+R14+R15+R16(30%)+R17+R18+R19)	57,0

For å finne effekten av den utvidete skjermstillingshogsten som ble definert (R10), ble det i tillegg til simuleringene beskrevet over, også kjørt en simulering med denne hogstformen kun på vegetasjonstyper med naturlig lav brannfrekvens (høgstaudekog, småbregneskog, storbregneskog og lågurtskog). Dette ble sammenlignet med en simulering uten restriksjoner på de samme vegetasjonstypene. Disse simuleringene viste at den utvidete skjermstillingen ga en

reduksjon i nåverdi på 33 % sammenlignet med ingen restriksjoner på hogstform.

Diskusjon

Resultatene viste at LS-alternativet lå forholdsvis nær referansealternativet, mens BM-alternativet ga store konsekvenser i forhold til både referansealternativet og LS-alternativet. Det meste av reduksjonen i LS-alternativet kan knyttes til ikke-hogst i nøkkelbiotoper, samt små reduksjoner på grunn av hensyn i buffersoner og pålagte skjermstillingshogster. At reduksjonen ikke blir større skyldes delvis forutsetningene som er lagt til grunn i denne undersøkelsen. Det er blant annet forutsatt at en fremdeles kan drive en forsiktig hogst i buffersonen, samt at det gjennomføres skjermstillingshogst på kun minimum 25 % av arealet med vegetasjonstype småbregne, lågurt. Dette gir en betydelig mindre reduksjon i nåverdi enn om buffersoner avsettes urørt (1 % vs. 4 %) og om alt potensielt areal ble avvirket ved skjermstilling (1 % vs. 6 %), særlig fordi optimaliseringsrutinen J vil velge ut de alternativer som gir høyest nåverdi. I tillegg vil ofte buffersonen være noe bredere enn 10 meter i henhold til Levende Skog-standardene. Forutsetningene er satt slik for å gjenspeile den faktiske praktisering da det ved skjermstillingshogst må tas hensyn til naturgitte forutsetninger for hvert enkelt bestand, og det tillates uttak i buffersonen. Resultatet gjenspeiler derfor så langt det lar seg gjøre det faktiske tapet på denne eiendommen ved dagens praktisering av Levende Skog-standarder som angår bevaring av biologisk mangfold.

I BM-alternativet er restriksjonene satt etter faglig skjønn, med det formål å prioritere bevaring av biologisk mangfold i kombinasjon med virkeproduksjon. Omfanget av restriksjonene er her såpass store at de vil gi en betydelig nåverdireduksjon. De største effektene på nåverdi knytter seg til ingen hogst i sensitive biotoper. I tillegg gir krav om minimum gammelskogandel og forlengede omløpstider og lukket hogst store reduksjoner.

Det er flere momenter som er viktig å presisere ved slike studier. For det første er dette en eksempelstudie for en konkret eiendom. Resultatene er avhengig av skogens utgangstilstand og fordeling på naturtyper, for eksempel områder avsatt til nøkkelbiotoper og buffersoner, og kan derfor ikke uten videre overføres til områder som har andre kvaliteter. Sammenlignet med tall fra Landsskogtakseringen og eiendommens størrelse tatt i betraktning, viser likevel rangeringen av konsekvensene ved ulike nivåer på miljørestriksjonene trolig en generell holdbar konklusjon.

Resultatene vil også være avhengig av de gitte forutsetninger som kostnader, tømmerpriser, kalkulasjonsrente, skogarealets tilstand og planleggingshorisont, og hvordan nivåene på de pålagte restriksjonene virker sammen med disse.

I modellen er det knyttet største usikkerhet til forutsetningene for foryngelse, naturlig dødelighet, de begrensede mulighetene for å simulere skjøtsel basert på lukket hogst/plukkhogst og kvalitet, tilvekst og dødelighet i gammel-skog som overholdes utover normal hogstmodenhetsalder. Eventuelle feil i forutsetningene for naturlig foryngelse vil påvirke valg av foryngelsesmetode, mens påvirkning på virkeproduksjon i første rekke er knyttet til estimater på stående volum og avvirkningsnivå langt fram i tid.

Kalkulasjonsrenten har også stor betydning for resultatene. Det er kun foretatt beregninger med 3 % rentefot. En endring i kalkulasjonsrenten ville gitt andre absolutte verdier, men rangeringen av de ulike restriksjonene ville neppe endret seg vesentlig. Lignende studier av blant annet Eid et al. (1998) viste at reduksjonen i den relative verdien økte med økt avkastningskrav.

Litteratur

- Direktoratet for naturforvaltning 1999. Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. DN-rapport 3: 1–161 Direktoratet for naturforvaltning. Trondheim. 161 s.
- Eid, T., Økseter, P. & Hoen, H. F. 1998. Økonomiske konsekvenser av tiltak for et bærekraftig skogbruk: resultater for noen gårds-skogeiendommer. Rapport fra skogforskningen; 1998: 9 Norsk institutt for skogforskning. Ås. 41 s, 82–7169–866–4.
- Esseen, P. A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1997. Boreal forests. *Ecological Bulletins* 46: 16–47.
- Gobakken, T. 2002. Brukerveiledning til SGIS – et Skoglig Geografisk Informasjonssystem, Ver. 2.0. Institutt for skogfag. Norges landbrukshøgskole, Ås, 26 s.
- Hoen, H. F. & Eid, T. 1990. En modell for analyse av behandlingsalternativer for en skog ved bestandssimulering og lineær programmering. Rapport fra Norsk institutt for skogforskning . Ås-NLH. 9: 35 s.
- Hoen, H. F., Eid, T., Veisten, K. & Økseter, P. 1998. Økonomiske konsekvenser av tiltak for et bærekraftig skogbruk. Forutsetninger og metodebeskrivelse. Rapport fra skogforskningen – Supplement 6/98 Institutt for skogfag. Norges landbrukshøgskole, Ås. 48 s, 82–7169–867–2.
- Hoen, H. F. & Gobakken, T. 1997. Brukermanual for bestandssimulatoren GAYA v1.20. Institutt for skogfag, NLH. Intern rapport, Institutt for skogfag. Norges landbrukshøgskole, Ås. 57 s,
- Landbruksdepartementet 1994. Lov av 21. mai 1965 om skogbruk og skogvern (Skogbruksloven): med endringer, sist ved lov av 11. juni 1993 nr. 96 (i kraft 1.januar 1994). Grøndahl Dreyer. Oslo. 82–504–1175–7.
- Lappi, J. 1992. JLP: a linear programming package for management planning. Research Paper The Finnish For. Res. Inst. Suonenjoki. 414: 134 s, 951–40–1218–6.
- Lappi, J. 2003. J-user's guide. Finnish For. Res. Inst. Suonenjoki., Version 0.7.8, desember 2003.
- Levende Skog 1998. Standardutredninger fra Levende Skog. Rapport Levende skog. Levende skog, Oslo. 137 s,
- PEFC 2004. PEFC council information register. Statistics figures on PEFC certification.
- Skogsstyrelsen 1994. Skogsvårdslagets handbok. National Board of Forestry. Jönköping, Sweden.
- Vatn, A., Framstad, E. & Solberg, B. 2005. Virkemidler for forvaltning av biologisk mangfold. Del 3 – Tiltak og virkemidler for vern av biodiversitet i skog og våtmarker. Temanord 2005: xxx Nordisk Ministerråd. København. *1 trykk*.

Hønehauk og skogbruk – en gjennomgang av bestandsutvikling, økologi og trusler

INA fagrapport 2004

Vegard Gundersen, Jørund Rolstad, Skogforsk og
Per Wegge, Institutt for naturforvaltning, Universitetet for miljø- og biovitenskap.

Sammendrag

Hønehauken blir ofte omtalt å være knyttet til eldre storvokst skog. Nylig ble dens status oppjustert fra kategorien sjelden til sårbar i den norske rødlista, begrunnet med at den er i sterk tilbakegang. Den største trusselen ble vurdert å være redusert næringstilgang p.g.a. moderne driftsformer i skogbruket, men det ble også antatt at hogst av reirtrær og reirrområder påvirker bestanden negativt. I denne rapporten går vi kritisk gjennom publisert litteratur for å se om vurderingene av bestandsutvikling og trusselbilde er underbygd med dokumenterte fakta. Rapporten ser også på eventuelle tiltak i skogbruket og diskuterer aktuelle problemstillinger for videre forskning og forvaltning.

Datamaterialet fra Norge er for lite og for dårlig underbygd til å gjøre en statistisk vurdering av langtidstrend i bestandsutviklingen. Når materialet vurderes samlet for Norge, Sverige og Finland (Fennoskandia) er det en indikasjon på at det har vært en nedgang i hekkebestanden på 35 % i perioden 1950–1975, noe som sammenfalt med nedganger i kullstørrelse (15 %) og hekkesuksess (antall flygedyktige unger pr. okkupert territorium, 30 %). Nedgangstrendene er ikke statistisk sikre. Etter 1975 er det ingen tendens til nedganger i hekkebestand (3–4 par pr. 100 km²) eller i demografiske parametre (1.8 flygedyktige unger pr. okkupert territorium)

En gjennomgang av enkeltstudier fra Fennoskandia viser at en overvekt av lokale undersøkelser (9 av 10) har hatt nedganger i hekketetthet. Nedgangene sammenfaller imidlertid ikke i tid, og flere av undersøkelsene har for kort varighet, for dårlig dokumentert metodikk, eller for avgrenset areal, til at de hver for seg kan vurderes statistisk.

Skuddpremiestatistikken (1870–1971) viser at fellings-tallene for hønehauk varierte mellom 3000 og 5000 (gj. snitt 4000) pr. år fram til 1950. For perioden 1925–1950 antyder statistikken en avtagende tendens i fellingstallene for enkelte skogstrakter, og en økende tendens i landbrukspåvirkede områder. Tallene for kystområder viser

ingen trend. Etter 1950 avtok fellingstallene kraftig for alle områder fram til skuddpremieringen opphørte i 1971. Enkle bestandsberegninger, basert på publiserte demografiske data, viser at en gjennomsnittlig hekkebestand på 4 par pr. 100 km² kan ha tålt et uttak av fugl over tid slik skuddpremiestatistikken rapporterer. Skuddpremiestatistikken er imidlertid beheftet med mange feilkilder, og fellingstallene samsvarer trolig bedre med årlig ungeproduksjon enn hekketetthet. Nedgangstrenden fra 1950 til 1971 samsvarer med nedgangstrendene for hekketetthet og produksjon i Fennoskandia, men tallene er uegnet til å kvantifisere en eventuell nedgang i hekkebestanden i Norge i dette tidsrommet.

Undersøkelser i Fennoskandia indikerer at byttedyrtillgangen er den viktigste bestandsregulerende faktoren. Lokale nedganger i hønehaukbestanden i perioden 1950–75 sammenfaller med lokale nedganger i skogsfuglbestanden, hønehaukens viktigste byttedyr i skogstrakter.

Det er ikke dokumentert at hogst av reirtrær eller reirlokaliteter har påvirket bestanden negativt. Det er vist at kunstig bygde reir tas i bruk når gamle reir hogges. Dagens forvaltningsråd for hogst i reirrområder er ikke etterprøvd vitenskapelig.

Det er ikke kjent at den norske hønehaukbestanden er eller har vært negativt påvirket av miljøgifter.

Følgende temaer kan være aktuelle for videre forskning:

1. Kartlegge hekketetthet i sterkt skogbrukspåvirkede områder og sammenligne med tetthet i kulturpåvirkede og kystnære områder.
2. Undersøke om egnete reirtrær og reirlokaliteter er begrensede for hekketetthet.
3. Gjennomføre en grundig meta-analyse av historisk bestandsutvikling.
4. Utvikle standardiserte registreringsopplegg for hønehauk som ledd i overvåking av biologisk mangfold.

Skogressurser tilgjengelige for industrien -et GIS-prosjekt

Jan Bjerketvedt
Skogforsk

Innledning

I en foregående artikkel er det beskrevet hvor vi finner skogen i Trøndelag. Nå er målet å gå noe mer detaljert til verks: fra fylkesnivå og ned til kommunalt nivå, og fra Landsskogtakseringen til skogbruksplanen.

Tittelen kan indikere at hele løpet fra stubbe til industri-tomt blir behandlet, men her defineres skogressursene å være tilgjengelige for industrien når tømmeret ligger ved skogsbilveien.

Skogressurser

Med skogbruksplanen som utgangspunkt kan man, med bakgrunn i tabellverk eller egne justerte forutsetninger, beregne i hvilket år det enkelte bestand når hogstmodenhetsalder og hvilke volumer man da har.

Planår		Bestandsvolum, planår
+ Hogstmodenhetsalder	}	+ Tilvekst
- Bestandsalder (i planår)		- Ikke utnyttet volum
Avvirkningsår		Avvirkningsvolum

Resultatet er en volumoversikt fordelt på avvirkningsår (eller –periode) og treslag. En potensiell og teoretisk oversikt som vel kan sies å falle inn under foredragstittelens første ord: «Skogressurser». En ytterligere detaljering av disse volumene med tanke på kvaliteter og sortimenter blir ikke omtalt i denne sammenhengen.

Tilgjengelighet

Neste ord i tittelen er «tilgjengelig». Den geografiske plasseringen av disse bestandsvolumene er kjent gjennom skogbruksplanen, den topografiske informasjon gjennom kartets høydekurver og veinettets utforming er også kartfestet. Det gir oss muligheter til å gjøre ulike typer analyse av bestandenes tilgjengelighet.

Terrengmessig tilgjengelighet: Den terrengmessige tilgjengeligheten bygger på vanskelighetsforholdene ved selve terrenget og er vanligvis et resultat av en analyse på

grunnlag av en detaljert terrengklassifisering (bratthet, jevnhet og bæreevne).

Driftsmessig tilgjengelighet: Ved en analyse av den driftsmessige tilgjengeligheten tar man hensyn til både terrengvanskelighetene og anvendeligheten av aktuelle driftsmetoder og utstyr. Analysen bygger vanligvis på en funksjonell terrengklassifisering.

Økonomisk tilgjengelighet: Den økonomiske tilgjengeligheten vurderes ved en analyse som bygger på resultatene fra terrengklassifiseringen, og analysen av den terrengmessige og driftsmessige tilgjengeligheten. Den er blant annet avhengig av driftskostnadene, avsetningsmulighetene, virkesprisene og lokaliseringen av en hensiktsmessig foredlingsindustri.

Bratthet

Av de 3 terrengklassifiseringsparameterne bratthet, jevnhet og bæreevne, er det kun brattheten som man har relativ enkel tilgang til.

Med høydekurver fra ØK (5m ekvidistanse) får man detaljert informasjon om høydeforholdene i området, høydekurvene fra N50 (20 m ekv.) gir et noe mer overordnet bilde av terrengforholdene. Overfører vi høydekurvedataene til en digital terrengmodell (DTM), kan vi blant annet beregne brattheten.

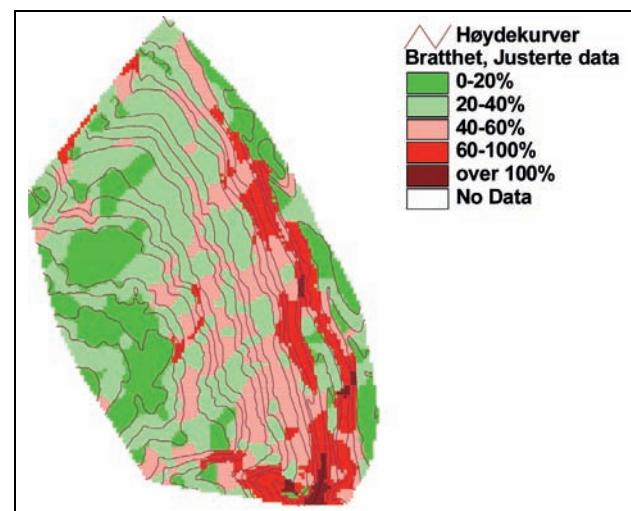


Fig. 1. Bratthetsanalyse.

Første gangs beregning kan gi et ganske «grumsete» og uoversiktlig bilde, men gjennom å tynne litt i dataene og sette en minimumsgrense på antall celler man vil ha som minste enhet, blir det noe enklere å tolke.

Jevnhet

Jevnheten er en aktuell parameter å ønske seg tatt inn i skogbruksplanen. I Sverige har man et terrengklassifiseringssystem som forkortes GYL: Grunnforhold-Ytstruktur-Lutning. Terrengvanskelighetenes innflytelse på skogsdriften kan synliggjøres gjennom hvordan skogsmaskinenes kjørehastighet endres med varierende kombinasjoner av disse faktorene.

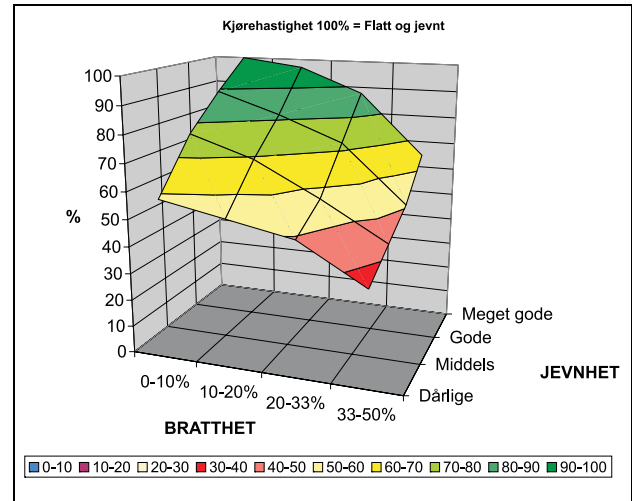


Fig. 2. Effekt av terrengets bratthet og jevnhet på kjørehastigheten. Flatt og helt jevnt terreng er satt til 100%.

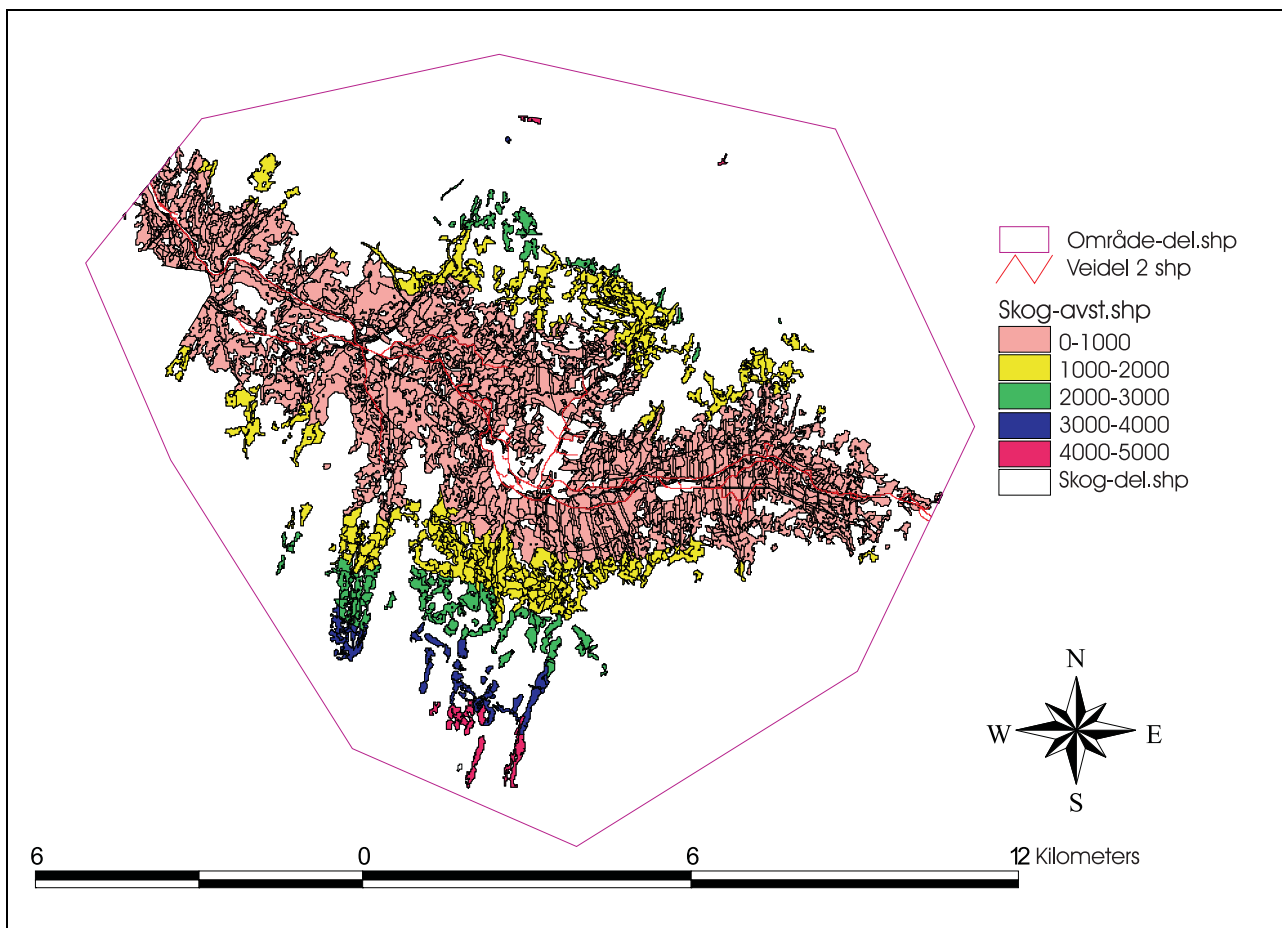


Fig. 3. Bestand klassifisert på avstand til nærmeste vei.

I figur 2 er maksimal kjørehastighet (flatt terreng og jevn overflate) satt til 100 %. Som man ser av flateformen så faller kjørehastigheten vel så mye pga overflatestrukturens jevnhet som pga brattheten, og de forsterker hverandre. NIJOS (Landsskogtakseringen) har begynt å registrere overflatestrukturen etter det svenske GYL-systemet.

Det ville vært ønskelig at dette også ble gjort i skogbruksplansammenheng. Pr i dag må man støtte seg til lokalkunnskap og registreringer gjort i forbindelse med befaringer.

Bæreevne

Bæreevnen er et annet problembar. På ØK kan vi se hvor det er myr og hvor det er fjell i dagen. Vi kan riktignok få en del informasjon fra vegetasjonstypen, men klimatiske forhold (nedbør/regn og frost) vil kunne forandre egenskapene.

Andre informasjonstyper er geologiske kart som kan fortelle oss noe om opprinnelse og egenskaper til løsavsetninger, men disse er som regel for grove. I mange tilfeller er området så vidt sammensatt av ulike typer avsetninger og fast fjell at det byr på problemer å generalisere det. Man går fra våt myr til fjell og til våt myr igjen.

Driftsveilengde

Driftsveilengden er selvsagt en viktig faktor i denne analysen. Det er flere måter å skaffe seg en oversikt over denne størrelsen, for eksempel buffersoner og avstand fra bestandsstygdepunkt til nærmeste vei. Dette vil imidlertid være luftlinjeavstander som avviker til dels ganske mye fra den virkeligheten: Den virkelige driftsveien går ikke i horisontalplanet, den er ikke rettlinjert, den går ikke alltid til nærmeste vei og det kan være en viss kjøreavstand fra nærmeste vei til velteplass. Deler av denne unøyaktigheten kan reduseres gjennom bruk av et slingrefaktortillegg som varierer med terrengvanskelighetene.

Utstyr og kostnader

Med bakgrunn i informasjon om terrengets bratthet, jevnhet, bæreevne og driftsveilengde, kan man begynne å planlegge hvilke deler av terrenget som er egnet for ulike typer utstyr og ulike tider på året.

Hogstkostnadene er først og fremst avhengig av bestands størrelse, tetthet og uttaksprosenten. Men bruk av gjennomsnittsdimensjonen kan være litt bedragerisk. Helst skulle man hatt mer detaljert informasjon om diamperspredningen i bestandet for å oppnå et bedre anslag på prestasjonen. Dagens skogbruksplan inneholder kun volum pr da.

Ved å benytte seg av tilgjengelig informasjon om ulike maskiners kjørehastigheter under varierende terrengforhold, kan man ved å fastsette en maskinkostnad pr time få et anslag for transportens underveiskostnader. Terminalkostnadene (på og avlesning) kommer i tillegg. Også pålesningen vil påvirkes av uttaket (m^3/da).

Andre påvirkende faktorer

Dyrka mark

Det har ved en tidligere anledning blitt stilt spørsmålstegn ved problemer knyttet til skogsdrift og dyrka mark. Man har her to problemstillinger: Den første gjelder kjøring over dyrka mark og den andre gjelder lagring av tømmer på dyrka mark.

For begge problemstillingene vil det i planleggingsammenheng være et spørsmål om tilgang til oppdatert og tilgjengelig kartmateriale over jordbruksarealer som viser hvilke arealer som faktisk er i bruk og hvilke tider av året som disse er båndlagt. Skogbruksplanen inneholder ikke denne informasjonen. ØK angir dyrka mark, men dette kan være mange år gamle registreringer.

Hvordan kan man identifisere disse potensielle problemområder? En relativ enkel måte er å beregne avstand fra bestand til nærmeste vei og avstanden fra bestand til nærmeste jorde. Er avstanden til vei kortest, så er det ikke noe problem. Er avstanden til jorde kortest, så kan det være et problem. Som regel vil man kunne akseptere en mindre forlengelse eller omvei for å komme seg rundt dyrka marka, dette kan løses ved å øke den beregnede avstand til jorde med for eksempel 200 meter. I den påfølgende tolkingen av resultatene kan det ofte vise seg at kunnskap om eksisterende traktorveiers standard over dyrka mark vil ha en stor betydning.

Sammenhengen mellom avvirkning og veistandard

Det sier seg selv at dersom man har en sommerbilvei inn i et område hvor man er nødt til å basere seg på vinterdrift, ja da har man et problem. Videre er det viktig at man har oppdatert informasjon om veienes standard, slik at man faktisk kan benytte disse i de perioder av året som de er anlagt for å kunne brukes.

Flaskehalsen på det offentlige veinettet kan være et stort problem for skogbruket. For mer informasjon om dette vises det til en tidligere undersøkelse fra TF/SA og Skogforsk som ble gjort i Nord-Trøndelag i 2003, «Skognæringens transportruter på det offentlige veinettet i Nord-Trøndelag i år 2010»

Mangel på hogstmoden skog de nærmeste tiårene – har man noen alternativer i påvente av at kulturskogen modnes ?

Bernt-Håvard Øyen

Skogforsk

Å husholdere med gammelskogen på en økonomisk rasjonell måte er utfordrende. Strategisk kan man tenke seg tre løsninger for å møte en utfordring med lite høstbare ressurser nær vei og industri:

1. Utvide tilfangstområdet (for Trøndelag østover, sørvest)
2. Starte en «bærekraftig» høsting i kulturskogfeltene
3. Ekstensiv utnyttelse av naturskog med liten økonomisk bæreevne.

Bare punkt to skal her gis noen vurderinger. På skogeiendommer i Trøndelag hvor avvirkningen av gammelskog i perioden 1950–1980 ble forsert, kan det i dag være mangel på hogstmoden skog. Samtidig ble det etablert foryngelsesfelter som, i alle fall på de beste markslagene, etter hvert har gitt bestand i tynningsmoden alder. Kalkyler fra lavtynning i granskogen viser som regel et svakt økonomisk resultat, og er dermed et tiltak det er lite fristende å videreføre. Kan man, i påvente av at kulturskogen blir mer hogstmoden, gjennomføre høgtynning, og i så fall, hva er de biologiske og økonomiske konsekvensene ?

Forskningsarbeider fra inn- og utland har vist oss at:

1. Sjøltynning i uttynnet skog utgjør over et omløp mellom 8 og 30 % av totalproduksjonen – og dette vil «tares» om man velger et tynningsfritt regime.
2. Innenfor rimelige grenser påvirkes totalproduksjonen lite av tynningsstyrke, dvs. i forhold til den biologiske produksjonen av trevirke er det relativt liten forskjell på ulike tynningsprogram. Responsen på tynning er gjennomgående sterkere og raskere jo yngre bestandet er. Volumtilveksten står i nær sammenheng med stående volum, en halvering i stående volum medfører gjerne mer enn halvering i løpende tilvekst.
3. Produksjonsmodellene og fordelingsfunksjonene angir at dimensjonsspredningen i jevnaldret kulturskog i gran hogstklasse III og tidlig IV (S_m på grunnflatemiddelstammen) gjerne ligger i størrelsesorden 25–35 % og er tilnærmet normalfordelt. La oss forutsette at S_m er 33 %. I et plantefelt der grunnflatemiddelstammen er på 15 cm i brysthøyde skulle statistisk teori tilsi at

66 % av trærne ligger innenfor +/- 5 cm fra denne middelverdien. Står det 150 trær/daa (grunnflate på 26,5 m²/ha) kan man forvente at ca. 25 trær er større enn 20 cm, 25 trær er mindre enn 15 cm og ca. 100 trær er mellom 10 og 20 cm i dbh. Fordelingsfunksjonene til Vestjordet og Holte overensstemmer rimelig godt med et slikt mønster.

Noen enkle kalkyler med bruk av enkelttresimulatoren til Skogforsk

La oss se nærmere på alternativet høgtynning, dvs. høsting av de grøvste, mest verdifulle trærne, skurbare stokker som holder 19 cm dbh eller mer – og at denne blir gjennomført i bestand hvor dette teknisk og økonomisk lar seg gjennomføre. Dvs. stammene er jevnt fordelt, og hvor man i utgangspunktet anser risiko for kalamiteter (vindfelling, snøskader) som minimale. For å kunne gjøre en analyse har jeg benyttet enkelttresimulatoren til Skogforsk, som foreløpig er et forskningsverktøy (Øyen 2003). Algoritmene som inngår i Excel-modellen er en avstandsuavhengig ig-modell (Andreassen & Tomter 2002), høydefunksjoner (Øyen & Andreassen 2003), eldre volumfunksjoner (jfr. Øyen & Tveite 2003), og en funksjon som angir bruttoverdi av grantrær (Finstad 2003).

For å kunne gjøre simuleringer kreves det opplysninger om høydebonitet, lauvandel, samt at det må foreligge brysthøydedia metre i en prøveflate med definert areal. I simuleringen under er det kun gjort vurderinger av bestandets bruttoverdi, rundet av til nærmeste hele tusen kr per ha. Bokstaven J angir funksjoner for jevnaldret skog, U angir funksjoner for uensaldret skog.

Eksempel A. Høg bonitet, G17 (h.kl. III).

Utgangstetthet: 1500 trær/ha. Gran G17. Stående volum 274 m³/ha. Teoretisk høgtynning ned til 104 m³/ha.

Behandling	Verdi, i dag	Verdi, om 25 år
J-Utynnet 3 %	65 000	134 000
J-Utynnet 1,5 %	65 000	193 000
J-Høgtynning 3 %	24 000	68 000
J-Høgtynning 1,5 %	24 000	99 000
U-Utynnet 3 %	65 000	69 000
U-Utynnet 1,5 %	65 000	100 000
U-Høgtynning 3 %	24 000	38 000
U-Høgtynning 1,5 %	24 000	55 000

Bruttoverdien av det relativt kraftige hogstuttaket ligger på ca. 41 000 kr per ha.

En enkel indikator for det økonomisk resultat kan man få ved å legge sammen verdien av hogstuttaket med bestandets verdiøkning i perioden – selv om det hefter flere mangler ved en slik tilnærming. Ikke overraskende; avhengig av hvilken kalkulasjonsrente som benyttes som grunnlag får man ulike svar. Det utynnede alternativet kommer best ut om man benytter en lav kalkulasjonsrente. Foruten den forrentningen som skjer i restbestandet – og som modellene forventes å gi et dekkende bilde på – ligger det en betydelig usikkerhet i hvorvidt man praktisk klarer å gjennomføre en høgtynning uten at det skjer kalamiteter. Fra samme utgangspunkt gir funksjonene for uensaldret skog verdier om 25 år på ca. 50–60 % av funksjonene for jevnaldret skog. Disse forskjellene bærer bud om man bør være meget kritisk til å benytte funksjoner tilpasset en bestandsstruktur til simuleringer i andre strukturer.

Eksempel B. Middels bonitet, G11 (h.kl III-IV).

Utgangstetthet: 1000 trær/ha. Gran G11. Stående volum 155 m³/ha. Teoretisk høgtynning ned til 53 m³/ha.

Behandling	Verdi, i dag	Verdi, om 25 år
J-Utynnet 3 %	35 000	48 000
J-Utynnet 1,5 %	35 000	69 000
J-Høgtynning 3 %	12 000	23 000
J-Høgtynning 1,5 %	12 000	32 000
U-Utynnet 3 %	35 000	33 000
U-Utynnet 1,5 %	35 000	48 000
U-Høgtynning 3 %	12 000	15 000
U-Høgtynning 1,5 %	12 000	21 000

Bruttoverdien av tynningsuttaket er på kr 23.000,-.

Bruttoverdien av tynningsuttaket + verdiøkningen i bestandet faller i dette tilfellet om lag likeverdig med det man oppnår i utynnet skog. Det fremgår at tilvekstprosenten (uensaldret skog) ligger i nærheten av 3 prosent. Det er også verdt å fokusere på at initialtilstanden for beregningen vil ha stor betydning for sluttresultatet.

I ovenstående enkle eksempler i granskog er det indikert at det i visse tilfeller kan være like lønnsomt å foreta en høgtynning som å velge å la skogen stå urørt frem til slutthogst. De svar man får på slike kalkyler og modellbetraktninger vil også i sterk grad være farget av de forutsetninger man legger inn – og på utgangsforholdene i bestandet.

Personlig mener jeg man bør understreke den fleksibilitet som ovenstående resultat angir. Samtidig gjelder det å ikke overvurdere de effekter som tynningen vil bidra med for restbestandet. En sterk reduksjon av stående volum i dag vil måtte medføre at man må forvente mindre å høste på ved slutthogst. Dette er et resultat som også er vist i våre mange tynningsforsøk i landsdelen (jfr. Braastad og Tveite 2000). Man bør også være klar over den risiko man løper, og på kalamitetene som kan komme i kjølvannet av høgtynningene, med skader fra vind og snø. Råterisiko er en annen faktor som må vektlegges.

Litteratur

- Andreassen, K. & Tomter, S. 2002. Basal area growth models for individual trees of Norway spruce, Scots pine, birch and other broadleaves in Norway. *For. Ecol. Manage* 180, 11–24.
- Braastad, H. & Tveite, B. 2000. Tynning i granbestand. Effekten på tilvekst, dimensjonsfordeling og økonomi. *Rapp. Skogforsk* 4/00, 1–30.
- Finstad, K. 2003. Prisflatefunksjon for gran hvor virkesfeil inngår. *Aktuelt fra skogforskning* 6–02, 30–31.
- Øyen, B.-H. (red.) 2003. Modellering av skogproduksjon for økologisk og økonomisk forvaltning. *Aktuelt fra skogforskningen* 6–02, 1–32.
- Øyen, B.-H. & Andreassen, K. 2003. Modeller for å estimere trehøyder ved hjelp av diametre og bestandsdata. *Aktuelt fra skogforskningen* 6–02, 13–14.
- Øyen, B.-H. & Tveite, B. 2003. Kuberingsfunksjoner og tabeller for ulike treslag i Norge – en oversikt. *Aktuelt fra skogforskningen* 6–02, 23–25.

Råstofftilgang etter lukkede og selektive hogster i Trøndelag

Kjell Andreassen

Skogforsk

Generelt om lukkede hogster

Vi skiller ofte mellom minst fem ulike typer lukkede hogster:

- Gruppehogst (hogstareal vanligvis opp til 2 daa)
- Fjellskoghogst (ca 50–90 % hogstuttak)
- Skjermstillingshogst (gjenstår 16–40 trær/ha)
- Gjennomhogst
- Bledning

Noen opererer med større arealstørrelser for gruppehogster enn de 2 daa som er nevnt her uten at vi går nærmere inn på dette. Med hensyn til bledning har det de siste årene oppstått andre begreper og hogstsystemer (for eksempel «naturkultur» og «kontus») som minner om bledning. Frørestillingshogst der det gjenstår mindre enn 15 trær/ha regnes ikke blant de lukkede hogstene.

Ved lukket hogst er det viktig å ta hensyn til gjenstående trær og foryngelse, og skogbehandlingen blir derfor mer nyansert enn tilfellet er med flatehogst. Mange er også usikre på hvordan produksjonen blir i flersjiktet skog sammenlignet med ensjiktet skog. I denne artikkelen er det lagt mest vekt på selektive foryngelseshogster der enkelttrær tas ut, og hvilke erfaringer en har med slike hogstformer sammenlignet med åpne hogster. Andre lukkede hogster (for eksempel skjermstillingshogst, kanthogst m.m.) kommer i en mellomstilling, og utvikler en skogtype som ligner dels på ensjiktet skog og dels på flersjiktet skog. En av forutsetningene for å opprettholde en flersjiktet skogstruktur er at det utføres hogstinngrep med jevne mellomrom. For eksempel regnes en bledningsskog som en kunstig skogstruktur selv om mange hevder denne minner om naturskog. En flersjiktet skog er ofte karakterisert ved å ha en dimensjonsfordeling der vi finner flest små trær, og så færre og færre store trær på dimensjonsskalaen slik at vi får den såkalte «omvendte J-formen». På denne måten utnyttes krone- og rotrom godt, de mindre trærne er med og kvister opp de større trærne, samtidig som mellomstjikt og foryngelse sikres. Ved lukkede hogster vil skogstrukturen i mer eller mindre grad være intakt avhengig av styrken på hogstuttaket og størrelsen på de arealene som hogges. Et skogbestand oppbygd etter jevnlig inngrep med gruppe- eller småflatehogst vil også kunne betraktes som et fleraldret og flersjiktet bestand, dersom skalaen som nyttes er

stor nok. Noen mener at gruppehogster på 0,2 ha minner mer om bestandsskogbrukets flatehogster. Mange slike grupper forynget til ulike tidspunkt vil likevel kunne betraktes som en flersjiktet skog.

Ved en selektiv hogst prøver man å gå over hele arealet der man tar ut trær som er utvokst, tynner i tette partier, samt prøver å tenke fremover på å initiere foryngelse og pleie og oppdra resten av bestanden. Dersom en stabil flersjiktet struktur er målet må man vanligvis hogge i flere dimensjonsklasser og åpne opp i bestanden slik at mindre dimensjoner slipper frem og overtar plassen når større dimensjoner blir borte. I tillegg må man også ta hensyn til forhåndsforyngelse, driftsteknikk, driftskostnader og virkespriser når trærne skal prioriteres. Ved de selektive hogstene er det i dag vanlig å ta ut 20–40 % av volumet med 10–30 års mellomrom. Fjellskoghogst er et mye mer radikalt inngrep der man tar ut 50–90 % av volumet, kanskje bare hvert 50–100 år. Hyppige inngrep kan både forstyrre og stabilisere et skogbestand. Skadde og svake trær tas ut, mens de stormsterke står igjen. Vanligvis oppnås en dypere krone og et bedre rotsystem ved selektive hogster. I Norge har selektive hogster lyktes best m.h.t. stabilitet og tilvekst på vegetasjonstyper som er lettforyngelege (f.eks. småbregne- og høgstaudentypen). Det er likevel ingenting i veien for å supplere etter en selektiv hogst, selv om naturforyngelse og sparte kulturkostnader vanligvis er et av formålene ved lukket hogst. Det kan likevel være vanskelig å forsvare suppleringsplanting økonomisk hvis man må sette ned en plante her og en plante der over store arealer. Ved gruppehogst med stort åpent areal kan behovet for planting være større. Vanligvis er selektive hogster best egnet for skyggetålende treslag, dvs. for gran i Norge. Men, slike hogstformer er også mulig for eksempel hos furu og enkelte lauvtreslag som tåler beskygning (for eksempel bøk). Vi har lite erfaringer med flersjiktet furuskog. Jo mer lys treslaget er avhengig av, jo mer må det åpnes for at mellom- og undersjikt skal greie å utvikle seg. Det er også mulig å blande treslag, men da bør disse tåle beskygningen tilnærmet like godt, ellers vil lyselskende treslag bli utkonkurrert.

Det er hevdet at tilveksten er noe lavere i en flersjiktet skog sammenlignet med ensjiktet skog en får etter bestandsskogbruket. Andre konkluderer med høyest til-

vekst i flersjiktet skog. I en norsk undersøkelse var tilveksttapet minst på vegetasjonstyper med lette foryngelsesforhold som for eksempel i småbregneskog (Andreassen 1994). Produksjonstapet var størst ved høye boniteter og minst ved midlere og lave boniteter. Det er likevel vanskelig å sammenligne tilveksten som oppnås ved selektiv hogst og ved åpen hogst, da man helst bør ha parallelle forsøk og sammenligne tilveksten til to skogbehandlingsmetoder på flere forsøksfelt over lang tid. Utover tilvekst har også andre forhold betydning for de trær som er best å ta ut ved selektiv hogst. Dette krever god erfaring og helst detaljerte opplysninger om skogbestand og voksested. Under norske forhold har man i granskog lyktes best med et stående bestandsvolum i størrelsen 100–200 m³/ha. Med økende volum øker tilveksten pr. ha, mens tilvekstprosenten (i prosent av volumet) avtar. Selv om gran er et skyggetålende treslag, vil foryngelsen og mellomsjiktet raskt tape seg og kanskje dø ut når kronetaket lukker seg. Dimensjonsfordeling og bonitet har også betydning for hvilket stående volum man bør satse på – høyest volum ved høye boniteter og ved store dimensjoner.

De åpne hogstene med flatehogst i granskog og frøtrestilling i furuskog har vært dominerende her i landet i 60 år. Noen steder kan det nå være aktuelt å omforme ensjiktet skog til flersjiktet, men her er det viktig å være tålmodig. Det tar lang tid før en oppnår tilstrekkelig stabilitet i skogstrukturen, og det er ikke gjort i bare ett inngrep. Jo mer ensjiktet skogtypen er fra før av, jo vanskeligere er dette og jo lenger tid tar det. Viser skogbestanden noen grad av irregularitet er dette viktig å bygge videre på ved en omforming. Dessuten indikerer irregularitet vanligvis at skogen er lettforynkelig og nettopp er egnet for overføring til flersjiktet struktur via selektive hogster. Bærer skogen preg av å være ensjiktet anbefales heller gradvise lukkede hogster, som gruppe- eller skjermstillingshogst. Ved selektive hogster er det en god regel først å prioritere hvilke trær som bør stå igjen ved å se på mekanisk stabilitet, livsmuligheter til skjermtrær, etablering av foryngelse og så til slutt dimensjonsfordeling og hvilke trær som kan hogges. Ved en omforming av en skog fra ensjiktet til flersjiktet kan produksjonstapet (vekstsvekkelse og mortalitet) bli betydelig siden trær som kanskje allerede er hogstmodne skal overholdes lengre enn middeltilvekstens kulminasjon.

Erfaringer fra produksjonsforsøk i sjiktet skog i Trøndelag

I Nord-Trøndelag er det utført noen produksjonsundersøkelser i sjiktet skog av gran behandlet med regelmessige selektive hogster. I Sør-Trøndelag finnes ingen slike forsøk som er fulgt med målinger over lang tid (Andreassen 1994). Vi har sammenlignet den observerte tilveksten med den estimerte tilveksten vi får når vi bruker tilvekstmodeller (Figur 1). Her er det benyttet diametertilvekstmo-

dell nr 9 til Blingsmo (Blingsmo 1984). Vi ser av figuren at den observerte tilveksten i bledningsskog ligger noe under den modellestimerte. I gjennomsnitt var den observerte diametertilveksten 85 % av den estimerte over en periode på 40–70 år. Det er en antydning til at avviket øker noe med høyere bestandsvolum, men dette kan skyldes tilfeldigheter grunnet få observasjoner. Det må bemerkes at i denne sammenligningen benyttes tilvekstmodeller utarbeidet for ensaldret skog. Likevel stemmer resultatene godt med andre produksjonsundersøkelser (bl.a. Andreassen 1994).

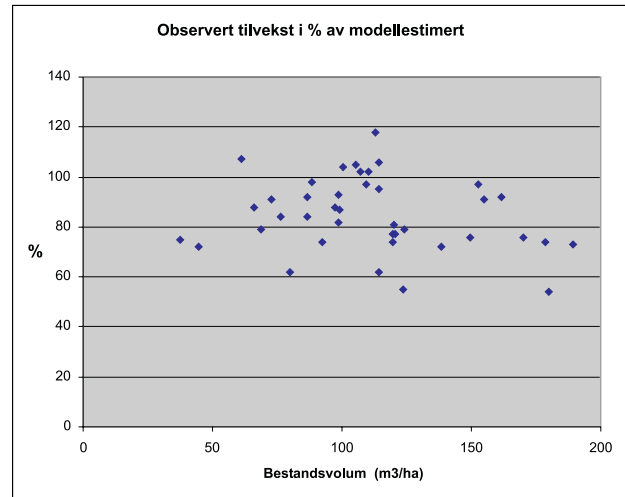


Fig. 1. Observert tilvekst i % av modellestimert på forsøksfelt i sjiktet skog av gran behandlet med bledning.

Erfaringer fra selektive hogster i Trøndelag

Det er utført noen selektive hogster i Trøndelag der både produksjon og økonomi er analysert. Figur 2 viser resultater fra seks forsøksfogster i fleraldret granskog der alternativene bledningshogst og gruppehogst er sammenlignet med flatehogst (Andreassen og Øyen 2002). Bestandene var hogstmodne ved behandlingstidspunktet og hadde derfor en bestandsalder som var høyere enn hogstmodenhetsalderen. Forsøkene ble utført med hostmaskin og lassbærer. Beregningene inkluderer en langsiktig tidshorisont med gjentak av samme type selektiv hogst hvert 20. år. I gruppehogstalternativet hogges en tredjedel av arealet umiddelbart, neste tredjedel hogges om 20 år og den siste tredjedel om 40 år. Dermed er hele arealet hogd etter 40 år, mens det går ytterligere 40 år før neste hogst, og da av den nye skogen, kan starte. På grunn av en stor andel store trær i dette hogstforsøket ble 30–40 % av volumet hogd ved første bledningshogst, og deretter 20 år senere hogges 30–35 % av volumet, mens det senere tas ut 30 % av volumet ved de neste bledningshogstene ca hvert 20. år. Den store usikkerheten ved langsiktige simuleringer må understrekes, spesielt prognoser utover 60 år. Imidlertid er inntektsbidragene om mer enn 60 år svært små i nåverdiregnskapet

grunnet lang diskonterings­tid. Tilveksten ble redusert med 15 % i bledningsalternativet og 5 % i gruppehogstalternativet i (Andreassen 1994). Mortaliteten er satt til 0,4 % årlig av treantallet opp til 100 års alder, 0,8 % ved 100 til 150 års alder og 1,2 % etter 150 års alder (jmf. Øyen 2000). Siden det meste av plantene går ut etter flatehogster, og siden det vanligvis tar lang tid å få opp naturforyngelse i Trøndelag, forutsetter vi planting/suppler­planting med 2000, 1500 og 300 planter/ha ved henholdsvis flatehogst, gruppehogst og bledningshogst. Femten år etter flate- og gruppehogstene forutsetter vi videre en regulering og deretter en tynning 25 år etter denne igjen for å regulere treantall og bedre kvaliteten på gjenstående trær. Kostnadene ved de ulike hogstene ble beregnet til 105 kr/m³ for flatehogst, 121 kr/m³ for gruppehogst, og 115 kr/m³ ved bledningshogst (jmf. tidsforbruk i Tabell 1). I regneeksemplet er tømmerprisen satt til 450 kr/m³ for sagtømmer og 300 kr/m³ for massevirke. Flatehogstalternativene forutsetter ordinær omløps­tid i h.h.t. markas produksjonsevne.

Tabell 1. Tidsforbruk (%) ved hogstforsøk i Trøndelag

	Flatehogst	Gruppehogst	Bledning
Hogst	100	113	112
Kjøring	100	114	106

Inventeringen før hogst viste en dimensjonsfordeling med den klassiske «omvendte J» for fem av de seks forsøksfeltene. På det ene feltet (Felt D) var en større andel av bestokningen store og mellomstore trær, mens andelen mindre trær var betydelig lavere sammenlignet med de fem andre feltene.

Resultatene av forsøkene viste at mengden forhåndsgjenvekst fra en til fire meter ble betydelig redusert etter hogsten for alle tre typer skogbehandling. Det meste av plantene ble ødelagt etter gruppe- og flatehogst, mens de fleste overlevde etter bledningshogsten. Avgangen skyldes nedfelling, nedbaring, nedkjøring og skader ved utdriften. Det var relativt lite skader på mellomstore og store trær etter bledningshogsten, noe som skyldes skånsom drift av hogstmaskinfører. Middeltrevolumet var nesten dobbelt så stort ved bledning som ved gruppe-/flatehogst, noe som igjen betyr reduserte driftskostnader ved bledningsalternativet. Flatehogstalternativet hadde høyest nåverdi for samtlige felter, mens bledning og gruppehogst viste omtrent samme nivå på alle feltene unntatt felt D. På felt D, med en større andel store og mellomstore dimensjoner, hadde bledningsalternativet nesten like høy nåverdi som flatehogst. Ved første bledningshogst ble det her tatt ut 5 % høyere volum sammenlignet med øvrige felter, noe som har betydning siden tidlige inntekter er viktigst ved nåverdibetraktninger. Slike kalkyler viser at det sjelden er økonomisk lønnsomt å overholde allerede hogstmoden

skog. I regneeksemplet i figur 2 er det tatt utgangspunkt i 2 % kalkulasjonsrentefot, mot normalt 2–4 % i skogbrukskalkyler. Etter intervjuer med skogeiere tok vi utgangspunkt i 2 % rente bl.a. p.g.a. at i de siste ti åra hadde de et lavere hogstuttak enn det som er anbefalt etter et normalt balansekvantum.

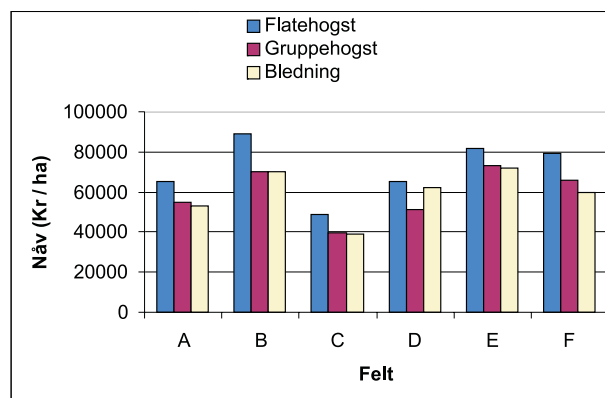


Fig. 2. Nåverdi ved seks hogstforsøk i Trøndelag

Vi prøvde også å endre forutsetningene for disse kalkylene. Ved å øke renten til 3 og til 4 % kom flatehogstalternativet ytterligere gunstig ut – jo høyere rente jo høyere nåverdi for flatehogst. Økte administrasjonskostnader og hyppigere hogster (hvert 10. år i stedet for hvert 20. år) reduserte nåverdien for gruppe- og bledningshogst, mens lik driftskostnad og likt produksjonsnivå økte nåverdien for disse alternativene. Et fremskutt hogsttidspunkt for gruppe- og bledningsalternativet med 20 år unntatt for flatehogsten utjevnet forskjellen i nåverdi mellom de tre alternativene. Likedan vil en subsidiering av tømmerprisen med 50 kr/m³ for gruppe- og bledningsalternativet også utjevne forskjellen til flatehogstalternativet.

Et annet hogstforsøk er utført i Tydal i Sør-Trøndelag (Figur 3). Her er det også sett på virkningen av en tredje type selektiv hogst, den såkalte fjellskoghogsten der man gjerne tar ut en større andel av volumet (50–90 %). Det ene forsøksfeltet hadde høyere bestandsalder og hadde en større andel av store dimensjoner. Forutsetningene her er omtrent de samme som i regneeksempelet foran, og vi antar 85 % hogstuttak i alternativet med fjellskoghogst. Vi ser av figuren at også her kommer flatehogstalternativet best ut, mens fjellskoghogst kommer nest best ut. I det ene bestandet er flate- og fjellskoghogst omtrent likestilt. Settes gruppehogst opp mot bledningshogst kommer bledningen best ut i bestandet med en høyere andel store dimensjoner.

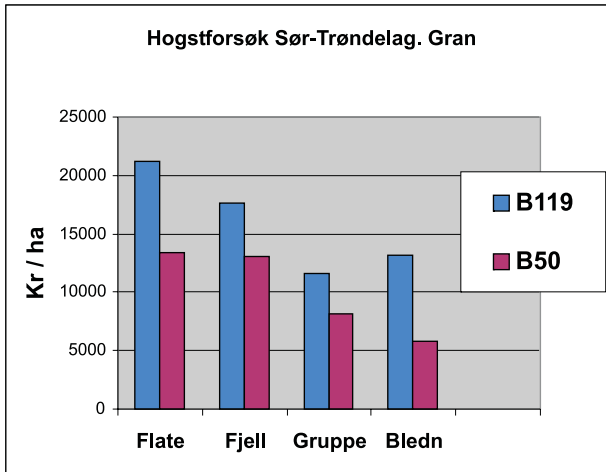


Fig. 3. Nåverdi ved ulik skogbehandling i to bestand i høyereleggende sjiktet skog

Konklusjon

I Trøndelag er det mange steder sjiktet skog (jmf. Landskogtakseringen). Skal selektiv hogst utføres er slike sjiktede bestand best egnet. Tar man her ut de hogstmodne trærne vil et restbestand bestående av mellomstore og små dimensjoner være gunstig å bygge videre på for nye selektive hogster for eksempel hvert 20. år. De resterende små-

dimensjoner i sjiktet skog er heller ikke så mye verdt å ta med seg i en flatehogst da disse bare oppnår lav massevirkepris i dag, men som får en høyere pris når de vokser opp til sagtømmerdimensjoner om 20–40 år. Kostnadene ved bledning og gruppehogst er vanligvis 10–30% høyere enn flatehogst. Skal selektiv hogst lønne seg, er det viktig å komme inn tidlig nok i bestandets liv og ta ut allerede hogstmodne trær. Venter man til bestandet er blitt hogstmodent lønner det seg ikke å overholde dette noe særlig lengre om da ikke andre argumenter (for eksempel andre enda mer hogstmodne bestand) tilsier en slik prioritering. Lettforyngelig vegetasjonstyper er vanligvis gunstigst for selektive hogster, men det er ingenting i veien for å supplerplante. Større uttaksdimensjoner er med på å bedre økonomien ved selektive hogster.

Litteratur

- Andreassen, K. og Øyen, B.-H. 2002. Economical consequences of three silvicultural methods in uneven-aged mature coastal spruce forests of central Norway. *Forestry*, Vol. 75(4): 483–488.
- Andreassen, K. 1994. Development and yield in selection forest. *Medd. Skogforsk* 47(5): 1–37.
- Blingsmo, K. R. 1984. Diametertilvekstfunksjoner for bjørk-, furu-, og granbestand. *Skogforsk rapport* 7/84: 22 s.
- Øyen, B.-H. 2000. Naturlig avgang i gran- og furuskog. Rapport fra skogforskningen 3/00: 24 s.

Foryngelse av gran og furu i den midtnorske barskogregionen – en litteraturoversikt

Bernt-Håvard Øyen

Skogforsk

[Arbeidet er gitt ut i sin helhet i *Aktuelt fra skogforskningen* 3/05]

Sammendrag

Litteratur om foryngelse av gran og furu i den midtnorske barskogregionen, Trøndelag og Helgeland, er gitt en samlet analyse. Gjenplantning med gran på snauflater eller nyplantning med gran under glissen bjørkeskjerm, fremstår fra en rekke forsøk og årlige foryngelseskontroller i fylkene som den mest velprøvd og som en sikker foryngelsesmetode. Den viktigste fordel med planting er at det uten særlig ventetid kan fremskaffes tette, høytstående bestand etter en foryngeshogst. Snauhogst og gjenplantning synes mindre velegnet på steder som er utsatt for hyppig sommerfrost eller på lokaliteter utsatt for sterke angrep av snutebiller eller smågnagere. Alternative hogst- og foryngelsesmetoder bør særlig vurderes på slike arealer.

En skogbehandling basert på naturlig foryngelse, synes fullt ut mulig gjennom taktiske inngrep, men det vitenskapelige grunnlaget for å kunne gi tilrådinger om hogstføring fremstår som sterkt mangelfullt. De få hogst- og foryngelsesforsøk i gran som er basert på naturlig foryngelse er gjennomgående lagt ut i bestand som har rikelig med dvergplanter (forhåndsgjenvekst). Til tross for denne utvalgsskjevheten er foryngelsesresultatet etter skjermstillinger, gruppehogster, kanthogster og bledningspregede hogster (inkl. fjellskoghogst) svært varierende. Med mindre rikelig reaksjonsdyktig forhåndsgjenvekst overle-

ver foryngeshogsten, må ventetid påregnes ved naturlig foryngelse. På steder med frisk fuktighet og liten vegetasjonskonkurranse er ventetid på 5–20 år ikke uvanlig. På steder med høgvokst urte- og bregnevegetasjon og/eller en ny suksjonsfase med bjørk er ventetid på mer enn 40 år angitt. På generell basis angir de vitenskapelige arbeidene at et tilfredsstillende foryngelsesresultat ved naturlig foryngelse i barskogene er knyttet til at:

Markdekket er blitt såret fra vindfall eller fra utdrift av tømmer og det finnes mange gode spireplasser (råtnende stubber og læger, blottet mineraljord). Markberedning kan være en effektiv metode for å etterlikne slike forhold.

Det går kort tid til brukbare frøår etter hogst(ene)

Tettheten i gjenstående skog er så høy at vegetasjonen i felt- og bunnsjikt dempes, og slik at spireplanter kan etablere seg

Tettheten i gjenstående skog er så lav at gjenveksten kan utvikle seg fra småplantestadiet.

For furu er glissen frøtrestilling den foryngelsesmetode som er mest velprøvd, og metoden har gjennomgående gitt et tilfredsstillende foryngelsesresultat på de svakeste markslagene. Vinterbeiteskader fra elg fremstår lokalt som et betydelig problem for gjenveksten av furu, på visse steder er det rapportert beiteskader på gran. Særlig i forkant av gode frøår er flekkmarkberedning/hauglegging som hjelpetiltak vist å kunne lette etableringen, både i gran- og furuskog. Såing som kulturmetode viser varierende resultater.

Nøkkelord: barskog, foryngelse, furu, gjenvekst, gran, Helgeland, naturforyngelse, planting, såing, Trøndelag.

Kan vi gjøre noe for å hindre eller redusere råte i framtidsskogen?

Halvor Solheim

Skogforsk

Råte er et stort problem i granskog både i Norge og i andre land. I den store råtetellinga for Norge var i gjennomsnitt 26,8 % av stubbene etter slutthogst befengt med råte (Huse et al. 1994). I Trøndelag var det mer råte enn for landsgjennomsnittet (Tab. 1). Skal en vurdere muligheter for reduksjon i framtidige bestand må en først finne ut hvilke sopper som er årsak til råten. Dernest må en sette seg inn i disse soppenes biologi, og finne ut om det er noe som kan gjøres. Som det framgår av tabell 1 er de viktigste årsakene til råte rotkjuke (*Heterobasidion* spp.), honningsopp (*Armillaria* spp.) og toppråtesoppen (*Stereum sanguinolentum*).

Tabell 1. Råte frekvens fordelt på råtetyper i en landsomfattende råteregistrering i gran (fra Huse et al. 1994).

	Hele landet	S-Trøndelag	N-Trøndelag
Rotkjuke	16,2 / 19	16,4 / 20,1	18,1 / 21,2
Kombinasjon rotkjuke/honningsopp	(2,8)	(3,7)	(3,1)
Honningsoppråte	4,7 / 7,5	4,5 / 8,2	4,4 / 7,5
Annen råte	3,0	3,2	3,6
Totalt	26,8	27,8	29,2

Honningsoppene

Honningsoppene er den nest viktigste årsak til råte i granskog. Rundt 4–5 % av trea er gjerne infisert med honningsopp alene ved slutthogst (Tabell 1). De opptrer også sammen med rotkjuke (som kombinasjonsråte) så totalt er gjerne rundt 8 % av trea angrepet av honningsopp. Råtefrekvensen av honningsopp kan variere mye og i en undersøkelse fra Inderøy fant Vestrum (1981) at honningsopp i gjennomsnitt hadde infisert 14 % av stubbene. Hvilke faktorer som påvirker denne råtefrekvensen har vi ingen full oversikt over. Basert på råtetellinga (Huse et al. 1994) analyserte Stamnes et al. (2000) hvilke faktorer som kunne påvirke råtefrekvensen. Faktorer som alder, geologi, tetra-term, andel gran og høyde over havet var de forklaringsvariablene som var signifikante for honningsoppråte. Forklaringsgraden var imidlertid svært lav.

I Norge har vi tre honningsopparter, skoghonningsopp (*Armillaria borealis*), hagehonningsopp (*A. caepistipes*)

og mørk honningsopp (*A. ostoyae*). De to førstnevnte er registrert i Trøndelag, med skoghonningsopp som den dominerende (Saurset 2005). Vår erfaring i Norge med disse artene er at de opptrer nokså likt. Som innråte er de vanligst på understandere, eller på tre som har andre problemer, for eksempel tørke (Solberg et al. 1994).

I skogskjøtselssammenheng er det lite vi kan gjøre med klimatiske faktorer slik som tørke. Med vanlig god skogskjøtsel, ved avstandsregulering og tynning, slik at bestandene ikke blir for tette vil en kunne redusere frekvensen av honningsoppråte i granskog. Honningsoppene går på alle treslagene våre og også på treaktige vekster i hager.

Toppråtesopp

Toppråtesoppen er ingen rotpråtesopp, men den vanligste og mest aggressive sårpråtesoppen på gran (Solheim 1989). Den etablerer seg i alle slags sår, og er nok minst like vanlig i sår høyt oppe på stammen som nærmere rothalsen. Dette er nok årsaken til at den ikke registreres så hyppig på stubber, men den er nok mer vanlig enn stubberregistreringene skulle tilsi. Viktige faktorer for infeksjon av toppråtesoppen er sårstørrelse, sår djupne og tidspunkt (Solheim 1989). Jo større sårene er, jo større er sjansen for å bli infisert, og i djupe sår etablerer soppen seg lettere. I tillegg er årstidsfaktoren svært viktig. Toppråtesoppen har ettårige fruktlegemer som modnes om høsten. Da er det millioner av sporer i luften, og sjansen for infeksjon sjøl i små sår er stor. I en undersøkelse etter kvisting av gran fant Roer (1989) at toppråtesoppen hadde en atskillig høyere infeksjonsfrekvens etter høstkvisting enn ellers. Toppråtesoppen er imidlertid en aggressiv råtesopp og kan også infisere i eldre sår. Således fant Veiberg & Solheim (2000) at 15–20 år gamle sår forårsaka av hjort hadde en mye høyere infeksjonsfrekvens enn 5–7 år gamle sår. Sjøl om toppråtesoppen etablerer seg i sår etter toppbrekk eller skader forårsaket av dyr, er nok skader forårsaket av mennesker i forbindelse med for eksempel tynningsinngrep også viktige. Det er derfor av stor betydning at tynningsinngrep utføres med den største forsiktighet slik at sårskader unngås i størst mulig grad.

Rotkjuke

Rotkjuke er den viktigste råtesoppen i gran. I Norge har vi to arter, granrotkjuke (*Heterobasidion parviporum*), og fururotkjuke (*H. annosum*). Granrotkjuka dominerer i granskog, men kan også angripe andre treslag. Fururotkjuka er faktisk regnet som mer aggressiv enn granrotkjuka og går lett på mange forskjellige treslag. I Norge har vi først og fremst problemer med fururotkjuka på Vestlandet, men den opptrer også i furuskog på Østlandet. Når granskog angripes av rotkjuke på Vestlandet så er det fururotkjuka som er på ferde. Granrotkjuka er ikke funnet på Vestlandet ennå.

I Trøndelag kjenner vi bare til granrotkjuka, men det kan tenkes at fururotkjuka kan bli funnet om vi leter etter den. I den eneste undersøkelsen fra Trøndelag hvor rotkjukeart er blitt testet ble bare granrotkjuka funnet (Saurset 2005).

Primær spredning

Rotkjuke, uansett art, har lik biologi. De spres på to måter. Primær spredning skjer ved sporer som kan flyke hundrevis av kilometer når det ikke er hindringer som høye fjell. De har flerårige fruktlegemer og sprer sporer så fort temperaturen kommer over null grader. Spredningen øker med økende temperatur, men kan avta igjen når det blir langvarig tørke. I milde vintre kan faktisk rotkjukesporer bli spredd (Solheim 1994). Sporene etablerer seg i sår eller aller helst på ferske stubbesnittflater.

Rotkjuke blir ikke regnet som en særlig viktig sårparasitt, men i norske undersøkelser har sår som lages midt på sommeren ofte blitt infisert (Roll-Hansen & Roll-Hansen 1980; Solheim & Selås 1986).

Viktigst er nok etableringen på ferske stubbesnittflater, og da særlig sommerstid. Om vinteren finnes det gjerne ikke sporer, og når våren kommer er stubbene i en slik forfatning at rotkjuke ikke klarer å infisere. Rotkjuke er egentlig konkurransesvak og har liten evne til å etablere seg når andre organismer først er til stede.

Jo større stubbene er, jo letter infiseres de (Fig. 1). Sjøl små stubber etter avstandsregulering infiseres om sommeren (Fig. 2). I Trøndelag er det også påvist stubbeinfeksjoner på små stubber (Brekken & Hegra, upublisert). I Norge er det ikke gjort undersøkelser for å sjå om det kan skje spredning fra infiserte stubber etter avstandsregulering. I Nord-Amerika er dette gjort med andre treslag, og de fant at infeksjonene døde ut i de små stubbene før enn det ble rotkontakt.

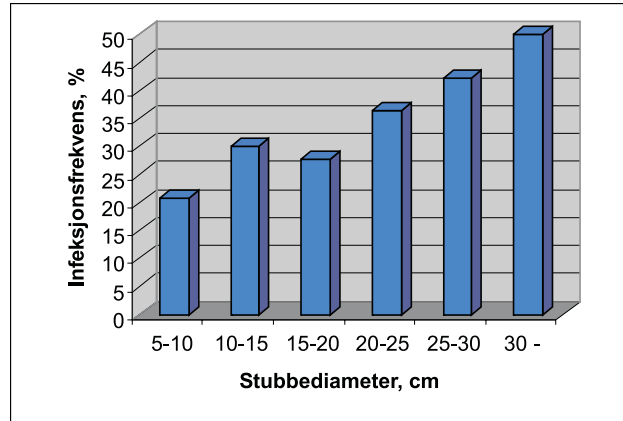


Fig. 1. Infeksjonsfrekvens av rotkjuke på granstubber med ulik diameter etter tynning (Solheim 1994).

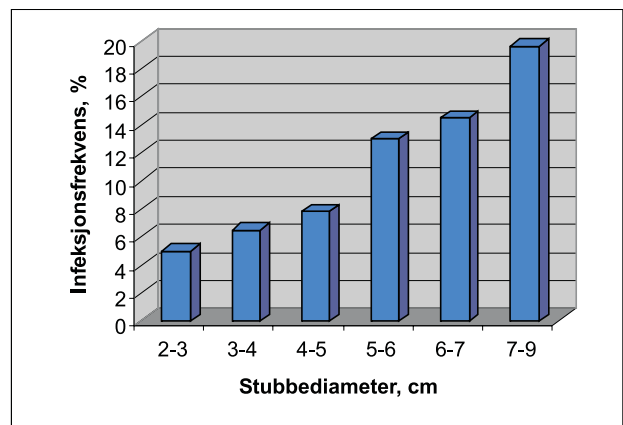


Fig. 2. Infeksjonsfrekvens av rotkjuke på granstubber i ulike diameterklasser etter avstandsregulering (Solheim 1996b).

Sekundær spredning

Sekundær spredning av rotkjuke skjer via rotkontakt eller rotsammenvoksnings. Rotkjuke har den spesielle evnen at om ei rot er infisert, i en stubbe eller et levende tre, så kan den klare å etablere seg i et nabotre under gunstige forhold. Den kan også spre seg videre til nye tre og råtehull oppstår. Friske, vitale tre lar seg sjelden infisere på denne måten. Mest utsatt er bestand hvor røttene får problemer, ved rottrykking, tørke eller annet. Aldring fører også til rotsvekkelser og gamle bestand råtner gjerne bort.

Mange undersøkelser har vist at rotkjuke infiserer stubbesnittflater etter tynninger og spres videre i bestandet via rotkontakter. Det er særlig i planta skog at dette er vist, blant annet i en norsk undersøkelse (Venn & Solheim 1994). At dette også skjer i vanlig norsk blåbærgranskog ble vist i en undersøkelse i Glåmdal (Solheim 2002). I to hovedoppgaver ble det funnet mer råte i tynna bestand enn

i utynna bestand (Baadshaug 1994; Saurset 2005). Verst er det når tynninger foregår om sommeren uten stubbebehandling. I de tre sistnevnte undersøkelsene er arbeidet utført forholdsvis kort tid etter tynningsinngrep så den nye råten har ikke rukket å utvikle seg så mye. Det er likevel klare tendenser, også i undersøkelsen fra Trøndelag (Saurset 2005), at tynningsinngrep kan ha betydning for råteutviklingen i vanlige granbestand.

Stubbebehandling

Et alternativ ved tynninger utført om sommeren er bruk av stubbebehandling. Urea (CO(NO₂)₂) og Rotstop (sporpulver av en antagonistisk sopp, stor barksopp (*Phlebiopsis gigantea*)) er de to aktuelle midlene i Norge. Begge har gitt gode resultater i mange undersøkelser (Solheim 1994; 1996a; Korhonen et al. 1994).

Om en bør utføre stubbebehandling etter slutthogst er mer usikkert. I Finland gjøres det i visse områder. I en undersøkelse i Danmark ble det funnet at råtefrekvensen ved første gangs tynning i andre generasjon granbestand var uavhengig av råtefrekvensen ved slutthogst i første generasjon med gran (Rønneberg & Jørgensen 2000). Hva dette kan bety er det uenighet om fordi en ikke hadde kontroll med sporespredning og infeksjonstrykket på stubbene ved slutthogsten. Om det var mye infeksjoner på de nye stubbene, så ville råtefrekvensen på stubbenivå bli utjevnet og det var kanskje nesten ingen forskjell i frekvensen av stubber med rotjukeråte etter hogstene. Før enn vi kan gi gode svar på overføring av råte fra en generasjon til den neste, må det flere undersøkelser til og en må ha større kontroll med aktuelle faktorer.

Tenk råte ved planlegging

I tillegg til andre faktorer bør en også vurdere muligheten for råte når en planlegger en framtidsskog. Det er viktig å skille mellom råteutsatt og lite råteutsatt mark, sjøl om for eksempel tynning utført om sommeren uten stubbebehandling vil føre til økt råte uansett marktype. Ved vurderinger er det alltid først og fremst snakk om rotkjuke og dens opp-treden ved vurderinger av tiltak.

Planting

Ved planting bør en tenke på hvilket treslag en kan bruke. En bør også vite hvilken rotkjuke art som finnes i området. På Vestlandet hvor en bare har fururotkjuke vil nesten alle treslag bli utsatt for råteangrep. Løvtré vil nok likevel klare seg best. I Trøndelag, hvor vi bare kjenner til granrotkjuka, er det først og fremst gran som angripes og en kan da vurdere å bruke andre treslag, som for eksempel bjørk.

I framtida kan det også tenkes at en kan få tilbud om å bruke mer råteresistent gran ved planting. I undersøkelser ser vi at det er store forskjeller mellom individer med

hensyn til resistens mot rotkjuke. Forskningen er imidlertid ikke kommet langt nok på dette feltet ennå.

Ungskogpleie

Sjøl om vi ser at en del små stubber infiseres ved ungsogpleie om sommeren så tyder mye på at infeksjonene dør ut i de små stubbene før enn rotkontakt oppnås. En bør imidlertid ikke vente for lenge med ungsogpleie. Noen mener at å gjøre en sen ungsogpleie/tidlig tynning kan være lurt. I forhold til råte tror jeg ikke det er så lurt. Da har stubbene fått en nokså stor diameter og det kan bli en nokså høy infeksjonsfrekvens og råten vil kunne utvikle seg i mange år før enn slutthogst.

Tynninger

Der det er stor råterisiko skal en være forsiktig med å tynne. Er det andre årsaker som tilsier at en bør tynne så gjør det om vinteren eller en må utføre stubbebehandling ved tynninger sommerstid. Tynninger bør utføres så sent som mulig i omløpstida, så en eventuell spredning virker i kort tid. Sjøl på mindre råteutsatte marktyper bør en stubbebehandle ved tynningsinngrep om sommeren da slike inngrep uansett ser ut til å høyne råtefrekvensen.

Sårskader gir inngangsport for flere råte typer. Ved tynninger, og all annen aktivitet i skogen, bør en utvise den største forsiktighet slik at sårskader unngås. Små, grunne sår gir som oftest lite råte, mens store, djupe sår nesten alltid gir råte.

Slutthogst

Ved slutthogst er det særlig et forhold som må tas i betraktning, nemlig bestandets alder. Råte i granskog er først og fremst et aldersfenomen, og ved overholdelse av eldre granskog vil etter hvert verdien av bestandet avta. Særlig viktig er dette på råteutsatt mark. Der bør en foreta slutthogst tidligere enn hva som er forventet slutthogst alder.

Hva så med slutthogst og stubbebehandling? Ved slutthogst i godværsperioder sommerstid vet vi at svært mange av stubbene som ikke hadde råte vil bli infisert av rotkjuke. Potensialet for råtespredning i det nye bestandet vil således øke betraktelig. Vi vet dessverre for lite om overføring av råte mellom generasjonene til at vi kan komme med klare råd. Et føre-var-prinsipp tilsier imidlertid at en i hvert fall bør vurdere stubbebehandling.

På tidligere dyrka mark er det ikke råte i bakken, så der bør en utvise den største forsiktighet ved inngrep for å hindre at råte kommer inn. For kommer råten først inn der så utvikler den seg gjerne katastrofalt. Uansett hva en gjør her må en gjøre det vinterstid eller en må alltid utføre stubbebehandling ved inngrep sommerstid. Dette gjelder også slutthogst.

Kvisting

Ellers vil jeg nevne at kvalitetsfremmende tiltak som stammekvisting av gran kan være en risikosport. Det kan gå bra om en ikke kvister om høsten da toppråtesoppen er særlig aktiv. I tillegg må kvistingen utføres med den største forsiktighet. Hvis kvalitetsvirke betaler seg godt i framtida tror jeg at kvisting av gran kan lønne seg.

Sluttord

Ut fra det som er skrevet over vil jeg kort svare på spørsmålet stilt innledningsvis med at «Jo, vi kan gjøre noe for å hindre eller redusere råten i framtidsskogen».

Litteratur

- Baadshaug, K. 1994. Tynningsinngrepets betydning for råtespredning i granskog. Hovedoppgave ved Inst. f. Skogfag, NLH (upubl.)
- Heggertveit, J. & Solheim, H. 1998. Stubberegistrering av råte i gran etter hogst i kommunene Molde, Nesset og Rauma. Rapport fra skogforskningen 16/98: 1–13.
- Huse, K., Solheim, H. & Venn, K. 1994. Råte i gran registrert på stubber etter hogst vinteren 1992. Rapp. Skogforsk 23/94: 1–26.
- Roer, S. 1989. Råteutvikling «umiddelbart» etter stammekvisting av granskog. Bedre virkeskvalitet. Seminar ved NISK torsdag 7. des. 1989. Aktuelt fra NISK nr 1: 27–32.
- Roll-Hansen, F. & Roll-Hanse, H. 1980. Microorganisms which invade *Picea abies* in seasonal stem wounds. I. General aspects. Hymenomycetes. Eur. J. For. Path. 10: 321–339.
- Rönnberg, J. & Jørgensen, B.B. 2000. Incidence of root and butt rot in consecutive rotations of *Picea abies*. Scand. J. For. Res. 15: 210–217.
- Saurasunet, R. 2005. Råte i tynna og utynna granbestand på Innherred. Mastergradsoppgave, Inst. Naturforvaltning, UMB (upubl.)
- Solberg, S., Venn, K., Solheim, H., Horntvedt, R. & Aamlid, D. 1994. Tilfeller av skogskader i Norge i 1992 og 1993. Rapp. Skogforsk 24/94: 1–35.
- Solheim, H. 1989. Misfarging og råte etter såring av gran i tynningsbestand. Bedre virkeskvalitet. Seminar ved NISK torsdag 7. des. 1989. Aktuelt fra NISK nr 1: 21–26.
- Solheim, H. 1994. Infeksjon av rotkjuke på granstubber til ulike årstider og effekten av ureabehandling. Rapp. Skogforsk. 3/94: 1–10.
- Solheim, H. 1996a. Rotråte, et problem for granskogen. Norsk Skogbruk 42(9): 12–14,20.
- Solheim, H. 1996b. Biologiske aspekter ved råte i granskog. Pp. 33–39 in Woxholtt, S. (ed). Kontaktkonferanse skogbruk – skogforskning. Sør- og Nord-Trøndelag. Trondheim 19.-20. september 1995. Aktuelt fra skogforsk nr 3–96.
- Solheim, H. 1999. Sporespredning hos rotkjuke (*Heterobasidion annosum*) i Rana og Saltdal. Rapport fra skogforskningen 3/99: 1–11.
- Solheim, H. 2003. Root and butt rot in Norway spruce stands following thinning done in summer and winter. In: Thomsen, I. (ed.). Forest health problems in older forest stands. Proceedings of the Nordic/Baltic Forest Pathology meeting, Denmark, September 2002. Danish Centre for Forest, Landscape and Planning. Report no. 13: 13–20.
- Solheim, H. & Selås, P. 1986. Misfarging og mikroflora i ved etter såring av gran. I. Utbredelse etter 2 år. (*Summary: Discoloration and microflora in wood of Picea abies (L.) Karrst. after wounding. I. Spread after 2 years*). Rapp. Nor. inst. skogforsk. 7/86: 1–16.
- Stamnes, V. S. G., Solberg, S. & Solheim, H. 2000. En analyse av råtefrekvens i eldre granskog, ut fra skoglige, klimatiske og edafiske faktorer. Rapport fra skogforskningen 17/00: 1–16.
- Veiberg, V. & Solheim, H. 2000. Råte etter hjortegnag på gran i Sunnfjord. Rapport fra skogforskningen 18/00: 1–16.
- Venn, K. & Solheim, H. 1994. Root and butt rot in first generation of Norway spruce affected by spacing and thinning. Pp. 642–645 in Johansson, M. & Stenlid, J. Proc. from the 8th Int. Conf. Root and butt rot, IUFRO Working Party S2.06.01, Aug. 9–16, 1993, Sweden and Finland. Swedish Univ. Agr. Scie. Uppsala, Sweden.
- Vestrum, G. 1981. Forhold av betydning for ulike råtetypers frekvens og utbredelse. En undersøkelse på hogstflater i Inderøy. Hovedoppgave ved NLH. 46 s.

Urskog eller kulturskog – skogshistorikk i Gamlevolltjønnan i Trillemarka

Ken Olaf Storaunet, Jørund Rolstad og Målfrid Toeneiet
Skogforsk

Innledning

Skogforsk har siden 1997 drevet biologiske og skogshistoriske studier i Heimseteråsen, sør i Trillemarka – Rollag Østfjell. Området har vært et av 6 områder som har inngått i forskningsdelen av MiS-prosjektet (Gjerde & Baumann 2002, Gjerde m.fl. 2004). I de siste par årene har vi utvidet undersøkelsene til å gjelde en større del av skoglandskapet mellom Rollag og Sigdal. Trillemarka – Rollag Østfjell har vært gjenstand for mye kartlegging de siste årene, særlig i forbindelse med miljømyndighetenes arbeid med å opprette et stor-område for vern (Hofton 2003, 2004, Bendiksen 2004, Fylkesmannen i Buskerud 2005). Mye av denne biologiske informasjonen har ikke vært sammenholdt med den historiske bruken av området. Disse forholdene har vi nå begynt å undersøke nærmere, både ved å studere gamle historiske kilder, og ved undersøkelser i felt (Rolstad og Storaunet 2003, Toeneiet 2004).

Her presenterer vi noen resultater fra en undersøkelse av området Gamlevolltjønnan i Rollag kommune (Fig. 1 og 2). Terrenget er kupert med mange bratte hellinger og små koller med berg i dagen. Skogen er typisk lavbonitets fjellskog (h.o.h 750–850 m) med rot-store trær med sterk avsmalning og tette kroner. Blåbærskog er dominerende vegetasjonstype.

I Hoftons rapporter (2003, 2004) benevnes dette som kjerneområde 43, og beskrives slik: «*nordvendt, beskyttet, isolert fjellskogsdal med bratte hellinger, bekk og tjern. Fattig blåbær- og sumpgranskog. Uvanlig lav påvirkningsgrad, urskogsnært og høy kontinuitet i gamle trær og død ved*». I tillegg gis området høyeste score (4 stjerner) på kriteriet urørthet, som beskrives «*store arealer med urskogpreg / helt ubetydelig påvirkningsgrad*». I hele Trillemarka har Hofton tilsammen beskrevet 61 kjerneområder, men kun to av disse er vurdert med høyeste score på urørthets-kriteriet. Hofton (2003, 2004) fant ved stikkprøvekontroll 5 rødlistearter i området (død-ved-sopp: duftskinn, rosenkjuke, svartonekjuke, gammelgranskål; lav: mjuktjafs), pluss 2 mikro-lav-arter som vurderes som kandidater til den neste revisjonen av rødlista.

Gamle trær i området

Vi fant en rekke gamle grantrær i området. Det eldste var 457 år gammelt (estimert totalalder, 440 målte årringer), mens minst 4 andre grantrær var over 350 år gamle (Fig. 1C). Ca 200 m nordøst for det beskrevne området drenerer tjønnene ut bekken ned den bratte Minneskleiva. Her står ytterligere to grantrær på henholdsvis 480 og 437 år (Tilley 2003, se også www.skogforsk.no/skogshistorie). Eldste furu i området var 350 år gammel, og stod sørvest for søndre Gamlevolltjønn. Denne furua er trolig et gammelt grensetre siden den står ved eiendomsgrensa og hadde flere gamle hogde merker og sår.

Gamlevollsetra

På økonomisk kartverk over området angis et sted som kalles *Gamlevollsetre*, rett vest for søndre Gamlevolltjønn. Her finnes det ingen seter i dag, men det sies at det engang har vært en seter her som ble lagt ned for lang tid siden (Hoff 1989, pers. medd. grunneierne Olav Tråen og Dag Lislien). Imidlertid var det ikke kjent hvor tuftene etter denne setra var. På et gammelt kart som benevnes «*Situations Carte over Kongsbergs Sølverks underlagde Skov Circumference med deri værende Flaadbare Elve og Bekke*» (Riksarkivet, NRA BS III 4) som ble oppmålt i årene 1791–1797 finner vi igjen Gamlevolltjønnene (Fig. 3). De ble den gang kalt Vold-tjønnan. På kartet finner vi også igjen de to andre setrene i samme område; Minneskleivsetra (kalt *Tråen*) og Høle-setra (kalt *Skarpmoen og Asbjørnrud*). Men Gamlevollsetra er ikke inntegnet på dette gamle kartet (Fig. 3).

Vi la ut et prøvefelt på 1 daa langs denne ryggen, over muren etter seterhuset. De trærne som var større enn 10 cm DBH ble aldersboret med tilvekstbor så langt nede på stammen som praktisk mulig. Vi telte antall årringer i borprøvene og estimerte hvilket år trærne hadde spirt. Aldersfordelingen for trærne på setervollen viste en relativt ensaldret fordeling der de aller fleste trærne etablerte seg mellom 1760 og 1850 (Fig. 6). Et tre som står 7–8 m vest for det nordvestre hjørnet av muren var imidlertid betydelig eldre, hele 338 år. Dette treet var dermed 80–90 år

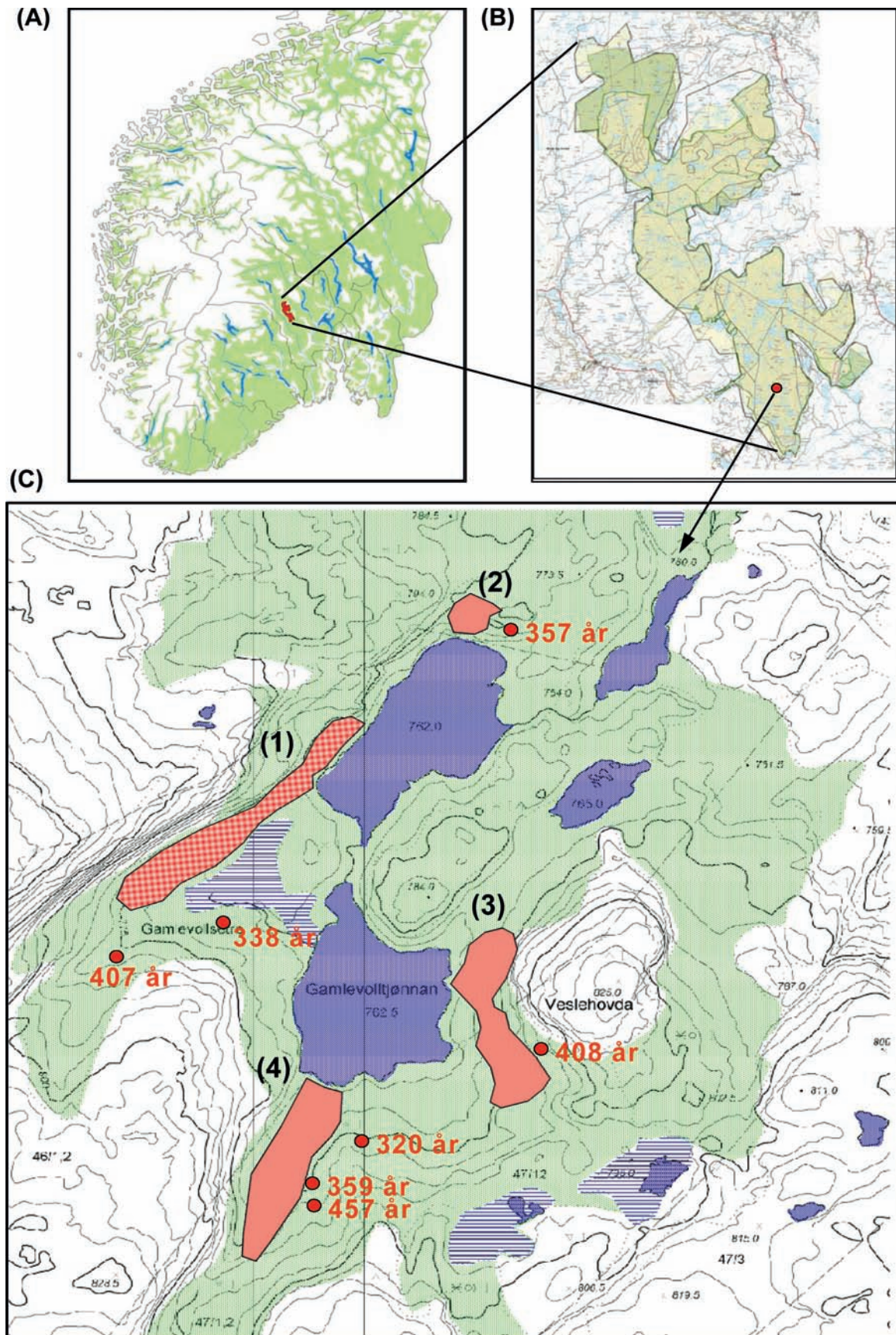


Fig. 1. Kart over Gamlevolltjønnan (C), med lokalisering i Trillemarka (med vurderingsområdet for vern) (B), og plassering i Sør-Norge (A). På kartet (C) er angitt de eldste trærne vi har registrert (røde prikker), samt 4 områder der vi har funnet tydelige spor etter eldre hogster. (Se teksten for mer forklaring.)



Fig. 2. (A): Nordre Gamlevolltjønn med kraggete sørøst-vendt fjellskog. (B): I dalsøkket sørvestover fra søndre Gamlevolltjønn står noe av den bedre skogen.



Fig. 2 (B)

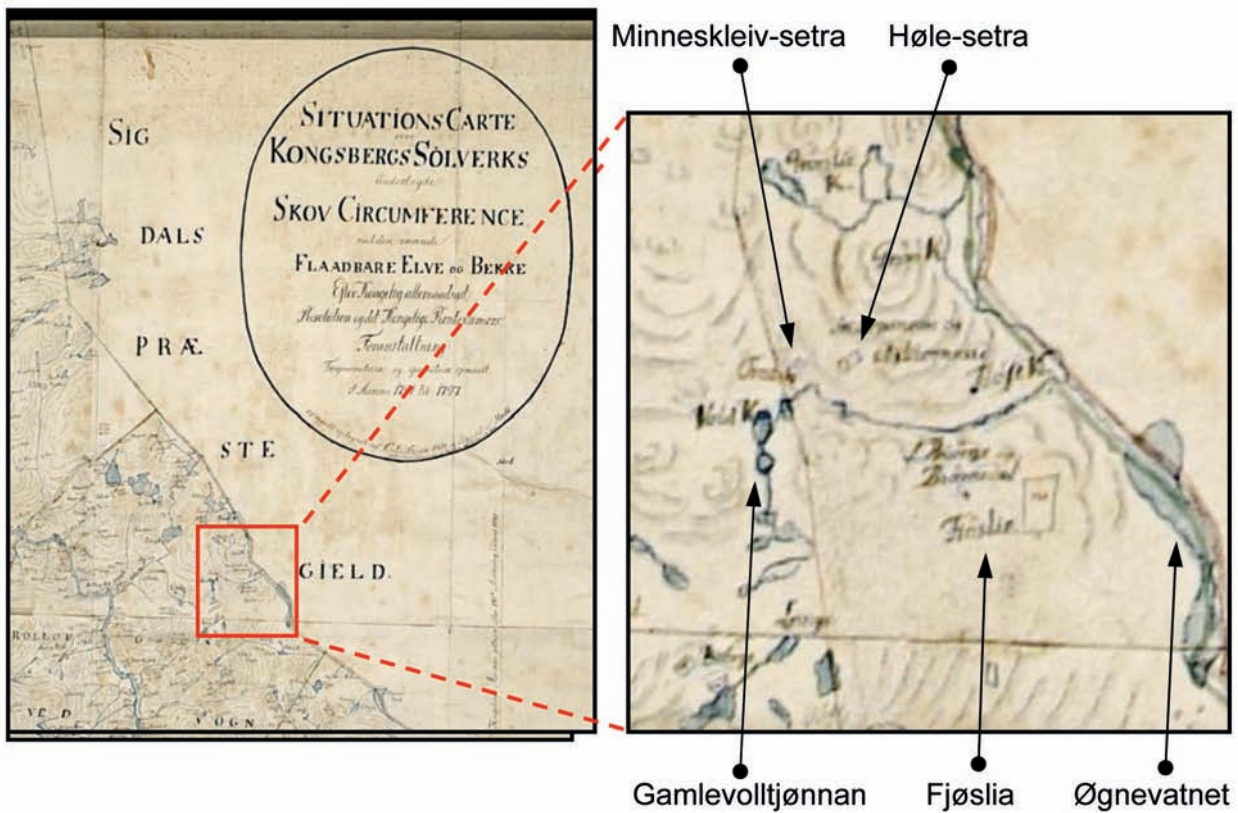


Fig. 3. Kart med tittelen «Situations Carte over Kongsbergs Sölverks underlagde Skov Circumference med deri værende Flaadbare Elve og Bekke», oppmålt i årene 1791–1797 (Riksarkivet, NRA BS III 4). Vi finner igjen de andre setrene i området, men Gamlevollsetra er ikke inntegnet.

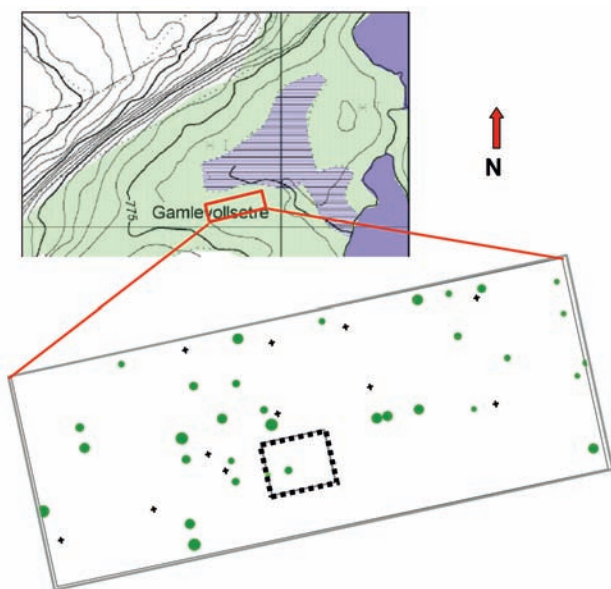


Fig. 4. Lokalisering av prøveflata (størrelse: 20 x 50 m) rundt Gamlevollsetra, og plassering av enkelttrærne i prøveflata. Grønne prikker angir levende trær og er proporsjonale med trestørrelsene (de minste er 10–14 cm DBH), mens de største er >30 cm DBH), svarte kryss angir døde trær, mens svart stiptet firkant angir muren av Gamlevollsetra.



Fig. 5. (A): Skogen på den gamle setervollen.



Fig. 5. (B): Steinmuren fra Gamlevollsetra

gammelt da Gamlevollsetra ble lagt ned ca 1750 eller litt tidligere.

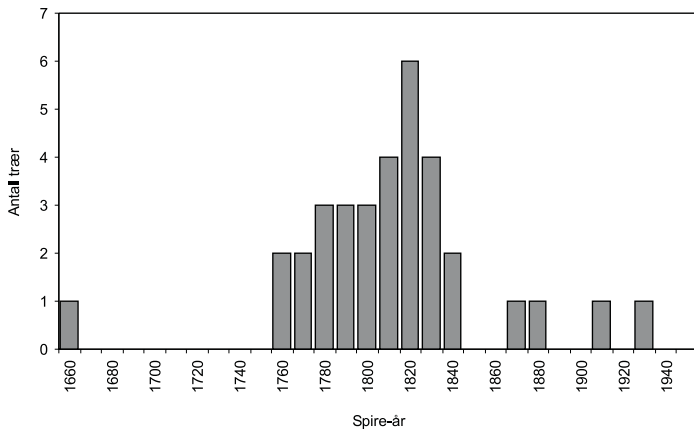


Fig. 6. Spireår for 34 trær over 10 cm DBH på 1 daa prøveflate lokalisert rundt muren etter Gamlevollsetra.

Hogster i området

Begge Gamlevolltjønnene og bekken ned Minneskleiva og videre ned i Øgnevatnet er tegnet inn på Sirkumferenskartet fra 1791–97 (Fig. 3). Kartet benevnes «Flaadbare Elve og Bekke», noe som kan tyde på at det i tidligere tider ble hogd og fløtet setteved ned denne bekken.

Ved feltbefaringer fant vi stubber og andre spor etter flere eldre hogster i området (se nummerering på kartet i Fig. 1C):

1. De aller eldste trærne i hele denne lia like ved Gamlevollsetra er 200–230 år gamle, og skogen har trolig en tilsvarende aldersfordeling som på selve setervollen (jfr. Fig. 6). Når en tar i betraktning alderspotensialet til trærne i området, tyder det på at området var helt åpent før 1780–1800. I tillegg fant vi stedvis stubber etter hogst som var sterkt nedbrutte. Disse ble datert ved hjelp av tilvekstreaksjoner i levende nabotrær til å være hogd ca 1905.
2. Dette er et åpent område på 1–2 daa rett nord for nordre Gamlevolltjønn, med en rekke stubber etter hogst. Stubbene er sterkt overgrodd og nedbrutte, og vises bare som en rekke «tuer» på bakken. Vekstreaksjoner i levende trær rundt denne åpningen tyder på at hogsten skjedde ca 1850. Av en eller annen grunn er det ikke kommet noe foryngelse i denne åpningen. Det meste av skogen rundt er yngre enn 150 år, noe som tyder på at hogsten var større enn det åpningen i dag tilsier. Vi regner vanligvis stubber etter hogst som fullstendig nedbrutte og helt borte i løpet av 100–120 år (Storaunet m.fl. 2000, Groven m.fl.), men nedbrytingshastigheten varierer ganske mye, og her befinner vi oss i marginal fjellskog der det i enkelte tilfeller kan ta en del mer tid.

3. Mellom Veslehovda og søndre Gamlevolltjønn er det et område der det bare finnes yngre trær, dvs. opptil 100–120 år. Vi fant ikke stubber etter hogst her i den nordlige delen av det angitte området. Trolig er det et hogstinngrep ca 1870–80 som har forårsaket denne aldersfordelingen, mens stubbene her er råtnet helt bort. I den sørlige delen av det merkede området, oppover sør for Veslehovda, fant vi noen «tuer»/forhøyninger som trolig er eldgamle stubber etter hogst.
4. Nederst i den vestvendte lia i dalen sørøver fra søndre Gamlevolltjønn fant vi en god del stubber etter hogst som var sterkt nedbrutte. Disse fikk vi imidlertid ikke datert. I dette området er det spredt med eldre trær, over 200 og opp mot 400 år gamle. Det aller eldste trærne fant vi like ovenfor området der vi fant spor etter hogst.

Stigende skoggrense

Etter flere feltbefaringer i området har vi fått et sterkt inntrykk av at skoggrensa er steget en del de siste 200–300 år. Mange steder er grantrærne markert yngre når en nærmer seg tregrensa. Tregrensa (overgangen mellom grønt og hvitt på kartet, Fig. 1C) sammenfaller omtrent med høydekotene på 800–810 m.o.h., mens de aller eldste trærne står omtrent 770–780 m.o.h. Dette kan tyde på at tregrensa er steget anslagsvis 30 høydemeter i løpet av de siste 200–300 årene. Men her er det flere forhold som virker inn. Siden området var et godt brukt seter- og beitelandskap for 250–300 år siden, kan en ikke vite hva som «forårsaket» tregrensen den gangen, om det var klimaet eller beitepresset som var avgjørende.

Konklusjon

Vi har sett at et område som i dag beskrives som urskog, ikke er det. For 250 år siden var Gamlevolltjønnan et aktivt seter- og beitelandskap, med Gamlevollsetra midt i området og Minneskleivsetra 4–500 m lenger nord. Siden Gamlevollsetra ble lagt ned har skogen vokst til, det er blitt hogd flere ganger i området, men det er ikke hogd de siste 100–120 år. I tillegg har skoggrensa steget en del de siste hundre årene. Området bestod altså i det vesentlige av et kulturpåvirket åpent beitelandskap samt snaufjell.

I tillegg til området Vardefjell SØ (kjerneområde 31) er Gamlevolltjønnan (kjerneområde 43) det eneste kjerneområdet (av 61) som Hofton (2003, 2004) har gitt høyeste score med hensyn på urørthet og dette gjentas i Fylkesmannen sin verneplanutredning (Fylkesmannen i Buskerud 2005). Det kan være grunn til å anta at også andre av kjerneområdene har vært hardere påvirket av tidligere menneskelig aktivitet enn det som blir beskrevet i rapportene som danner grunnlag for verneplanutredningen. Resultatene

våre viser også at tilstedeværelse av svært gamle grantrær ikke nødvendigvis er sammenfallende med at skogen er urørt eller er urskog.

Referanser

- Bendiksen, E. 2004. Barskogsundersøkelser med hensyn til biologiske verdier i forbindelse med verneplan for Trillemarka – Rollag Østfjell. NINA Oppdragsmelding 830, NINA, Trondheim.
- Fylkesmannen i Buskerud. 2005. Utredning av Trillemarka – Rollag Østfjell for vern etter naturvernloven – som naturreservat i kategorien storområde for skogvern. Med verneforslag for Trillemarka – Rollagsfjell naturreservat. Fylkesmannen i Buskerud, miljøvernavdelingen. Endelig utredning 23. februar 2005.
- Gjerde, I., & Baumann, C. (red.). 2002. Miljøregistrering i skog – biologisk mangfold. Hovedrapport. Skogforsk, Norsk institutt for skogforskning, Ås.
- Gjerde, I., Sætersdal, M., Rolstad, J., Blom, H.H. & Storaunet, K.O. 2004. Fine-scale diversity and rarity hotspots in northern forests. *Conservation Biology* 18: 1032–1042.
- Groven, R., Rolstad, J., Storaunet, K.O. & Rolstad, E. 2002. Using forest stand reconstructions to assess the role of structural continuity for late-successional species. *Forest Ecology and Management* 164: 39–55.
- Hoff, K. 1989. Rollag bygdebok – Ætt og gard og grend. Bind III. Rollag kommune ved Rollag bygdeboknemnd. Elverum.
- Hofton, T.H. 2003. Trillemarka-Rollagsfjell: en sammenstilling av registreringer med hovedvekt på biologiske verdier. Siste Sjanse-rapport 2003–5. Siste Sjanse, Oslo.
- Hofton, T. H. 2004. Supplerende biologiske registreringer i Trillemarka-Rollagsfjell. Siste Sjanse-notat 2004–2. Siste Sjanse, Oslo.
- Rolstad, J. & Storaunet, K.O. 2003. Skogshistorikk i Trillemarka – Rollag Østfjell. *Norsk Skogbruk* 49: 11.
- Storaunet, K.O., Rolstad, J. & Groven, R. 2000. Reconstructing 100–150 years of logging history in coastal spruce forest (*Picea abies*) with special conservation values in Central Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15: 591–604.
- Toeneiet, M. 2004. Historisk bruk av Trillemarka – Rollag Østfjell – med vekt på Mørkje mellom Låsåset og Langevatn. Mastergradsoppgave. Norges landbrukshøgskole, Ås.
- Tilley, K. 2003. Norges eldste gran er 479 år. *Norsk Skogbruk* 49: 10–11.

Kan vi løse driftsproblemene på bæresvak mark?

Morten Nitteberg
Skogforsk

Sporskader etter skogsdrift har vært, og vil fortsatt være et problem i enkelte områder og i perioder hvor bæreevnen er dårlig. Er dette noe vi må leve med, eller finnes det en løsning?

Forskning og undersøkelser gjennom flere år ved Skogforsk viser at for å redusere kjøreskader har vi to strategier:

- Unngå eller redusere sporskader under drifta.
- Reparere etter at drifta er ferdig.

For å unngå eller redusere sporskader er det flere ting en kan gjøre. Planlegge driftene til tider hvor marka har best bæreevne. Utkjøring kan foregå på tider av døgnet hvor det er frost. Brede dekk og skånsomme belter er med på å redusere problemet noe, men det er i mange tilfeller ikke nok. I helt spesielle situasjoner kan taubane være en driftsmetode.

For å forsterke skogbunnen har Skogforsk gjort forsøk med barlegging, gummimatter og trelemmer

Barlegging av driftsveier er en metode som blir brukt og har god effekt. Skogforsk gjennomførte i 1994 et kontrollert forsøk med barlegging av driftsveier. Forsøket viste at på felt med dårlig bæreevne førte barlegging til reduksjon både i spordybde og jordpakking. Hjulspordybden ble redusert med inntil 75 %. Barlegging av utkjørings-traseen er i dag en vanlig brukt metode. Det som er viktig er at en begynner barleggingen før det er for sent. Når en først har brutt igjennom markoverflaten er det veldig vanskelig å begrense skaden.

Forsøket med Bergma **gummimatter** som kjøreunderlag ble testet ut i Hurdal, august 1999. I forsøket ble det benyttet en Valmet 828 lastbærer som veide 8,4 tonn. Denne maskinen transporterte opptil 10 matter per lass og la ut mattene foran maskinen med krana. Et lass tømmer på 10,5 m³ ble benyttet i samtlige forsøk. Marka under gummimattene, som var lagt i to lag, viste lite skader til tross for svært dårlig bæreevne i grunnen. Etter 18 overkjøringer var marka fortsatt uskadd. Forsøk på et referansefelt uten matter viste at det var fare for fastkjøring allerede etter to overkjøringer. Forsøk med matter i et enkelt lag ga ikke tilfredsstillende resultater. Etter 18 overkjøringer var det dype hjulspor som burde repareres. Forsøkene viste at det trengs to lag gummimatter, lagt i kryss, for å oppnå tilstrekkelig bæreevne. Ulempene med gummimatter er at det trengs mange matter for å bygge noen få meter vei, og at de er relativt dyre.

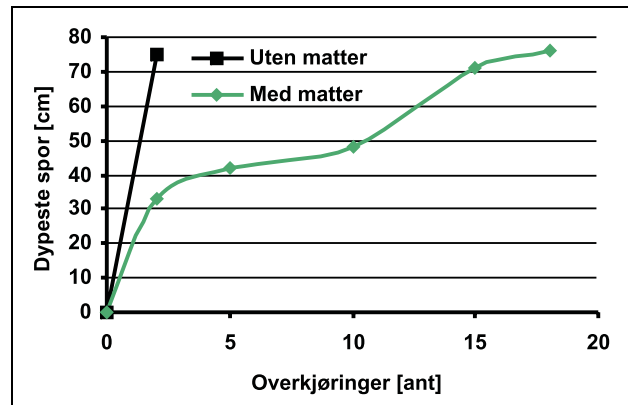


Fig. 1 Spordybdeutvikling ved kjøring med og uten gummimatter

Fem forskjellige typer **trelemmer** som kunne settes sammen til kjøreunderlag for lastbærer ble bygd ved Skogforsk høsten 2000. Hensikten med forsøket var å studere effekten av å bruke lemmer for å redusere sporskader. Samtidig ble forskjellen mellom ulike konstruksjoner av trelemmer undersøkt. I forsøket ble det ble transportert et lass på 14,6 m³ gran 15 ganger over forsøksfeltene med en Timberjack 1210. Lastbæreren veide 12 tonn og hadde åtte hjul med kjettinger. Det ble lagd 5 forskjellige typer kjørelemmer av tre (se Fig. 2).

- 5«x 5» m/mellomlegg av 2«x 5» montert med 4 stk. 16 mm bolter.
- 2«x 5» m/mellomlegg av 2«x 5» montert med 4 stk. 16 mm bolter.
- 5«x 5» (tørrgran) m/mellomlegg av 2«x 5» montert med 16 mm ståltau.
- Rundstokk montert med 16 mm. ståltau.
- Rundstokk montert med 8 mm. ståltau.
- 2 stk. av hver type ble prøvd ut. Lengden på lemmene var 4,5 meter.

Forsøkene ble gjennomført i Løvenskiold Vækerø's skoger nord i Nordmarka. Det regnet mye høsten 2000, noe som medførte ekstra våt skogbunn. Lemmene ble prøvd ut på både våt og tørr myr. På den tørre myra ble det i tillegg lagt ut en referansebane uten lemmer. På den våte myra sto vannet 20 cm over bakkenivå. Denne myra var så våt at en skogsmaskin ikke kunne kjøre der uten forsterket underlag. Den tørre myra hadde betydelig bedre bæreevne og var



Fig. 2. Alternative lemmetyper

såpass tørt at en kunne gå tørrskodd over den. På denne ble lemmene lagt på langs i hjulsporene uten annen forsterking av bakken. I den våte myra ble det lagt 2 stokker på tvers under hver av lemmene for å øke bæreevnen ytterligere

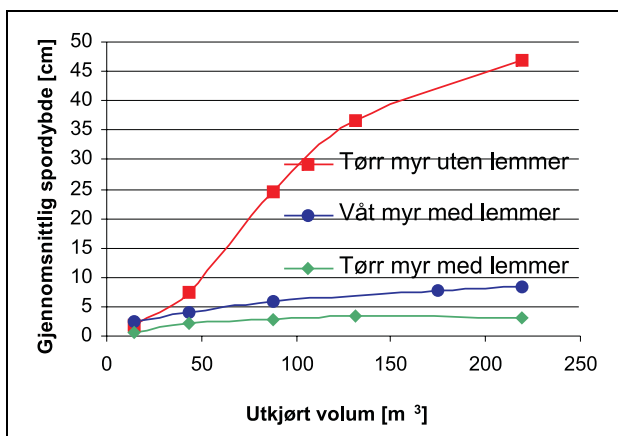


Fig. 4. Spordybdeutvikling for feltene med og uten lemmet

Det ble ikke registrert noen forskjell i spordannelse på de forskjellige typene lemmet som ble testet, men det anbefales å bruke en type lemmet som er satt sammen av ståltau, fordi disse er mer fleksible og enklere både å håndtere og transportere enn den typen som var satt sammen av bolter.



Fig. 3. Lassbæreren i banen uten lemmet på den tørre myra.



Fig. 5. Lemmene er fjernet



Fig. 6. Ett år senere

En annen måte å løse problemet på er å reparere sporskadene etter at drifta er ferdig. I området som det ble gjort forsøk med lemmet, var det en drift gående i samme tidsrom. På grunn av store nedbørsmengder i dette tidsrommet ble det store skader etter denne drifta. Sommeren etter (2001) ble disse skadene reparert med gravemaskin. Våren

2005 ble de samme områdene besiktiget og vi kunne fastslå at reparasjonene av sporskadene var vellykket (se Fig. 7 og Fig. 8). Enkelte steder var det ikke lett å se at det hadde kjørt tunge maskiner der.

Enten en velger å unngå skader under drifta, eller å reparere etter drifta, vil det ha en kostnad. Kostnader ved barlegging er lavest, men har begrenset effekt når det er veldig bløtt. Gummimattene er forholdsvis kostbare, men har antagelig lang levetid. Trelemmene koster ca. 1500 til 2000 kr pr stk. I og med at vi ikke kjenner levetiden på matter og trelemmer, og ikke har kostnadstudier, vet vi ikke de reelle kostnadene ved denne type armering. For å studere effekten av reparasjon med gravemaskin, ble det i 2001 gjennomført en slik undersøkelse på fire hogstfelt i

kommunene Lindås, Meland og Os i Hordaland. Totalt ble 1576 meter med sporreparasjon studert. Studiene viste at prestasjonene for reparasjon av skader med gravemaskin ligger på 87 meter vei per time. Det utgjør ca 5 til 6 kr per løpemeter. Løvenskiold Vækerø regner med en kostnad på 2 til 6 kr per m³ til reparasjon av hjulspor etter skogsdrift, avhengig av driftsforholdene.



Fig. 7. Nordmarka høsten 2001



Fig. 8. Nordmarka våren 2005

Kan nye driftsmetoder for bratt terreng i Mellom-Europa benyttes i Norge?

Morten Nitteberg
Skogforsk

Det mest vanlige taubanesystemet frem til i dag har vært en terrenggående kabelkran (for eksempel Owren 400) med en godt brukt kvistemaskin og ofte en nærmest utrangert lassbærer. Disse systemene er mannskapskrevende og trenger 5 mann for maksimal utnyttelse av driftssystemet.

Et interessant alternativ til dette er et østerriksk fallbanesystem som er i drift i Sogn og Fjordane. Maskinen er Mounty 4000 fra Konrad Forsttechnik. Dette er et fallbanesystem som er bygd på en 6 hjulsdrevne Man lastebil, og er ett kompakt system hvor tårn, vinsj, og kran med kviste og kappeaggregat er montert på samme basmaskin. I og med at dette er ett fallbanesystem har den sitt fortrinn ved vinsjing oppover. For vinsjing ovenifra og nedover er banen utrustet med en selvgående løpekatt, Woodliner

3000. I denne løpekatten er det en dieselmotor for framdrift og kjøring av heiselina opp og ned. Løpekatten er som resten av systemet automatisert og opereres med trådløst betjeningspanel.

Entreprenøren (Torbjørn Frivik) har også fått bygget om en woodliner selvgående løpekatt til fallbanekatt. Det betyr at han i prinsippet har 2 like løpekatter, og ved skade/feil kan låne av den andre katten til han får nye deler og derved reduserer stopp i produksjonen. Disse løpekattene kan også kjøre heiselina under vinsjing, noe som er en fordel ved at høyden på lasset kan justeres i forhold til terrenget uten stopp i kjøringen.

Investeringskostnadene for systemet ligger på ca. 3,5 mill. Det er noe høyere enn hva vi er vant til for et tau-





banesystem hvor selve vinsjen er ny, mens basmaskin, lassbærer og kvistemaskin har vært brukt. Erfaringene med disse systemene er at det er lite problem med selve krana. Problemet er store tapstider relatert til lassbærer og kvistemaskin, og som nevnt tidligere krever denne driftsmetoden store lønnskostnader. Med Monty-systemet vil lønnskostnadene ligge på 60% av ordinære systemer, samtidig krever det mindre vedlikehold og reparasjoner fordi det kun har en motor og færre hydraulikkpumper

På grunn av systemets oppbygging med kran og aggregat på en lastebil vil flyttekostnadene mellom felter kunne reduseres fordi man blir uavhengig av trailertransport.

Foreløpig resultater fra driftsstatistikken viser at flytte-tid mellom strekkene i feltet er noe høyere enn for ett system med løpende liner. Om dette skyldes systemet eller operatør er litt for tidlig å fastslå da mannskapet ennå ikke er fullt utlært.

Fordi krana er montert på en lastebil er den avhengig av bilvei, og velteplassen må være av en viss størrelse slik at det er plass til en dags produksjon (opp til 100 m³) Samtidig bør det være snuplass til tømmerbilen i nærheten for å unngå for lang rygging. I og med at tømmerbilen må kippkjøre bør det ikke være for langt til plassen hvor tømmerhenger kan plasseres og lastes.

En av de største utfordringene for dette systemet vil være å finne nok gode drifter i tilknytning til bilvei..

Den største utfordringen for taubaneaktiviteten i Norge generelt vil være å kunne drifte og utnytte systemenes kapasitet på en bedre måte enn det man har greidd frem til i dag. Forskning og erfaringer så langt viser at utstyrets kapasitet er mye høyere en man klarer å utnytte. Dette skyldes i stor grad mangel på faglært mannskap og en for dårlig organisering av arbeidsoperasjonene.

Det evigvarende tre

Gry Alfredsen

Skogforsk

Tre er et organisk, heterogent, hygroskopisk materiale. De nordiske treslagene er generelt ikke spesielt holdbare mot biologisk nedbrytning. I et kaldt og temperert klima kan tre likevel vare i 1000 år om det behandles riktig, men det kan også knekke etter kort tid i jordkontakt. Biologisk nedbrytning av ved forårsakes av sopp, bakterier og insekter. Deres vekstforhold og effekt på vedmaterialer varierer. Råtesopp påvirker styrken til trematerialene, mugg og blåvedsopp forårsaker misfarging. Bakterier forårsaker lokale angrep på fuktig ved og vednedbrytende insekter utnytter også næringen i ved og forårsaker mekaniske skader. Hvis man holder trevirket i konstruksjoner tørt er det gode muligheter for at det får en lang levetid. Problemet er selvfølgelig hvordan man skal holde det tørt. Etter at det ble lagt restriksjoner på bruken av CCA har fokus på å finne nye alternative miljøvennlige trebeskyttelsesmidler økt. Samtidig har det også blitt økt fokus på forbedringer av testmetodikk for utprøving av nye midler for trebeskyttelse.

Gamle trekonstruksjoner – hvorfor står de ennå?

Ingen byggmaterialer varer evig. Selv stål, betong og marmor forvitrer, men riktig bruk er med på å øke levetiden betraktelig. Eksempler på gamle trekonstruksjoner som har vist seg å ha lang levetid er de norske stavkirkene. Det er flere årsaker til dette:

- Det ble brukt gode material kvaliteter, gjerne furu kjerneved.
- Tjære ble brukt som overflate beskyttelse. Tjære inneholder en rekke stoffer som er hemmende for biologisk aktivitet, samtidig som den er med å beskytte mot store fuktighetssvingninger i tre materialet. Tjære var dyrt, så mange steder er det bare de mest utsatte bygningsdelene som har vært tjæret. Vanlige folks hus sto stort sett ubehandlet. Tjærebreng var nokså enerådende som utvendig behandling av trehus her i landet helt fram til siste del av 1600-tallet (Sivertsen, 2002a).
- De som bygde stavkirkene hadde en god forståelse for konstruktiv beskyttelse. Kirkene er bygget med gode løsninger for å lede bort vann. Det er ikke sikkert alle

stavkirker var genialt bygd, men det er de gode vi ser i dag.

- Et viktig poeng spesielt for at bygninger av tre skal vare lenge er at alle deler er tilgjengelige for utskifting. Dette betyr at selv om selve bygget er gammelt betyr det ikke at alle bygningskomponentene er like gamle.
- Man kan se på tjære, panel og takspån som offersjikt, det ofres til fordel for resten av konstruksjonen. Tjære slites bort av vind og vær og må påføres med jevne mellomrom for å spare trematerialene. Kledning og takspån utsettes likevel for store påkjenninger gjennom århundrer. Det er disse som er utsatt for den største risikoen for råte, og om dette skjer er det da også viktig å skifte dem ut før andre deler av konstruksjonen angripes.
- De tidligste typene maling som kom i bruk fra 1700 tallet var nok like mye et estetisk fenomen, styrt av moter, som beskyttelse mot nedbrytning. Den gav imidlertid et ekstra offersjikt utenpå panelet, og mange av de gamle pigmentene er giftige (eksempler er blyhvitt, blymønje og falurødt), og ga dermed en viss beskyttelse mot mikroorganismer. I 1860-årene ble det meget giftige blyhvittpigmentet erstattet med sinkhvitt, som holdt seg hvitt lenger (Sivertsen, 2002b).

Nøkkelfaktorer for sopp og vednedbrytning

Mikrobiologisk nedbrytning er ofte forårsaket av en suksjon av bakterier, muggsopp, blåvedsopp og råtesopp. Alvorlig soppnedbrytning er forårsaket av basidiomycet sopp (brunråte og hvitråte) eller av visse ascomyceter (myk råte). Brunråtesopp vokser i cellulumen hvor de antas å skille ut enzymer og syrer som diffunderer ut i omliggende celleveggene og forårsaker nedbrytning. Sekundærveggen er normalt kraftig nedbrutt, mens tertiærveggen kan være relativt lite nedbrutt. Depolymerisering av cellulose skjer raskt i de tidlige nedbrytnings trinn og gir raskt styrketap. I sene trinn av nedbrytningen krymper veden i et typisk kubisk mønster og blir brun (Viitanen & Ritschkoff, 1991). Hvitråtesopp er, i motsetning til brunråtesopp, i stand til å bryte ned lignin og kan samtidig bryte ned cellulose og hemicellulose. Løvtrær er generelt mer utsatt for angrep av hvitråtesopp enn bartrær. Mykråtesopp kan

deles inn i type I («huledannende») og type II (erosjon). Hyfene av mykråte type I kan penetrere inn i sekundær veggen og primært degradere cellulose, men kan også modifisere lignin. Karakteristiske hulrom med koniske ender dannes, ofte orientert med mikrofibrillene. Veden blir gråaktig eller brun og gjør veden myk i overflaten. Vekttapet skjer ofte sakte, men bøyefastheten er ofte sterkt redusert (Viitanen & Ritschkoff, 1991). Mugg og blåvedsopp bryter i liten grad ned cellulose og lignin, men bryter heller ned stivelse, sukker og andre lavmolekylære forbindelser. Disse soppene forårsaker misfarging uten signifikant reduksjon av styrke eller vekt. Bakterier koloniserer ofte ved under fuktige betingelser. Bakterier kan bryte ned pektin i pore membranen og permeabiliteten vil da øke. Selv om få av de kjente vednedbrytende soppene i naturen er brunråtesopp er brunråte vanligste skadegjørere i bygg. Brunråte er unik ved at den gir høy grad av styrketap allerede ved lavt massetap. Få hvitråtesopp er viktige skadegjørere i bygg sammenlignet med brunråte. Cellulose brytes saktere ned ved hvitråte og styrketapet er derfor mindre dramatisk. Typen av hvitråte angrep influerer også på styrken. Simultan hvitråte reduserer bøyefastheten mer enn selektiv hvitråte (Schwarze *et al.*, 2000).

De to viktigste abiotiske faktorene som påvirker nedbrytning av tre er fuktighet og temperatur. Ingen absolutt verdi er brukt i litteraturen for å angi kritisk nedre fuktighetsgrense for initiering av soppangrep, men verdien ligger et sted mellom 20 % trefukt og fibermetning. Fukt risiko, dager over 20 % relativ fuktighet i veden, blir ofte brukt som en indikator i felttesting. Hvor denne grensen ligger avhenger selvfølgelig av sopparten. Optimum for brunråte ligger på 30–70 % vedfuktighet og øker under nedbrytningsprosessen opp mot 150–250 %. Muggsopp kan vokse ved lavere fuktigheter. Når det gjelder temperatur starter brunråtesopp sakte vekst ved 0 til 10 °C, optimum er mellom +15 og +40 °C avhengig av sopparten når relativ fuktighet er over 97–98 % (Viitanen & Ritschkoff, 1991).

Andre viktige faktorer for økt holdbarhet er:

- Næring: svært avhengig av soppart.
- Vedegenskaper: treslag, kjerneved vs. yteved, densitet, vekstrate, kvist, årring orientering, mengde ekstraktivstoffer.
- Kvalitet ved sagbruk og forhandler, håndtering, lagring.
- Bygnings design og utførelse. Konstruktivbeskyttelse.
- Interaksjoner med andre materialer.
- Trebeskyttelsesmidler og overflatebehandling.
- Makro og mikro klima.
- Vedlikeholdsintervaller.

Soppskader i norske hus

I et samarbeid mellom Mycoteam og Skogforsk er det blitt gjort en sammenfatning av hvilke råtesopp som forekommer i norske hus (Alfredsen *et al.*, 2005). Trettifem ulike arter/slekter/grupper ble registrert. Brunråtesopp var mer frekvent (77,4 %) enn mykråtesopp (19,2 %) og hvitråtesopp (3,4 %). Kjellersopp (16,3 %) og ekte hussopp (16 %) var de hyppigst registrerte artene. Arter av slekten hvitkjuke ble funnet i 18,4 % av funnene, mens gruppen barksopp stod for 18,4 % og mykråtesopp for 15,8 %. Undersøkelser av hvilke bygningskomponenter som var angrepet viste at råtesopp skadene var hyppigst i vegger (18,3 %). Skader i gulv utgjorde 13,4 % og tak 8,8 %. (Se tabell 1).

Restriksjoner i bruk av CCA

CCA fungerte godt som et «multipurpose» middel. Det kunne brukes, i ulike konsentrasjoner, i de fleste utendørs konstruksjoner. 10. september 2001 ble «Forskrift om forbud mot bruk av CCA-impregnert trevirke» vedtatt. Denne forskriften forbyr import, eksport, bruk og gjenbruk av treprodukter som er impregnert med krom og arsen fra 1. oktober 2002. Forbudet gjelder ikke trevirke brukt i næringsvirksomhet hvor det av hensyn til sikkerheten er nødvendig med god beskyttelse mot råte. «*Med samme produksjon av CCA-impregnerte stolper som i 1998, vil det årlige forbruket av CCA-impregneringsmiddel bli redusert med 93 %. Mengden arsen i norske produkter faller derved med 76 % fra 155 tonn til 37 tonn i året. Forbruket av kobber vil sannsynligvis øke fordi de fleste alternative midlene er basert på kobber, og et virke som er impregnert med slike midler, inneholder mer kobber enn virke i samme bruksklasse impregnert med CCA. Kobbermidlene er noe dårligere fiksert til trevirket enn CCA, slik at utvasking kan bli større. Dersom en legger til grunn en fordobling av kobbermengden i impregneringsmidlene, øker mengden kobber i produkter som selges i Norge med 5 %. Kobber er vesentlig mindre giftig enn arsen. Totalt sett er derfor kobberimpregnert en vesentlig bedre løsning enn arsenimpregnert*» (www.sft.no).

Fra 1. januar 2003 ble kreosot og CCA impregnert treavfall definert som farlig avfall. Mye av CCA-avfallet, i hvert fall fra privat bruk håndteres trolig feil og mye brennes. Dette er svært uheldig fordi når arsen brennes, dannes arsenikk. Brenning medfører derfor utslipp av arsenikk med røykgassene og det blir arsenikk i asken som blir meget giftig. De giftige stoffene akkumuleres i asken. Et seriøst problem vil dukke opp når de store kvantaene med CCA kommer inn til avfallsdeponiene framover. Fred Evans på NTI har estimert at i perioden 2001–2010 vil det være rundt 10 000 tonn av CCA avfalls virke. Basert på at produksjonen økte fra 1960 og fram til i dag er det estimert at det vil bli en økning av avfallet til 33 000 tonn pr år i perioden 2011–2020 og videre 180 000 tonn pr år fra

Tabell 1. Forekomst i prosent av arter funnet i norske bygninger fra 1. januar 2001 til 28. mars 2003. Den første kolonnen gir latinsk navn på arter/slekter/grupper, den neste kolonnen norsk navn. Den siste kolonnen viser type nedbrytning, B = brunråte, H = hvitråte, M = mykråte – = ukjent. Data hentet fra Alfredsen et al., 2005.

Latinsk navn	Norsk navn	Forekomst (%)	Type nedbrytning
Basidiomyceter			
<i>Antrodia</i> spp.	Hvitkjuke	18.4	B
<i>Armillaria</i> spp.	Honningsopp	0.1	H
<i>Asterostroma cervicolor</i>	Stjerneskin	0.2	H
<i>Bjerkandera adusta</i>	Svartrandkjuke	0.1	H
<i>Coniophora puteana</i>	Kjellersopp	16.3	B
<i>Coprinus domesticus</i>	Vedblekksopp	0.1	B
<i>Cylindrobasidium laeve</i>	Favnvedsopp	0.1	H
<i>Dacrymyces stillatus</i>	Vanlig tåresopp	0.4	B
<i>Ditiola radicata</i>	Rottåre	0.1	B
<i>Fomitopsis pinicola</i>	Rødrandkjuke	0.03	B
<i>F. rosea</i>	Rosenkjuke	0.1	B
<i>Gloeophyllum sepiarium</i>	Vedmusling	2.9	B
<i>Lentinus lepideus</i>	Svillesopp	0.1	B
<i>Leptoporus mollis</i>	Kjøttkjuke	0.03	B
<i>Leucogyrophana mollis</i>		2.0	B
<i>L. pinastri</i>		0.03	B
<i>L. pulverulenta</i>	Liten hussopp	0.5	B
<i>L. subillaqueata</i>		0.1	B
<i>Leucogyrophana</i> spp.		0.2	B
<i>Oligoporus placentus</i>		0.1	B
<i>Paxillus panuoides</i>	Huspluggsopp	0.8	H
<i>Phellinus nigrolimitatus</i>	Svartsoneskjuke	0.3	H
<i>Phellinus</i> spp.		0.5	H
<i>Phlebiopsis gigantea</i>	Stor barksopp	0.1	H
<i>Pleurotus pulmonarius</i>	Bjørkeøsterssopp	0.1	H
<i>Serpula himantioides</i>	Tømmernettsopp	0.5	B
<i>S. lacrymans</i>	Ekte hussopp	16.0	B
<i>Sistotrema brinkmannii</i>		0.1	H
<i>Skeletocutis nivea</i>	Småporekjuke	0.03	H
Ascomycetes			
<i>Peziza cerea</i>	Kjellerbegersopp	0.8	-
<i>Xylaria hypoxylon</i>	Stubbehorn	0.03	S
Grupper«			
Corticaceae	Barksopp	5.7	B/H
Mykrot		15.8	M
Hvitråte		0.3	H
Nedbrytersopp ikke identifisert		17.0	-

2040. Det er viktig å huske at det ikke er impregneringsprosessen som er ilagt restriksjoner, det er kjemikaliene krom og arsen som er forbudt å impregnere inn i tre. «Avfall av Cu-impregnert trevirke og annet behandlet trevirke (malt, beiset, etc) som ikke er klassifisert som farlig avfall, kan i dag forbrennes i konvensjonelle avfallsforbrenningsanlegg. Det kan være svært vanskelig å visuelt skille de ulike typene treavfall fra hverandre, spesielt Cu-impregnert fra CCA-impregnert. Det finnes tilgjengelig enkle, håndholdte analyseinstrumenter beregnet for felt-

bruk, men disse er foreløpig veldig kostbare» (www.sft.no).

Livet etter CCA

Det kan være nyttig å tenke mer på nisje produkter framover. CCA var «multipurpose», i framtida vil man måtte tenke mer på risikoklassen ved bruk av tre utendørs og deretter velge det best egnede trebeskyttelsesmiddelet. Noen produkter endrer f. eks styrken og disse kan være optimale

i visse sammenhenger og totalt ubrukelige i andre sammenhenger. Kunnskap og informasjon vil bli viktigere framover. Man kommer aldri til å finne et nytt CCA. Gjør det egentlig noe? Mye av utendørs konstruksjoner byttes ut på grunn av estetiske hensyn og trender, ikke fordi de er nedbrutt eller har mistet evnen til å utføre tiltenkt funksjon. På markedet i Norge er det flere alternativer tilgjengelig:

- Kobberorganiske forbindelser. Det eneste alternativ godkjent for jordkontakt.
- Metallfrie organiske biocider, overflatebehandlinger (system behandlinger anbefales for enkelte produkter). Ikke farlig avfall. På vei inn på markedet.
- Kjemisk modifisert tre. Eksempler er acetylering, furfurylering, varmebehandling.
- Naturlig holdbare treslag.

Hva kjennetegner et godt impregneringsmiddel? Kriterier for det ideelle impregnerings- middel er følgende:

1. God effektivitet til lav kostnad mot en rekke vedned-brytende organismer
2. Ikke skadelig for mennesker og andre «non-target» organismer
3. Stabil for den lovede levetiden
4. God inntrengning
5. Enkel og sikker å bruke
6. Bryter ikke ned ved
7. Lett å få tak i
8. Mulig å bruke kommersielt
9. Enkelt å resirkulere

Vi har også noen utfordringer når det gjelder naturlig holdbarhet. Det er nå svært populært med ubehandlet kledning. Dette medfører et potensial for mye råteskader om ikke den konstruktive beskyttelsen ivaretas nøye. Naturlig aldring kan skje kontrollert eller ukontrollert. Man får ikke stavkirke etter gammelt stabbur patina etter 5 år. Det man høyst sannsynlig får er skjolder og fargeforskjeller på grunn av sverte sopp. Dette vil jevne seg ut etter hvert. Kunnskap om gamle byggetradisjoner er viktig å ta vare på. Man trenger ikke en krystallkule for å se at det framover vil dukke opp stadig flere klager på lafta hus som ikke oppfyller forventningene. De sprekker opp og dimensjonene på tømmeret er ikke alltid gunstig. Gode lafta hus krever godt håndverk. Det er også viktig å huske på den store forskjellen mellom furu kjerneved og furu yteved. Kjerneved er relativt holdbart, yteved råtner fort ved tilføring av fukt. Gran råtner fort ved jordkontakt, men gran kan med hell brukes i kledning. Grana har den egenskapen at poreåpninger som lukkes etter tørking gjør at vannopptaket blir mye lavere. Tettvokst gran er testet på Skogforsk. Det ble ikke funnet noen stor effekt på råteresistens i laboratorie forsøk, men en klar effekt med mindre fuktoptak med mindre år-

ringbredde (Flæte & Alfredsen, 2004). Mindre fuktoptak minsker risikoen for råteangrep.

Testmetoder for trebeskyttelsesmidler

Biologisk testing av nye trebeskyttelsesmidler kan grovt deles inn i to faser. Først gjøres laboratorie forsøk hvor man først tester om middelet fungerer mot sopp og mot hvilke typer sopp og i hvilke konsentrasjoner. Deretter testes det om det fortsatt fungerer når det er impregneret i ved og eventuelt ved hvilke konsentrasjoner. Neste trinn i testingen er utendørs testing. Dette er en mer tidkrevende prosess. I jordkontakt, NTR impregnerings klasse A, for bruk i jordkontakt og varig i ferskvann (f.eks lednings- og gjerdestolper) er fuktnivået mye høyere enn over bakke. Her i Norge kan trevirke i jordkontakt råtne etter 3 år. I tropiske områder etter noen måneder (ofte som følge av termitter). Over bakke testing gjøres for NTR impregnerings klasse AB for bruk over bakken, (f.eks kledning, terrassebord o.l.) og for NTR klasse B for bruk over bakken (f.eks vinduer og utvendige dører).

Dagens testmetodikk har potensial for forbedringer for å kunne konkurrere med stål og betong. De tester som er tilgjengelige kan generelt sies å være laget for testing av CCA. Dette gjelder spesielt de europeiske standardene for laboratorie-testing. Nye trebeskyttelses-midler har andre virkemåter enn CCA og i lab. tester vil effekten ofte over- eller underestimeres. Også når det gjelder felttesting er det rom for forbedringer. De europeiske standardene over bakke er ikke raske nok for nordiske forhold og nye metoder, som double layer (Rapp & Augusta, 2004) og block test (Militz, 2004), er på gang. Evalueringen av felttestene bør også forbedres. Nye metoder for ikke destruktiv testing av tidlig nedbrytning må inn. Skogforsk tester bruk av ultralyd for detektering av tidlig nedbrytning.

Aktuelle temaer på Skogforsk knyttet til trebeskyttelse:

- Mikrobølge-teknologi for impregnering av gran
- Kitosan fra rekeskall som trebeskyttelse
- Tallolje
- Tettvokst gran som kledning
- Kjerneved av furu
- Ultralyd for bestemmelse av tidlig nedbrytning
- Kvantitativ Real time PCR, molekylære metoder for bestemmelse av tidlig nedbrytning i ved
- Naturlig holdbarhet, testing i felt og lab. av norske treslag
- Felttesting, nye test metoder og nye modifiseringer av tre
- Testing av furfurylert tre
- Systemer for kvalitets-sikring av modifisert tre
- Egenutvikling på metallfri trebeskyttelse

Referanser

- Alfredsen, G., Solheim, H., & Jenssen, K.M. (2005) Evaluation of decay fungi in Norwegian buildings. *The International Research Group on Wood Protection*, IRG/WP 05–10562, 12.
- Flæte, P.O. & Alfredsen, G. (2004). Gran som ubehandlet utvendig kledning, Rep. No. Nr. 8–2004. Norsk Institutt for Skogforskning.
- Militz, H. (2004). Block test. How it has been performed in the Institute of Wood Biology and Wood Technology Göttingen. Institute of Wood Biology and Wood Technology, Göttingen.
- Rapp, A.O. & Augusta, U. (2004) The full guideline for the «double layer test method» – A field test method for determining the durability of wood out of ground. *The International Research Group of Wood Preservation*, IRG/WP 04–20290, 24.
- Schwarze, F.W.M.R., Engels, J., & Mattheck, C. (2000) *Fungal Strategies of Wood Decay in Trees* Springer – Verlag.
- Sivertsen, M.S., ed. (2002a) *Trebeskyttelsens historie del 1*. Det norske Skogselskap.
- Sivertsen, M.S., ed. (2002b) *Trebeskyttelsens historie, del 2*. Det norske Skogselskap.
- Viitanen, H. & Ritschkoff, A.C. (1991). Brown rot decay in wooden constructions: Effect of temperature, humidity and moisture., Rep. No. 222. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Forest Products.