



Arbetsrapport

Från Skogforsk nr. 834–2014

Konsekvensanalyser av skogsbrukssystem

Consequence analyses of forestry systems

Johan Sonesson, Staffan Berg, Lars Eliasson, Staffan Jacobson, Olof Widenfalk,
Lars Wilhelmsson, Märtha Wallgren och Anders Lindhagen (SLU)

Arbetsrapport

Från Skogforsk nr. 834–2015

I serien Arbetsrapport finns bakgrundsmaterial, metodbeskrivningar, resultat, analyser och slutsatser från både pågående och avslutad forskning.

Titel:

Konsekvensanalyser av skogsbrukssystem.

– Tätta förband i tallungskogar.

Consequence analyses of forestry systems.

– Close spacing in young pine forests.

Bildtext:

Stamtät tallungskog.

Fotograf: Erik Viklund/Skogforsk.

Ämnesord:

Gallring, skogsbränsle, klenträäd, stamantal, markvärde, biologisk mångfald, virke.

Thinning, forest fuel, small-dimension trees, stem spacing, land expectation value, biodiversity, timber.

Redigering och formgivning:

Ingegerd Hallberg

© Skogforsk 2014

ISSN 1404-305X



SKOGFORSK

Uppsala Science Park, 751 83 Uppsala

Tel: 018-18 85 00 Fax: 018-18 86 00

skogforsk@skogforsk.se

skogforsk.se



Johan Sonesson, SkogD. Anställd på Skogforsk sedan 1995. Forskare inom planering och skogsskötsel.



Staffan Berg, SkogD. Konsult. Tidigare anställd som forskare på Skogforsk.



Lars Eliasson, docent. Arbetar på Skogforsk med teknik och metodutveckling inom skogsbränsleområdet.



Staffan Jacobson, SkogD. Studerar olika skötselåtgärders effekt på skogsproduktionen.



Olof Widenfalk, Ph. D. Ekolog. Konsult Greensway AB. Tidigare anställd på Skogforsk.



Lars Wilhelmsson, SkogD. Chef strategisk FoU-samverkan och forskare. Arbetar sedan 1995 bl.a. med virkesutnyttjande, utbytesberäkningar, egen-skapsmodeller och utbytesberäkningar, med fokus på industrinytta. Var skogsträdsförädlare 1979-95.



Märtha Wallgren, Ph.D. Viltekolog. Arbetar på Skogforsk med vilt- och betesfrågor sedan 2010.



Anders Lindhagen, SkogD. Forskare inom skogens mångbruk med särskild inriktning mot sociala värden. Anställd vid SLU sedan 1990.

Abstract

We analysed the consequences of various silvicultural systems based on close spacing in pine stands after final pre-commercial thinning, and compared these with conventional spacing. We chose to analyse pine stands where close spacing could be created through pre-commercial thinning of stands after successful planting or self-generation. For the close-spacing alternative, 4 000 stems/ha was chosen after final pre-commercial thinning. In the comparison scenario, the stand was pre-commercially thinned to a standard spacing of 1 600–2 200/ha, depending on site index.

Of the total biomass produced, the proportion harvested as biofuel was 30–50% greater in the silviculture scenarios with closely-spaced young forests compared with conventional spacing. However, the close spacing restricted diameter development and reduced the volume and value of the roundwood products in subsequent thinnings and final felling. Conventional spacing had consistently the highest land expectation values.

In order for the denser stem alternative to be economically competitive, the cost of harvesting small-dimension trees in particular must be reduced. A higher energy price, short transport distances, reduced need for pre-commercial thinning, and high cost of capital would also increase profitability in the close-spacing alternative.

In summary, our analysis suggests that the systems with dense young forest that we analysed, compared with systems with conventional spacing, results in:

- Higher total biofuel production.
- Lower total biomass production.
- Lower production of roundwood products.
- Lower mean diameter of roundwood.
- Lower land expectation value.
- Somewhat finer mean knot diameter.
- Somewhat higher wood density.
- Slightly more jobs.
- Varied but small effects on biodiversity.
- Marginally lower carbon storage in trees and ground.
- Greater emissions but of negligible significance.
- Smaller proportion of moose-damaged stems .
- More berry plants and possibly also greater berry production in southern Sweden.
- Worse conditions for reindeer husbandry.
- Small effects on recreation values.

Förord

Detta är slutrapporten från det första KOSS-projektet vid Skogforsk. KOSS står för konsekvensanalyser av skogsbrukssystem och är ett projekt som initierats av Skogforsks styrelse. Finansieringen till projektet kommer från Skogforsks fonderade intressentmedel som styrelsen förfogar över. Syftet med detta första KOSS-projekt har, förutom att analysera ett första system, även varit att testa sig fram till ett fungerande arbetssätt för denna typ av breda konsekvensanalyser. I denna rapport redovisas resultaten från analysen av skötselssystem med täta ungskogar av tall. Utvärderingen av arbetssätt har sammanställts och redovisats internt på Skogforsk.

Projektet har haft en styrgrupp som består av:

Göran Ståhl, SLU (ordförande)

Magnus Bergman, SCA

Nils Broman, Norra

Ulf Dietrichsson, Hargs Bruk

Magnus Pettersson, Södra

Caroline Rothpfeffer, BillerudKorsnäs

Arbetsgruppen på Skogforsk har bestått av:

Johan Sonesson (projektledare)

Staffan Berg

Lars Eliasson

Staffan Jacobson

Olof Widenfalk

Lars Wilhelmsson

Innehåll

Förord	1
Sammanfattning.....	4
Inledning.....	7
Syfte	8
Material och metoder	8
Avgränsningar	8
Specifikation av analyserade skötselscenarier	8
Kvantitativa analyser	9
Metodik vid beståndsframskrivning	9
Biomassauttag.....	10
Skattning av arbetsinsatser och kostnader.....	11
Energigallring.....	12
Konventionell gallring och slutavverkning.....	12
Virkesproduktionens beräknade värden och egenskaper.....	13
Ekonomiska analyser.....	15
Beståndsvisa analyser med Heureka	15
Kvalitativa analyser.....	16
Resultat.....	16
Uttagna mängder biomassa, i form av gagnvirke och skogsbränsle, och näringsämnen	16
Virkesproduktion och virkesvärde	20
Prognos för inre egenskaper	28
Kostnader.....	36
Jämförelse med data från Riksskogstaxeringen	37
Resultat.....	40
Ekonomiska analyser	50
Markvärden	50
Känslighetsanalyser.....	50
Biologisk mångfald.....	59
Inledning.....	59
Ungskogarnas roll för skogens ekologi och artsammansättning	59
De naturliga och de brukade skogarna	60
Ungskogen och de viktiga egenskaperna för biodiversitet	60
Täta ungsogor, röjning och effekten på olika organismgrupper.....	61
Analys av våra specifika scenarier	63
Slutsatser	68
Effekter på kol i träd och mark.....	68
Emissioner och energiförbrukning.....	71
Sammantagna emissioner per skötselalternativ.....	71
Mark, vatten och näring.....	74
Vilt-habitat och skador	74
Anläggning av bestånd	74

Stamantal per hektar (tall).....	74
Trädhöjd (tidpunkt för röjning).....	74
Trädslagsblandning.....	75
Skiktning och gruppställdhet.....	75
Tidigare skadebild.....	75
Bärris.....	75
Konsekvenser av olika skötselalternativ.....	76
Rekreation.....	77
Bedömning av skötselalternativ.....	79
Bär och svamp.....	80
Rennäring.....	81
Bakgrund.....	81
Viktiga noder för renskötsel och ett produktivt skogsbruk.....	85
Skaderisker.....	85
Jämförelse med praktiska erfarenheter från Sveaskog.....	86
Diskussion.....	87
Virkesproduktion och virkesvärde.....	87
Avverkningsteknik och kostnader.....	88
Säkerhet i beräkningarna.....	88
Drivningstekniska aspekter på de olika scenariorna.....	89
Ekonomi.....	90
Slutsatser.....	91
Referenser.....	92
Personlig kommentar.....	98
Bilaga 1 Bucking analyses, conditions and settings.....	99

Sammanfattning

Rekommendationerna för stamantal i ungskogar efter slutröjning varierar mellan 1400 och 2700 stammar per ha (st/ha) beroende på ståndort, trädslag och rådgivare. Antalen är framför allt en avvägning mellan att snabbt få igång virkesproduktion genom tillräckligt tät ungskog och att inte få för höga drivningskostnader i förstagallring till följd av låg medelstamvolym.

Förutsättningarna för ett acceptabelt ekonomiskt resultat i förstagallring har förändrats under senare år, framför allt i två avseenden. Teknisk och metodmässig utveckling där introduktionen av flerträdshanterande skördaraggregat spelat en stor roll, har minskat drivningskostnaden vid uttag av klena träd i gallring. Samtidigt har marknaden för skogsbränsle medfört att det finns avsättning för en större del av biomassan från de klena träden än vid en ren massavedsgallring. Stora arealer ungskog som ej röjts eller röjts svagt, med hög stamtäthet som följd, har närmat sig gallringsbar ålder. Så kallade bränslegallringar i eftersatta bestånd har blivit en vanlig åtgärd för att rädda situationen och de kan ibland ge ett positivt netto.

Sammantaget har dessa förändringar väckt idéer om att förändra skötseln av unga skogar så att man kan utnyttja den högre biomassaproduktionen vid ett tätare ungskogsförband. Denna merproduktion tas då ut som skogsbränsle i en tidig bränslegallring och efter denna fortsätter man med ett konventionellt gallringsprogram fram till ett normalt slutavverkningsbestånd.

Syftet med denna studie var att genom beståndssimuleringar, kalkyler och litteraturstudier analysera konsekvenser av olika skötselsystem baserade på täta förband i tallbestånd efter slutröjning och jämföra dessa med konventionella förband. Analysen inkluderade konsekvenser på virkesproduktionen och det ekonomiska resultatet men också på övriga ekosystemtjänster och varor som skogen levererar.

Baserat på ovanstående valde vi att analysera tallbestånd där täta förband kan skapas genom röjning av lyckade sådder eller självföryngringar. Som det täta alternativet valdes 4 000 st/ha efter slutröjning, vilket kan förväntas resultera i en täthet av 3 500–4 000 st/ha vid tidpunkten för bränslegallringen. Tidpunkten för när bränslegallringen utförs påverkar både det ekonomiska resultatet för bränslegallringen och det efterföljande gallringsprogrammet.

Vi simulerade beståndsutvecklingar på tre olika ståndortsindex och fyra olika skötselscenarier. I jämförelsescenariot röjdes bestånden till standardförband 1 600–2 200 st/ha beroende på ståndortsindex. De tre scenarierna med tätt förband röjdes till 4 000 st/ha och bränslegallrades vid varierande tidpunkter. Ett scenario med plantering och röjning till standardförband simulerades också. Intäkter från skogsbränsle, massaved och sågtimmer beräknades genom apteringssimulering kontrollerad av en aktuell prislista. Kostnad för drivning och skogsvård beräknades med data och kostnadsfunktioner från operativt skogsbruk. Beräkningar av markvärden och känslighetsanalyser av dessa gjordes för alla scenarier. Av den totalt producerade biomassan var andelen som togs ut som biobränsle 30–50 % högre i skötselscenarierna med täta ungskogar jämfört med scenariot med konventionella förband. Däremot hämmade de täta

förbanden diameterutvecklingen och reducerade volymen och värdet av rundvirkessortiment i kommande gallringar och slutavverkningar. De tätare förbanden kan däremot förväntas ge något bättre kvalitetsegenskaper hos virket, som t.ex. lägre kvistdiametrar och högre veddensitet. Den reducerade grundytan efter klenträdgallringen minskade den framtida volymtillväxten. De konventionella förbanden hade genomgående de högsta markvärdena.

Känslighetsanalyser visar att det stamtäta scenariot där klenträdgallringen skjuts fram till samma tidpunkt som en konventionell förstagallring har viss potential att utvecklas till ett ekonomiskt godtagbart alternativ. För att detta skall ske måste dock flera faktorer samverka. Viktigast av dessa faktorer var att drivningskostnaden för småträd kan sänkas. Ett högre energipris, kort transportavstånd, minskat röjningsbehov och hög kalkylränta skulle också öka lönsamheten för det stamtäta alternativet.

Jämförelser mellan de simulerade bestånden och provytmaterial från Riksskogstaxeringen, där avverkning simulerats på provytor med slutavverkningsskogen, visade generellt högre årlig produktion för våra simulerade bestånd jämfört med verkliga från riksskogstaxeringen med jämförbara ståndortsindex. Luckighet och olikåldrighet i de normala skogstillstånden bedöms vara de främsta orsakerna till skillnaderna. En tolkning av detta kan vara att de verkliga skogstillstånden ofta når en lägre nivå än de simulerade. Slutsatserna om de relativa skillnaderna mellan våra olika simulerade scenarier bedöms däremot inte påverkas av detta.

Täta ungskogar leder till långa slanka stammar som efter gallring är mer känsliga för snö- och vindskador. Ju senare man gör bränslegallringen desto större risk för sådana skador. Den något lägre totala biomassaproduktionen i skötselscenarier med täta ungskogar gör att dessa system även binder in och lagrar mindre mängder kol än de konventionella förbanden, såväl i träd som i mark. Skillnaden är dock marginell.

Systemen med täta ungskogar och en bränslegallring är mer arbetsintensiva och ger något fler arbetstillfällen. Framför allt fler arbetstillfällen för maskinförare men färre manuella dagsverken än jämförelsescenarierna, som baseras på plantering medan de täta scenarierna baseras på sådd som kräver mindre manuell insats. Den ökade maskininsatsen i systemen med bränslegallring leder också till något högre emissioner av växthusgaser än jämförelsescenarierna. Skillnaderna har dock ringa betydelse, särskilt i jämförelse med de positiva effekterna av ett ökat uttag av förnybart bränsle.

Tätare förband leder till en mer sluten ungskog som gör att bärriset återhämtar sig snabbare efter hyggesfasen. Det kan eventuellt också leda till ökad bärproduktion över hela omloppstiden. Framför allt gäller det blåbär i södra Sverige. Tätare ungskogar innebär också mer fotosyntes som leder till högre biomassa av mykorrhizabildande marksvampar. Artantalet i de täta skogarna kommer antagligen att generellt minska p.g.a. att de täta bestånden blir mer homogena med avseende på bl.a. ljus. Om de täta ungskogarna däremot innehåller högre lövandel än de glesare ungskogarna har detta en gynnsam inverkan på bl.a. fåglar.

Ungskogsfasen är den del av omloppstiden som uppskattas minst av människor när de väljer skog för sin rekreation. Stamantalet i ungsbogen kan därför antas ha liten betydelse för upplevelse- och rekreationsvärden.

Ett högre antal tallstammar kan förväntas ge en lägre andel stammar som skadas av älg vid i övrig oförändrat betetryck. Den tidigare återetableringen av bärris efter hyggesfasen i tätare bestånd kan påverka fodertillgången för älg och andra viltarter positivt. Framför allt blåbärris är en viktig foderresurs för hjortdjur. Marklavar som betas av ren gynnas av glesa skogar och tätare förband skulle därför sannolikt missgynna renskötseln. Tätare förband gör det dessutom svårare att finna och förflytta renar.

Sammanfattningsvis pekar vår analys på att de system med täta ungsbogar vi analyserat, jämfört med system med konventionella förband, ger:

- Lägre total biomassaproduktion.
- Lägre produktion av rundvirkessortiment.
- Lägre medeldiameter på rundvirket.
- Lägre markvärden.
- Något finare medelkvist.
- Något högre veddensitet.
- Ökad risk för snö och stormskador.
- Högre produktion av bränslesortiment.
- Något fler arbetstillfällen.
- Varierande men små effekter på biologisk mångfald.
- Marginellt lägre kolförråd i träd och mark.
- Högre emissioner men ringa betydelse.
- Lägre andel älgskadade stammar.
- Mer bärris och eventuellt också bärproduktion i södra Sverige.
- Försämring för renskötseln.
- Små effekter på rekreationsvärdet.

Inledning

Rekommendationerna för stamantal i ungskogar efter slutröjning varierar mellan 1 400 och 2 700 stammar per ha beroende på ståndort, trädslag och rådgivare. Antalen är framför allt en avvägning mellan att snabbt få igång virkesproduktion genom tillräckligt tät ungskog och att inte få för höga drivningskostnader i förstagallring genom låg medelstam till följd av högt stamantal.

Förutsättningarna för ekonomi i förstagallring har förändrats under senare år, framför allt i två avseenden. Utveckling av metod och teknik, framför allt flertådshalterande skördaraggregat, har minskat drivningskostnaden vid uttag av klana träd i gallring. Samtidigt har marknaden för skogsbränsle medfört att det finns avsättning för en större del av biomassan från de klana träden än vid en ren massavedsgallring. Stora arealer ungskog som ej röjts eller röjts svagt, med hög stamtäthet som följd, har också närmat sig förstagallringsålder. Så kallade bränslegallringar i eftersatta bestånd har blivit en vanlig åtgärd för att rädda situationen och de kan ibland ge ett positivt netto.

Sammantaget har dessa förändringar väckt idéer om att förändra skötseln av unga skogar så att man kan utnyttja den högre biomassaproduktionen vid ett tätare ungskogsförband. Denna merproduktion tas sedan ut som skogsbränsle i en tidig bränslegallring och efter denna fortsätter man med ett konventionellt gallringsprogram fram till ett normalt slutavverkningsbestånd.

För att man skall kunna röja fram produktionsförband som är mellan 3 000–5 000 stammar per hektar krävs endera att man har lyckade sådder eller självföryngringar med tall eller att man fyller ut planteringar av tall och gran med björkstammar. Det senare komplicerar fortsatt skötsel på grund av hämmande höjdsiktning, och det mest realistiska alternativet är att tillämpa metoden i täta självföryngringar eller sådder med tall. Lågskärm av björk över gran är en etablerad skötselmetod och tillämpas ibland på frostlänta marker.

Praktiska erfarenheter av täta ungskogar och preliminära resultat från kalkyler (Sonesson och Rosvall, 2011) antyder, att stamantal mellan 3 000–4 000 i tallföryngring kan vara ett intressant alternativ under förutsättning att man kan ersätta slutröjningen med den tidiga bränslegallringen. Detta förutsätter dock marker med inget eller måttligt lövuppslag efter enkelställningen.

Baserat på ovanstående valde vi att analysera tallbestånd där täta förband kan skapas genom röjning av lyckade sådder eller självföryngringar. Som det täta alternativet valdes 4 000 stammar/ha efter slutröjning, vilket kan förväntas resultera i en täthet av 3 500–4 000 stammar/ha vid tidpunkten för bränslegallringen. Tidpunkten för när bränslegallringen utförs kommer att påverka både det ekonomiska resultatet för bränslegallringen och det efterföljande gallringsprogrammet och har därför inkluderats i analyserna.

Skötselsystem med tätare ungskogar i tall påverkar inte bara produktionen av virke och energi samt beståndets ekonomi. Även konsekvenser för skogens andra nyttor kan förväntas påverkas i olika grad. Studier har visat att både beståndstäthet – och ljusinsläpp till följd av detta – samt lövinslaget i ungskogar är viktiga parametrar för den biologiska mångfalden (Widenfalk och Weslien, 2009). Det gäller både ungskogen som sådan samt förutsättningarna för biologisk mångfald senare under omloppstiden.

Syfte

Att genom beståndssimuleringar, kalkyler och litteraturstudier analysera konsekvenser av olika skötselsystem baserade på täta förband i tallbestånd efter slutröjning och jämföra dessa med konventionella förband. Analysen skall belysa konsekvenser på virkesproduktion och ekonomi men också på övriga ekosystemtjänster och varor som skogen levererar.

Material och metoder

AVGRÄNSNINGAR

Analyserna är begränsade till täta ungskogar av tall som skapats genom röjning i lyckade sådder eller självföryngringar. Vi analyserar konsekvenser av alla viktiga ekosystemtjänster som vi kunnat identifiera. Vi avgränsar analyserna till vad som händer i skogen och hur det påverkar transporten till industrin. Vid industrigrunden upphör våra konsekvensanalyser. Vi gör alltså inga analyser av effekter på industri och samhällsekonomi, men vi levererar data som kan användas för sådana analyser.

Konsekvenserna beskrivs på beståndsnivå. För att fånga in olikheter i ståndortsegenskaper, trädslag samt geografi valde vi att beskriva konsekvenser på beståndsnivå för tre olika ståndortsindexklasser. Klasserna är valda för att representera fördelningen av ståndortsindex (SI) i landet, baserat på Riksskogstaxeringen. De valda klasserna är T18, T22 och T26 i södra respektive norra Sverige. För varje SI-klass specificerades ett skötselprogram som fick representera bassystemet och tre olika skötselprogram för täta ungskogar. Dessa skötselprogram beskrevs genom att beräkna eller uppskatta värdet för en rad olika indikatorer. För att beräkna hur virkesproduktionen (volym och virkesegenskaper) från KOSS-analyserna (i första hand bassystemet) avvek från det faktiska tillståndet i Sveriges skogar gjordes även en jämförelse med data från Riksskogstaxeringen, vilket benämns referenssystemet.

SPECIFIKATION AV ANALYSERADE SKÖTSELSCENARIER

Tanken bakom ett tidigt bränsleuttag före 1:a gallring är att ta ut mertillväxten av det efter röjning större kvarlämnade stamantalet. Därefter sköts bestånden enligt gängse praxis (basbestånd). Det innebär att man vid det tidiga uttaget vid 10 meter i princip reglerar ner stamantalet till basbeståndets nivå. Vid bränsleuttaget tas stickvägar upp. Detta medför att stamantalet mellan stickvägarna efter bränsleuttaget blir högre än basbeståndet vid motsvarande tidpunkt, vilket indikerar att behovet av en 1:a gallring knappast kommer senare i dessa bestånd. Vi har trots detta tagit fram två olika scenarier här, där det ena har något senarelagda gallringar. I det tredje scenariot med höga stamantal efter röjning görs bränsleuttaget först vid normal tidpunkt för 1:a gallring.

För samtliga såddscenarier är förutsättningen lyckade sådder av tall, som enkelt ställts vid ca 1 m höjd och slutröjts till nedan angivna stamantal.

Förutom sådd-scenarierna har scenarier med planterade bestånd, röjda till standardförband, och utan tidigt bränsleuttag simulerats och analyserats.

Analyserade skötselsystem/scenarier:

1. Basbestånd.

Slutröjning till 1 600, 1 900 och 2 200 stammar per hektar på ståndortsindex T18, T22 respektive T26.

2. A. Bränsleuttag vid 10 m höjd (öh.).

Slutröjning till 4 000 stammar per hektar på samtliga ståndortsindex. Gallring (1:a) vid samma tidpunkt som Basbestånd.

2. B. Bränsleuttag vid 10 m höjd (öh.).

Slutröjning till 4 000 stammar per hektar på samtliga ståndortsindex. Gallring (1:a) med fem års fördröjning jämfört med Basbestånd.

3. Bränsleuttag vid normal (Basbeståndets) tidpunkt för 1:a gallring.

Slutröjning till 4 000 stammar per hektar på samtliga ståndortsindex.

P. Plantering.

Med 2 000, 2 200 och 2 500 plantor per hektar på ståndortsindex T18, T22 och T26. Slutröjning till samma stamantal som i Scenario 1. I detta scenario antogs en effekt av skogsträdsförädling motsvara en meters förhöjt ståndortsindex.

KVANTITATIVA ANALYSER

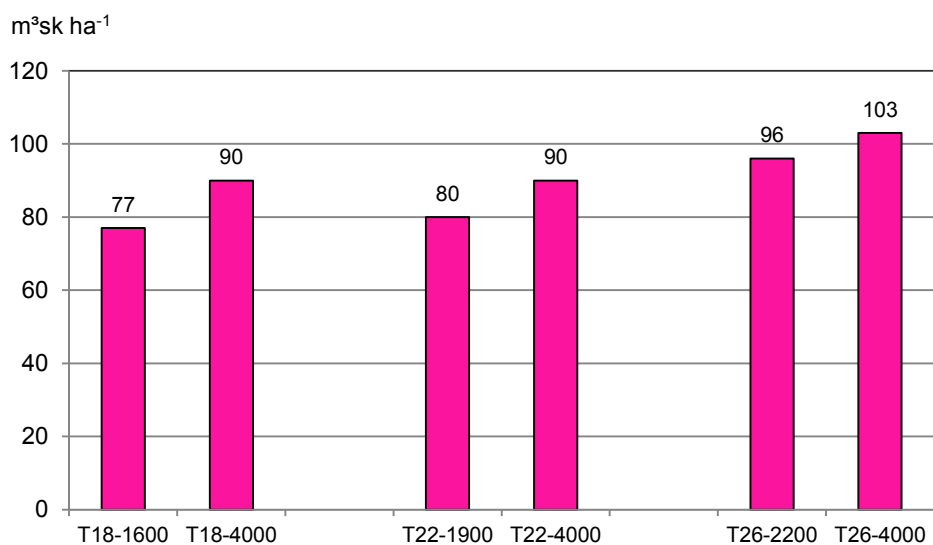
Metodik vid beståndsframskrivning

Ungskogen skrevs fram till ca 10 meters övre höjd (öh) med hjälp av Petterssons (1992) röjningsfunktioner (Figur 1). Enligt dessa funktioner påverkas medeldiametern och diametern för de grövre träden av olika röjningsförband. Framräknad grundyta enligt dessa funktioner kontrollerades med hjälp av grundytetfunktioner, med stamantal, övre höjd samt trädslag som ingående parametrar.

Vid 10 m.öh. stoppades alla beståndsdata från nämnda röjningsfunktioner in i beståndssimulatorens SkogProd, vilket är en produkt framtagen i samarbete mellan Skogforsk och SLU och bygger på Söderbergs (1986) tillväxtfunktioner för enskilda träd. Lämpliga gallringstidpunkter togs fram med stöd av planeringsverktyget INGVAR (Jacobson m.fl., 2008). Lövandelen vid denna tidpunkt sattes till ca 10 % i typståndorterna T18 och T22 och till ca 15 % i T26. I samtliga typbestånd gallrades lövet proportionellt sett hårdare än barrträden.

Från beståndssimulatorens erhöles alla skogliga data (exv. stamantal, grundyta, dg, m³fub, medelstam etc.) vid valda tidpunkter för gallring och slutavverkning. Med hjälp av inbyggda diameter- och höjdfördelningsfunktioner erhöles även trädlistor, som utnyttjades vid aptering av enskilda träd vid slutavverkning.

Samtliga gallringar utfördes som låggallringar, med stickvägsavstånd 22 meter och stickvägsbredd 4 meter. Samma slutavverkningsålder åsattes för samtliga scenarier inom respektive typståndort. Omloppstiderna för SI T18, T22 och T26 bestämdes till 103, 93 respektive 80 år.



Figur 1.
Stående stamvolymer vid olika stamtätheter och ståndortsindex vid 10 m övre höjd, enligt Nils Petterssons (1992) röjningsfunktioner.

Någon för- eller siktröjning av småtallar utfördes inte, varken vid bränslegallring eller vid 1:a gallring i basscenariet. Merparten av dessa småstammar (under 5 cm vid bränsleuttag) antogs försvinna vid avverkningsstillfället och eventuellt kvarstående antogs gå bort innan nästa åtgärd.

Vid uttag av massaved sattes minimi-dimensionen för träd som upparbetas till 8 cm i brösthöjd. Vid bränsleuttag sattes minimi-dimensionen till 5 cm i brösthöjd.

Biomassauttag

Upparbetningen av stammarna vid bränsleuttag i gallringsbestånd antogs göras enligt s.k. grov/knäckkvistning, varmed merparten av grenbiomassan (75 %) och alla barr kvarlämnas i beståndet.

Vid varje uttag genererades trädlister (diametrar och höjder) och där träd eller delar av träd gallrades bort, beroende av angiven gallringsstyrka, gallringsform och stickvägsareal (vid 1:a gallring). I stickvägen togs hela träd bort (för evigt) och gallringskvoten blev där 1,0. I samband med biomassauttag användes en speciell algoritm där man, förutom stickvägsträden, plockade stammar underifrån med (min. diam. 5 cm) tills dess att angivet antal huvudstammar återstod. Biomassan av dessa träd beräknas med Repolas (2008, 2009) biomassafunktioner.

Vi har i dessa tillväxtberäkningar inte reducerat tillväxten p.g.a. det extra näringsuttaget vid bränslegallringarna.

Uttagna mängder växtnäring (N, P, K, Ca och Mg) beräknades med hjälp av verktyget FLISavFLIS (Jacobson och Larsson, 2010), som bygger på sammanställning av tillgängliga näringshalter i trädens olika fraktioner (Jacobson och Mattsson, 1998).

Skattning av arbetsinsatser och kostnader

Fasta tider och kostnader har hämtats från de enkäter som görs om kostnader och prestationer i skogsbruket (Brunberg 2010, 2012a, 2012b) samt kostnader i skogsbränsleverksamheten (Brunberg, 2012c). De tider och kostnader som är beroende av beståndsfaktorer och/eller hanterad mängd har beräknats med funktioner från publicerade bortsättningsunderlag eller med hjälp av uppdaterade funktioner som är framtagna för internt bruk på Skogforsk. Arealen på slutavverkningstrakterna har satts till 2,6 respektive 5,7 ha i Södra (Kronoberg) respektive Norra Sverige (Västerbotten), d.v.s. till medelarealen för avverkningensanmälningarna i de två länen (Skogsstatistisk årsbok, 2012). Vid gallring har antagits att en gallringstrakt består av två slutavverkningensbestånd.

Tiderna för skogsvårdsinsatserna är angivna som arbetstimmar per ha. Tiderna för maskinarbeten är angivna som G₁₅-timmar per ha, därför måste de delas med den tekniska utnyttjandegraden för att man ska få veta det faktiska antalet person/arbetstimmar. Både för skogsvårds- och maskinarbeten har förutsatts att man inte arbetar med huvuduppgiften hela tiden utan en viss del av tiden avgår till utbildning, service etc. Av ett helårsverke (223 dagar) har antagits att 210 dagar kan utnyttjas för huvudarbetsuppgiften. De beräknade arbetstiderna har multiplicerats med 223/210 för att kompensera för den tid som inte utnyttjas direkt för huvudarbetsuppgiften. Denna korrigering av tiden har inte påverkat de beräknade kostnaderna på något sätt.

En tydlig del av resursförbrukning är energianvändning och därmed relaterade emissioner. Bränsleanvändningen anges efter den bestämning som gjorts för maskiner och metoder. Energianvändningen beräknas beträffande användningen av fossila bränslen (Värmeforsk, 2011), diesel (35,3 MJ/l) och bensin (32,8 MJ/l), samt bidrag till Klimatpåverkan enligt IPCC 100 år (IPCC 1996). Bränsleförbrukningen beräknas för maskiner i drivning enligt Brunberg (2006). Skogsvård samt interna transporter, d.v.s. flyttningar av maskiner, arbetskraft och materiel enligt Berg och Hallonborg (2000a; 2000b). De senare uppgifterna är gamla men är de enda tillgängliga som speglar kringarbeten. Samma maskiner som då användes nu för markberedning.

Skogsvård

Skogsvårdskostnaderna fördelar sig på tre olika operationer.

Hyggesrensning

Kostnaden för hyggesrensning är en fast kostnad per ha, 1 150 kr per ha för Södra Sverige och 1 010 kr per ha för Norra Sverige, och har hämtats från Brunberg (2012b).

Återbeskogning

Återbeskogning består i basalternativet av markberedning och efterföljande plantering och i alternativet täta ungskogar av maskinell sådd, d.v.s. ett såddaggregat monterat på markberedningsmaskinen. Kostnaden för markberedning, 2 070 kr per ha för Södra Sverige och 1 780 kr per ha för Norra Sverige, samt maskinell sådd, 4 470 kr per ha för Södra Sverige och 3 700 kr per ha för Norra Sverige, har hämtats från Brunberg (2012b). Kostnaden för plantering har beräknats som en startkostnad på 1 500 kr per objekt plus 2,05 kr per planta i Norra Sverige, varav planteringskostnaden är 1 kr per planta, samt 4,15 kr per planta i södra Sverige varav planteringskostnaden är 1,50 kr per planta.

Kostnaden för en plantör har satts till 220 kr per timme. Arbetstiden har beräknats utifrån planteringskostnaden per planta och kostnaden för plantören.

Röjning

I alternativen 1 och P har två röjningar genomförts förutom för de lägsta ståndortsindexen, dels en tidig lövröjning och en ordinarie röjning vid 4 m höjd. För tall T16 och Gran G20 har ingen lövröjning genomförts. I alla alternativ med täta ungskogar har en enkelställning genomförts vid 1 m medelhöjd och en ordinarie röjning vid 4 m höjd. Tiden för röjning har beräknats enligt Bergstrand m.fl., (1986) bortsättningsnorm, vilken sedan korrigerats med – 10 % baserat på Lignés (2004) resultat. Kostnaden för röjningspersonalen har satts till 280 kr per timme och en startkostnad på 1 500 kr per objekt har använts för alla röjningar.

Energigallring

Tidsåtgången för avverkning och skotning i energigallringarna har beräknats enligt ”Tidsfunktioner för avverkning och skotning av rundved och träddelar i gallring” (Brunberg, 2011). Dessa funktioner ger en tid per avverkad stam och en skotningstid per ha. Skotningsavståndet har satts till 372 m i Södra Sverige och 484 m i Norra Sverige (Brunberg, 2012). Samma maskinkostnader per timme har använts som för konventionell gallring, d.v.s. 1 023 kr/G₁₅-timme för skördaren och 819 kr/G₁₅-timme för skotaren. Flyttkostnaden har beräknats som kostnaden för tre förlorade maskintimmar plus två trailertimmar á 1 100 kr per flyttad maskin.

Konventionell gallring och slutavverkning

Tidsåtgångarna för avverkning och skotning i gallring och slutavverkning har beräknats med en uppdaterade prestationsfunktioner avsedda för internt bruk (Brunberg 2012, pers. komm.). Flyttkostnaden har beräknats som kostnaden för 3 förlorade maskintimmar plus två trailertimmar á 1 100 kr per flyttad maskin. Skördarkostnaden har beräknats till 1 023 kr/G₁₅-timme och 1 139 kr/G₁₅-timme i slutavverkning och skotarens kostnad till 819 kr/G₁₅-timme i gallring och 899 kr/G₁₅-timme i slutavverkning. Skotningsavståndet i gallring har satts till 372 m i Södra Sverige och 484 m i Norra Sverige, och för slutavverkning har det satts till 361 m i Södra Sverige och 478 m i Norra Sverige (Brunberg, 2012b).

Vid grotuttag har förutsatts att skördarens arbete inte påverkas på ett negativt sätt av grotuttaget och att tidsåtgång och kostnad för avverkningsarbetet därmed inte påverkas. Tidsåtgången för grotskotningen har beräknats enligt prestationsnormen för grotskotning (Brunberg och Eliasson, 2013). Kostnaden för grotskotaren har satts till 819 kr/G₁₅-timme, d.v.s. samma som för en skotare i gallring.

Virkesproduktionens beräknade värden och egenskaper

Virkesproduktionens egenskaper och jämförande värderingar har prognostiserats genom simulerad slutavverkning och aptering av enskilda träd från de beståndsvisa scenarierna och kvantitativa analyserna som beskrivits ovan. De enskilda trädstammarnas diameter och längder samt andelen nedklassning (timmer till massaved) på grund av skador (s.k. stamfelsved) och kortning av längder på grund av ”kapbara” defekter har därmed, tillsammans med prislistan (se nedan), styrt möjligheterna att ta ut olika sortiment, diameter- och längdfördelningar.

För gallringsuttagen har vi inte gjort någon apteringssimulering utan utgått från timmerutfall enligt minsta toppdiameter för timmer i kombination med fasta procentsatser för 1:a, 2:a respektive 3:e gallringar, enligt Tabell 1.

Tabell 1.
Principer för timmeruttag vid beräkningen av virkesvärde.

Avverkningsform	Andel timmer	Timmerpris
	Maxnivån avser total volym ovan diametergräns i topp u.b.	
1:a gallring	Endast massaved	
2:a gallring	Schablon 60 % av max timmervolym	375 kr/m ³ fub
3:e gallring	Schablon 75 % av max timmervolym	400 kr/m ³ fub
Slutavverkning	Apteringsanalys enligt detaljerad beskrivning	Se tabeller och prislistor

Priserna för virke från gallring har räknats fram enligt följande schabloner: Klentimmer av tall (14–17 cm i topp under bark), 375 kr/m³fub. Normaltimmer ≥18 cm i topp (u.b.), 450 kr/m³fub. Vid 2:a gallring har endast klen-timmer tagits ut, medan både klen- (2/3) och normaltimmer (1/3) tagits ut vid 3:e gallring.

Priserna för massaved har satts lika för både slutavverkning och gallring: 275 kr/m³fub för tall och 270 kr/m³fub för löv.

Apteringsförutsättningar för slutavverkning

Apteringssimuleringen har gjorts baserat på en rad antaganden inkluderande en vanligt förekommande produktionsstyrning med enkla fördelningskrav för önskade kombinationer av längder och diametrar ställda mot en prislista (Bilaga 1). I genomförda simuleringar (Skogforsk, TimAn) har fördelningskraven tillgodosetts så länge resultatet för en stock inte avvikit mer än 1 % från det maximala värdet per m³fub enligt prislistan. För att prognosen ska bli mer realistisk behöver vi även inkludera olika typer av skador på stammarna. I dagsläget saknar vi tillräcklig information om strukturen på nedklassningsprocenter, nedklassningsorsaker och kvalitetsfördelningar som tillämpbara funktioner av t.ex. landsdelar, ståndortsindex, trädslagsfördelningar, skötselprogram mm för att kunna simulera en väl underbyggd inverkan av dessa faktorer på de olika scenariernas beståndsförutsättningar.

För att ändå kunna anpassa simuleringarna till dagens nivåer för timmerandelar har vi utnyttjat en samling produktionsfiler från skördare i Mellansverige för en generell skattning av nedklassande skador (s.k. stamfelsesved) utmed olika delar av avverkade stammar (Bilaga 1, Tabell 2). Kvalitetsfördelningen för apterat timmer (Bilaga 1, Tabell 3) bygger på VMF-statistik (enligt VMR 1-07) från Mellansverige.

I syfte att på ett objektiva sätt inkludera belagda samband mellan ålder, brösthöjdsdiameter och genomsnittligt kvalitetsutfall (Möller m.fl., 2005) har vi använt kvalitetsindex enligt en stamprislista från Södra (2012), Figur 2.

För karaktärisera förväntade skillnader i stammarnas inre egenskaper vid slutavverkning av de olika skötselalternativen och landsdelarna har vi gjort analyser med hjälp av egenskapsfunktioner. Veddensitet och kärnved har beräknats enligt Wilhelmsson et. al. (2002), kvistgrovlek enligt Moberg, 2006, stock med frisk eller torr kvist enligt Moberg et. al. (2006), fiberegenskaper enligt Ekenstedt et. al. (2003), samt barktjocklek enligt Hannrup (2004). Flera av egenskapsmodellerna kräver antal årsringar i tvärsnittet och eller medelårsringbredd som förklarande variabler. Sådana årsringsprognoser har genererats med hjälpfunktioner enligt Wilhelmsson (2006).

Tall	Grundtyevägd brösthöjdsdiameter i cm på bark												
	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36
Totalålder													
135+								106	106	104	104	102	102
125-135							106	106	104	104	102	102	100
115-125						106	106	106	104	104	102	100	100
105-115					106	106	106	104	104	102	102	100	100
95-105				106	106	106	104	104	102	102	100	100	100
85-95			106	106	106	104	104	102	102	100	100	100	98
75-85		106	106	106	104	104	102	102	100	100	98	98	96
65-75	102	104	104	104	104	102	102	100	100	98	96	96	94
57-65	102	102	102	102	102	100	98	98	96	94	94	94	94
53-57	102	102	102	102	100	100	98	96	96	94	94	94	
48-52	102	102	102	100	100	98	96	96	94	94			
43-47	100	100	100	100	98	96	94	94	94				
38-42	100	100	100	98	96	94	94						
33-37	100	100	98	96	94								
28-32	100	98	96	94									
23-27	98	96	94										
-22	96	94											

Figur 2. Kvalitetsindex (%) från Södras stamprislistor (2012). I analyserna har vi multiplicerat avläst index i procent enligt grundtyevägd medeldiameter och totalålder för varje scenario med priset enligt använda prislistor (Bilaga 1).

Ekonomiska analyser

Markvärden (Faustmann, 1849) för de olika scenarierna och olika ståndorter har beräknats genom att kombinera resultaten från virkesutfall, drivningskostnader och skogsvårdskostnader vid de olika ingreppen. Markvärdena har beräknats enligt följande: (Faustmann, 1849).

$$MV_u = (\sum_{t=0}^u NR(t) \times (1+i)^{-t} - C) \times \frac{(1+i)^u}{(1+i)^u - 1}$$

där

MV = Markvärde

u = omloppstid (år)

t = tid (år)

NR = Nettointäkter från gallringar och slutavverkning

i = kalkylränta

C = Nuvärde av förnygringskostnad, inklusive röjning.

Vid beräkning av markvärden har en real ränta på 2,5 % använts. Detta är en räntesats som använts vid flera skogliga analyser under den senaste tiden (Sonesson m.fl., 2011; Simonsen m.fl., 2008), och i båda dessa analyser är räntan härledd ur företagets nominella räntekrav på eget kapital. I kalkylerna har vi räknat med ett pris på 202 kr/MWh för bränsleflis vid kund. Kostnader för transport och flisning har beräknats med standardvärden för norra respektive södra Sverige samt för flisning vid terminal eller avlägg. Vi har dessutom gjort känslighetsanalyser där vi testat hur markvärden för de olika scenarierna påverkas av varierande ränta, energipris och drivningskostnad i klenträdsuttaget.

Markvärdeskalkyler för samtliga alternativ har dessutom gjorts med två olika röjningsprogram. Dels det som specificerats i skötselprogrammen ovan, med en tidig enkelställning samt en senare slutröjning. I vissa bestånd kan man lyckas åstadkomma det önskade stamantalet och utgångsläget för förstagallring med endast ett röjningsingrepp. Vi har därför räknat alla alternativen även med en röjning.

Bestandsvisa analyser med Heureka

Alla kombinationer av skötselsystem och ståndorter analyserades i Heureka. Det huvudsakliga syftet var att uppskatta mängden kol i mark och bestånd över omloppstiden samt att studera hur mängden död ved utvecklades vid olika skötsel. Samtidigt fick vi även en jämförelse av beståndens utveckling, avseende träd- och bestandsvariabler, mellan de simuleringsverktyg vi använt och Heurekas modeller. Sammanfattningsvis kan vi efter analyserna konstatera att överensstämmelserna mellan våra simuleringar och Heureka var mycket goda.

För död ved och kol startade heureka-analyserna med våra startbestånd vid 10 meters övre höjd. För att få med en hel omloppstid samt att föregående skötsel påverkar utgångsläget så fortsatte vi framskrivningarna efter slutavverkningen med en hel omloppstid till. Det är den senare omloppstiden som analyserats.

KVALITATIVA ANALYSER

Konsekvenser som ej kan kvantifieras beskrivs framför allt med litteraturstudier. Effekter på bär, svamp, rennärning, vilthabitat och bete samt skaderisker hanterades enbart genom litteraturstudier. Effekter på biologisk mångfald utvärderades genom att viktiga strukturer (död ved, lövandel och stamtäthet) kvantifierades med Heureka och resultaten analyserades genom att värdera strukturernas betydelse för olika artgrupper via litteraturstudier. Effekter på rekreationsvärden beskrivs med litteraturstudier och avslutas med en expertmodell som beskriver effekterna i ett principiellt diagram.

Resultat

UTTAGNA MÄNGDER BIOMASSA, I FORM AV GAGNVIRKE OCH SKOGSBRÄNSLE, OCH NÄRINGSÄMNEN

Totala uttagna volymer gagnvirke ($m^3\text{fub}$) och biomassa (ts) från gallringar och slutavverkning i alla analyserade scenarier presenteras i Tabell 2. På de mindre bördiga ståndorterna (T18 and T22) gav basscenariet de högsta uttagen, både uttryckt i form av gagnvirke och i form av uttagen mängd biomassa. På den bördigaste ståndortstypen (T26) blev det totala uttaget i form av biomassa i Scenario 3 på samma nivå, eller något högre, som basscenariet. Dock, uttrycker man det totala uttaget i form av gagnvirke ($m^3\text{fub}$) så var basscenariet överlägset även på denna ståndortstyp. Om man i basscenariet ersätter sådden med genetiskt förädlade plantor så ökade det totala uttaget gagnvirke ytterligare (Figur 3–4).

Mängden uttaget skogsbränsle redovisas i Figur 5. Inte så förvånande gav scenarierna med en bränslegallring de högsta värdena här. På alla ståndortstyper gav Scenario 3, med en i tiden något uppskjuten bränslegallring, de högsta värdena. Mängd skördat skogsbränsle i form av GROT vid slutavverkning var dock på samtliga ståndorter högst i basscenariet.

Trots det extra uttaget i form av en skogsbränslegallring så var uttagen av växtnäring för alla ståndorter störst i basscenariet (Tabell 3), beroende på högre stående volymer vid slutavverkning, och därmed större uttag av näringsrik grot. En annan bidragande orsak till detta resultat är att biomassauttaget vid skogsbränslegallringarna antogs utföras i form av så kallad grokvistad energived, med inget uttag av barren och 75 % av grenbiomassan antogs bli kvarlämnad i bestånden.

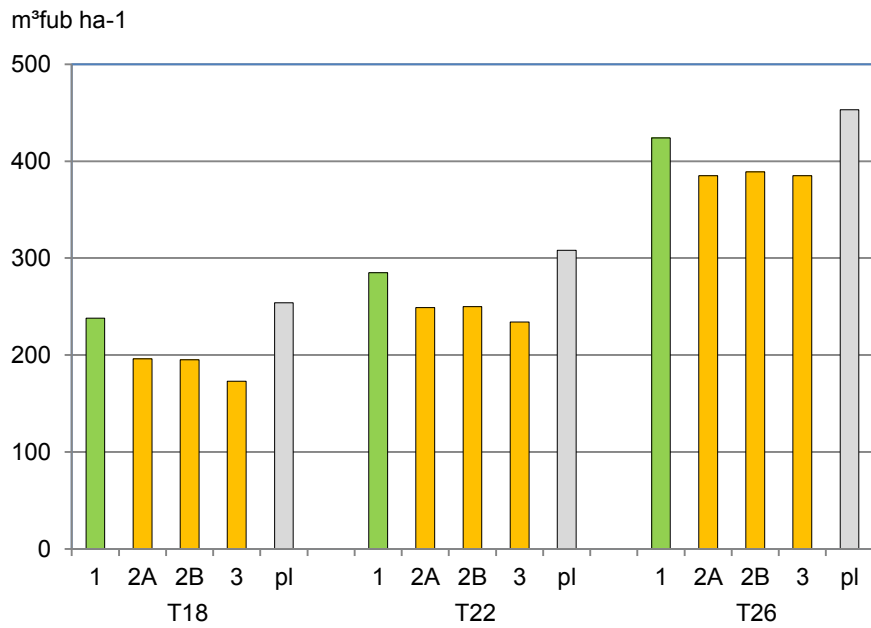
Tabell 2.
Biomassa- och virkesuttag fördelat på gallning och slutavverkning i de olika skötselprogrammen i analyserade tallbestånd.

T18-1-Bas 1 600 stam/ha vid slutröjning				T22-1-Bas 1 900 stam/ha vid slutröjning				T26-1-Bas 2 200 stam/ha vid slutröjning			
Alder	Uttag (ton ts)	Uttag (m ³ rub)	Diameter (dgv, cm)	Alder	Uttag (ton ts)	Uttag (m ³ rub)	Diameter (dgv, cm)	Alder	Uttag (ton ts)	Uttag (m ³ rub)	Diameter (dgv, cm)
58	17,2	37	13,4	43	18,1	37	12,9	30	20,6	40	12,6
103	115,5	201	23,5	63	22,5	42	17,2	45	29,9	50	18,1
Summa	132,7	238		Summa	118,8	206	27,3	Summa	185,9	334	30,5
T18-2A 4 000 stam/ha vid slutröjning				T22-2A 4 000 stam/ha vid slutröjning				T26-2A 4 000 stam/ha vid slutröjning			
Alder	Uttag (ton ts)	Uttag (m ³ rub)	Diameter (dgv, cm)	Alder	Uttag (ton ts)	Uttag (m ³ rub)	Diameter (dgv, cm)	Alder	Uttag (ton ts)	Uttag (m ³ rub)	Diameter (dgv, cm)
43	9,7		8,6	33	9,9		8,5	25	10,6		8,8
58	11,4	20	11,4	43	12,1	22	11,3	30	11,6	19	11,4
103	101,4	176	22,1	63	17,0	31	16,4	45	24,0	38	18,2
Summa	122,5	196		Summa	111,9	196	25,7	Summa	181,6	328	29,5
T18-2B 4 000 stam/ha vid slutröjning				T22-2B 4 000 stam/ha vid slutröjning				T26-2B 4 000 stam/ha vid slutröjning			
Alder	Uttag (ton ts)	Uttag (m ³ rub)	Diameter (dgv, cm)	Alder	Uttag (ton ts)	Uttag (m ³ rub)	Diameter (dgv, cm)	Alder	Uttag (ton ts)	Uttag (m ³ rub)	Diameter (dgv, cm)
43	9,7		8,6	33	9,9			25	10,6		8,8
63	13,4	23	11,8	48	14,8	28	12,1	35	17,0	27	12,8
103	98,7	172	21,9	68	18,7	34	17,0	50	27,2	43	18,9
Summa	121,8	195		Summa	107,5	188	25,5	Summa	177,2	319	28,8
T18-3 4 000 stam/ha vid slutröjning				T22-3 4 000 stam/ha vid slutröjning				T26-3 4 000 stam/ha vid slutröjning			
Alder	Uttag (ton ts)	Uttag (m ³ rub)	Diameter (dgv, cm)	Alder	Uttag (ton ts)	Uttag (m ³ rub)	Diameter (dgv, cm)	Alder	Uttag (ton ts)	Uttag (m ³ rub)	Diameter (dgv, cm)
58	18,6		10,0	43	23,2		9,9	30	20,7		10,3
83	15,1	26	13,4	58	14,7	26	13,0	40	21,3	33	14,1
103	85,5	147	20,7	78	20,4	36	17,8	55	29,2	47	19,9
Summa	119,2	173		Summa	99,3	172	24,5	Summa	168,9	305	28,1

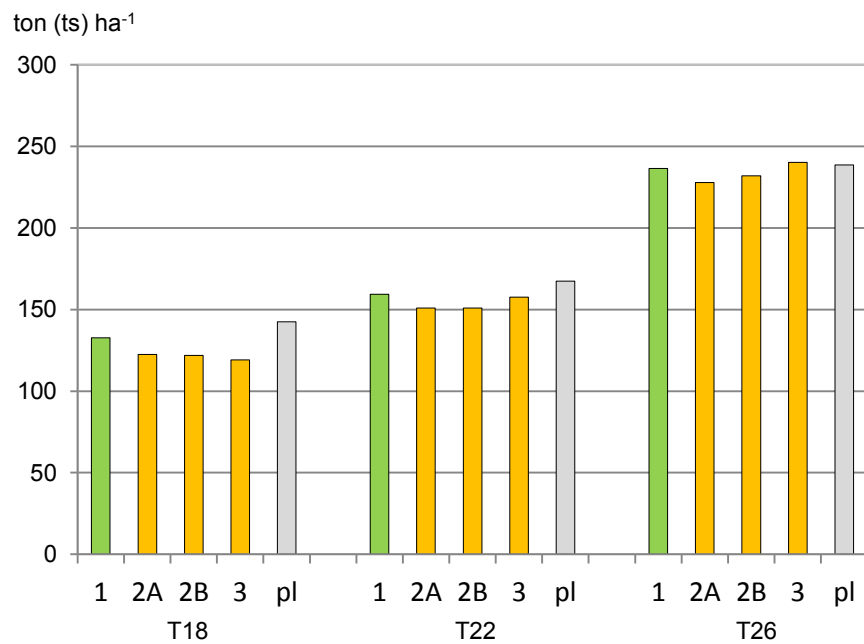
Table 3.

Mängd skördad biomassa (ton, ts) och uttagna mängder makronäringsämnen (kg ha⁻¹) I de analyserade scenarierna.

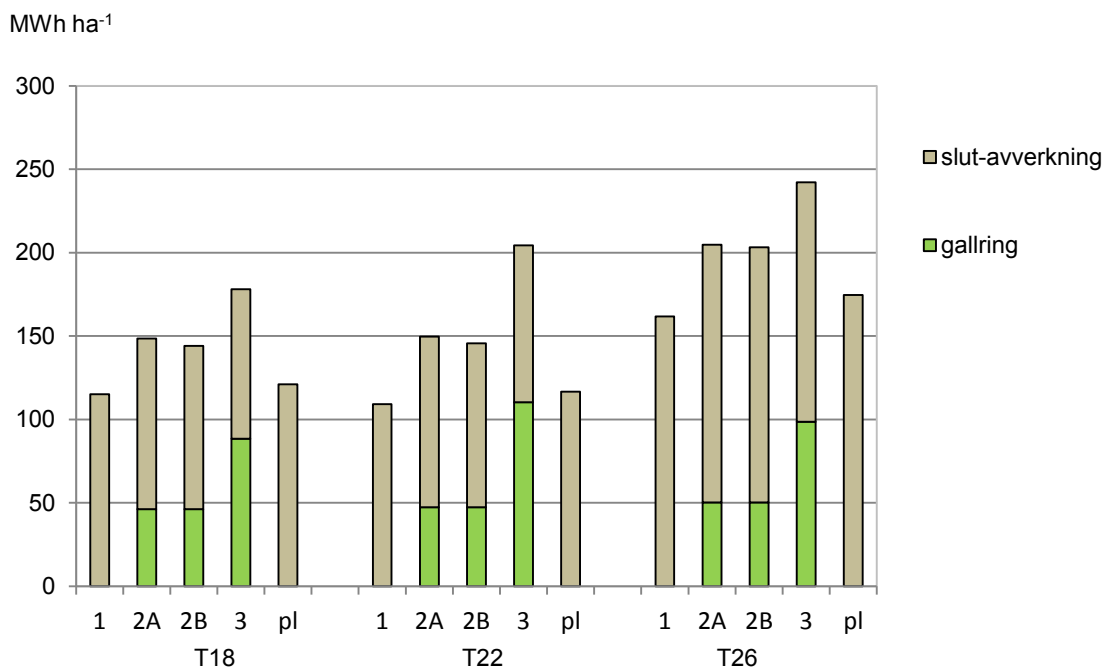
Scenario	Sl, m	Antal Uttag	Summa uttag					
			Biomassa ton ts/ha	N Kg/ha	P Kg/ha	K Kg/ha	Ca Kg/ha	Mg Kg/ha
1-Bas	T18	2	133	202	21	96	147	26
2A	T18	3	123	178	19	85	128	23
2B	T18	3	122	171	18	82	123	23
3.	T18	3	119	151	16	72	107	20
Plantering	T18 (T19)	2	143	229	24	109	171	31
1-Bas	T22	3	159	193	20	93	143	27
2A	T22	4	151	184	20	89	136	25
2B	T22	4	151	178	18	86	130	24
Plantering	T22 (T23)	3	167	146	26	120	190	34
1-Bas	T26	3	236	323	33	150	243	43
2A	T26	3	228	296	32	143	223	41
2B	T26	4	232	291	30	140	218	40
3.	T26	4	240	283	30	135	212	38
Plantering	T26 (T27)	3	239	388	40	181	300	52
Plantering	G20 (G21)	3	154	373	44	189	305	46
Plantering	G26 (G27)	3	213	469	55	244	397	59
Plantering	G32 (G33)	3	250	546	64	279	461	68



Figur 3. Totala uttagna mängder gagnvirke (m³fub) från gallringar och slutavverkning i samtliga analyserade scenarier.



Figur 4. Total mängd skördad biomassa (ts) från gallringar och slutavverkning i samtliga analyserade scenarier.

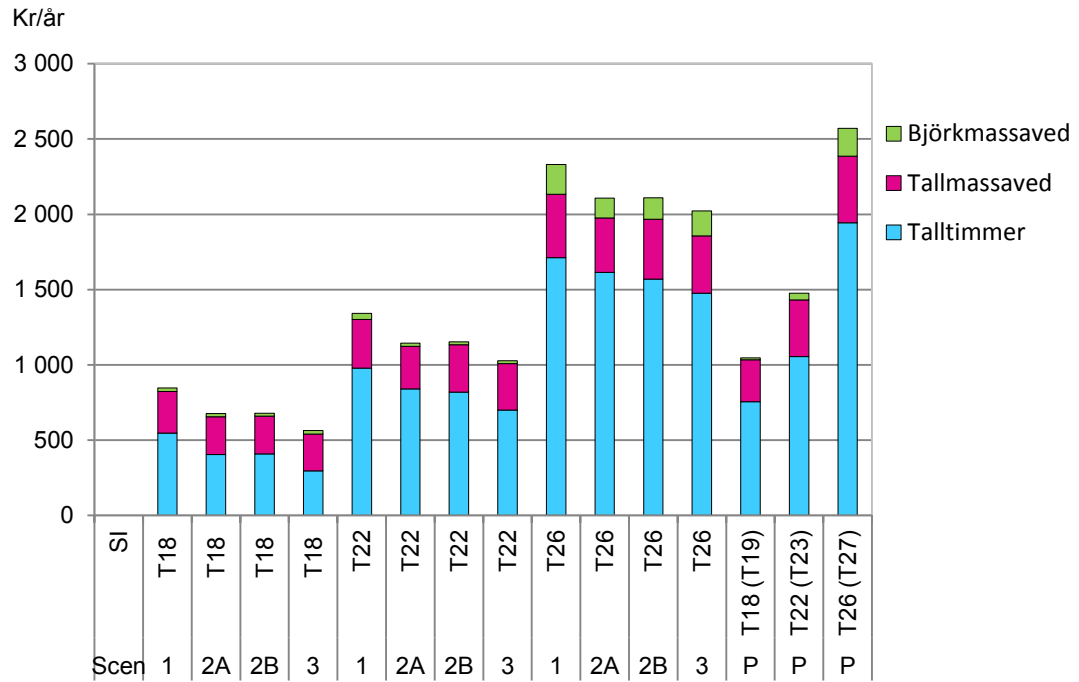


Figur 5.
Uttagna mängder skogsbränsle i de olika scenarierna.

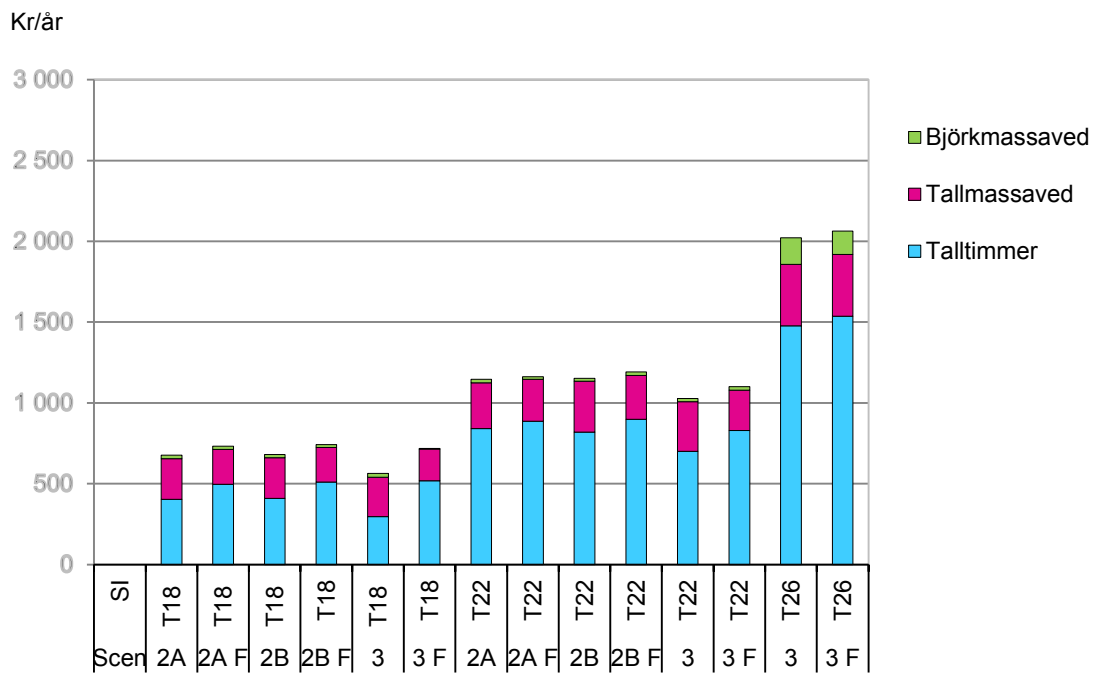
VIRKESPRODUKTION OCH VIRKESVÄRDE

Virkesintäkter

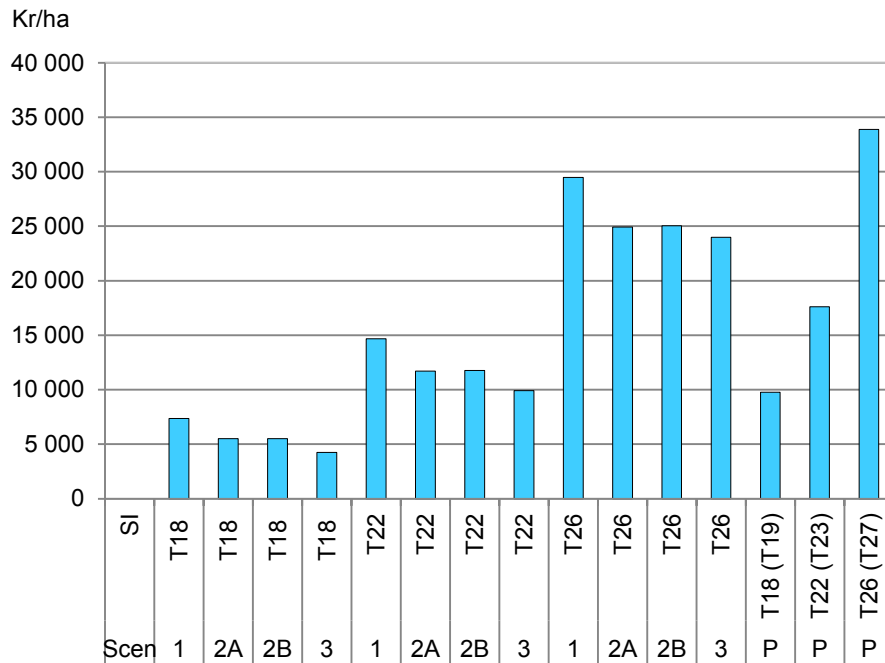
Virkesintäkter (slutavverkning och gallring) från de olika scenarierna presenteras dels som nominella belopp per sortiment och hektar dividerat med omloppstiden (Figur 6 och 7) och dels som diskonterade intäkter (nuvärden av intäkter) (Figur 8 och 9). Scenario P=Plantering genererade de högsta de prognostiserade intäkterna följt av Scenario 1 (Sådd röjd till normalt planteringsförband). Jämförelserna mellan olika ståndortsindex visar tydligt ökande intäkter med ökande ståndortsindex oavsett värderingsprincip. Förlängda omloppstider gav genomgående något högre nominella virkesintäkter per år medan de diskonterade intäkterna (2,5 %) genomgående blev något lägre.



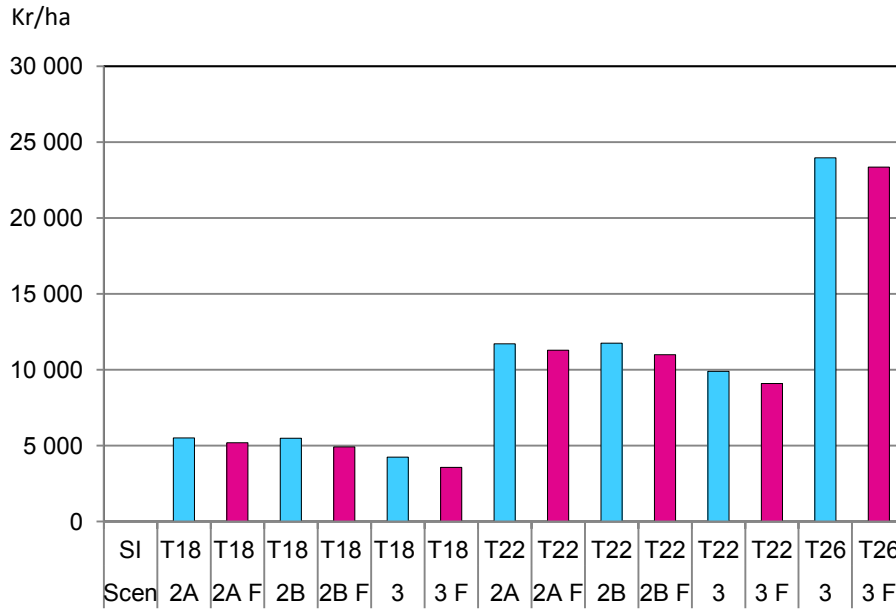
Figur 6. Nominella virkesintäkter (kr) per hektar och år (slutavverkning och gallring) för de olika scenarierna (kr), per sortiment, trädslag och ståndortsindex (SI). (0 % ränta).



Figur 7. Nominella virkesintäkter (kr) per hektar och år (slutavverkning och gallring). Normala jämfört med förlängda (F) omloppstider per sortiment, trädslag och ståndortsindex (SI). (0 % ränta).



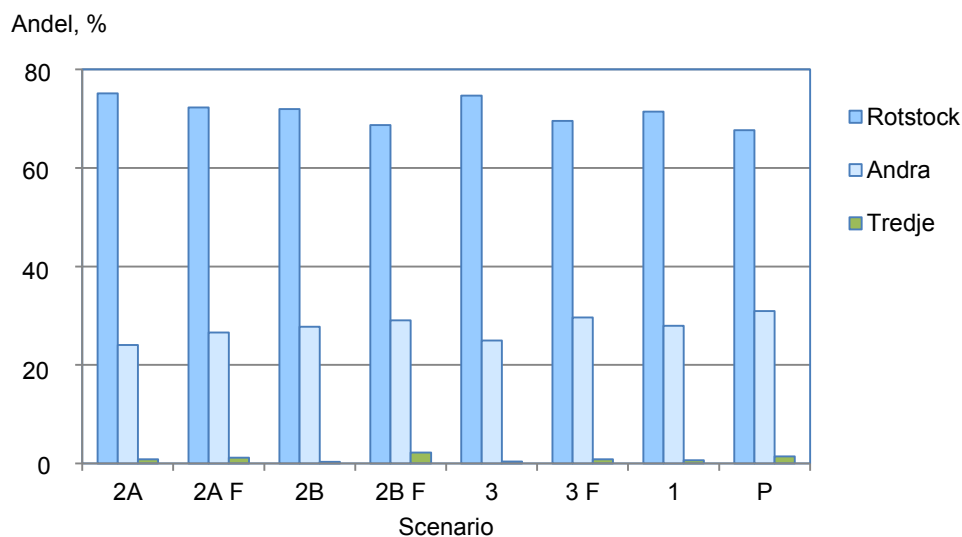
Figur 8. Nuvärden (kr/ha) av virkesintäkter från både slutavverkning och gallring för alla sortiment vid 2,5 % ränta.



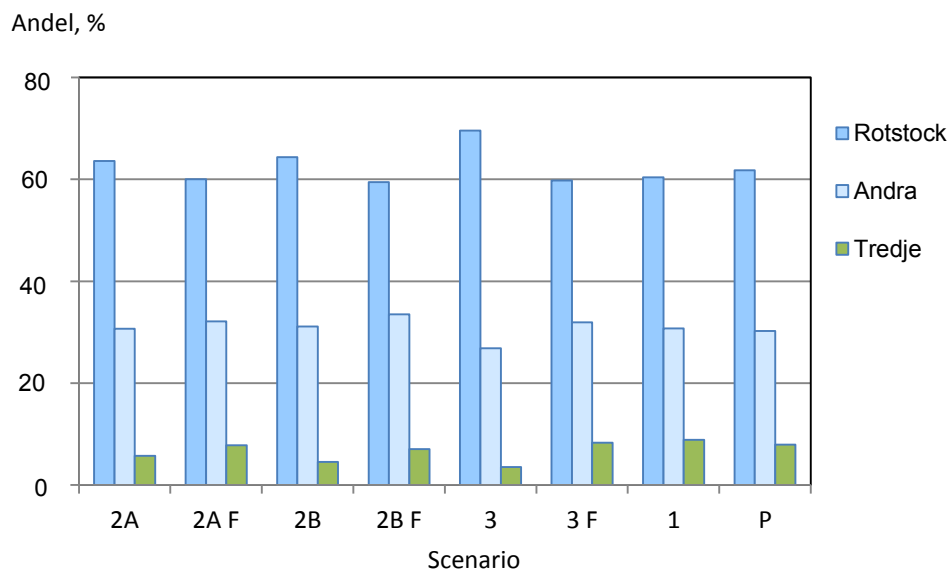
Figur 9. Nuvärden av virkesintäkter (kr/ha) för alla sortiment vid 2,5 % ränta. Normala jämfört med förlängda (F) omloppstider per sortiment, trädslag och ståndortsindex (SI).

Stocktyper

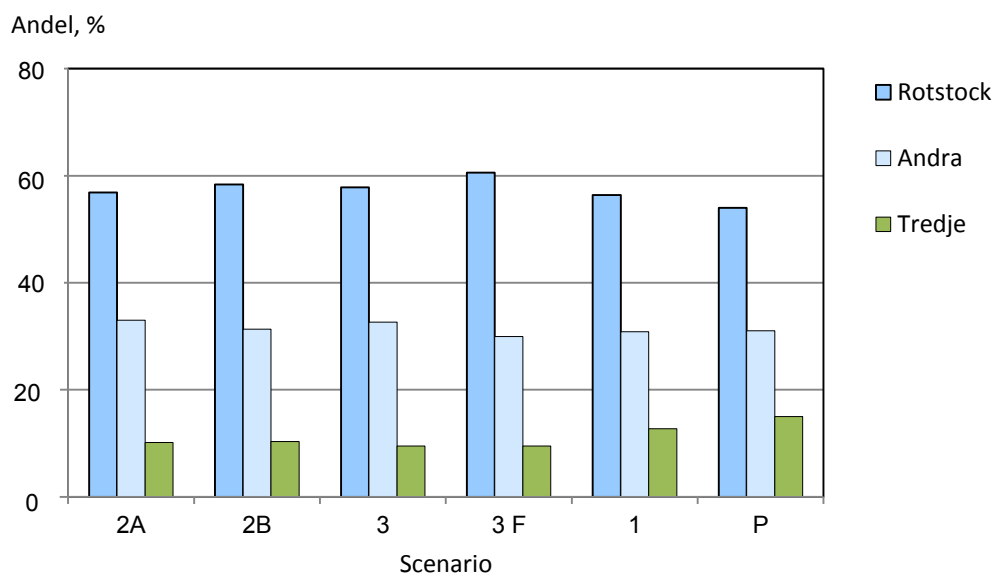
De olika scenarierna ger olika andelar av rotstockar, andrastockar och tredje-stockar i talltimmerfördelningen (Figur 10–12). De olika stocktyperna kan kopplas till delvis olika egenskaper, vilket delvis berörs under rubriken ”Prognos för inre egenskaper” nedan. Detta är en effekt av skillnader trädstorlekar och växtsätt. Diameterfördelningen (nedan) är en annan konsekvens av detta.



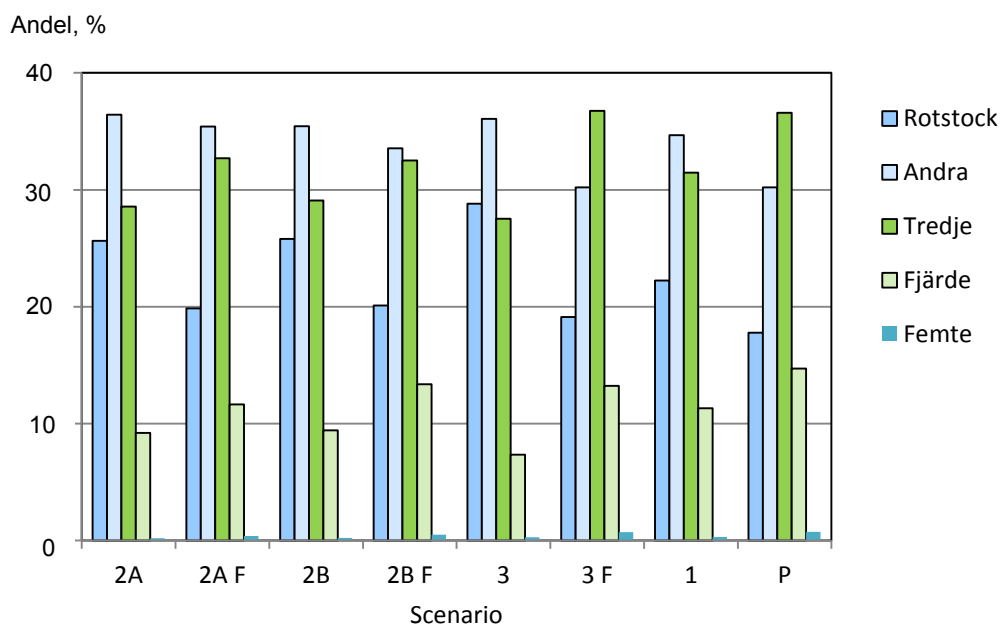
Figur 10.
SI T18. Fördelning av timmervolymer (tall) på stocktyper per scenario.



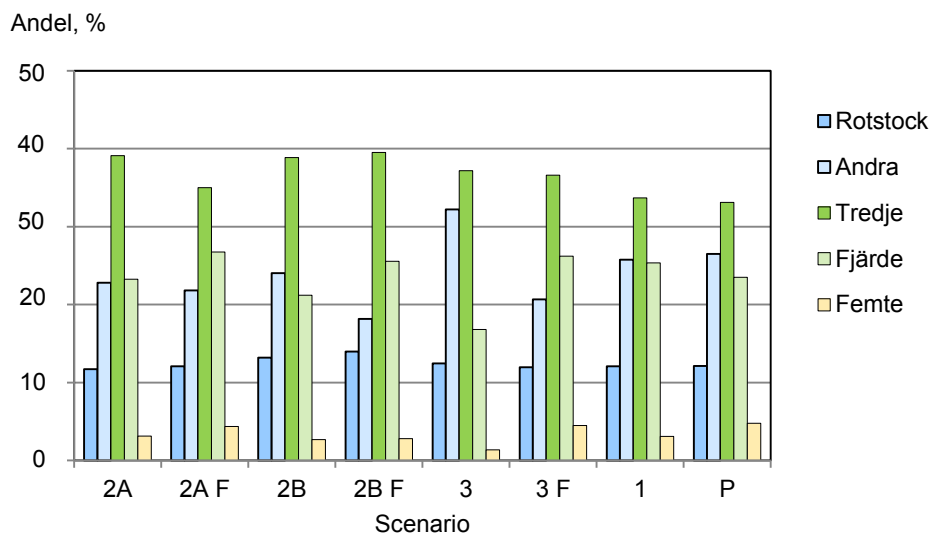
Figur 11.
SI T22. Fördelning av timmervolymer (tall) på stocktyper per scenario.



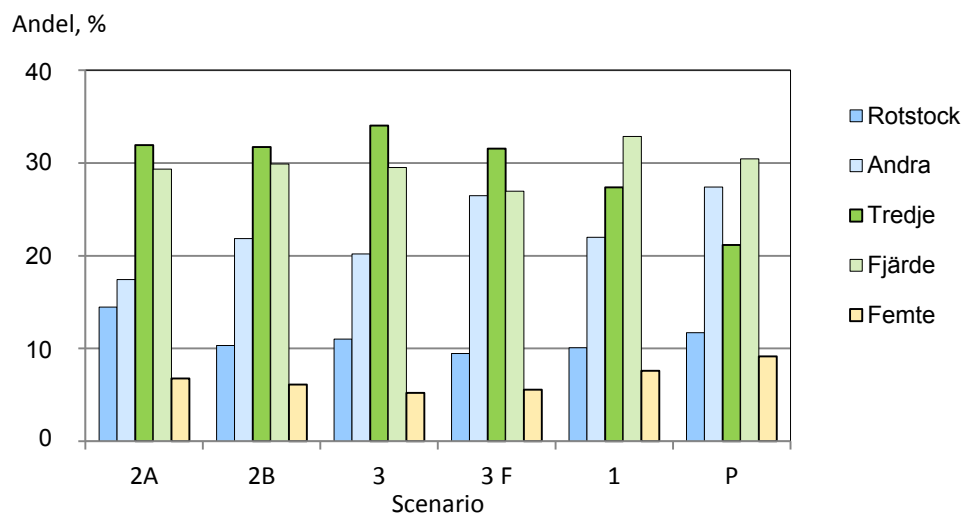
Figur 12.
SI T26. Fördelning av timmervolymer (tall) på stocktyper per scenario.



Figur 13.
SI T18. Fördelning av massavedsvolymer (tall) på stocktyper per scenario.



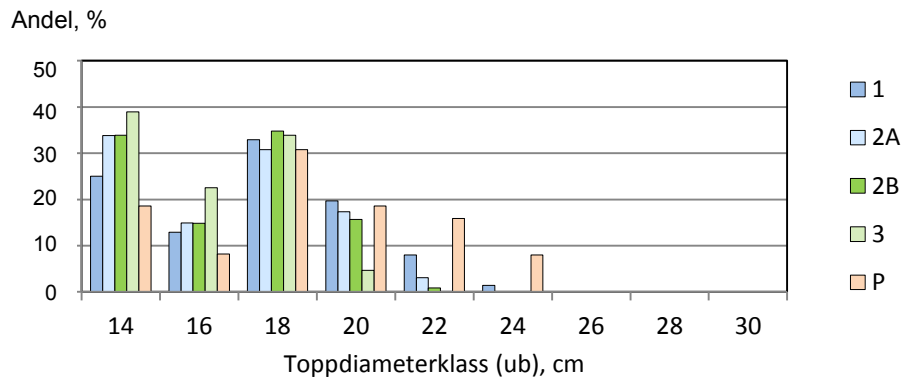
Figur 14.
SI T22. Fördelning av massavedsvolymer (tall) på stocktyper per scenario.



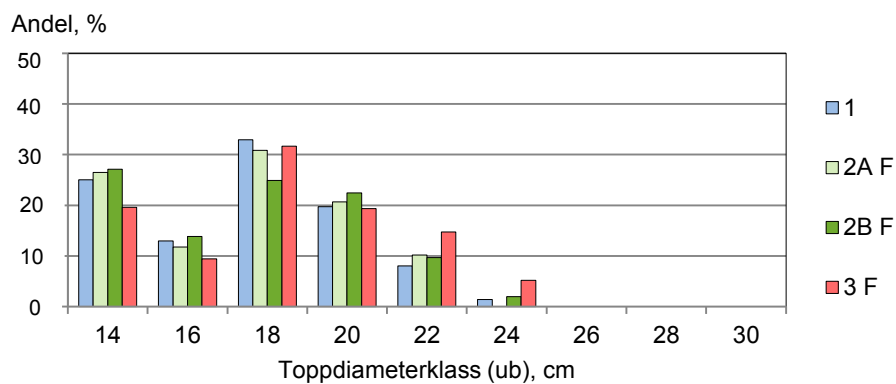
Figur 15.
SI T26. Fördelning av massavedsvolymer (tall) på stocktyper per scenario.

Diameterfördelningar

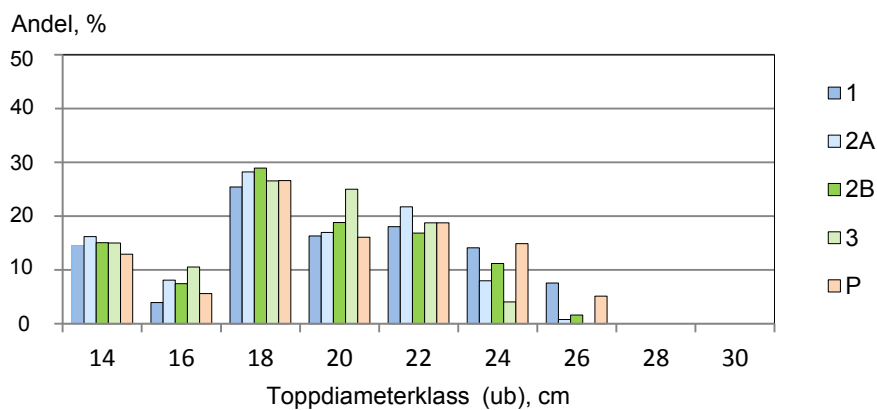
Sågtimrets diameterfördelningar vid slutavverkning (Figur 13–21) visade betydande skillnader mellan scenarierna. Högre SI gav generellt förskjutningar mot högre diameterklasser. Planteringsalternativen (P) gav de tydligaste effekterna åt grövre diameterklasser för normala omloppstider följt av 1, 2A, 2B och 3. För T22 var dock fördelningen mellan de närliggande 2A och 2B omvänd. Förlängda omloppstider försköt också diameterfördelningarna åt högre diameterklasser, men inte i något fall lika mycket som för planteringsalternativet. Scenariot T18 3 F med tätt förband, bränsleuttag, senare andragallring och 30 % förlängning av omloppstiden resulterade dock i nästan samma diameterfördelning som för planteringsalternativet.



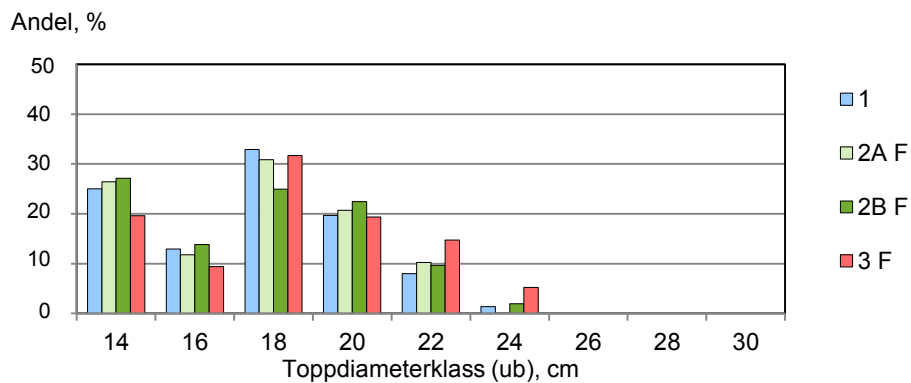
Figur 16.
SI T18. Talltimmer. Prognostiserad fördelning av volym på diameterklasser (klassbotten) för talltimmer från huvudscenarierna.



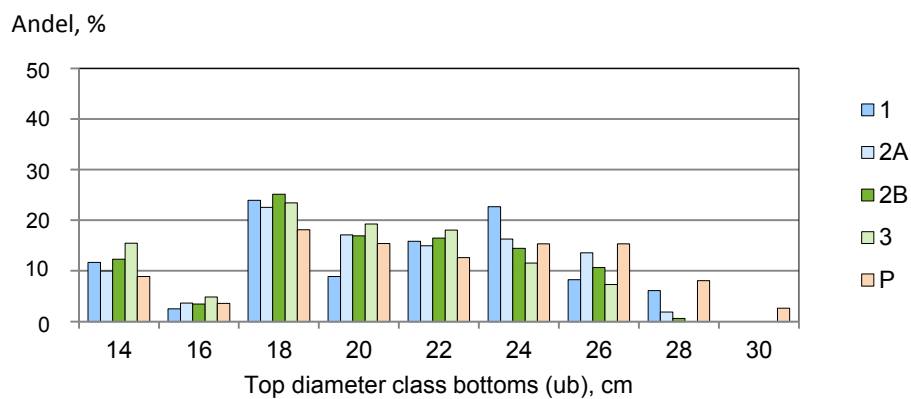
Figur 17.
SI T18. Prognostiserad fördelning av volym på diameterklasser (klassbotten) för talltimmer. Scenarierna med förlängda omloppstider (F) och bassceneriet (1).



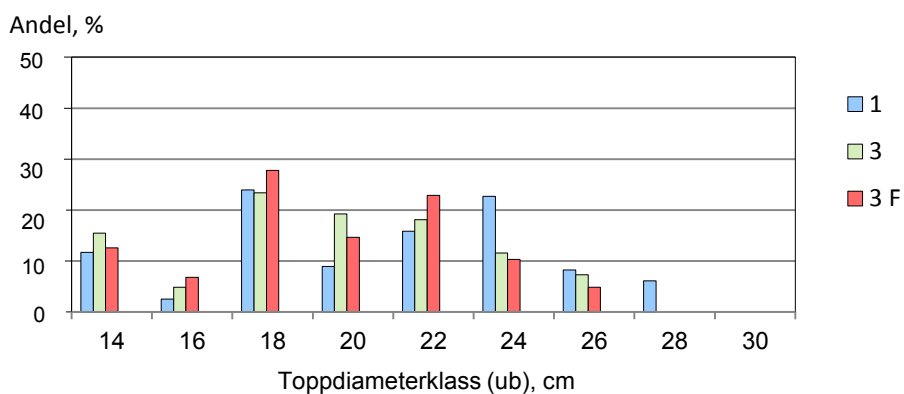
Figur 18.
SI T22. Prognostiserad fördelning på diameterklasser (klassbotten) för talltimmer från huvudscenarierna.



Figur 19.
SI T22. Prognostiserad fördelning på diameterklasser (klassbotten) för talltimmer från scenarierna med förlängda omloppstider (F) jämfört med basscenariot (1).



Figur 20.
SI T26. Prognostiserad fördelning av volym på diameterklasser (klassbotten) för talltimmer från huvudscenarierna.



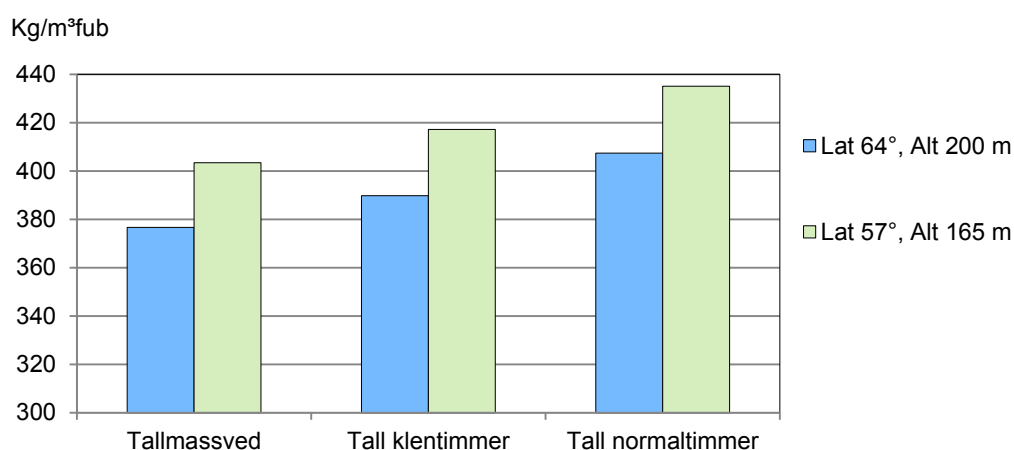
Figur 21.
SI T26. Prognostiserad fördelning på diameterklasser (klassbotten) för talltimmer från scenariot 3 F med förlängd omloppstid jämfört med 3 och basscenariot (1).

Prognos för inre egenskaper

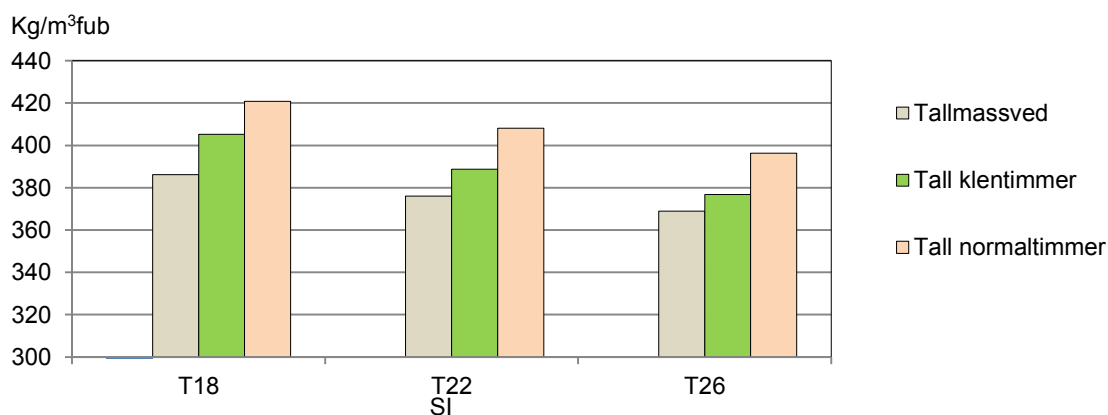
Sågtimrets prognostiserade inre egenskaper (densitet, kvistgrovlek, avstånd mellan kvistar, kärnvedsandel) varierar något mellan scenarierna.

Torr-rådensitet

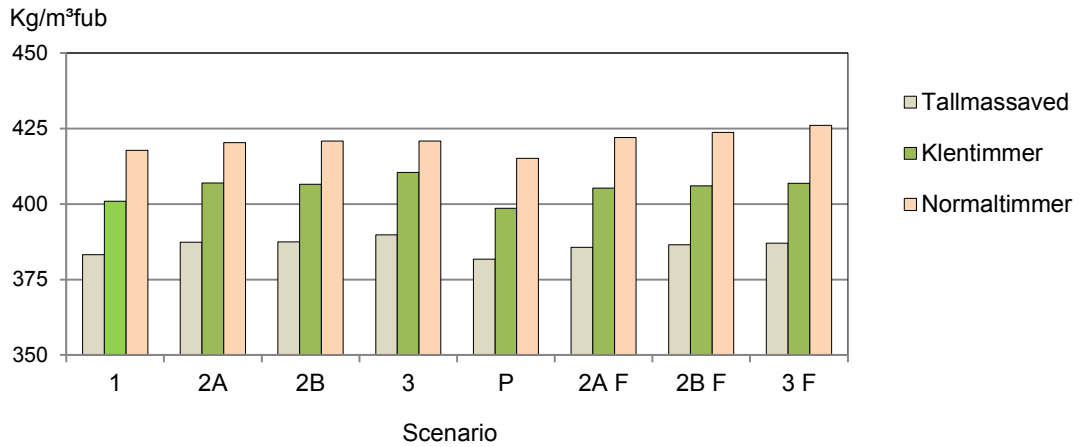
Den prognostiserad torr-rådensiteten minskade med ökande tillväxthastighet, men vid samma diameter och ålder blev medeldensiteten för tallvirke 6–8 % högre i Växjötrakten, en effekt av den längre vegetationsperioden (Figur 22). Skillnaderna mellan lägsta (T18) och högsta (T26) ståndortsindex var i genomsnitt 5 % för tallmassaved, 7 % för klintimmer och 6 % för normaltimmer (Figur 23). De prognostiserade skillnaderna i medeldensitet för de olika skötselscenarierna inom SI och geografisk belägenhet var max 2 % för massaveden och max 3 % för timmersortimenten (Figur 24–26). Skillnaden mellan minsta och största diameterklass av sågtimmer (alla stocktyper) var mellan 5 och 9 % medan skillnaderna mellan enbart rotstockar inom SI var mindre, ca 3 %. Skillnaderna mellan stockar i samma diameterklass (allt talltimmer) men från olika scenarier var max 2 % (Figur 27–28). Torr-rådensiteten har en direkt inverkan på böjhållfasthet (progressivt proportionell), ythårdhet, massautbyte (direkt proportionell) och bränslevärde (direkt proportionell).



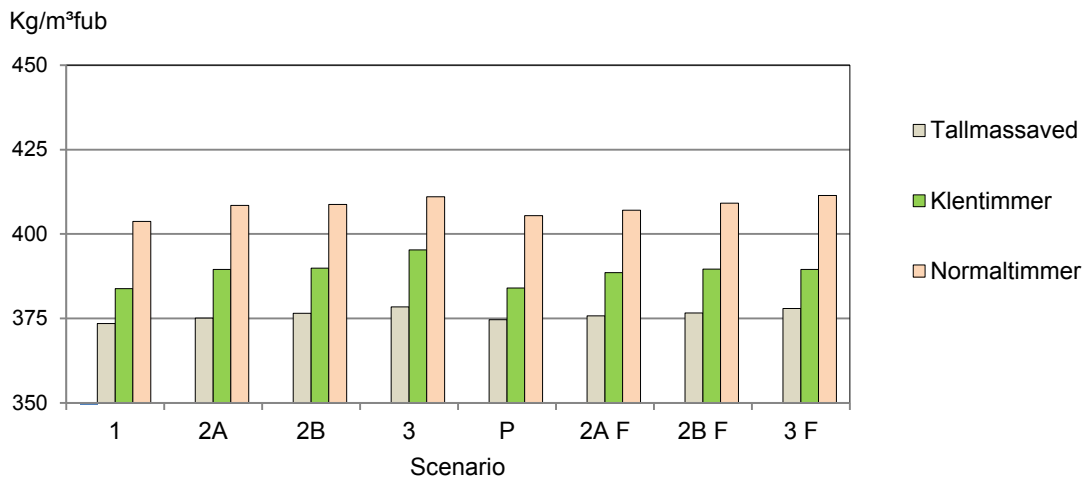
Figur 22. Prognostiserad torr-rådensitet (kg/m³fub) uppdelat på landsdelar och sortiment (slutavverkningsvirke), latitud 64°, altitud 200 m (Vindeln) respektive latitud 57°, altitud 165 m (Växjö). Aritmetiska medelvärden för alla scenarier.



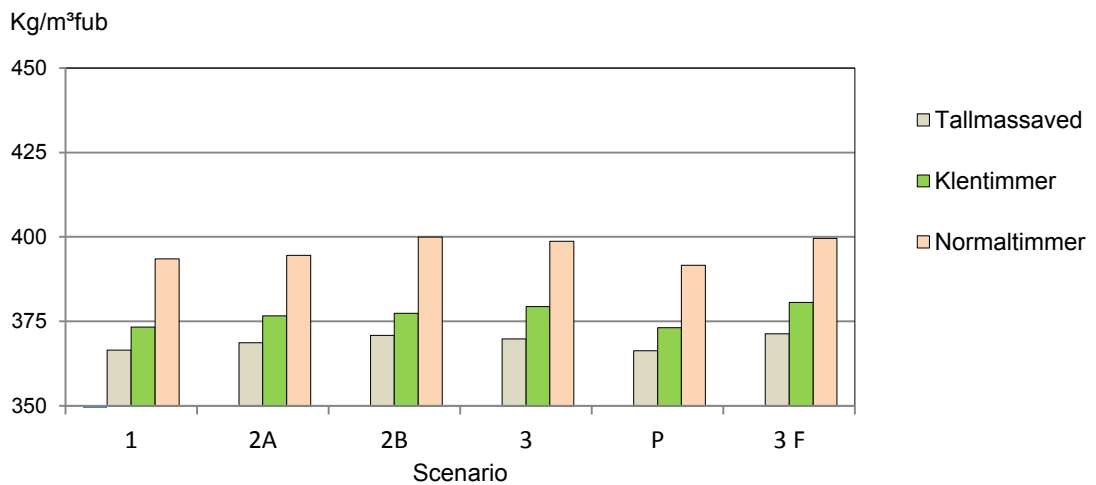
Figur 23. Prognostiserad torr-rådensitet (kg/m³fub). Aritmetiska medelvärden för alla scenarierna per ståndortsindex och sortiment. Resultaten avser latitud 64° och altitud 200 m (Vindeln). En motsvarande bild för Växjö gav samma mönster men på 6–8 % högre nivå.



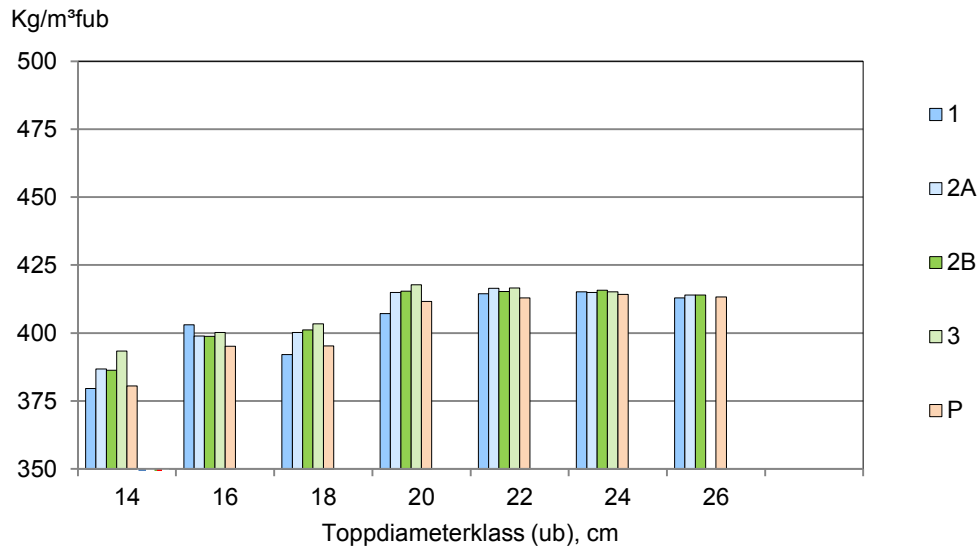
Figur 24.
Prognostiserad torr-rådensitet (kg/m³) för de olika scenarierna på SI T18 vid latitud 64° och altitud 200 m.



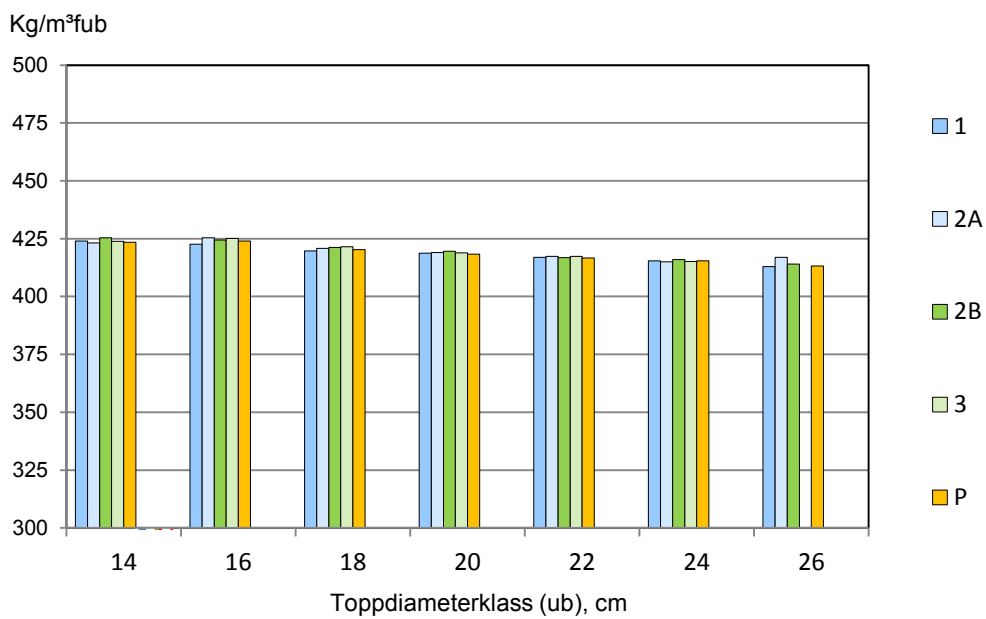
Figur 25.
Prognostiserad torr-rådensitet (kg/m³) för de olika scenarierna på SI T22 vid latitud 64° och altitud 200 m.



Figur 26.
Prognostiserad torr-rådensitet (kg/m³) för de olika scenarierna på SI T26 vid latitud 64° och altitud 200 m.



Figur 27.
Exempel på genomsnittliga skillnader i torr-rådensitet för alla stocktyper från olika toppdiameterklasser. Talltimmer från alla stocktyper (rotstock, 2:a och 3:e stockar) och scenarier. SI T22, Vindeln latitud 64°, altitud 200 m.



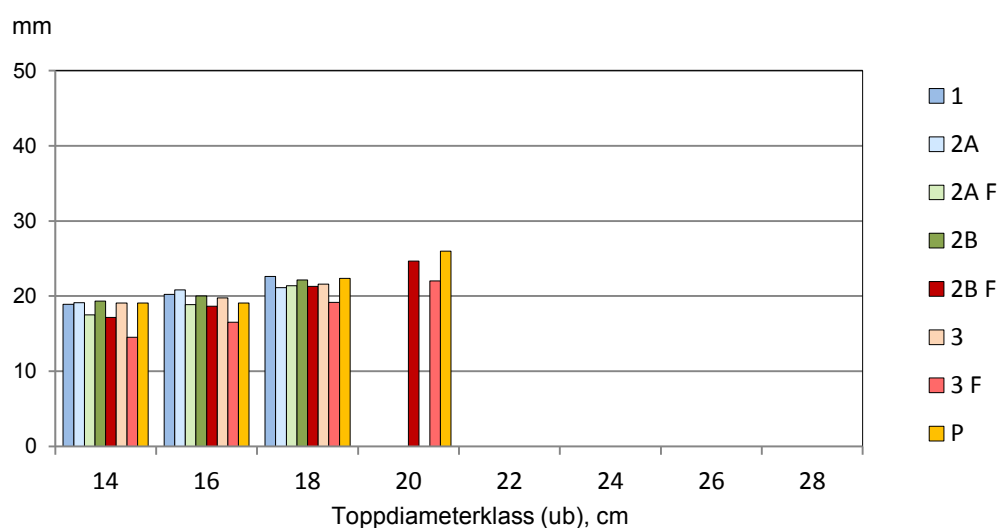
Figur 28.
Exempel på genomsnittliga skillnader i torr-rådensitet för rotstockar från olika toppdiameterklasser och scenarier. Talltimmer SI T22, Vindeln latitud 64°, altitud 200 m.

Kvistgrovlek

Kvistgrovleken prognostiserades som grövsta genomsnittliga kvist per grenvarv och varierade för alla stocktyper av talltimmer mellan 16 och 23 mm för Vindelområdet respektive mellan 20 och 26 mm för Växjötrakten. Skillnaderna mellan scenarierna inom ståndortsindex och geografiskt område var liten, maximalt 2 mm. Genomsnittsskillnaderna mellan olika diameterklasser var maximalt 3 mm, medan skillnaderna mellan högt (T26) och lågt (T18) SI var ca 4 mm. Kvistgrovleken påverkar brotthållfasthet, samt både tekniska och visuella ytegenskaper.

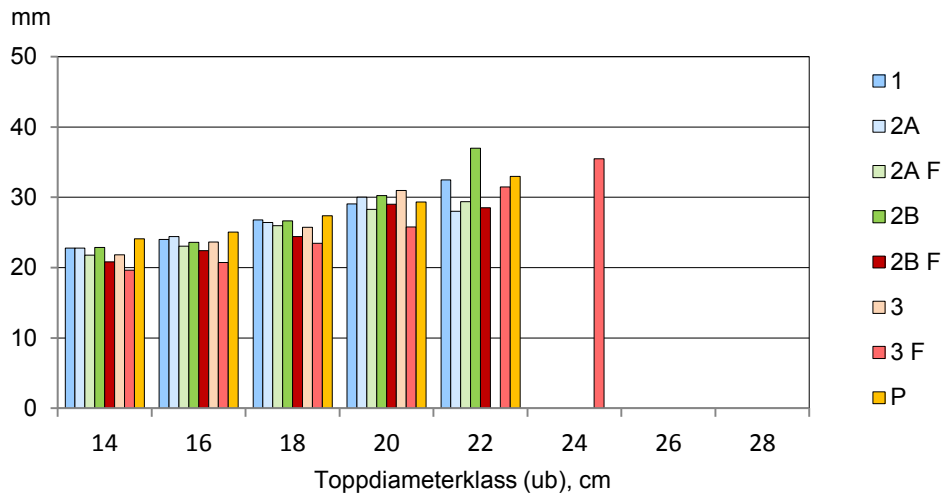
Avstånd mellan grenvarv

Det genomsnittliga avståndet mellan grenvarv ökar i princip med ökande toppskottslängder. **Redovisade prognosen avser andra och tredjestockar då dessa är mest lämpade för ev. utsågning av kvistfria ämnen där avstånden har stor betydelse för produktionskostnaden.** Skillnaderna mellan scenarier inom samma ståndortsindex var måttlig (som mest drygt 5 mm) och ökande med ökande toppdiameterklass (Figur 29–31). Amplituden mellan olika SI var drygt dubbelt så stor. Genomsnittsskillnaderna mellan T18 och T26 var ca 12 mm. Eftersom tillväxtförloppen för höjd och diameter på respektive ståndortsindex (T18, T22, T26) var lika för Växjö och Vindelns blev prognoserna för avstånd mellan grenvarv också lika mellan landsdelarna.

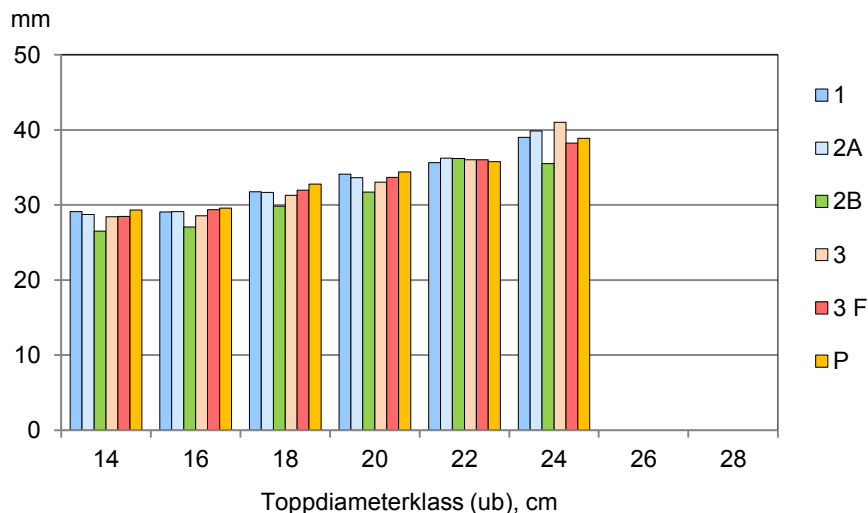


Figur 29.

SI T18. Prognostiserat genomsnittligt avstånd mellan centrum på intilliggande grenvarv i andra och tredjestockar uppdelat på timrets diameterklasser och olika scenarier.



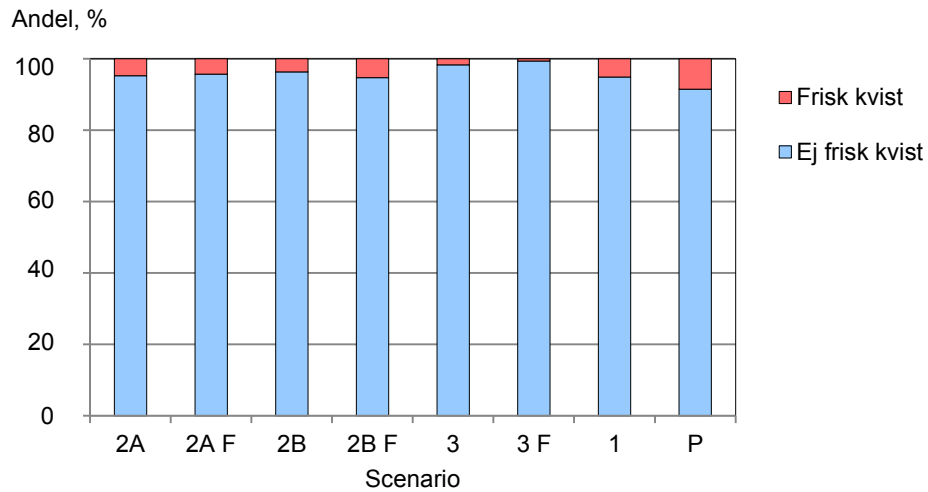
Figur 30.
SI T22 Talltimmer. Avstånd mellan grenvarv, 2:a och 3:djestockar. Prognostiserat genomsnittligt avstånd mellan centrum på intilliggande grenvarv i andra och tredjestockar uppdelat på timrets diameterklasser och olika scenarier..



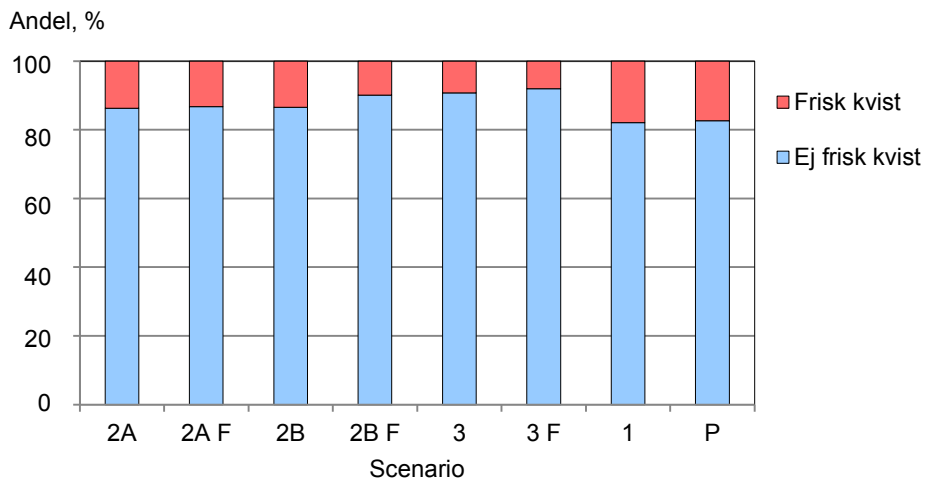
Figur 31.
SI T26 Talltimmer. Avstånd mellan grenvarv, 2:a och 3:djestockar. Prognostiserat genomsnittligt avstånd mellan centrum på intilliggande grenvarv i andra och tredjestockar uppdelat på timrets diameterklasser och olika scenarier.

Frisk kvist

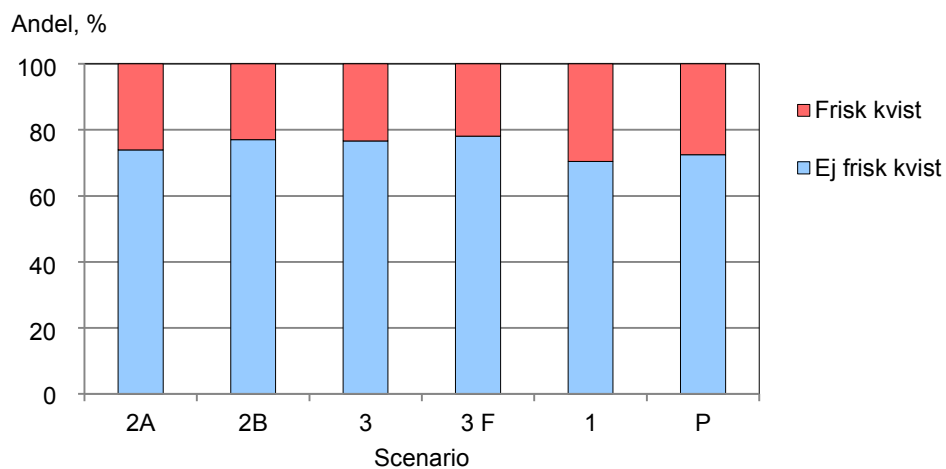
Den prognostiserade andelen timmer med frisk kvist ökade med sjunkande ålder och minskande stamantal. Lägst friskkvistandel indikeras på T18 och förlängd omloppstid (3 F) som beräknats till endast 1 %, medan T26 bas (1) och T26 planterad (P) visade ca 30 % friskkvistandel (Figur 32–34). En skadad kvist är huvudsakligen en torr kvist, men på tidigt kvistrensade delar av stammen (rotstockarna) och för förlängda omloppstider, kan det även finnas kvistfri mantelyta. Vi saknar dock tillförlitliga modeller för att beräkna kvistrensning och övervallning.



Figur 32.
SI T18. Prognostiserade andelar timmer (normal- och klenntimmer) med frisk- respektive torr kvist eller kanske kvistfritt, vid ytan i stockens toppcylinder) för olika scenarier.



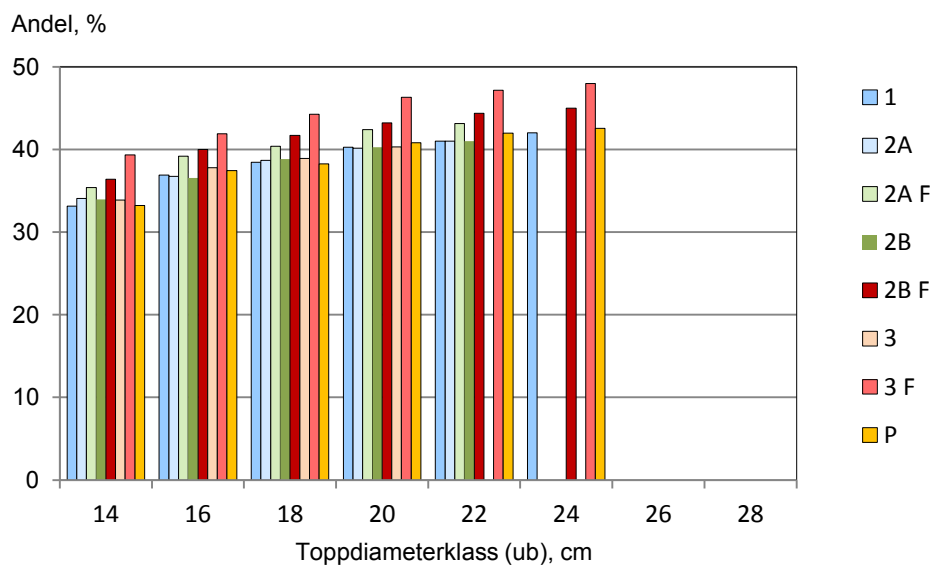
Figur 33.
SI T22. Prognostiserade andelar timmer (normal- och klenntimmer) med frisk- respektive torr kvist eller kanske kvistfritt vid ytan i stockens toppcylinder) för olika scenarier.



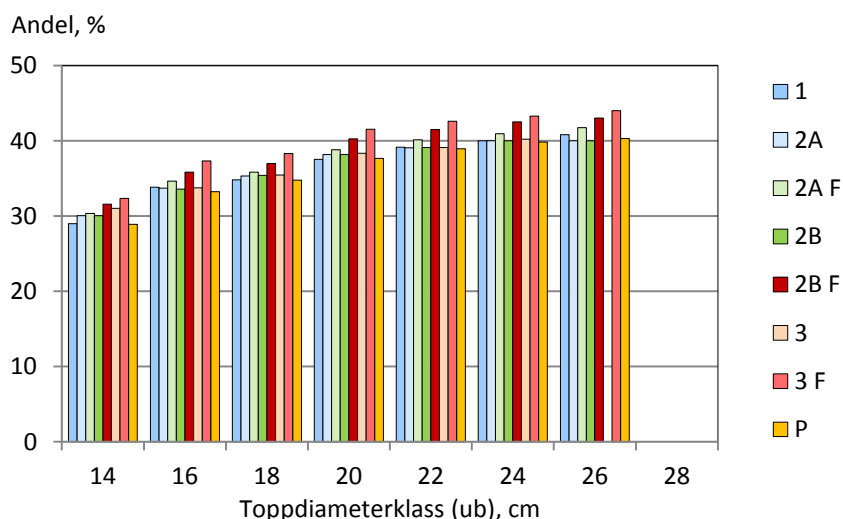
Figur 34.
SI T26. Prognostiserade andelar timmer (normal- och klenntimmer) med frisk- respektive torr kvist eller kanske kvistfritt (vid ytan i stockens toppcylinder) för olika scenarier.

Kärnvedsandel

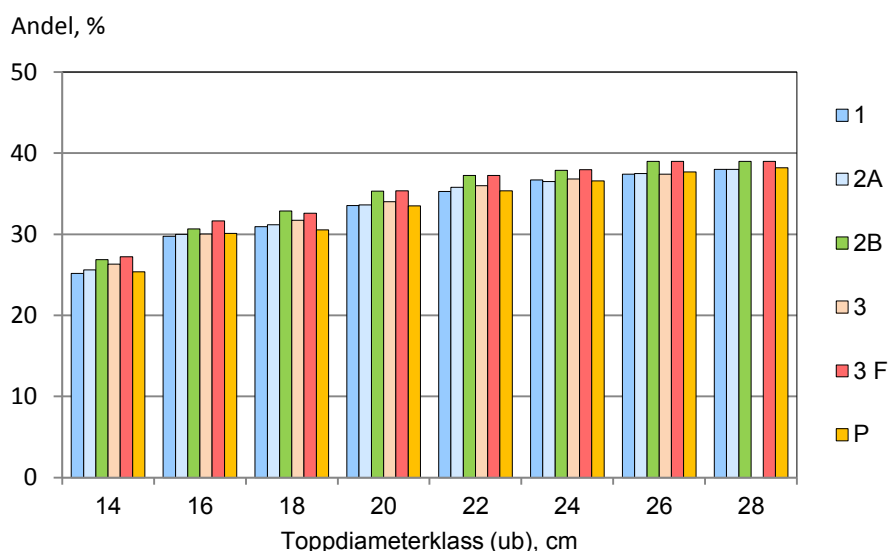
Andelen kärnved ökar framför allt med ökande ålder i förhållande till diameter, medan växtplatsens latitud och altitud inte har någon direkt påvisbar effekt. Kärnveden kan användas för produkter som erbjuder hög naturlig beständighet, men den kan också utgöra problem t.ex. vid produktion av förpackningar och vätskekartong. Figur 35–37 visar skillnaderna i prognostiserad kärnvedsandel efter SI, diameterklasser och scenarier. Inom scenario och SI beror de högre kärnvedsandelarna för de högre diameterklasser på att andelen rotstockar ökar med stigande diameterklasser.



Figur 35. SI T18. Tälltimmer, kärnved, %. Prognostiserad genomsnittlig kärnvedsandel för alla stocktyper (% av stockvolym) per toppdiameterklass och scenario.



Figur 36. SI T22. Tälltimmer, kärnved, %. Prognostiserad genomsnittlig kärnvedsandel för alla stocktyper (% av stockvolym) per toppdiameterklass och scenario.



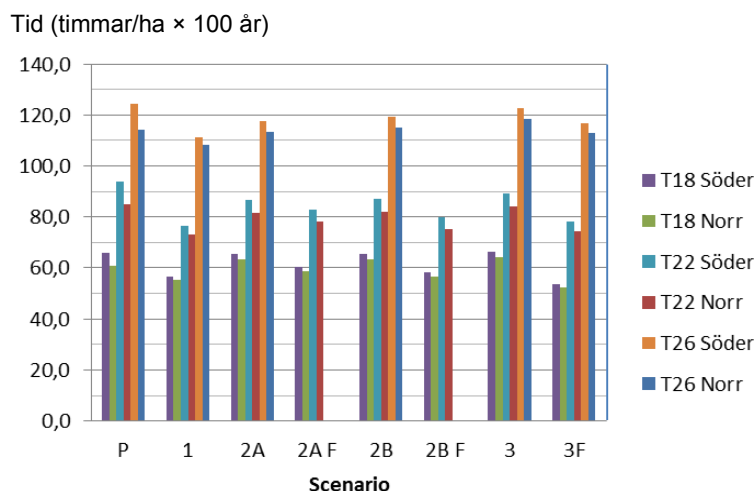
Figur 37.
SI T26. Talltimmer, kärnved. Prognostiserad genomsnittlig kärnvedsandel för alla stocktyper (% av stockvolym) per toppdiametereklass och scenario.

Avverkningsteknik och kostnader

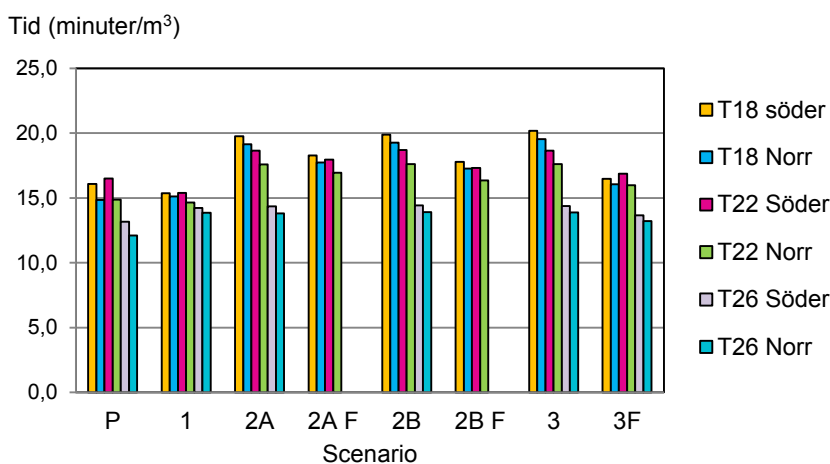
Arbetskraftsbehov

Jämfört med planteringsalternativet har alla såddscenarior ett mindre arbetskraftsbehov för skogsvårdsarbetet eftersom maskinell sådd är mindre tidskrävande än plantering. Ser man till arbetskraftsbehovet per ha och 100 år (Figur 38) så ser man att alternativen med förlängd omloppstid minskar arbetskraftsbehovet jämfört med samma scenario med normal omloppstid. Oavsett ståndortsindex så har basscenariot med sådd ett lågt arbetskraftsbehov per ha och 100 år, men man får komma ihåg att virkesproduktionen är högre i planteringsalternativet, vilket gör arbetsåtgången i de två alternativen är likvärdiga sett i minuter per m³f (Figur 39).

Basscenariot har den lägsta andelen maskinarbeten av de testade scenariorna men skillnaden mot sådd bas är förhållandevis liten och minskar med ökande ståndortsindex. Detta gör att efterfrågan på kvalificerad arbetskraft (maskinförare) per ha och 100 år är högre för de täta sådderna än för planteringsalternativet.



Figur 38. Arbetskraftsbehovet i mantimmar per ha och 100-årsperiod för de olika skötselscenariorna.



Figur 39. Arbetskraftsbehovet i mantimmar per tillvaratagen m³f för de olika skötselscenariorna.

Kostnader

Skogsvård

Föryngringskostnaderna är högre i planteringsalternativet då markberedning plus plantering genomgående är dyrare än maskinell sådd. Detta kompenseras delvis av att röjningarna i de täta bestånden är dyrare än i de planterade bestånden. Överlag är röjningskostnaderna moderata trots att man i de flesta fall röjer bestånden två gånger. Detta beror på att ingreppen sker i god tid, dels i form av en plantröjning vid 1 m höjd och som en senare röjning vid 4 m höjd, och att antalet röjstammar inte är extremt högt i någon röjning.

Gallringar

De föreslagna skötselscenariorna för täta ungsskogar, främst Scenario 1A1, innehåller gallringar som ur ett tekniskt och kostnadsmässigt perspektiv är tveksamma på grund av ett lågt uttag per ha och/eller en låg medelstam. Kostnaden för avverkning och skotning i dessa gallringar blir därför höga.

Låga uttag förekommer även i de tidiga energiuttagen där uttagsnivån på ca 10 till 11 ton TS per ha (ca 57–62 m³s flisat material) inte kan bära kostnaderna för gallringsingreppet. Beräkningen av prestationen vid avverkningen i dessa tidiga energigallringar är konservativt hållen, d.v.s. de ger låg produktion och höga kostnader, jämfört med Ivarsson Wides studier. Dessa studier visar att det finns en betydande utvecklingspotential av avverkningsarbetet i täta klena bestånd och en högre prestation än enligt de använda funktionerna.

Kostnadsberäkningarna för gallring förutsätter att två bestånd i närheten av varandra kan gallras samtidigt så man kommer upp i en åtgärdsareal som är dubbelt så stor som vid slutavverkning. Skulle detta inte vara möjligt så kommer flyttkostnaderna att öka och detta slår hårt på de föreslagna gallringar som har ett lågt uttag per ha.

Slutavverkning

Slutavverkningskostnaderna i typbestånden är i nivå med Brunbergs sammanställning av avverkningskostnaderna i Sverige, vilket tyder på att de är något överskattade eftersom skogstillståndet i typbestånden bör vara bättre än medeltalet för de bestånd som avverkades 2011.

Vägar och logistik

Över en omloppstid blir antalet avlägg från det enskilda beståndet större i alternativen med täta ungskogar eftersom vi har något fler ingrepp per omloppstid. Ser man på det hela i ett större perspektiv så ökar antalet behandlade trakter samtidigt som den uttagna volymen per trakt minskar eftersom man tar ut mindre virke per ingrepp. Förutsätter man att samma volym skall tas ut oavsett scenario måste antalet behandlade trakter ökas mer än vad det ökade antalet ingrepp per omloppstid förutsätter. Sammantaget gör detta att en större del av vägnätet kommer att utnyttjas varje år, vilket bör komma att öka väghållningskostnaderna.

Transportsystemet kommer också att drabbas av en ökad ineffektivitet på grund av att uttagen i vissa gallringar är väldigt låga i de täta scenarierna. I basalternativet är inget uttag från en trakt mindre än 180 m³fub, medan uttagen i ”Täta ungskogar” kan bli så låga som ca 100 m³fub. Då det senare inträffar i 1a gallring och medelstammarna är låga så faller visserligen bara massasortiment ut.

Jämförelse med data från Riksskogstaxeringen

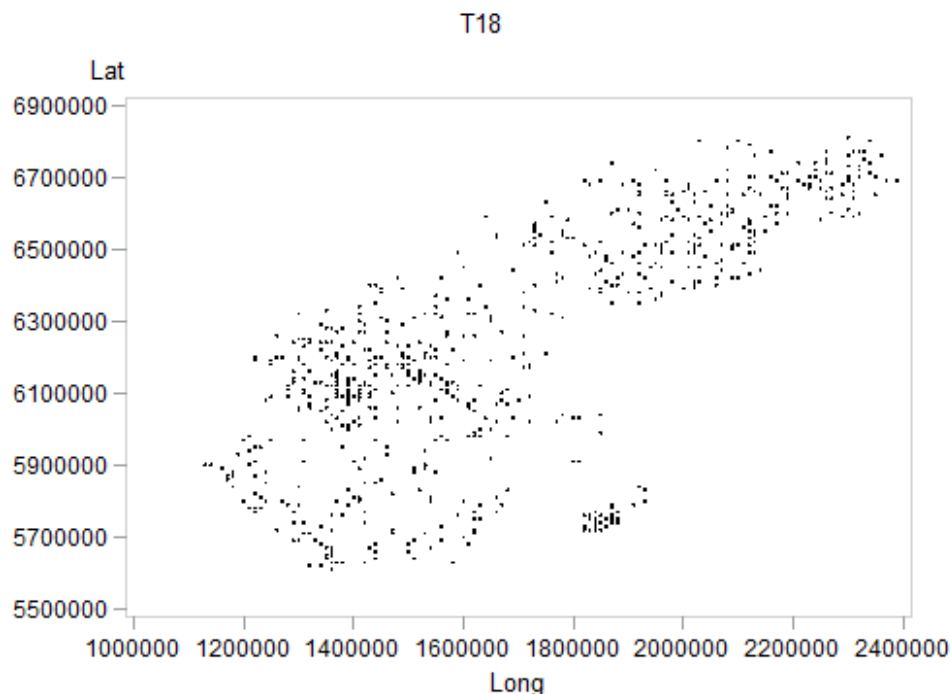
Material och metoder

För att skapa referenser till KOSS-analysens bassystem simulerades avverkning av alla talldominerade (Tallandel ≥ 70 %) slutavverkningsmogna provytor (Huggningsklass 42; D2) från Riksskogstaxeringen (RST) inventerade under perioden 2005–2009. För att kunna göra jämförelserna för vart och ett av de olika ståndortsindexen selekterades i ett andra steg alla ytor som klassats till T17–T19 för att representera T18, alla ytor inom intervallet T21–T23 för att representera T22 och alla ytor i intervallet T25–T27 för att representera T26. Precis som för de övriga KOSS-scenarierna har simulerad avverkning och aptering av alla enskilda stammar på provytorna (≥ 10 cm (bh) och tillräcklig höjd för att ge gagnvirke) genomförts med programmet Skogforsk-TimAn.

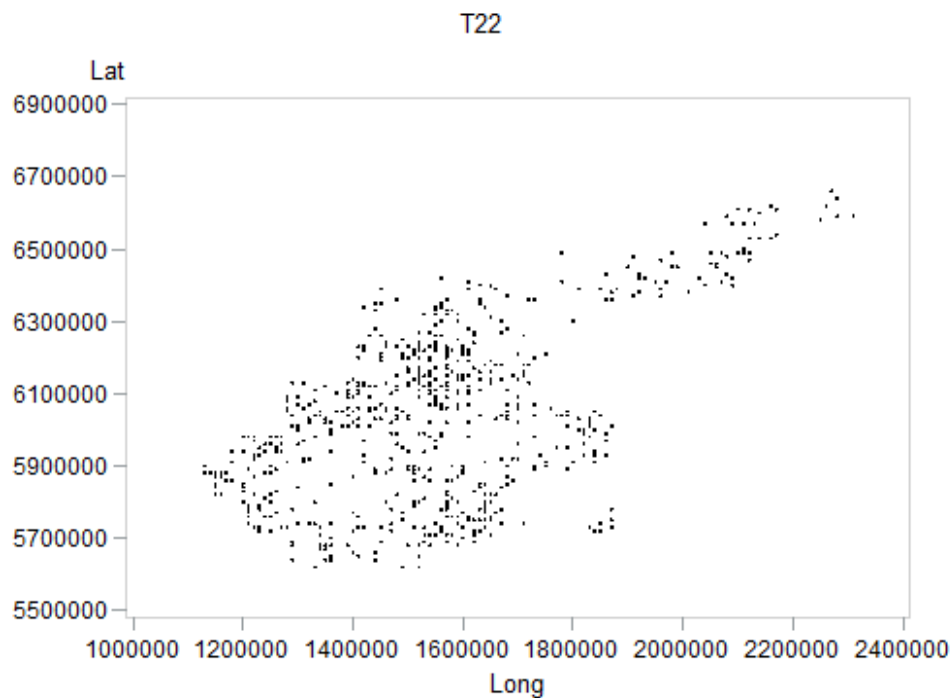
Informationen från träden i Riksskogstaxeringens material hade följande struktur: Från provträden (RST) fanns mätt diameter (bh), höjd och ålder, medan övriga endast klavade träd (klavträd, RST) ingick med mätt diameter (bh), beräknad höjd och beräknad ålder (RST). Samma apteringsinstruktioner och principer för simulerade skadefrekvenser som för övriga KOSS-scenarier användes vid apteringssimuleringen.

Med hjälp av samma funktioner som beskrivs under ”Virkesproduktionens beräknade värden och egenskaper” ovan har motsvarande virkesegenskaper som för övriga KOSS-scenarier kunnat beräknas. Exempel på viktiga jämförelser redovisas under resultat nedan. För att även illustrera effekter av olika diameterutveckling och virkesvolym per hektar beräknades dessutom drivningskostnaderna för de aktuella Riksskogstaxeringsytorna (förutsatt uppskalning till 4 ha objektsstorlek) med hjälp av träddata från provytorna, antalet apterade sortiment enligt apteringsanalysen och prestationsfunktioner (tid/m³fub och liter diesel/m³fub) för skördare och skotare (Brunberg, 2007; Brunberg 2012, pers. komm.). Vidare antogs ett skotningsavstånd på 400 m, lutningsklass=2 och ytstrukturklass=2. För beräkningen av kostnader har sedan samma maskinkostnader, uppgifter om bränsleförbrukning m.m. använts, som för beräkningarna av slutavverkningskostnader i övriga KOSS-scenarier. Utvärderingsprogram och metodik för att utnyttja både Riksskogstaxeringens material, apteringssimulering och funktioner för beräkning av egenskaper beskrivs även i Wilhelmsson m.fl., 2011.

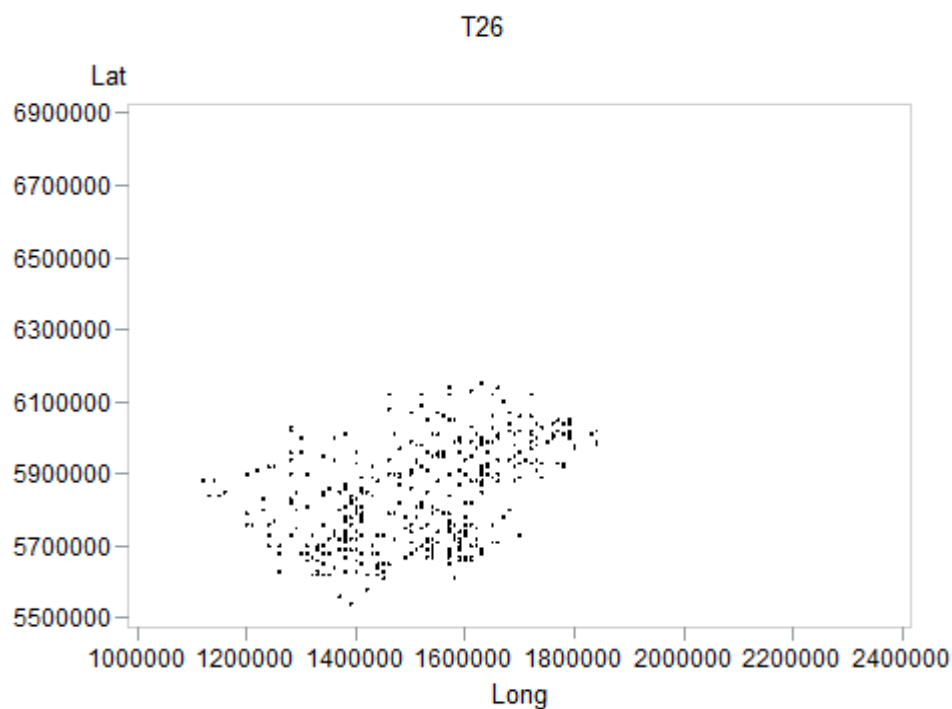
Riksskogstaxeringsytornas geografiska belägenheter per SI-klass framgår av Figur 40–42.



Figur 40.
Riksskogstaxeringsytorna som utgör referenssystem för T18 (n=583 ytor). Geografisk fördelning efter latitud och longitud (*10 000) då urvalskriterierna varit Skogsmark, ≥ 70 % tallandel, SI T17–T19 och huggningsklass 42 (D2) enligt senaste inventering.



Figur 41.
Riksskogstaxeringsytorna som utgör referenssystem för T22 (n=563 ytor). Geografisk fördelning efter latitud och longitud ($^{\circ} \times 10\,000$) då urvalskriterierna varit Skogsmark, $\geq 70\%$ tallandel, SI T21–T23 och huggningsklass 42 (D2) enligt senaste inventering.



Figur 42.
Riksskogstaxeringsytorna som utgör referenssystem för T26 (n=301 ytor). Geografisk fördelning efter latitud och longitud ($^{\circ} \times 10\,000$) då urvalskriterierna varit Skogsmark, $\geq 70\%$ tallandel, SI T25–T27 och huggningsklass 42 (D2) enligt senaste inventering. Enligt SI-klassningen i Riksskogstaxeringensmaterialet finns inga ytor med slutavverkningskog i gruppen T26 ovanför latitud $61,5^{\circ}$.

Resultat

Jämförelserna mellan KOSS-scenarierna och Riksskogstaxeringsytorna visar betydligt lägre produktion (alla trädslag inräknade) för Riksskogstaxeringsmaterialen genom lägre totala slutavverkningsvolym per ha och högre genomsnittliga slutåldrar (Tabell 4). Vid jämförelser för SI T22 var virkesvolymen per ha förhållandevis hög för Riksskogstaxeringsytorna liksom stamantalen. De högre slutavverkningsvolymerna förklaras med att de ligger i den betydligt högre åldern för Riksskogstaxeringsmaterialet jämfört med KOSS-scenarierna.

Tabell 4.

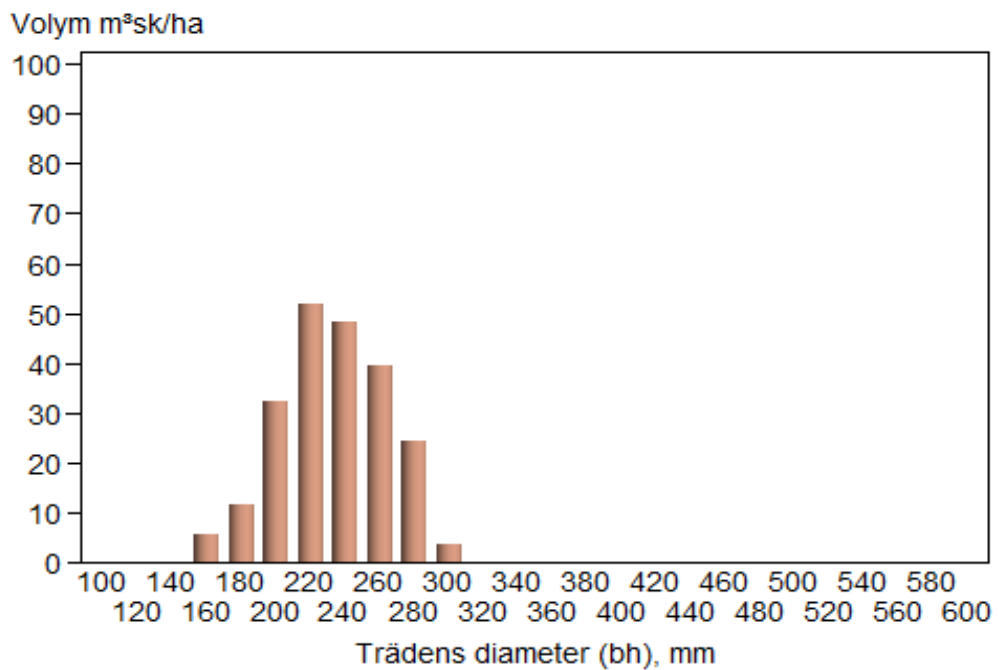
Jämförelse mellan lägsta och högsta värdena från KOSS-scenarierna med normal omloppstid per SI-klass och genomsnittet för apterade stockar från samtliga träd på alla provytor med Riksskogstaxeringsmaterial (RT). Raden Differens anger de procentuella skillnaderna med Riksskogstaxeringsmaterialet som bas (=100 %).

SI	Volym m ³ fub/ha		Ålder, år totalt		Volym, m ³ /ha × år		Stamantal, ≥0 cm		Medelstam, m ³ fub	
	Lägst	Högst	Lägst	Högst	Lägst	Högst	Lägst	Högst	Lägst	Högst
Scenarier										
T18	147	219	103	108	1,36	2,13	676	777	0,2	0,32
T18 (RT)	137		114		1,2		559		0,25	
Differens, %	107	160	90	95	113	178	121	139	80	128
T22	175	232	90	97	1,8	2,58	483	550	0,33	0,44
T22 (RT)	199		109		1,8		598		0,31	
Differens, %	88	117	83	89	100	143	81	92	106	142
T26	305	358	80	83	3,67	4,48	576	674	0,45	0,62
T26 (RT)	267		92		2,9		482		0,54	
Differens, %	114	134	87	90	127	154	120	140	83	115

Diameter- och åldersspridningen mellan träd var genomgående betydligt större i Riksskogstaxeringsmaterialet än i KOSS-scenarierna (Figur 43–54).

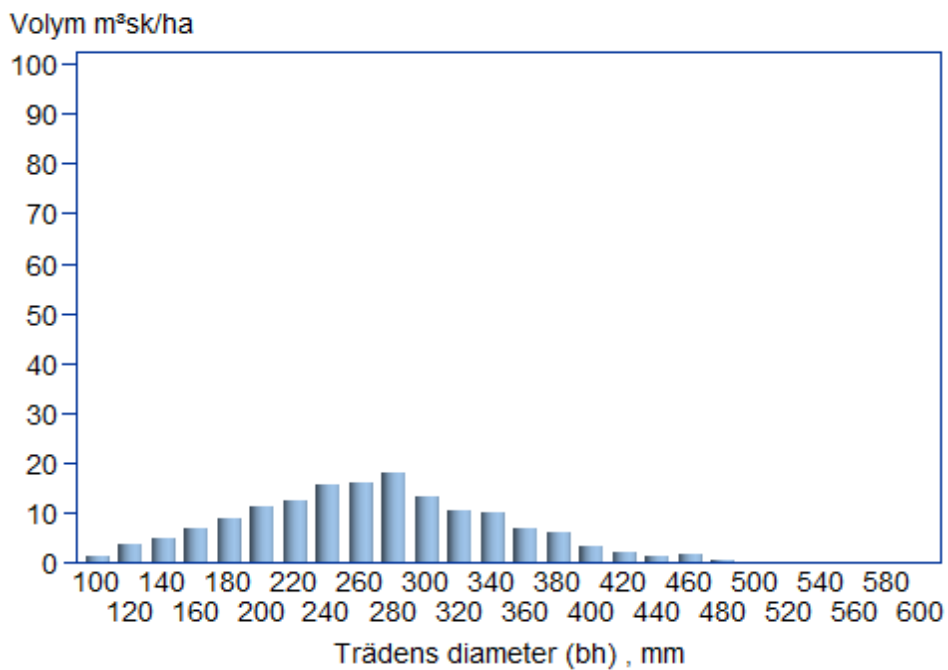
Riksskogstaxeringsmaterialet täcker också hela Sveriges skogsmarksareal. Konsekvenserna av detta blir att dimensionsspridningen (diameter och längd) i timmerutfallet, timmerandelar och virkets inre egenskaper (torr-rådensitet, kärnved, grenegenskaper, fibrernas längd och cellväggstjocklek mm) varierar mer i Riksskogstaxeringsmaterialet än i KOSS-scenarierna. Figur 55–60 ger exempel på variation i beräknade egenskaper för Riksskogstaxeringsmaterialen.

T18 - KOSS basscenario

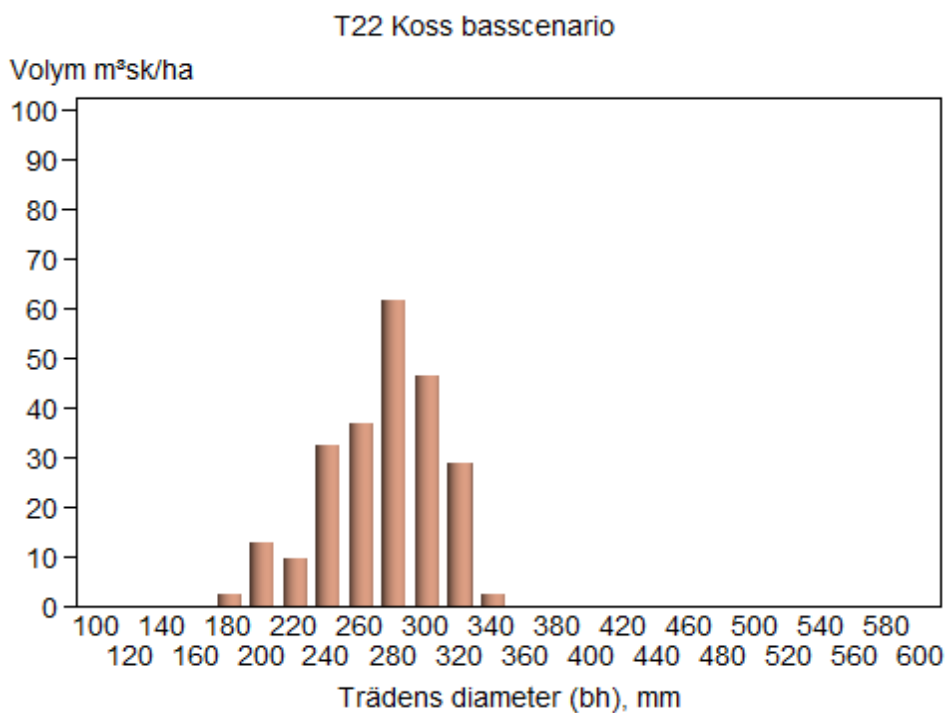


Figur 43.
T18. KOSS basscenario (1). De slutavverkade trädens diameterfördelning.

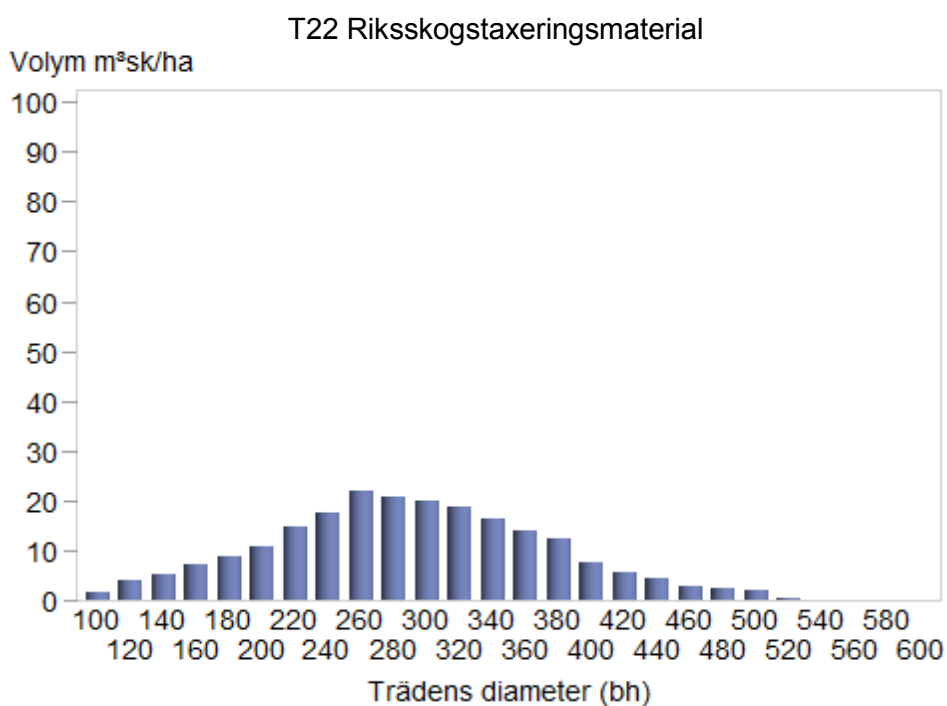
T18 Riksskogstaxeringsmaterial



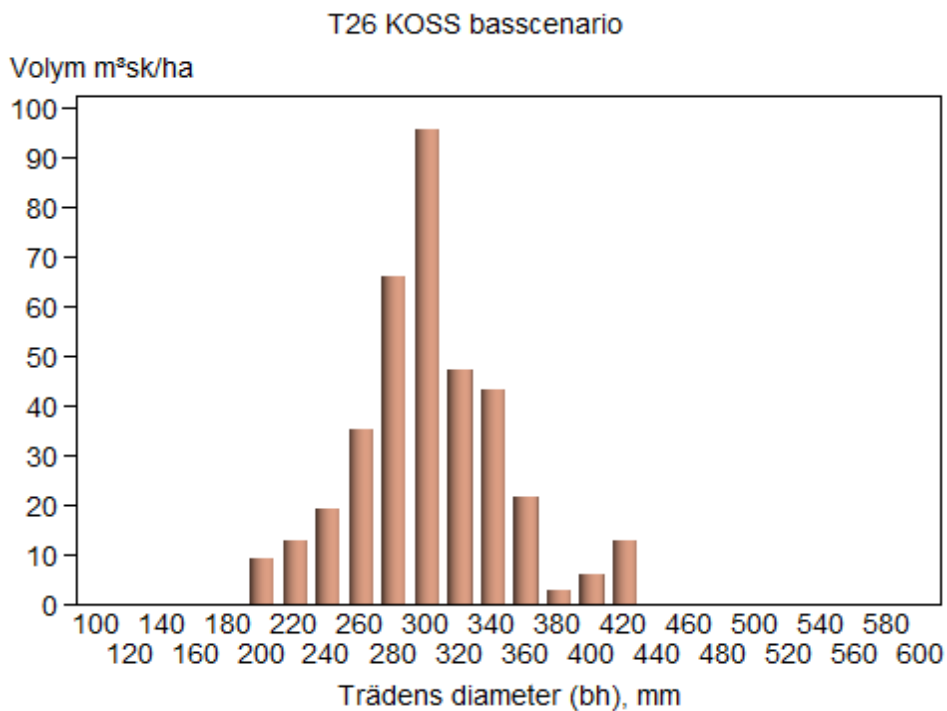
Figur 44.
T18. Riksskogstaxeringsmaterial. De slutavverkade trädens diameterfördelning.



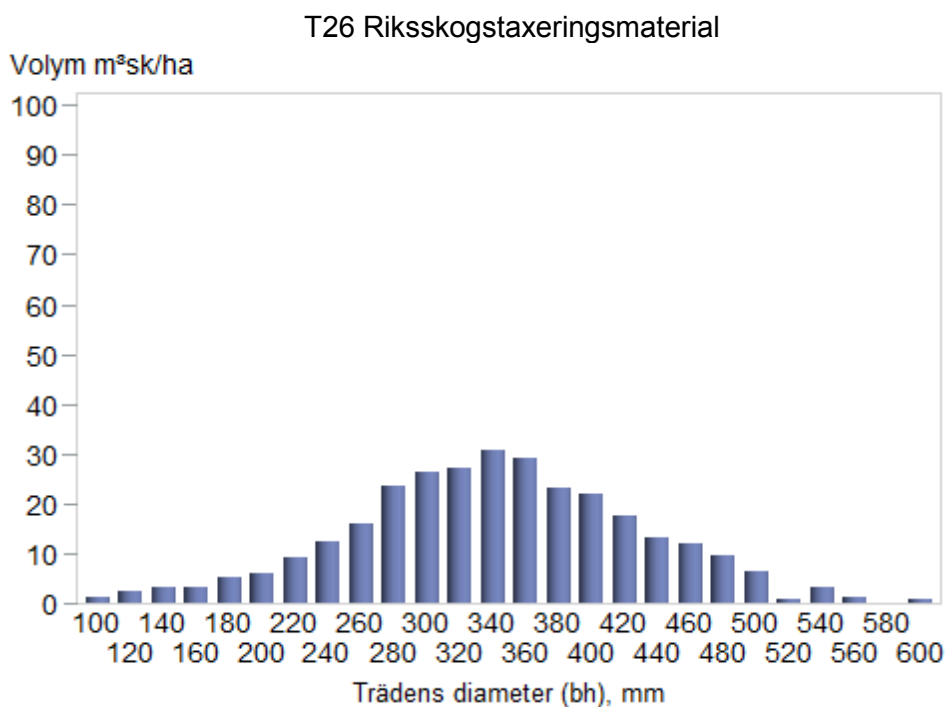
Figur 45.
T22. KOSS basscenario (1). De slutavverkade trädens diameterfördelning.



Figur 46.
T22. Riksskogstaxeringsmaterial. De slutavverkade trädens diameterfördelning.

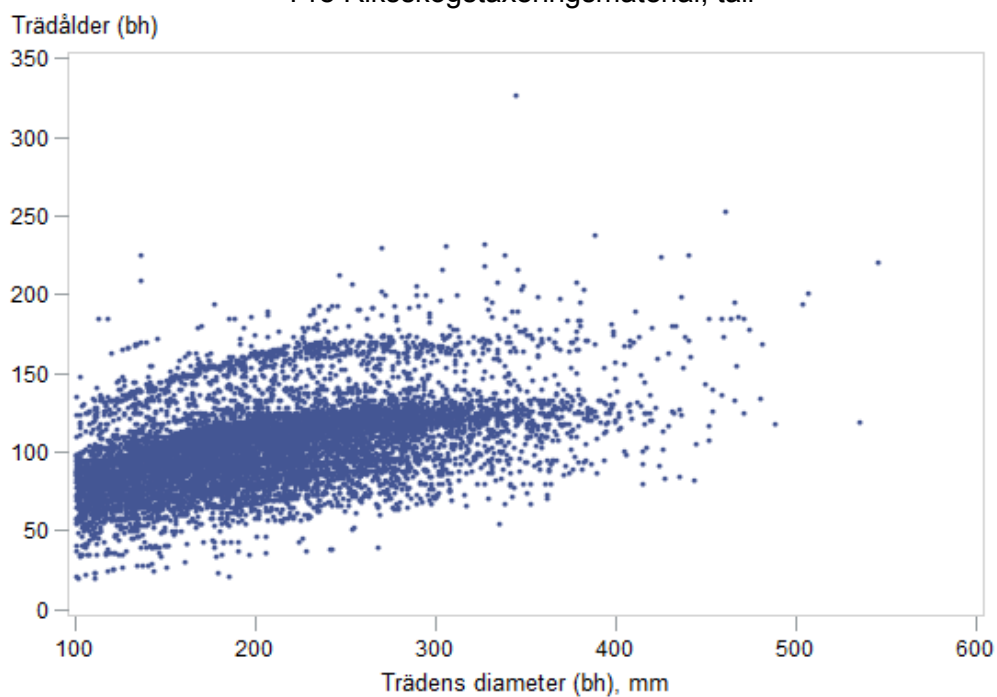


Figur 47.
T26. KOSS basscenario (1). De slutavverkade trädens diameterfördelning.



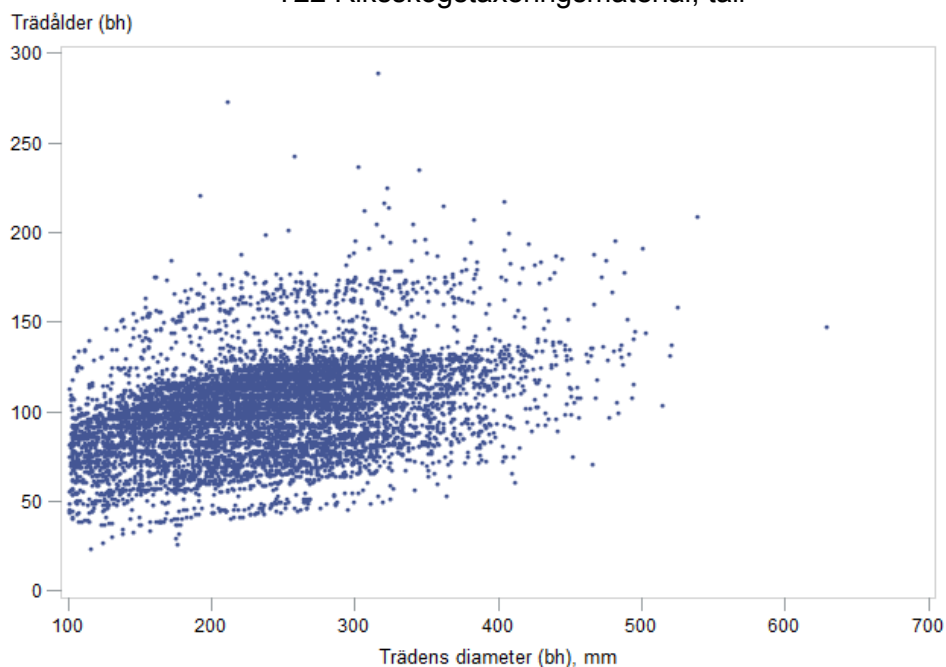
Figur 48.
T26. Riksskogstaxeringsmaterial. De slutavverkade trädens diameterfördelning.

T18 Riksskogstaxeringsmaterial, tall



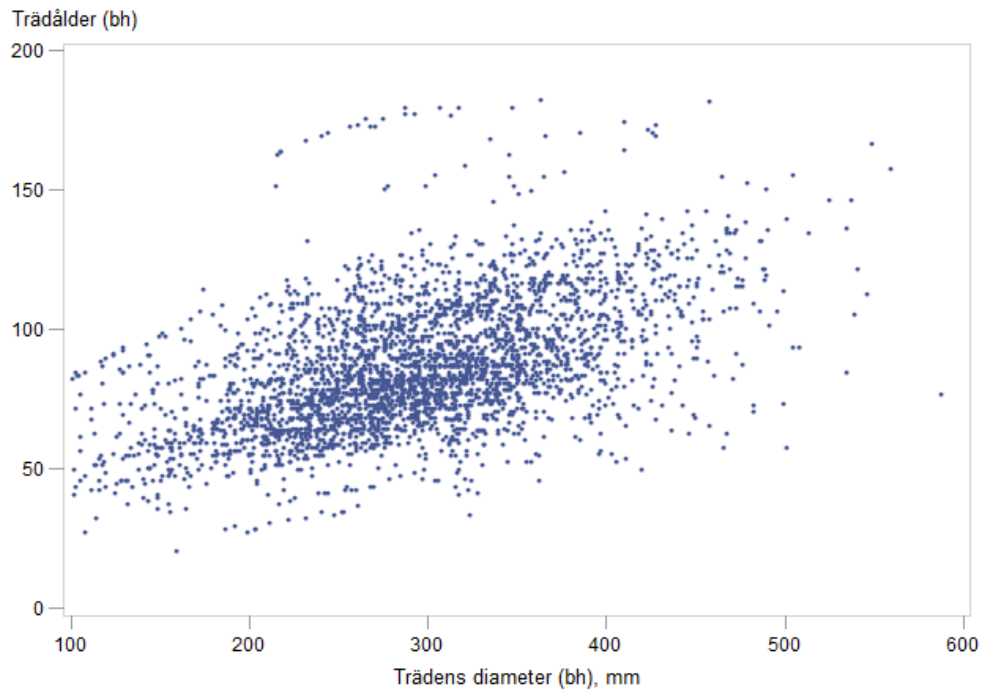
Figur 49.
T18. Riksskogstaxeringsmaterial. De "slutavverkade" trädens mätta(provträd) eller beräknade (enligt rikstaxens rutiner) åldrar (bh).

T22 Riksskogstaxeringsmaterial, tall

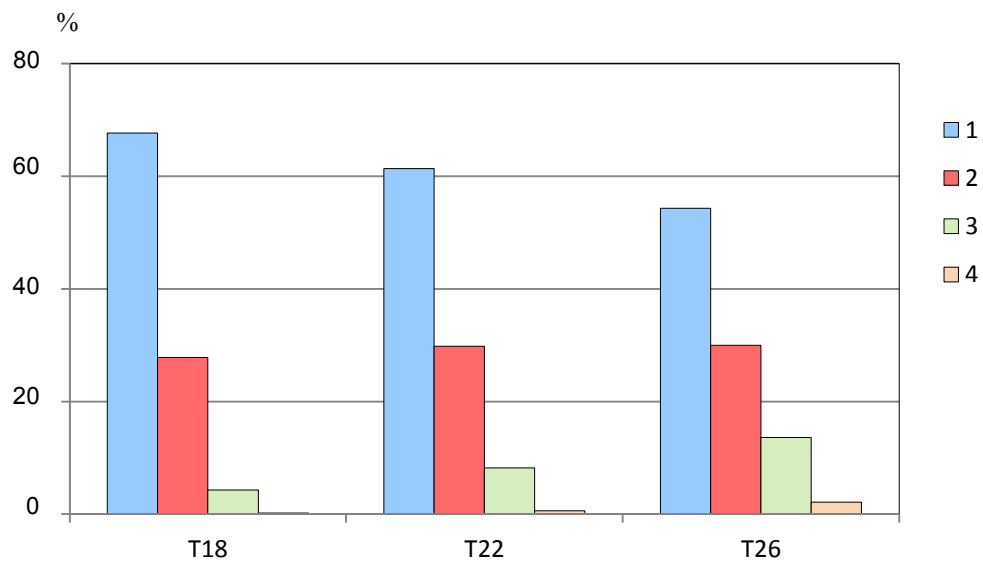


Figur 50.
T22. Riksskogstaxeringsmaterial. De "slutavverkade" trädens mätta(provträd) eller beräknade (enligt rikstaxens rutiner) åldrar (bh).

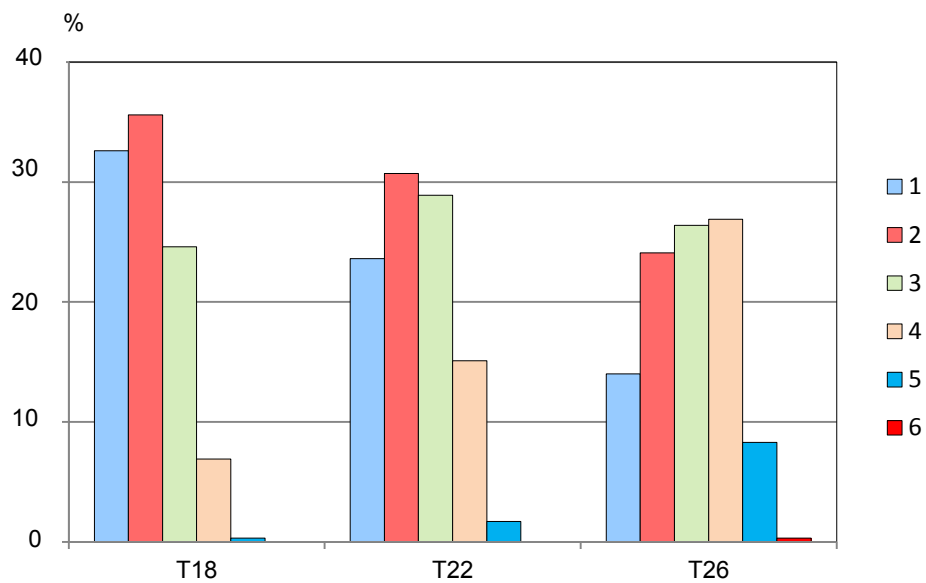
T26 Riksskogstaxeringsmaterial, tall



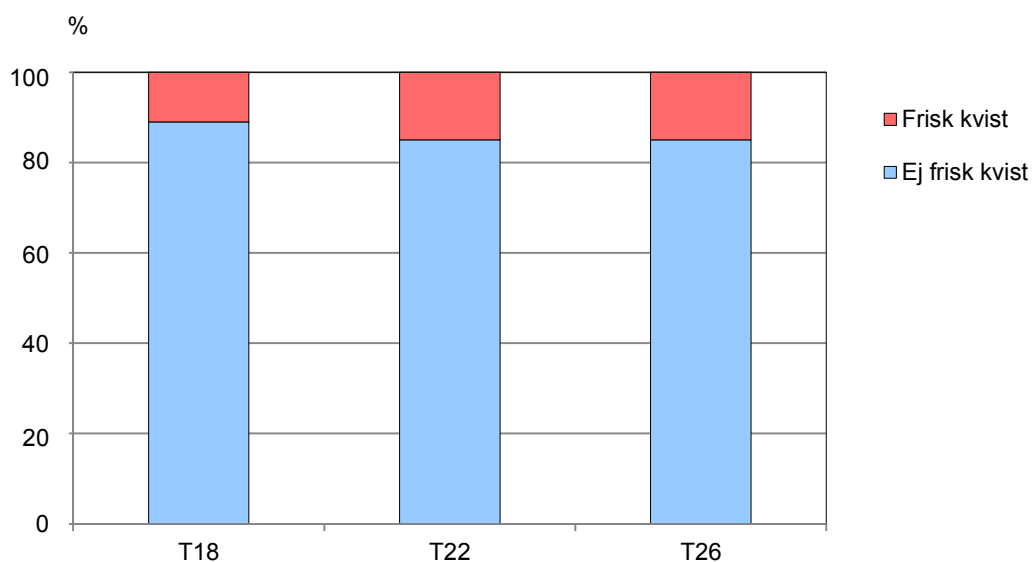
Figur 51.
T26. Riksskogstaxeringsmaterial. De "slutavverkade" trädens mätta (provträd) eller beräknade (enligt rikstaxens rutiner) åldrar (bh).



Figur 52.
Talltimrets relativa fördelning på stocktyper enligt apteringssimuleringarna (1=rotstock, 2=andrastock o.s.v.). Riksskogstaxeringsmaterial från olika SI.

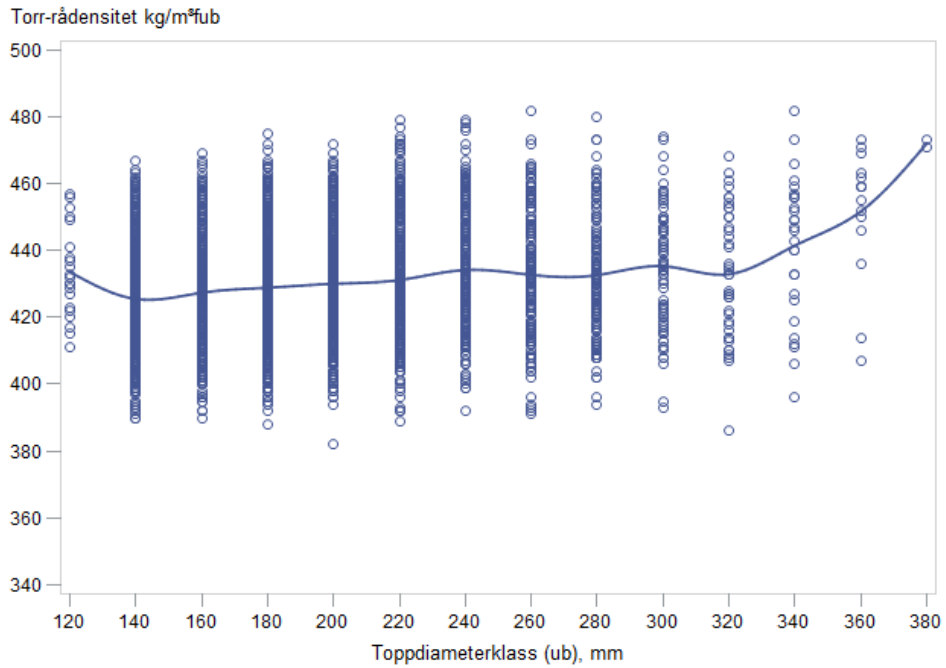


Figur 53.
 Massavedens (tall) relativa fördelning på stocktyper enligt apteringssimuleringarna.
 (1=rotstock, 2=andrastock o.s.v.). Riksskogstaxeringsmaterial från olika SI.



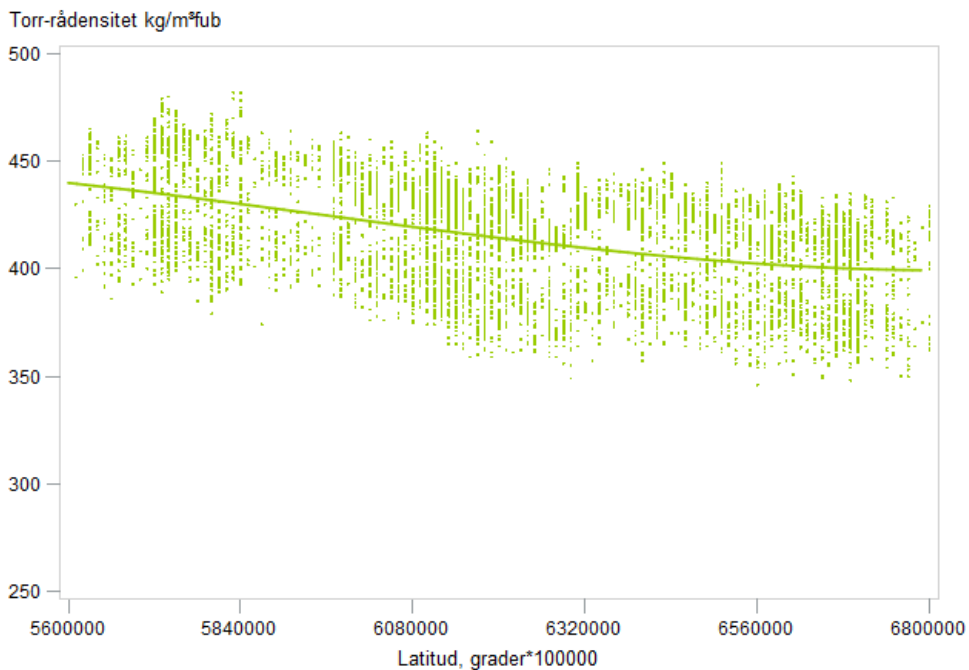
Figur 54.
 Riksskogstaxeringsmaterial. Taltimmrets fördelning på frisk- respektive ej frisk kvist enligt
 apteringssimuleringarna (vid ytan i stockens toppcylinder). Riksskogstaxeringsmaterial från olika SI.

T18 Riksskogstaxeringsmaterial. talltimmer. rotstockar



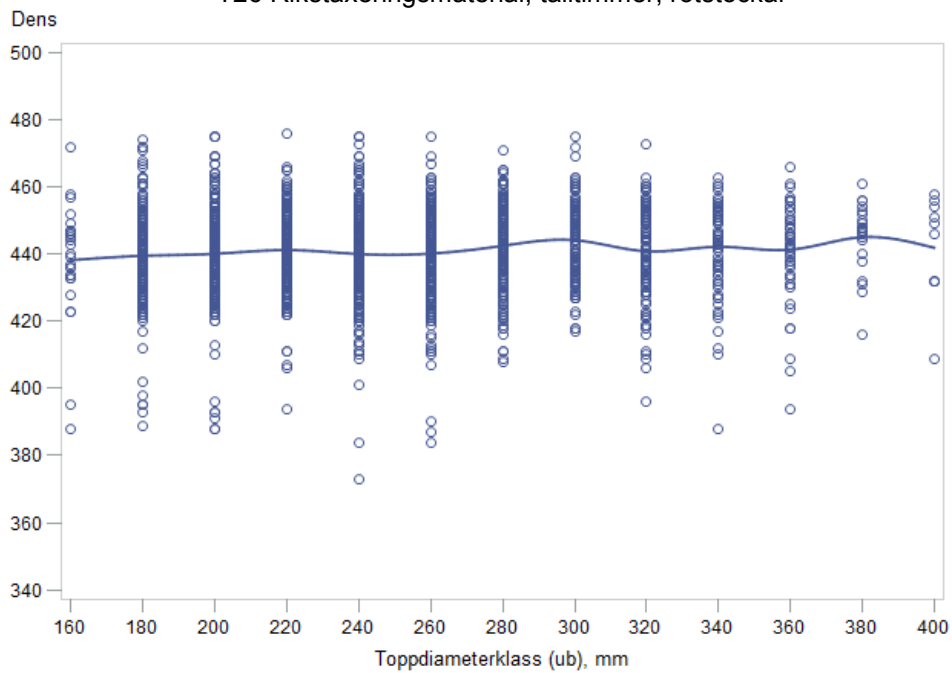
Figur 55.
T18. Torr-rådensitet (kg/m³fub). Riksskogstaxeringsmaterial. Talltimmer från rotstockar efter toppdiametereklass (Medelvärde (linje) och plottad beräknad variation som funktion av antal årsringar (tvärsnitt) och temperatursumma 50 % av total variation mellan enskilda stockar).

T18 Riksskogstaxeringsmaterial, talltimmer, alla stockar



Figur 56.
T18. Torr-rådensitet (kg/m³fub). Riksskogstaxeringsmaterial. Talltimmer från alla stocktyper efter latitud (°N). Medelvärde (linje) och plottad beräknad variation (förklarar ca 50 % av total variation mellan enskilda stockar).

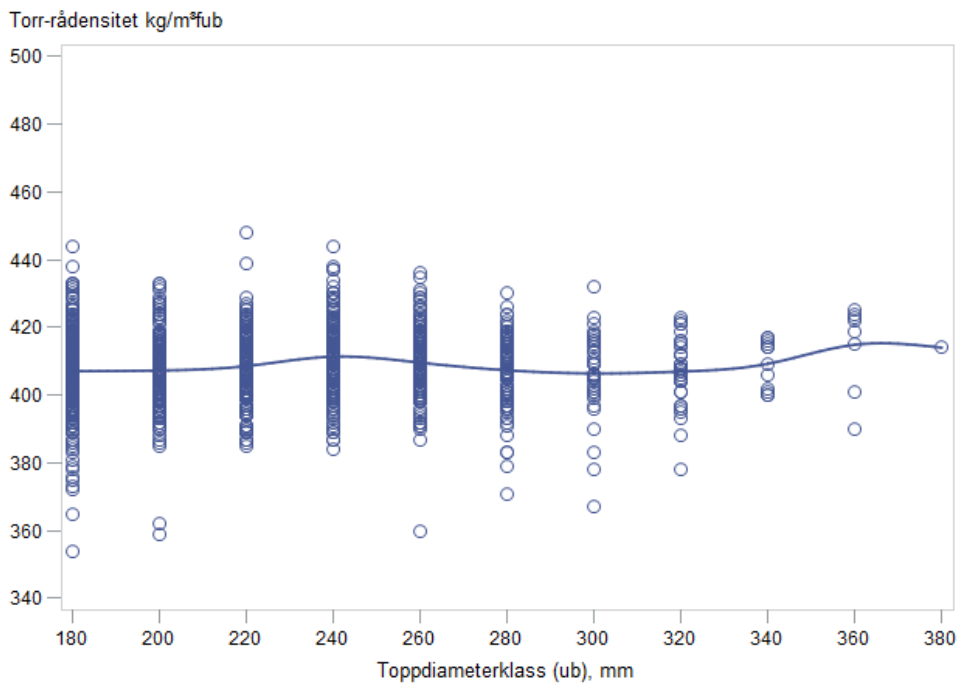
T26 Rikstaxeringsmaterial, talltimmer, rotstockar



Figur 57.

T26. Torr-rådensitet ($\text{kg/m}^3\text{ub}$). Riksskogstaxeringsmaterial. Talltimmer från rotstockar efter toppdiameterklass (klassbotten). Medelvärde (linje) och plottad beräknad variation som beror på antal årsringar (trädålder) och temperatursumma (förklarar ca 50 % av total variation mellan enskilda stockar).

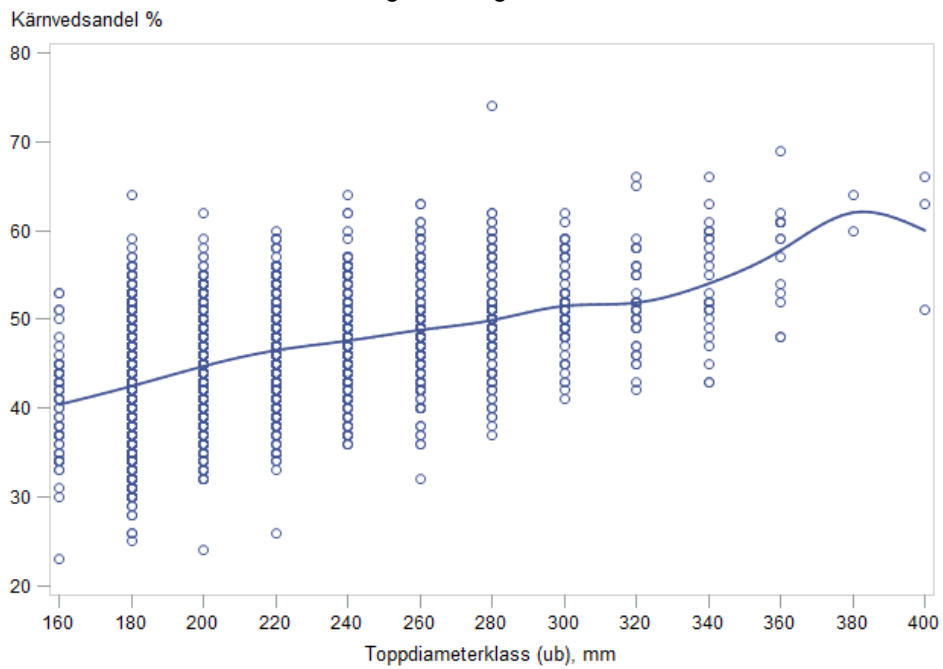
T26 Riksskogstaxeringsmaterial, tall, andra stockar



Figur 58.

T26. Torr-rådensitet ($\text{kg/m}^3\text{ub}$). Riksskogstaxeringsmaterial. Talltimmer från andrastockar (2:a stock från rot) efter toppdiameterklass (klassbotten). Medelvärde (linje) och plottad beräknad variation som beror på antal årsringar (trädålder) och temperatursumma (förklarar ca 50 % av total variation mellan enskilda stockar).

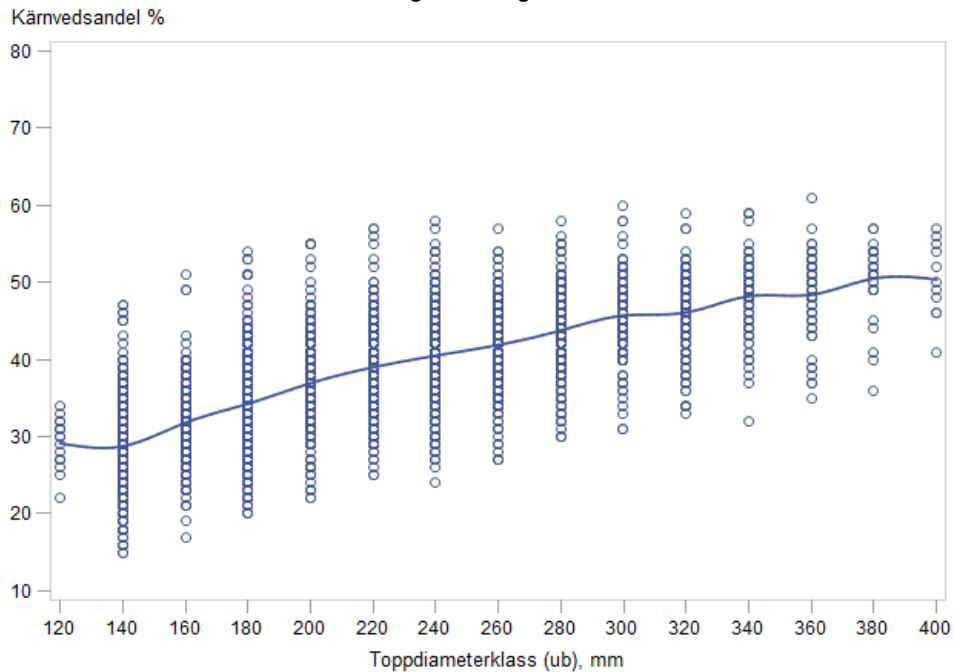
T18 Riksskogstaxeringsmaterial, allt timmer



Figur 59.

T18. Kärnvedsandel %. Riksskogstaxeringsmaterial. Talltimmer från alla stocktyper efter toppdiameterklass (klassbotten). Medelvärde (linje) och plottad beräknad variation som beror främst på antal årsringar (trädålder).

T26 Riksskogstaxeringsmaterial, allt timmer



Figur 60.

T26. Kärnvedsandel %. Riksskogstaxeringsmaterial. Talltimmer från alla stocktyper efter toppdiameterklass (klassbotten). Medelvärde (linje) och plottad beräknad variation som beror främst på antal årsringar (trädålder).

EKONOMISKA ANALYSER

Markvärden

När vi jämför markvärden för de olika scenarierna så finner vi att alternativen med täta ungskogar och tidigt klenträdsuttag (2A och 2B) genomgående har lägre värden än alternativ med normalt ungskogsförband (Tabell 5 och 6). Scenario 3 med högt stamantal men klenträdsuttag först vid normal tidpunkt för förstagallring är något bättre än alternativen med tidigare klenträdsuttag, men alltid sämre än de bästa scenarierna. I norra Sverige är planteringsscenarierna (P) alltid de bästa medan såddscenarier (1) är bästa i södra Sverige. De normala ungskogsförbanden har alltid högre markvärde än de täta vid 2,5 % ränta oavsett om man klarar ungskogsskötseln med en röjning eller behöver två.

Tabell 5.

Markvärden för de olika scenarierna beräknade med 2,5 % ränta. Alternativ med två röjningar.

Scenario	P	1	2A	2B	3
Ståndort					
T18 Nord	-304	-1 542	-5 377	-5 274	-4 629
T18 Syd	-5 362	-2 861	-6 685	-6 587	-5 652
T22 Nord	3 413	2 944	-2 612	-2 264	-1 531
T22 Syd	-2 819	1 311	-4 199	-3 794	-2 424
T26 Nord	17 914	15 268	7 631	7 996	10 440
T26 Syd	10 965	13 619	6 117	6 586	9 733

Tabell 6.

Markvärden för de olika scenarierna beräknade med 2,5 % ränta. Alternativ med en röjning.

Scenario	P	1	2A	2B	3
Ståndort					
T18 Nord	-304	-1 542	-4387	-4 285	-3 640
T18 Syd	-5 362	-2 861	-5 514	-5 416	-4 480
T22 Nord	3 413	2 944	-1 056	-707	26
T22 Syd	-2 819	1 311	-2 432	-2 027	-656
T26 Nord	17 914	15 268	9 896	10 261	12 705
T26 Syd	10 965	13 619	8 624	9 093	12 241

Känslighetsanalyser

Kalkylränta

Känslighetsanalyser som beskriver hur markvärdet för olika scenarier påverkas av kalkylräntor mellan 2-4 % visas i Figur 61 (alternativ med två röjningar) och 62 (alternativ med en röjning). I norra Sverige är plantering och normalt röjningsförband (P) det ekonomiskt bästa alternativet vid låga räntor men vid 3,0 – 3,5 % ränta blir sådd med röjning till normalt förband (1) det mest fördelaktiga. I södra Sverige är sådd alltid mer fördelaktigt än plantering.

Det bästa scenariot med tätt förband (3) uppnår samma markvärde som det normala förbandet vid en räntesats om 4 % i norr och 3,5 % i söder. Detta förutsatt att man klarar sig med en röjning. Om man måste ta till två röjningar för att uppnå önskat tillstånd vid tidpunkten för klenträdsuttaget, så uppnår man inte markvärden som kan mäta sig med de normala förbanden.

Energipris

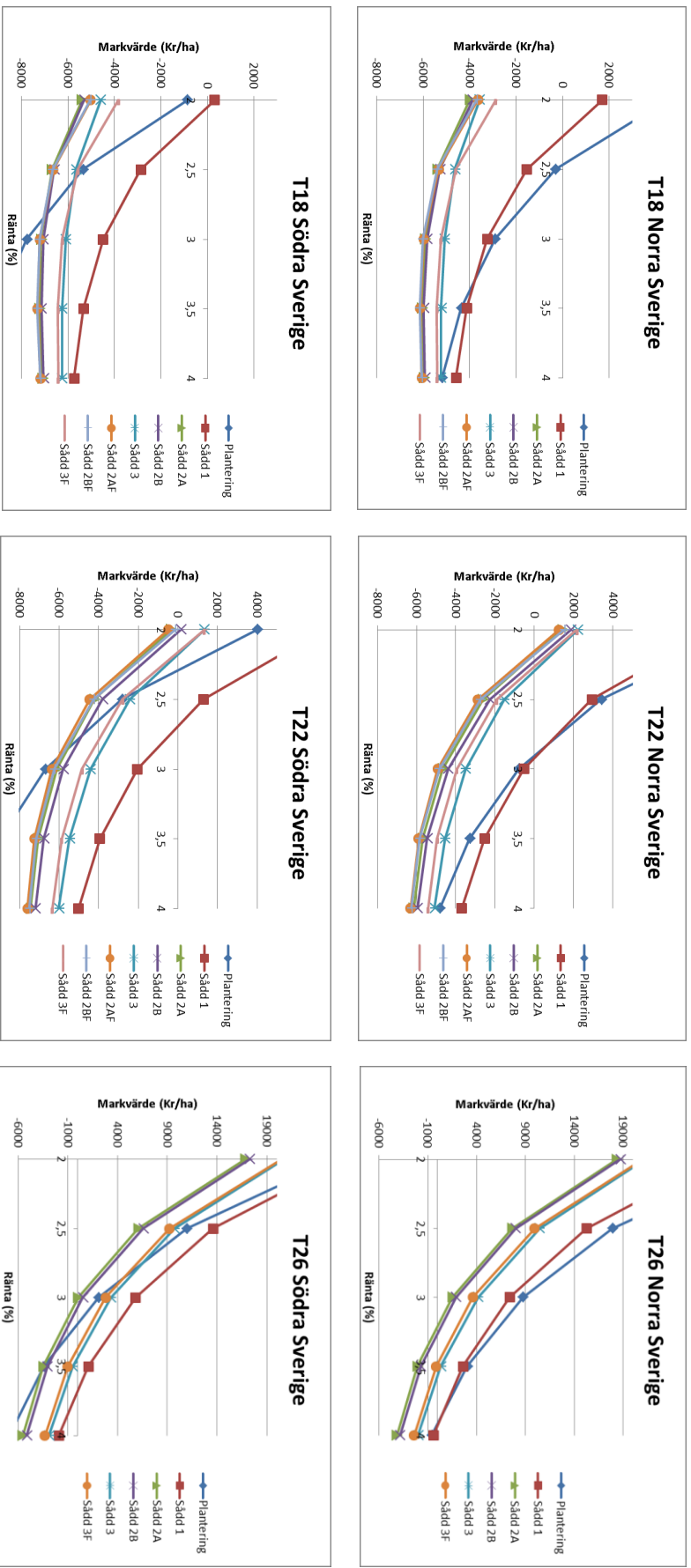
I kalkylerna har energipriset satts till 202 kr/MWh vid industri. Känslighetsanalyser som beskriver hur markvärdet för olika scenarier påverkas av energipris mellan 150–450 kr/MWh visas i Figur 63 (alternativ med två röjningar) och 64 (alternativ med en röjning).

Medeltransportavståndet i södra Sverige har satts till 60 km och i norra Sverige till 90 km och detta påverkar kalkylen så att på alla ståndortsindex i norra Sverige måste energipriset höjas med ca 50 % eller mer för att alternativ 3 skall bli mer lönsamt än det bästa alternativet med konventionellt förband. Detta oavsett om man behöver en eller två röjningar för att skapa beståndet. Även i södra Sverige behöver energipriset höjas med 50 % eller mer på samtliga ståndorter för att täta förband skall bli lönsamma, om man behöver två röjningar för att uppnå önskat bestånd efter röjning. Om man däremot klarar sig med en röjning för att uppnå önskad ungskog så behöver energipriset höjas med endast ca 10 % för att Scenario 3 skall vara bästa alternativ på T26, med ca 25 % på en T22 och med ca 50 % på en T18.

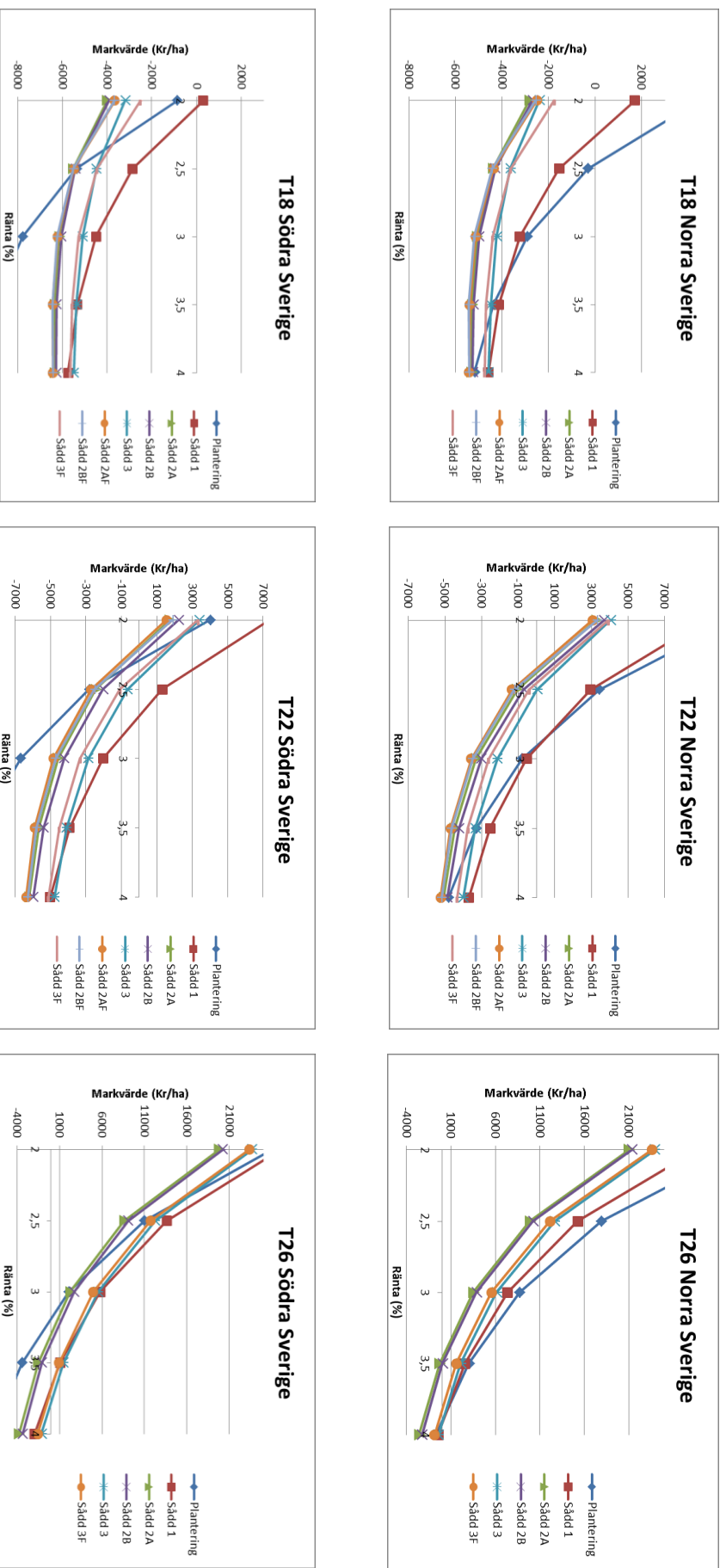
Drivningskostnad för klenträ

Känslighetsanalyser som beskriver hur markvärdet för olika scenarier påverkas av drivningskostnaden för klenträ visas i Figur 65 (alternativ med två röjningar) och i Figur 66 (alternativ med en röjning). I diagrammen visas markvärdets variation mellan nuvarande kostnad (100 %) och halverad kostnad (50 %). Analysen indikerar hur mycket vi måste sänka drivningskostnaden för klenträ för att alternativ med täta ungskogar skall bli ekonomiskt attraktiva jämfört med normala förband. Om man måste göra två röjningar för att åstadkomma önskat utgångsläge så måste drivningskostnaden sänkas med mer än 50 % på alla ståndorter såväl i norra som södra Sverige. På en T26 i södra Sverige ligger brytpunkten mellan normalt förband (Scenario 1) och tätt förband (Scenario 3) vid ca 50 % lägre drivningskostnad, på övriga SI måste drivningskostnaden för klenträ sänkas ytterligare för att nå brytpunkten.

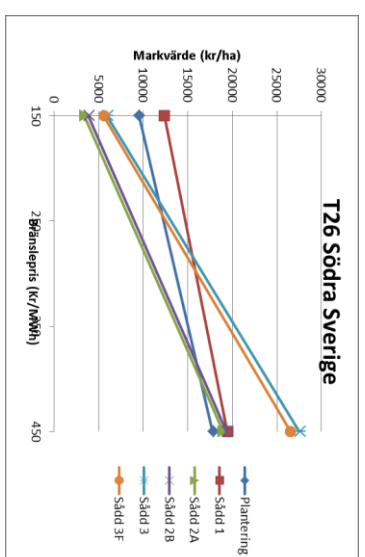
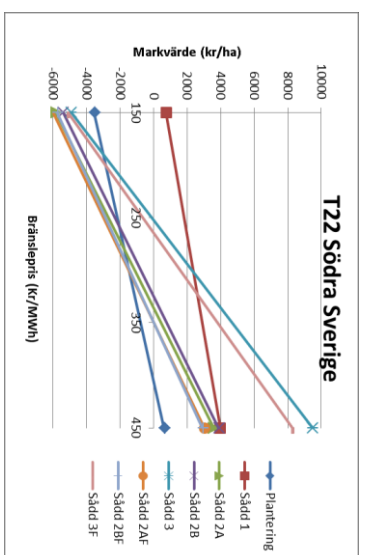
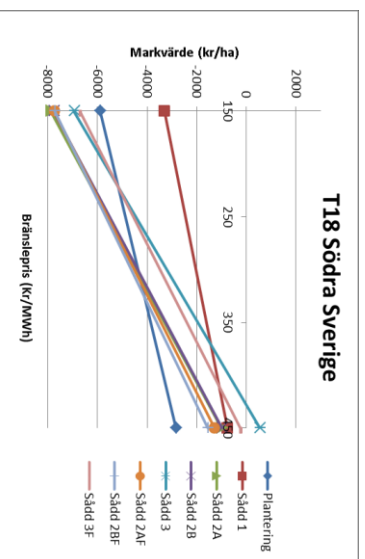
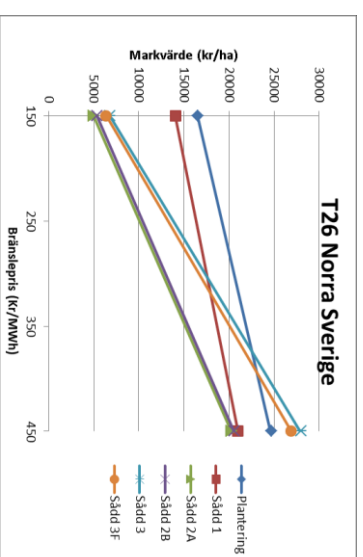
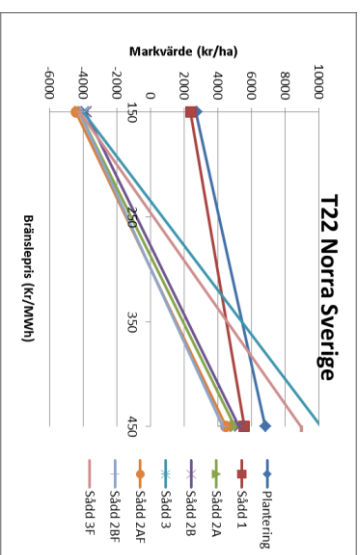
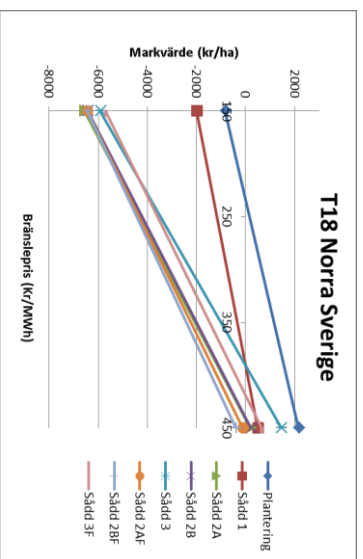
Om en röjning räcker för att uppnå önskat ungskogstillstånd så räcker det med ca 20 % sänkt drivningskostnad på en T26 i södra Sverige och ca 30 % sänkt kostnad på en T22 i södra eller en T26 i norra Sverige för att nå brytpunkten mellan scenarierna 1 och 3. I Norra Sverige ger däremot planteringsalternativet det högsta markvärdet även om drivningskostnaden för klenträ sänks med 50 %.



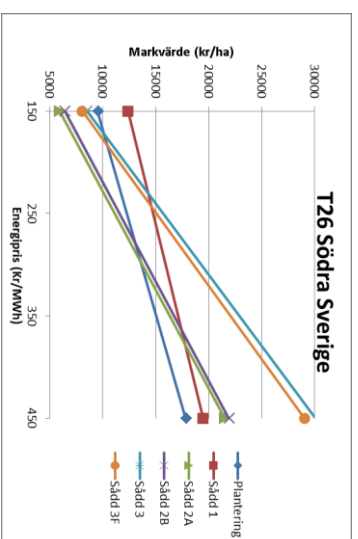
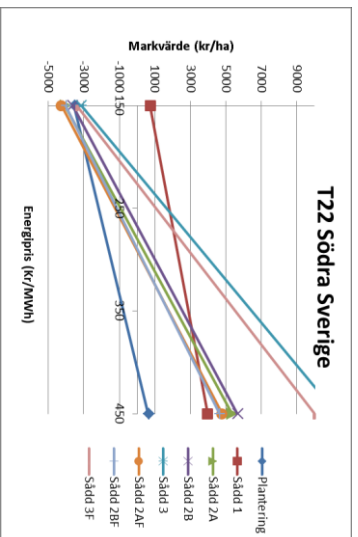
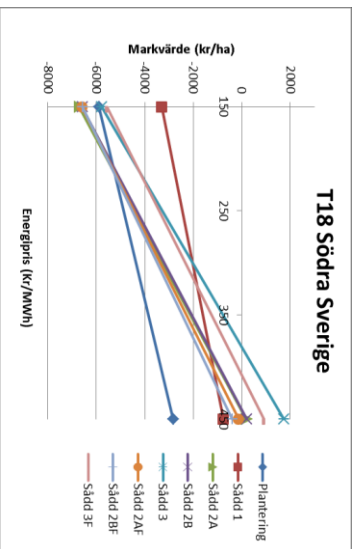
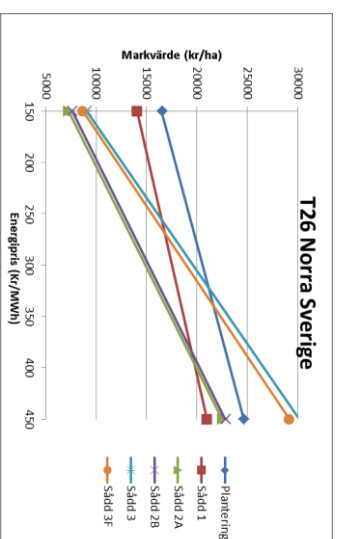
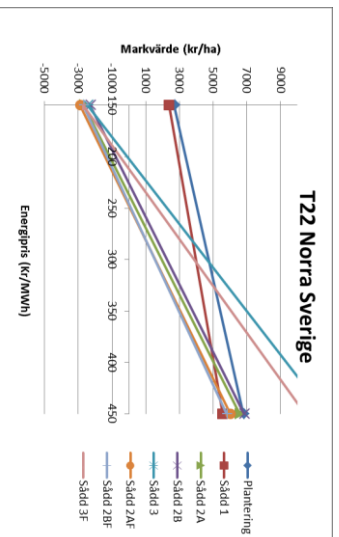
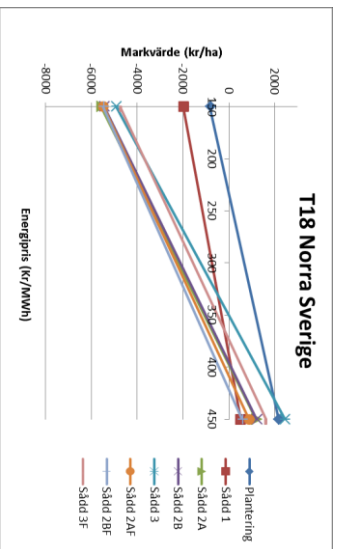
Figur 61.
Känslighetsanalys med varierande ränta, två röjningar.



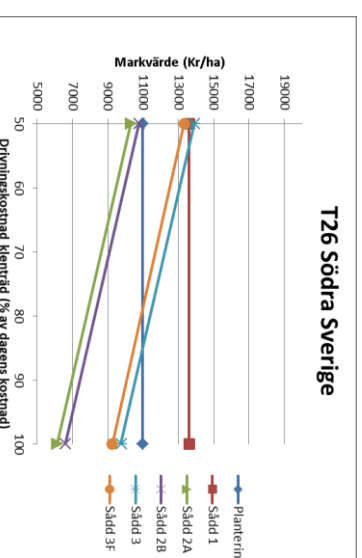
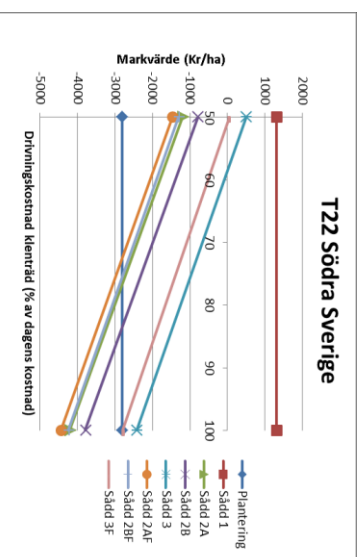
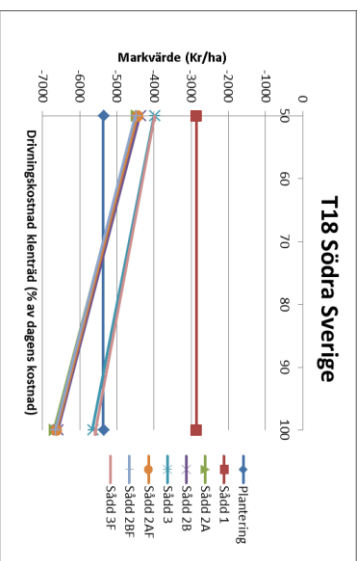
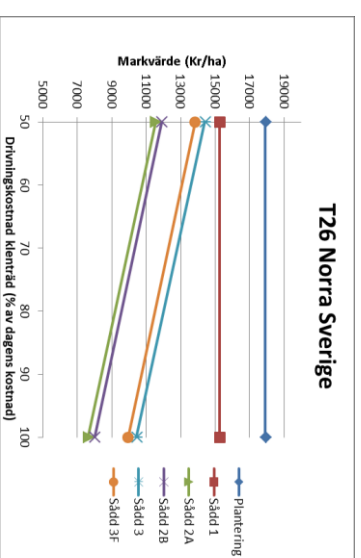
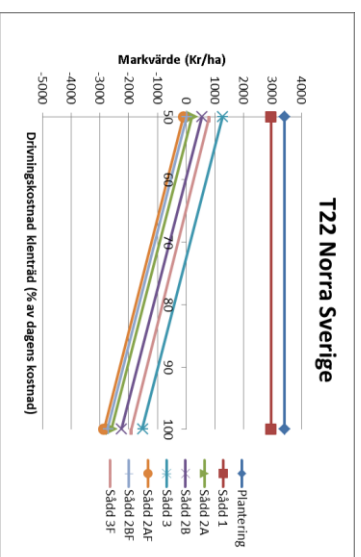
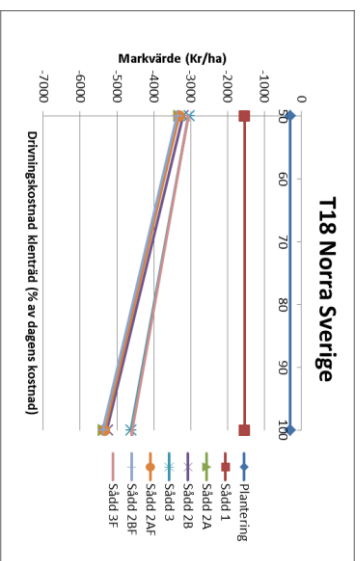
Figur 62.
Känslighetsanalys med varierande ränta, en röjning.



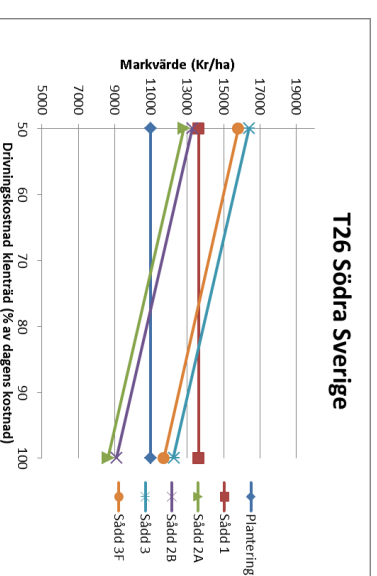
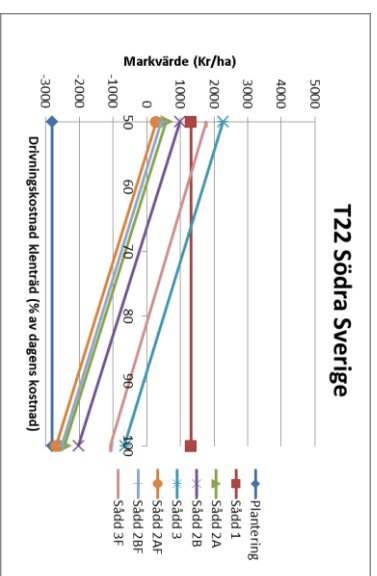
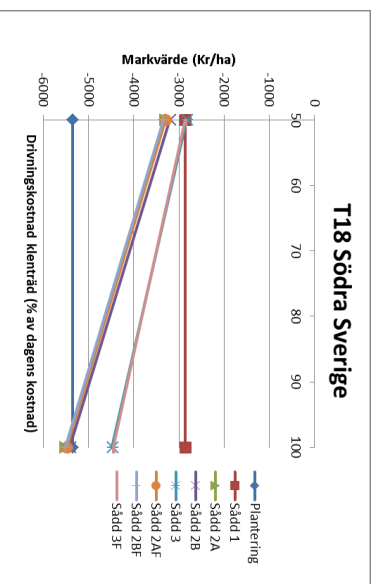
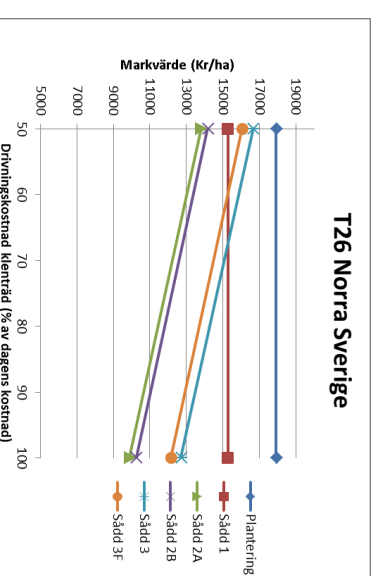
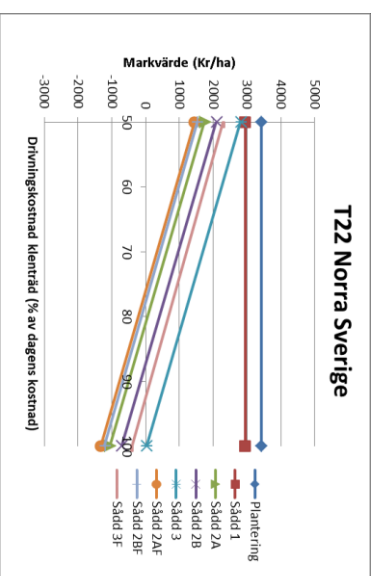
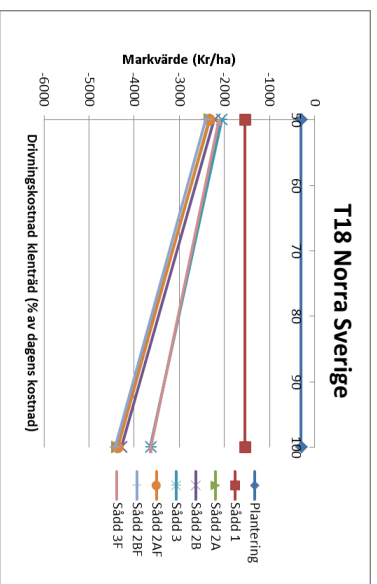
Figur 63.
Känslighetsanalys med varierande energipris, två röjningar.



Figur 64. Känslighetsanalys med varierande energipris, en röjning.



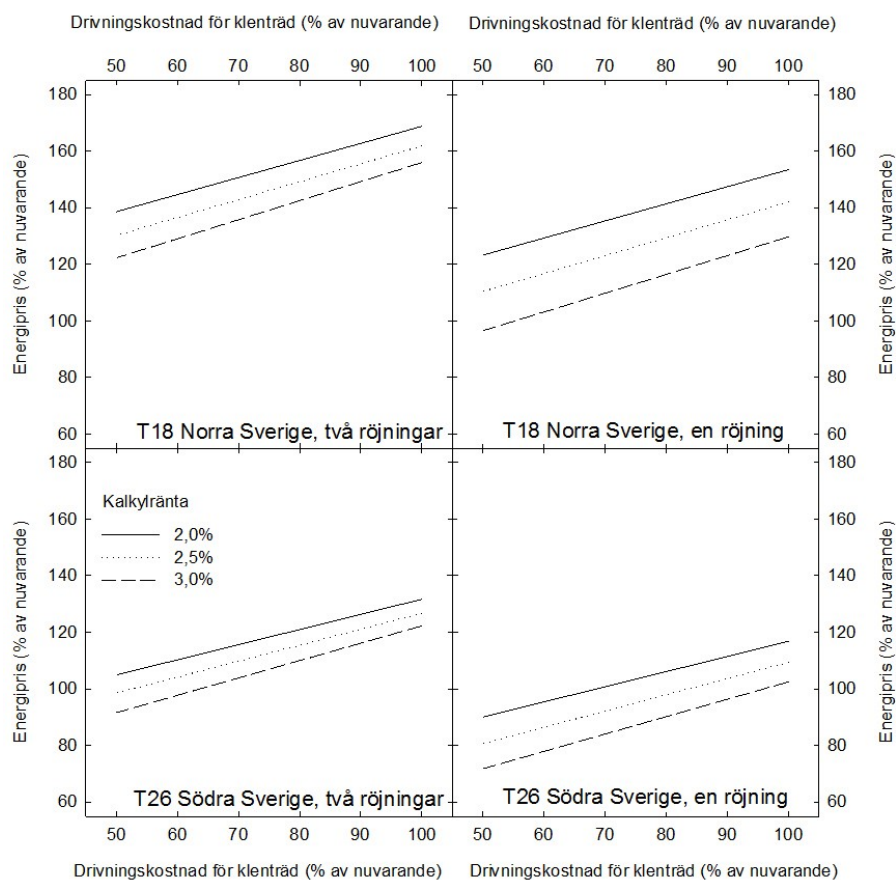
Figur 65.
Känslighetsanalys med varierande drivningskostnad för klientråd, två röjningar.



Figur 66.
Känslighetsanalys med varierande drivningskostnad för kienträd, en röjning.

Känslighetsanalys av kombinerade effekter

För att undersöka effekterna av samtidiga förändringar i energipris och drivningskostnader vid olika räntor jämfördes break-evenpunkter mellan systemen 1 och 3 på ståndorterna T18 Nord och T26 Syd (Figur 67).



Figur 67. Break-evenpunkter mellan konventionellt förband (System 1) och tät förband (System 3) vid givet energipris och drivningskostnad för klenträ. Exempel för de två ståndorterna med lägst markvärde (T18 Nord) och högst markvärde (T26 Syd) och för alternativ med en eller två röjningar.

Analysen visar att med dagens drivningskostnader och energipris så är det alltid konventionellt förband som ger det högsta markvärdet. Enligt Iwarsson-Wide (2010) ger den tekniska och metodmässiga utvecklingen en rimlig förbättringspotential på ca 30 %. En sänkning av drivningskostnaden för klenträ med 30 % skulle innebära att det täta förbandet (System 3) på en T26 i södra Sverige är att föredra, under förutsättning att man klarar sig med en röjning. Om energipriset sjunker till 80 % av dagens, så kommer inte ens en 30 % reducering av drivningskostnader för klenträ att ge ett högre markvärde för täta förband än konventionella. Om energipriset däremot stiger med 20 % så kommer System 3 att ge högre markvärde än konventionellt förband på T26 med en röjning även med dagens drivningskostnader. Med ett 20 % högre energipris kombinerat med 30 % reducerad drivningskostnad så blir System 3 det ekonomiskt bästa på alla T26 och T22 samt i vissa fall även på T18. En högre kalkylränta gynnar generellt alternativet med tät förband i analyserna.

BIOLOGISK MÅNGFALD

Inledning

De analyserade skötselscenarierna innebär att ungskogarna och i viss mån gallringsskogarnas struktur kommer att förändras, framför allt när det gäller stamtäthet men också när det gäller inslag av löv. Det är rimligt att anta att dessa förändringar också påverkar förekomst, mångfald och artsammansättning av de organismer som lever där.

Trots att forskning kring skogens biologiska mångfald ökat markant under de senaste ca 30 åren är fortfarande studier som rör ungskogar och dess skötsel, relativt ovanliga (Widenfalk och Weslien, 2009; Lundström m.fl., 2012). De studier som finns från boreala skogar behandlar främst kärlväxter (Widenfalk och Weslien, 2009) och vedlevande insekter (Djupström m.fl., 2012; Hjalten m.fl., 2007) men även hur man kan ta tillvara till exempel de höga lövandelarna i unga skogar för framtida naturvärden (Lundström m.fl., 2012). De flesta hänsynsätgärderna, som exempelvis högkapning, utförs i samband med slutavverkning, men eftersom dessa substrat kommer att fortsätta vara viktiga för många organismer så kommer ungskogens struktur också vara viktig för hur substraten kan utnyttjas.

Det här kapitlet syftar till att sammanställa den befintliga kunskapen när det gäller hur ungskogarnas struktur, t.ex. lövinslag och täthet, påverkar de organismer som finns där, deras artsammansättning och artrikedom. Detta görs dels utifrån den kunskap vi har från studier som faktiskt utförts i boreala ungskogar, dels utifrån vad grundläggande ekologiska teorier kan säga oss, exempelvis successionsbiologi och teorier om störningars betydelse för artsammansättning. Sammanställningen innebär också att viktiga kunskapsluckor kan identifieras.

Kapitlet inleds med en beskrivning av ungskogarnas ekologi, deras betydelse och påverkan på olika organismsamhällen. En kort jämförelse med de naturliga, av människan opåverkade ungskogarna görs också. Därefter görs en kunskaps-sammanställning om de olika strukturer som är viktiga att beakta i ett artbevarande- och mångfaldsperspektiv samt hur olika röjningsregimer och ungskogsstrukturer kommer att påverka olika organismer. Med detta som utgångspunkt görs en mer specifik analys av de fyra olika skötselscenarier vi har valt att studera genom hela denna rapport.

Ungskogarnas roll för skogens ekologi och artsammansättning

I samband med stora störningar eller avverkningar, då huvuddelen av de äldre träden försvinner, skapas utrymme för förnyring av trädskiktet. Det ger också möjlighet för många andra organismer att etablera sig under de nya närings- och ljusförhållandena. Flera studier har exempelvis visat att ungskogsfasen hyser många arter av kärlväxter vilka annars har svårt att klara de mörka äldre skogarna med slutet trädskikt, se till exempel (Widenfalk och Weslien, 2009). Detsamma gäller många insekter som lever i död ved. Störningar som t.ex. stormar skapar inte bara ökade mängder död ved. De gör också att solexponeringen av den döda veden ökar, vilket gynnar många av de värmekrävande insekterna (Weslien m.fl., 2011). Många av de arter som etablerar sig i hyggesfasen kan leva kvar en tid i den uppväxande skogen, medan andra försvinner snart efter att kronskiktet slutit sig.

Successionen (i biologisk mening, hur förekomsten av arter förändras över tid) har därför en mycket viktig roll när det gäller förutsättningarna för mångfalden av arter i skogen. Den biologiska mångfalden är alltså resultatet av en ständigt pågående förändring snarare än ett statiskt tillstånd och de tidiga successionsstadierna är viktiga inte bara i sig själva utan också för att de påverkar hur de senare stadierna kommer att se ut.

Det som sker i ungskogen kommer att påverka den uppväxande skogen under en lång tid framåt, oavsett om det handlar om en ungskog helt opåverkad av människan eller en brukad produktionsskog. De skötselåtgärder som utförs här kommer att lägga grunden för det framtida beståndet, inte bara när det gäller kubikmeter gagnvirke, utan också den biologiska mångfalden (Widenfalk och Weslien, 2009; Hedwall m.fl., 2012).

De naturliga och de brukade skogarna

I naturliga skogar, som i stort sett är opåverkade av mänsklig aktivitet, är alla stora förändringar och föryngringar av bestånd relaterade till störningar som exempelvis brand eller storm. De unga bestånd som etablerar sig efter dessa störningar är avsevärt annorlunda jämfört med de bestånd som föryngras i ett kommersiellt skogsbruk (Franklin m.fl., 2002; Ylisirniö m.fl., 2012). Ofta följs exempelvis omfattande, beståndsförgörande bränder av en fas av mycket stark etablering av olika lövträd med god koloniserings- och etableringsförmåga, s.k. lövbrännor. Dessa täta lövbestånd övergår sedan i mer barrdominerade bestånd om inte nya störningar påverkar beståndet. (Hellberg m.fl., 2003). I naturliga skogar blir också variation i trädens etablering stor. Detta innebär att det skapas bestånd som är variabla både när det gäller trädslag och luckighet, bestånd som också ofta har ett stort inslag av död ved (Ylisirniö m.fl., 2012).

De brukade skogarnas struktur varierar naturligtvis mycket beroende på hur det sköts. Jämfört med obrukade skogar kan man säga att brukade skogar är mycket mer likformiga i sin struktur (Franklin m.fl., 2002) och ofta är dominerade av ett trädslag. Den naturliga tidiga successionen av trädföljd motverkas genom att man planterar tall eller gran och dessutom röjer bort mycket av det löv som naturligt etablerar sig. Ett annat resultat av föryngringen är att bestånden blir mer likformiga med avseende på stamtäthet, och de saknar större luckor som annars hade gett solexponerad ved och vegetation (Ylisirniö, 2012).

Ungskogen och de viktiga egenskaperna för biodiversitet

Man brukar lyfta fram tre strukturtyper som är särskilt viktiga för den biologiska mångfalden i skogen: död ved, lövinslag och solexponering. Dessa parametrar är därför viktiga när man ska analysera effekterna av förändrad ungskogsskötsel på biologisk mångfald.

Sedan i början av 1990-talet, då bland annat en ny skogsvårdslag trädde i kraft, har hänsyn och åtgärder vidtagits för att öka mängden död ved i samband med slutavverkning, exempelvis i form av högstubbar. Även om den döda veden skapas i hyggesfasen (eller vid stora naturliga störningar som brand) så kommer denna ved snart att finnas i den uppväxande ungskogen och därmed utgöra ett mycket viktigt substrat för ungskogens biologiska mångfald. På senare år har man kunnat visa att den skapade döda veden, precis som naturligt uppkommen död ved, är viktig för många arter av exempelvis vedlevande insekter som annars skulle ha svårt att klara sig i den brukade skogen (Weslien m.fl., 2011; Hjalten m.fl., 2007).

Ungskogar kan ofta växa sig mycket täta. Det gäller framför allt brukade skogar som föryngras med plantering och som ofta blir både homogena och täta. De täta ungskogarna kan oftast gynna många av de arter som inte klarar hyggesfasen särskilt bra (Dahlberg m.fl., 2012). Å andra sidan leder täta ungsskogar till att den döda veden blir mindre solexponerad. Detta påverkar ofta de vedlevande insekternas möjligheter att utnyttja veden, (Weslien m.fl., 2011). Graden av solexponering påverkar också markvegetationen (Widenfalk och Weslien, 2009) och sannolikt också andra markorganismer. En viktig sak att beakta när det gäller biologisk mångfald i ungskogar är därför hur täta eller luckiga bestånden är. Graden av röjning kan därför vara en viktig faktor för den biologiska mångfalden i ungskogar.

I ungskogsfasen sker det naturligt en omfattande etablering av lövträd. I de boreala områdena handlar det mest om björk, asp och al. Dessa trädslag har också visats vara viktiga för den biologiska mångfalden (Rosenvald och Löhmus 2008; Tikkanen m.fl., 2006). Exempelvis har aspen ett stort antal ovanliga lavar knutna till sig (Kuusinen 1994), men även många ovanliga skalbaggsarter (Ranius m.fl., 2011; Tikkanen m.fl., 2006). Dock är de unga träden som etablerat sig i ungskogsfasen inte lika artrika som de äldre träden (Uliszka och Angelstam, 2000; Uliszka och Angelstam, 1999). Ur naturvårdssynpunkt är det alltså viktigt att spara lövträd även vid gallring för att skapa möjligheter för arter som utnyttjar grova lövträd. Lövrika bestånd är också viktiga för många fåglar (Wiktander m.fl., 2001). Det beror främst på förekomsten av några viktiga insektsarter som utgör deras basföda. Här kan även klenare träd vara viktiga, vilket innebär att förekomsten av lövrika ung- och gallringsskogar kan vara av stor betydelse. Skötselsystem som gynnar lövrika ungskogsbestånd kan därför sägas ha en positiv effekt, även om det i senare skeden röjs bort.

Täta ungskogar, röjning och effekten på olika organismgrupper

Man kan förenklat säga att de artgrupper som är känsliga för huggningsingrepp, på grund av att de är känsliga för ljus och uttorkning, också är de som skulle gynnas av täta ungskogar. De organismer som vill ha solexponering gynnas däremot av mer öppna ungskogar. Berg m.fl., (1995) analyserade dåvarande rödlistor, med 1 201 rödlistade skogsarter (Ahlén och Tjernberg, 1992; Ehnström m.fl., 1993) och visade hur olika artgrupper skiljer sig åt ifråga om tolerans för huggningsingrepp. Gruppen kryptogamer, och de ingående organismgrupperna mossor och svampar, var den som visade sämst tolerans mot huggning, med en ganska liten variation inom gruppen. Även många andra studier har visat att bland de organismgrupper som klarar en öppen fas sämst hittar vi mykhorrizabildande svampar samt mossor i fuktiga miljöer (Dahlberg, 2011). Hos dessa grupper finns bland annat arter som enbart sprider sig vegetativt och är beroende av fuktiga miljöer för sin spridning. För att överleva den öppna hyggesfasen är det därför en fördel för dessa arter om den uppväxande skogen snabbt sluter sig och beskuggar de kvarlämnade substraten. De kommer sannolikt också att gynnas av en utebliven röjning, vilket har indikerats i bland annat en studie av Dettki och Esseen (1998).

När det gäller mykorrhizasvampar kommer deras biomassa också att gynnas av den snabbt uppväxande, täta ungskogen med dess höga fotosyntes. Artantalet däremot kommer antagligen att bli lägre, då dessa skogar ofta är mycket homogena och därmed innehåller färre mikromiljöer för olika svamparter att kolonisera (Dahlberg, muntligen).

Flera studier visar att det bland kärlväxter och flera djurgrupper finns artgrupper som klarar öppna skogsmiljöer bra och till och med gynnas i dessa. Ett exempel är att artrikedomen av kärlväxter ofta missgynnas när skogen blir allt för tät (Widenfalk och Weslien 2009; Moora m.fl., 2007). Widenfalk och Weslien (2009) kunde också visa att tidiga röjningsingrepp var betydelsefulla för kärlväxtrikedomen till dess att skogen blev över ca 60 år gammal.

Öppna skogar med hög solexponering gynnar också många vedlevande insekter. Om den omgivande vegetationen snabbt blir för tät kommer mycket av den döda veden, som i ungskogsfasen befinner sig i ett mycket lämpligt nedbrytningsstadium, inte att utnyttjas p.g.a. det försämrade mikroklimatet (Lindhe m.fl., 2005). Minskad röjning kan därför ytterligare försämra för dessa insekter. Man har också visat att högstubbar som står placerade i luckor kan behålla en högre förekomst av insekter under en längre tid än de som beskuggas (Weslien m.fl., 2011; Djupström m.fl., 2012). Innebär skötselalternativen dessutom att mängden död ved minskar innebär det en ytterligare försämring för dessa organismer, som då både får en mindre mängd och en sämre kvalitet av dessa substrat.

När det gäller lavar är bilden mer komplex. Många arter verkar vara beroende av beskuggning medan andra tvärtom gynnas av solexponering. Exempelvis har man visat att artrikedomen av lavar blir högre i skogar med stort ljusinsläpp (Marmor m.fl., 2012). Å andra sidan visar andra studier på att förekomsten av lavar och artrikedomen blir högre i äldre och tätare skogar (Dettki och Esseen, 1998).

För däggdjur och fåglar verkar i allmänhet tätare bestånd vara mer gynnsamt. För små däggdjur (såsom hare och olika gnagare) finns det bland annat studier som visat på negativa effekter av röjning (Etcheverry m.fl., 2005). Dessa effekter har förklarats med att de röjda bestånden hade färre antal trädslag men också att skyddet mot predatorer blev sämre. Även för fåglar, som exempelvis lavskrikor och mesar, har man visat att predationsrisken från rovfåglar minskar betydligt om undervegetationen och vegetationen runt bohål är tätare (Eggers m.fl., 2002). Om dessutom de tätare ungskogarna innehåller högre inslag av lövträd så kan detta ytterligare, som beskrivet i föregående avsnitt, att gynna fåglarna (Wiktander m.fl., 2001).

Genomgången av de olika artgrupperna ovan visar på den konflikt som råder när det gäller att gynna en generell biologisk mångfald, i alla fall om man ser det på lokal- eller beståndsnivå. Det är därför viktigt med variation – att både på mindre och större skala se till att både öppna och slutna skogspartier är representerade. Det är rimligt att göra bedömningen att i de ungskogsbestånd som är både täta och lövrika finns en större potential att skapa förutsättningar för mer varierade bestånd, om man tillämpar en röjning och gallring som inte är helt homogen. Man kan även tillgodose behoven hos de olika organismgrupperna genom att lämpliga miljöer finns representerade på landskapsnivå, medan det på beståndsnivå då kan skötas mer homogent.

Analys av våra specifika scenarier

Stamtäthet och solexponering

Alternativet med bränsleuttaget vid tidpunkten för normal förstagallring (Scenario 3) utmärker sig markant från övriga scenarier vad gäller stamtäthet, eftersom man i detta scenario väntar längre innan man glesar ut beståndet. Alla alternativa scenarier (2A, 2B och 3) innebär en tätare ungskog än basbeståndet och denna täta period blir då länge än för scenariot med sent biobränsleuttag (3) (Figur 69).

Lövinslag

Skillnaden i lövandelar mellan de olika scenarierna är liten. Lövandelen i biobränslealternativen är något högre i T18-bestånden, främst då i alternativet med bränsleuttag i förstagallringen (3) (Figur 68). Då bestånden är tio meter så har alla alternativa scenarier en högre lövandel än vad basbeståndet har, men denna skillnad har försvunnit helt efter första gallring.

Stående och liggande död ved

Inte heller för mängden död ved får vi någon stor effekt av de olika skötselalternativen. För T18-bestånden så blir volymerna liggande död barrved vid slutavverkning något större i Alternativ 2A och 2B jämfört med basalternativet, medan volymen stående död barrved blir lägre för Alternativ 3 (Figur 70). I de bördigare bestånden blir mängden död ved vid slutavverkningen i stort sett densamma oavsett skötselalternativ, även om mängden stående död ved minskar (men väldigt liten förändring) för Alternativ 3 även i dessa bestånd. Däremot kan vi se att den döda veden bildas i något olika omfattning under olika delar av omloppstiden.

Konsekvenser för biologisk mångfald

Effekterna av de alternativa biobränslescenarierna måste generellt bedömas som relativt små. När det gäller lövinslaget kan biobränslescenarierna endast betraktas som marginellt bättre än basalternativet. När det gäller lövandelar är det endast i T18-bestånden med biobränsleuttag vid förstagallring (Scenario 3) som andelen löv är något högre än i bassystemet. De högre stamtätheterna i ungskogen gör dock att mängden löv ofta blir högre, vilket exempelvis kan gynna fåglar i form av föda. Riktigt värdefulla blir dock lövträden först i gallringsfasen och då är både lövandelar och lövmängd lika i alla scenarier.

Detsamma gäller för mängden död ved. Sett över alla bördighetskategorier blir troligen effekterna näst intill försumbara, även om mängden stående död ved minskar i Alternativ 3 i alla bördighetskategorier jämfört med basalternativet. I de fattigaste bestånden (T18) skulle organismer som kräver liggande barrved, t.ex. flera saprofytiska svampar, kunna gynnas av 2A och 2B-alternativen medan de som kräver stående död ved, t.ex. många vedlevande insekter, skulle missgynnas av Alternativ 3.

När det gäller stamtäthet, där skillnaden mellan skötselalternativen är större, är det rimligt att anta en viss påverkan på den biologiska mångfalden. De tätare ungskogarna kommer antagligen att leda till en viss minskning i artrikedomen av kärlväxter (Tabell 7). Detta gäller framför allt Scenario 3 som innebär täta bestånd på nästan 4000 stam/ha ända fram till förstagallringen (Tabell 7, Figur 68). Även för de vedlevande insekternas del innebär sannolikt den tätare ungskogen något försämrade villkor (Tabell 7), i linje med de tidigare resonemangen om gruppens beroende av solexponerad ved.

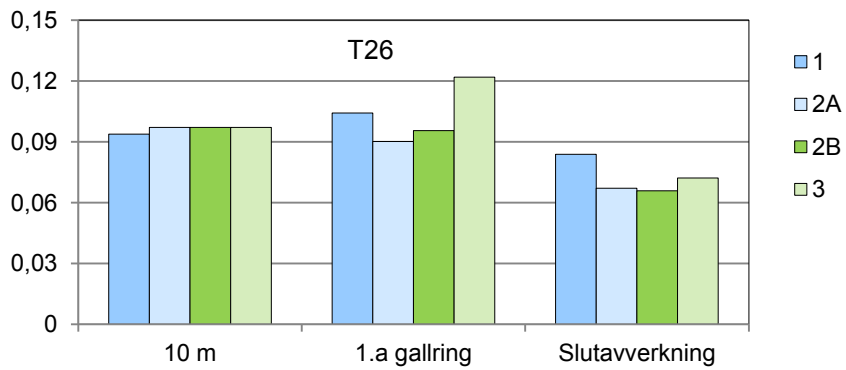
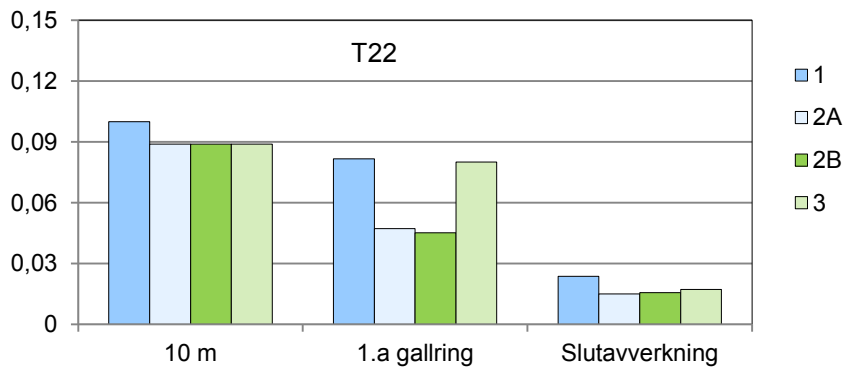
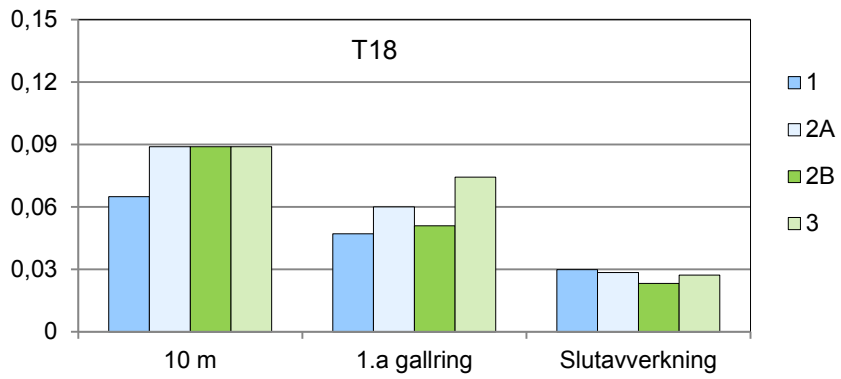
Som vi tidigare nämnt visar studier på lavar väldigt olika resultat när det gäller beståndstäthet. Det är därför svårt att säga vilken effekt de olika scenarierna skulle kunna ha på denna grupp, men med de små förändringar det handlar om är troligen skillnaden mellan bassystem och övriga scenarier obetydlig.

För mykorrhizasvampar bedöms de tätare ungskogsscenarierna leda till en högre biomassa, på grund av ökad fotosyntes hos de växande träden. Dock bedöms artrikedomen av svampar minska på grund av att bestånden är mycket homogena. En samlad bedömning blir därför att effekten av de tätare ungskogarna på mångfalden av mykorrhizasvampar är svagt negativ (Tabell 7).

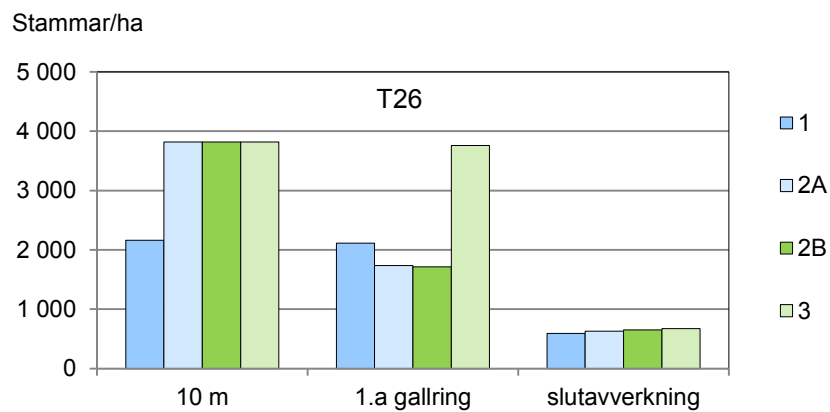
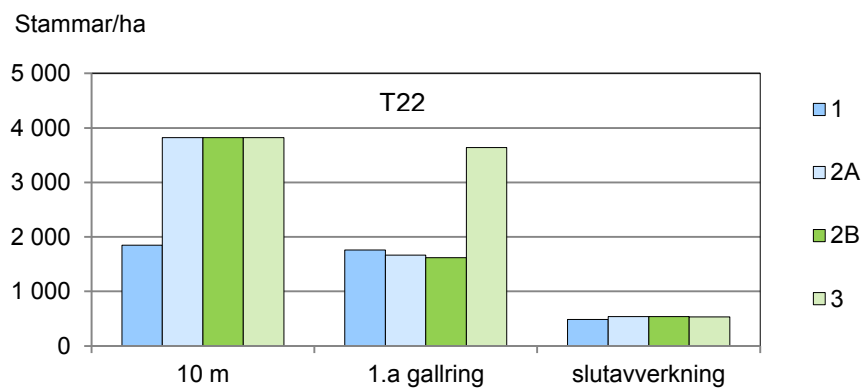
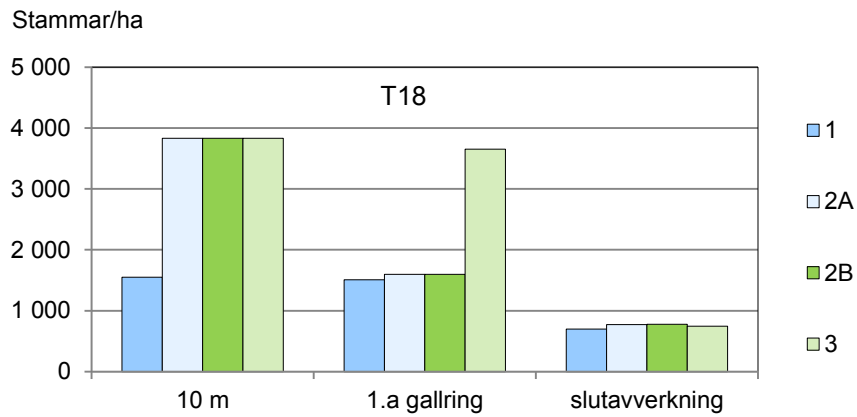
Det är rimligt att anta att de organismer som är känsliga för uttorkning som exempelvis mossor kommer att klara sig bättre i en tätare ungskog (Tabell 7). En osäkerhet här är dock hur dessa populationer klarar av hyggesfasen och tiden fram till dess att ungskogen blivit tät, och om de alls kan dra någon nytta av de tätare ungskogarna. I de scenarier som studeras här är ju skötseln lika fram till den andra röjningen.

Även för fåglar och däggdjur är det antagligen så att de tätare ungskogsalternativen är något bättre än basalternativet (Tabell 7). Detta framför allt på grund av den ökade möjligheten till skydd. Då en tätare ungskog innebär högre lövinslag kan det antagligen ytterligare gynna många fåglar, vilket redan nämnts.

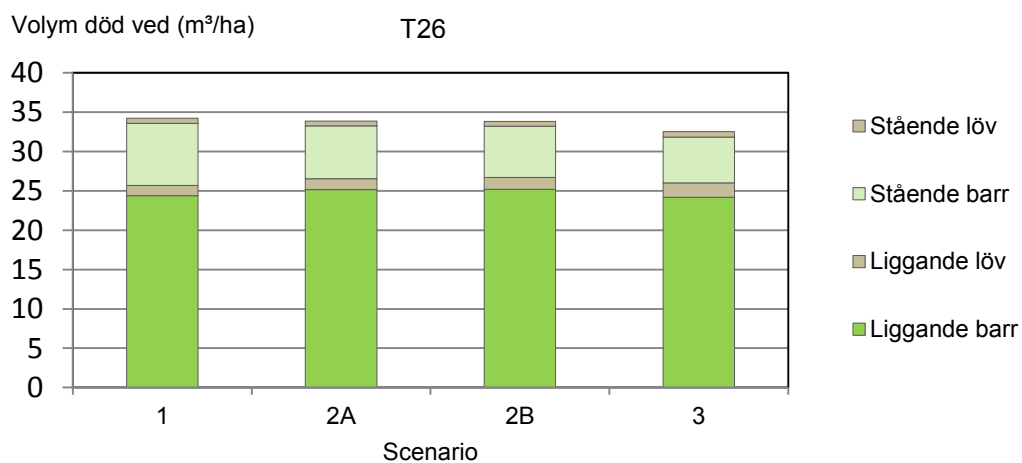
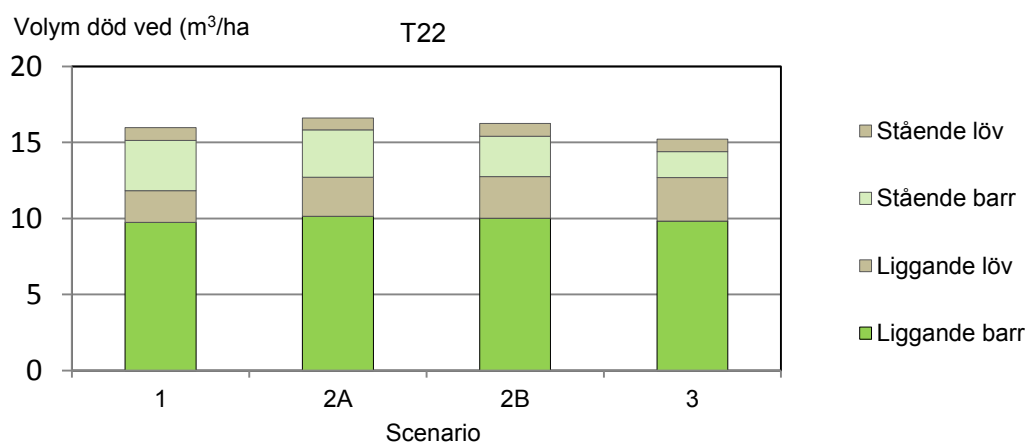
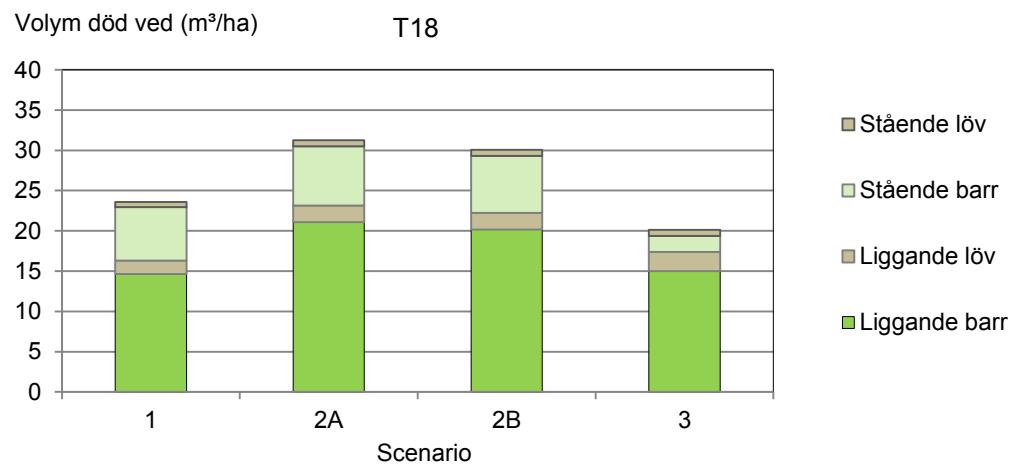
Avslutningsvis bör man notera att en ytterligare fördel med de täta alternativen är att de innebär större möjligheter för mer heterogena och lövrika bestånd i framtiden om man anpassar bränsleuttag och gallring något. I skötselalternativ som innebär ökade mängder löv i ungskogen skapas exempelvis bättre förutsättningar för att spara och gynna grövre lövträd vid framtida gallringar och slutavverkningar.



Figur 68. Resultatet av Ingvar-simulering med avseende på lövandelar i bestånden, uppdelat på tre olika bördighetsnivåer och avläst då träden är 10 m höga, vid tidpunkten för 1:a gallring samt vid slutavverkning.



Figur 69.
 Resultatet av Ingvar-simulering med avseende på total stamtäthet i bestånden, uppdelat på tre olika bördighetsnivåer och avläst då träden är 10 m höga, vid tidpunkten för 1:a gallring samt vis slutavverkning.



Figur 70.
Resultatet av Heureka-simulering med avseende på volymen död ved vid slutavverkning, uppdelat på tre olika bördighetsnivåer.

Tabell 7.

Sammanfattning av bedömningen av effekter på biologisk mångfald i olika organismgrupper.

	Lavar	Mossor	Svampar	Kärlväxter	Vedinsekter	Däggdjur och fåglar
2A	0	+	-	-	-	+
2B	0	+	-	-	-	+
3	0	++	-	-	-	++

Slutsatser

Generellt bedöms effekterna av biobränsleuttag enligt de tre scenarierna vara ganska små. Scenario 3 är det som uppvisar den största avvikelser från basalternativet, med tätare bestånd ända fram till förstagallring.

Kärlväxter, vedlevande skalbaggar och mykhorrizasvampar bedöms klara sig något sämre i biobränslealternativen.

Mossor, liksom fåglar och däggdjur bedöms klara sig något bättre i de tätare och något mer lövrika biobränslealternativen.

En ytterligare fördel med de täta alternativen är att de innebär större möjligheter att skapa mer heterogena bestånd om man anpassar bränsleuttag och gallring något.

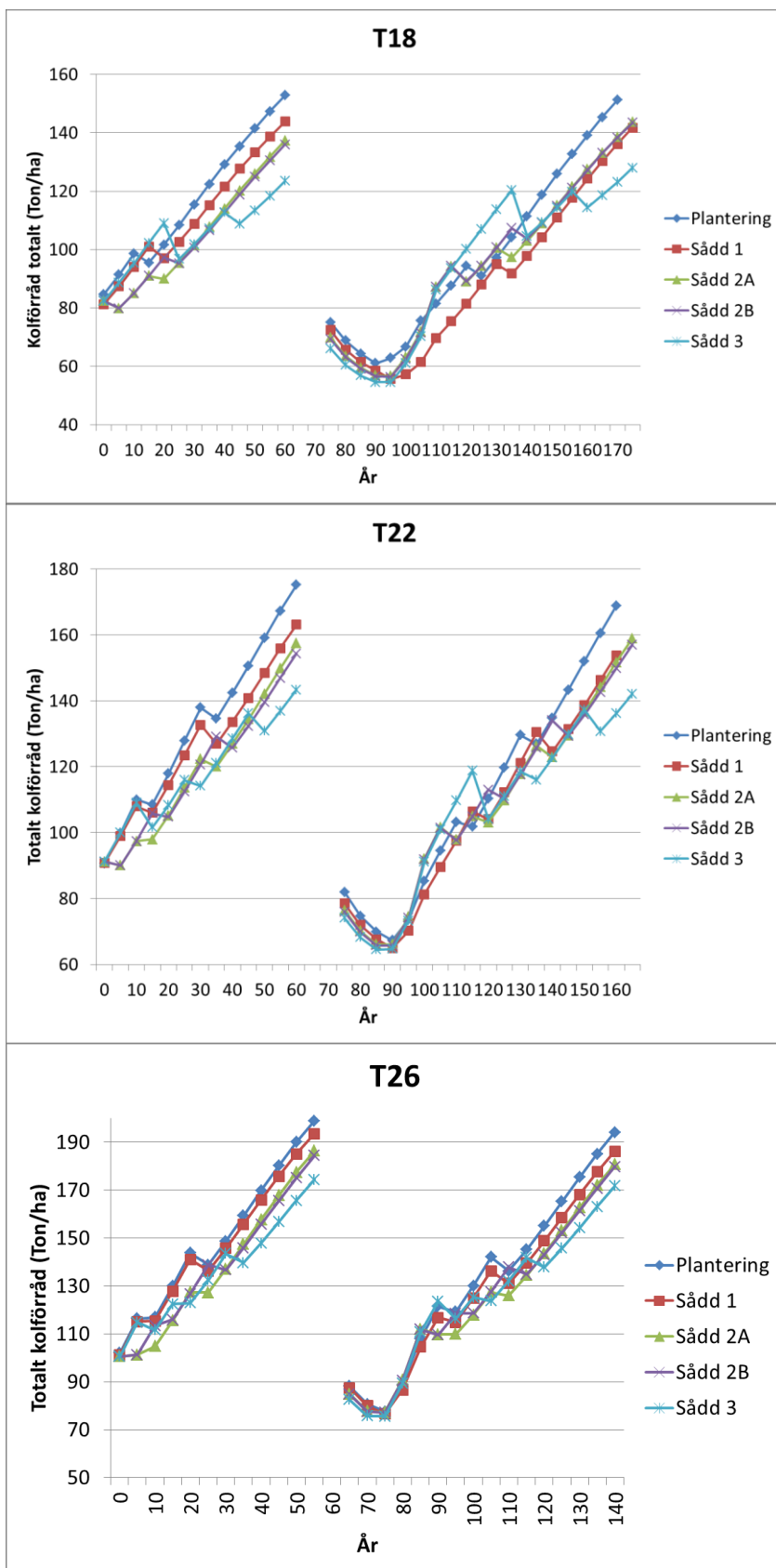
Om skötselalternativen innebär ökade mängder löv är detta både direkt positivt i ungskogen men kan också skapa bättre förutsättningar för att spara fler grövre lövträd, vilka har ett högre värde för den biologiska mångfalden, vid framtida gallringar och slutavverkningar.

EFFEKTER PÅ KOL I TRÄD OCH MARK

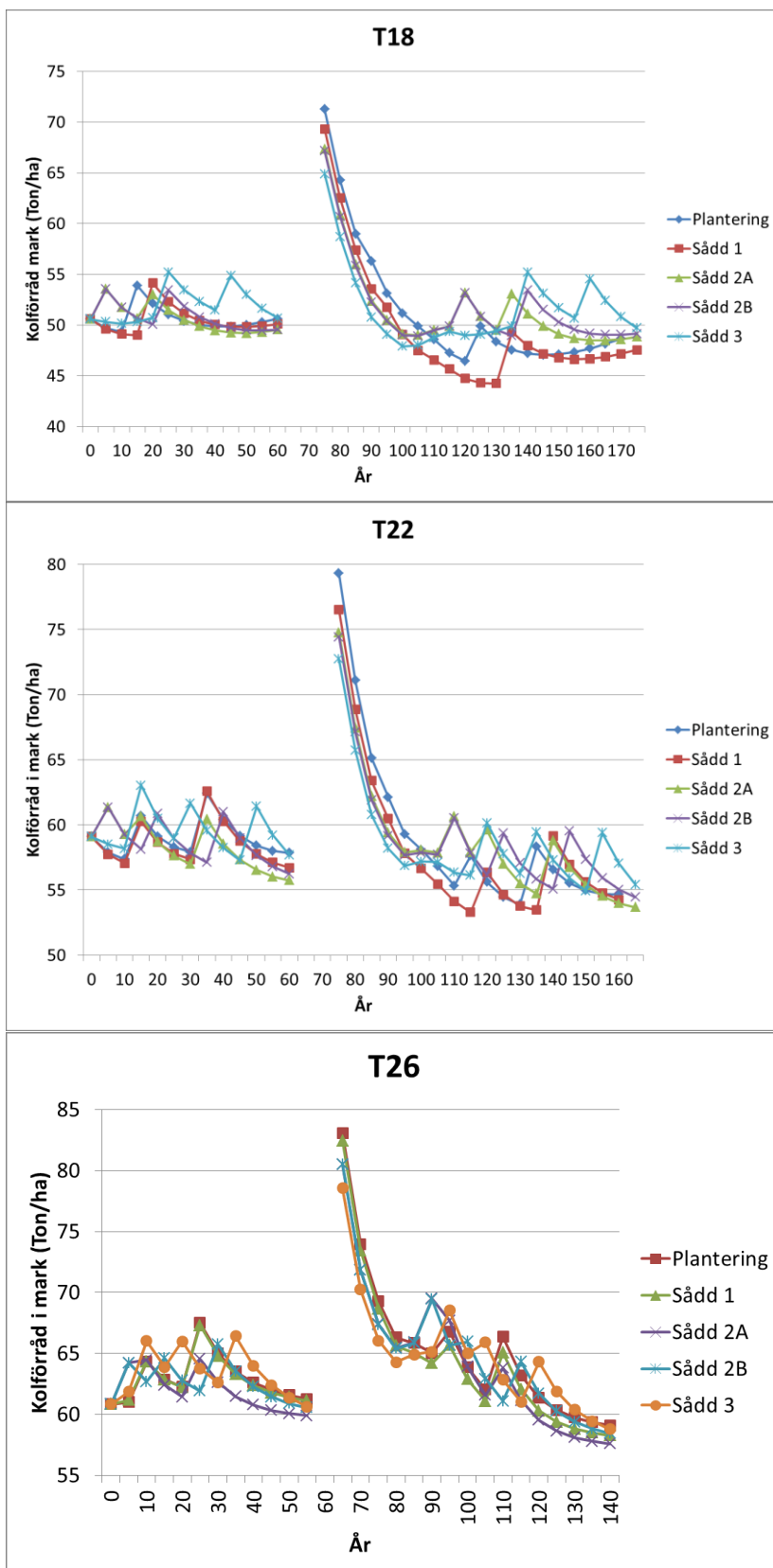
Kolförrådets utveckling över tiden illustreras i Figur 71 för ”totalkol” och i Figur 72 för ”markkol”. Prognoserna är gjorda med startpunkt i bestånden vid ca 10 m övre höjd. För att skötseln i föregående omloppstid skall påverka utfallet så har vi analyserat hela omloppstiden efter den första slutavverkningen.

Som framgår av Figur 71 och 72 så varierar det totala kolförrådet mycket under omloppstiden framför allt för att trädens biomassa går från att utgöra 0 % av det totala kolförrådet på hygget till att representera 65–70 % av kolförrådet i slutavverkningsskogen. I genomsnitt över omloppstiden utgör trädens biomassa ca 50 % av det totala kolförrådet.

Systemen med täta ungskogsförband har en högre biomassa i ungskogsfasen och lagrar därmed mer kol från röjningen och fram till det första bränsleuttaget. Under senare delen av omloppstiden är förhållandet det motsatta med lägre kolförråd i systemen med täta ungskogar. Även i hyggesfasen och fram till röjningen har systemen med täta ungskogar lägre kolförråd eftersom den skog som slutavverkades hade lägre biomassa och därmed har tillfört marken mindre kol vid slutavverkningen i form av stubbar, rötter, barr och kvistar.



Figur 71,
Totala kolförrådets (träd + mark) utveckling över tiden vid olika skötselscenarier och på de tre ståndorterna.



Figur 72.
Kolförråd i mark, utveckling över tiden vid olika skötselscenarier och på de tre ståndorterna.

Genomsnittsvärden för kolförrådet över en omloppstid finns sammanställda i tabell 8. Genomsnittligt markkol påverkas mycket lite av skötselsystem, medan totalt kol påverkas något mer. Planteringsalternativet ger högst genomsnittligt förråd över en omloppstid. Detta beror framför allt på den högre tillväxten till följd av att förädlade plantor används. Bland de system som baseras på sådd så är skillnaderna mindre. De konventionella förbanden har något lägre kolförråd än de täta förbanden på T18 och T22 medan det omvända gäller för T26.

Tabell 8.
Genomsnittligt kolförråd över omloppstiden (Ton/ha) för olika ståndorter och skötselsystem.

	P	1	2A	2B	3
Kol i mark					
T18	51	50	52	52	52
T22	59	58	59	59	59
T26	65	64	64	65	65
Totalt kol					
T18	98	90	95	95	94
T22	111	105	108	109	106
T26	132	127	124	125	123

EMISSIONER OCH ENERGIFÖRBRUKNING

Sammantagna emissioner per skötselalternativ

Beräkningarna följer de principer och resultat som beräknats för skogskötsel och drivningsåtgärder. Utsläppen av klimatgaser samvarierar med antal och omfattningen av åtgärderna under 100 år, (Tabell 9). Generellt ökar utsläppen av klimatgaser med högre bonitet, ca 1 100 kg till ca 2 900 kg per hektar och hundra år i BAS, ingen skillnad mellan norra och södra Sverige men högre för gran än för tall. Scenariot täta ungskogar, TÄT, med endast tall ger mycket högre emissioner än BAS och de ökar med högre boniteter. Det ger ca 2 900 till ca 4 500 kg per hektar och 100 år i norra och södra Sverige (tall) samt ca 3 600 till ca 4 800 kg i Södra Sverige.

Tabell 9.
Utsläpp av klimatgaser för samtliga skötselalternativ, kg GWP per 100år och hektar,

BAS	HÖGSTA TÄT			
	Norra Sverige	Södra Sverige	Norra Sverige	Södra Sverige
Scenario			N Sv	S Sv
T18	1 081	1 078	2 870	2 878
T22	1 280	1 289	3 131	3 139
T26	2 474	2 483	4 527	4 535
G20	1 298	1 307		
G26	1 839	1 848		
G32	2 864	2 868		

I basalalternativet drar skogsodlings- och röjningsåtgärder drygt 100 kg, huvudsakliga utsläpp sker under gallring ca 170 till 800 kg samt slutavverkning ca 300 till 1 300 kg per hektar och 100 år. De högsta emissionerna uppstår vid avverkning på hög bonitet och speciellt av gran (Tabell 10). Grotavverkning står för betydelsefulla bidrag till de samlade utsläppen, ca 400 till nästan 900 kg per hektar och 100 år.

Tabell 10.

Utsläpp av klimatgaser för per åtgärd för skogstekniska arbets- operationer i BAS alternativet för samtliga skötsel scenarier i norra och södra Sverige, kg GWP per 100 år och hektar.

	NORRA SVERIGE					
	T18 BAS	T22 BAS	T26 BAS	G20 BAS	G26 BAS	G32 BAS
	GWP kg /ha	GWP kg/ha	GWP, kg/ha	GWP, kg/ha	GWP, kg/ha	GWP, kg/ha
Markb.	93	93	93	93	93	93
Plantering	26	26	26	26	26	26
Röjning löv	11	11	11	11	11	11
Röjning	2	2	2	2	2	2
E-uttag	0	0	0	0	0	0
1a Gallring	170	190	200	214	224	249
2a Gallring	0	172	252	0	263	292
3a Gallring	0	0	0	0	0	0
Slutavverkning	321	346	1231	320	468	1 333
Grot	458	441	661	633	752	860
Summa	1 081	1 280	2 474	1 298	1 839	2 864

	SÖDRA SVERIGE					
	T18 BAS	T22 BAS	T26 BAS	G20 BAS	G26 BAS	G32 BAS
	GWP, kg/ha	GWP, kg/ha	GWP, kg/ha	GWP, kg/ha	GWP, kg/ha	GWP, kg/ha
Markb.	97	97	97	97	97	97
Plantering	14	26	26	26	26	26
Röjning löv	10	10	10	10	10	10
Röjning	7	7	7	7	7	2
E-uttag	0	0	0	0	0	0
1a Gallring	170	190	200	214	224	249
2a Gallring	0	172	252	0	263	292
3a Gallring	0	0	0	0	0	0
Slutavverkning	321	346	1231	320	1147	1 333
Grot	458	441	661	633	752	860
Summa	1 078	1 289	2 483	2 054	2 483	2 868

Tabell 11.

Utsläpp av klimatgaser för per åtgärd för skogstekniska arbets- operationer för TÄT alternativet för samtliga skötselscenarier i norra och södra Sverige, kg GWP per 100 år och hektar.

NORRA SVERIGE						
	T18 1.A.1	T18 1.B	T22 1.A.1	T22 1.B	T26 1.A.1	T26 1.B
	GWP kg/ha	GWP kg/ha	GWP, kg/ha	GWP, kg/ha	GWP, kg/ha	GWP, kg/ha
Markberedning	0	0	0	0	0	0
Plantering	15	15	15	15	15	15
Röjning löv	11	11	11	11	11	11
Röjning	8	8	8	8	8	8
E-uttag	0	204	92	209	117	0
1a Gallring	189	0	112	0	97	0
2a Gallring	0	126	151	126	186	161
3a Gallring	0	0	0	138	0	259
Slutavverkning	868	631	863	757	1 436	1 330
Grot	456	355	405	372	612	569
Summa	1 548	1 350	1 658	1 637	2 483	2 353

SÖDRA SVERIGE						
	T18 1.A.1	T18 1.B	T22 1.A.1	T22 1.B	T26 1.A.1	T26 1.B
	GWP, kg/ha	GWP, kg/ha	GWP, kg/ha	GWP, kg/ha	GWP, kg/ha	GWP, kg/ha
Markberedning	0	0	0	0	0	0
Plantering	28	28	28	28	28	28
Röjning löv	3	3	3	3	3	3
Röjning	12	12	12	12	12	12
E-uttag	0	204	92	209	117	0
1a Gallring	189	0	112	0	97	0
2a Gallring	0	126	151	126	186	161
3a Gallring	0	0	0	137		259
Slutavverkning	868	631	863	757	1 436	1 330
Grot	456	355	405	372	612	569
Summa	1 555	1 358	1 666	1 644	2 491	2 361

I TÄT-alternativet (Tabell 11) drar beståndsanläggning och skötsel blygsamma mängder av växthusgaser, generellt under 50 kg GWP per hektar och 100 år. E-uttag är en betydelsefull post och det utgör något hundratal kg per hektar och 100 år. Gallringarna är många och de bidrar med ca 200 kg GWP per hektar och 100 år. De olika slutavverkningsregimerna står för stora utsläpp av klimatgaser, som med grotskörd bidrar med nästan 2 000 kg. Dessa åtgärder varierar starkt med bonitet och beräknat skötselalternativ.

Utsläppen kan relateras till den mängd kol som lagras i och skördas som biomassa enligt tabell 4. Beräkningar visar att utsläppen vid skogskötsel och avverkning för en liten del av den mängd kol som binds i den skördade biomassan 0,4 till nästan 1,2 %. Andelen utsläpp är lägst i skötselalternativ med plantering och högst i bestånd med många ingrepp.

MARK, VATTEN OCH NÄRING

En skötselmodell med täta förband i ungskogsfasen leder till ett extra uttags-tillfälle med maskinell avverkning, vilket per automatik ökar risken för körskador (mark och stam) och markkompaktering, speciellt som detta extra uttag görs i unga bestånd där rotsystemen är ytligare och marken är mindre armerad.

I analyserade scenarier utfördes det extra bränsleuttaget i form av så kallad grovkvistning med relativt små uttag av de näringsrika trädfraktionerna. De större uttagen av GROT i samband med slutavverkning resulterade i störst totalt näringsuttag i basscenariet för samtliga ståndortsindex.

VILT-HABITAT OCH SKADOR

Anläggning av bestånd

Planterade gran- och tallplantor betas mer av älg och rådjur än självsådda plantor och anledningen torde vara bättre uppväxtförhållanden (mer näring och mindre konkurrens), vilket resulterar i högre kvalitet (Bergström och Bergqvist, 1997). Till exempel har experiment visat att granplantor som utsätts för konkurrens om näring och eventuellt vatten från omgivande vegetation får lägre kväveinnehåll och därigenom också aptitlighet för rådjur (Bergquist och Örlander, 1998).

Stamantal per hektar (tall)

Det finns samband mellan tillgänglig biomassa av tall och såväl mängd betad tallbiomassa som antal betade tallar (Härkönen, 1998). Relativt väl dokumenterat är sambandet mellan stamantal per ytenhet och procenten skadade stammar hos tall. I en studie från Mellansverige minskade andelen skadade tallar snabbt med ökande stamtäthet av tall upp till ca 5–6 000 stammar/ha (Wallgren m.fl., opubl.). Andel skadade tallar låg som lägst inom spannet ca 6 000–12 000 tallstammar/ha och visade därefter en svag ökning igen. Lyly och Saksa (1992) hittade en linjär minskning av betade tallstammar ner till snarlika 7 000 stammar/ha. Efter 11 000 stammar/ha ökade andelen betade tallstammar drastiskt.

Trädhöjd (tidpunkt för röjning)

Som älsäker höjd brukar anges 4–5 m och för att minska viltskadorna bör träden nå denna höjd fort. Om betestrycket och skadenivåerna i ett område är mycket höga kan man låta träden växa ur älgbeteshöjden innan slutröjning. Förväxande unga tallar löper högre risk att betas och skadas än lägre individer inom samma bestånd (Lyly och Saksa, 1992). Enligt Härkönen (2008) kan det vara så att höjdskillnaden mellan övertoppande lövträd och unga tallar möjligen är viktigare för skadenivåerna än trädslagsblandningen i sig. Därför torde det vara viktigt att lövröjningen görs innan lövet skjuter ifrån tallarna höjdmässigt (Härkönen, 2008).

Trädslagsblandning

Stort lövinslag och eller inslag av prefererade arter som asp och rönn kan öka risken för att även tallen betas och drabbas av skador (Heikkilä och Härkönen 1996, samt några finska referenser i Härkönen 1998). Dock finns det också studier där man inte har hittat något samband mellan täthet och/eller biomassa av lövträd och bete på tall (Härkönen, 1998; Bergqvist m.fl., 2012) eller skador på tall (Danell m.fl., 1991a, Wallgren m.fl., opubl.).

Skiktning och gruppställdhet

Tall som övertoppas av lövträd löper en högre risk att drabbas av stambrott som en följd av älgbete, än tall som inte övertoppas (Heikkilä och Härkönen 1993, Härkönen 1998). Studier har visat att skotten på tallar som undertrycks av björk kan vara lättare för älgen att tillgodogöra sig (de innehåller mindre fibrer och lignin) än skotten på tallar som inte undertrycks (Härkönen m.fl., 1998). Liknande samband har påvisats för tallar som undertrycks av förväxande tallar (Danell m.fl., 1991b).

Det finns ett rumsligt beroende (d.v.s. en positiv spatial autokorrelation) i skadefrekvenser för närliggande tallar (Wallgren m.fl., opubl.). Om en tall skadas löper dess närmaste granne en högre risk att också skadas (jämför med andra tallar i beståndet). Detta beroende har visat sig kunna upphöra redan vid ca 2 m avstånd mellan tallarna (Wallgren m.fl., opubl.).

Tidigare skadebild

Älgar och rådjur återbetar i hög grad tidigare betade tallstammar (Bergström och Bergqvist, 1997, Bergqvist m.fl., 2003), men även andra arter som t.ex. björk (Bergström, 1983). Flera morfologiska förändringar har observerats hos tallar som betats, bl.a. ökad förgrening, samt större individuella skott med avseende på diameter, längd och torrsvikt (Bergström och Danell, 1987). Dessa tillsammans med det faktum att trädets tillväxt ofta hämmas genom betet är troligen de viktigaste orsakerna till att betade träd återbetas. Trädets kemiska reaktion på bete, leder nämligen ofta till att de försämras som födoresurs för stora växtätare (Danell m.fl., 1994).

Bärris

Bärris är en viktig födoresurs för älgen under vår och höstmånaderna (Bergström och Hjeljord, 1987). Efter en skogsbruksåtgärd såsom huggning i mogen skog kan bärrisets förekomst såväl som täckningsgrad minska signifikant (Widenfalk och Weslien, 2009). Minskad beskuggning av blåbär vid öppning av krontaket kan dessutom leda till att växten ökar sin produktion av s.k. sekundärämnen (eller sekundära metaboliter), varav några kan vara giftiga eller minska näringsvärdet av växten för betande djur (Persson m.fl., 2012).

Konsekvenser av olika skötselalternativ

Eftersom stora växtätare rör sig över stora områden och gör olika skalrelaterade val när den söker sin föda (jmf. Senft m.fl., 1987), går det inte att ge en definitiv bild av hur åtgärder på beståndsnivå, som t.ex. efter röjning, kommer att påverka skadebilden i det aktuella beståndet utan att veta hur den övriga skogsstrukturen och mängden foder ser ut på landskapsnivå (jmf. också Månsson m.fl., 2007). Det ska vidare poängteras att resonemangen som följer gäller vid ”normala” vilttätheter och betestryck och att andra förhållanden kan råda i områden med mycket höga tätheter.

Tabell 12.

Förenklad tabell över ungskogsskötselalternativ med fokus på de höjder/åldrar då det mesta av viltskadorna sker.

Plantering bas			Naturlig för yngning bas			
År	Åtgärd	Stamantal efter åtgärd	År	Åtgärd	Stamantal efter åtgärd	Stamantal efter åtgärd
0	Plantering	2 200	0	Fröträdställning 100/ha		
			8	Avverkning fröträd		
10	Lövröjning (1,3 – 2,5 m höjd)		9	Enkelställning (1 m höjd)	5–10 000	5–10 000
14	Slutröjning (2,5 – 4,5 m höjd)	1 900	20	Slutröjning (2,5 – 4,5 m höjd)	1 900	4 000

För stora växtätare är det energimässigt fördelaktigt att förflytta sig så lite som möjligt samtidigt som intaget av föda är så stort som möjligt (t.ex. Gross m.fl., 1995 och inkluderade referenser). Vad gäller plantering eller självför yngning ger de två alternativen därmed grund för olika initiala betestryck och skadebilder. Medan självför yngrade tallplantor ofta är mindre begärliga för växtätare än planterade tallplantor, utgör de självför yngrade i regel en rikare födoresurs, p.g.a. av en generellt betydligt högre täthet och biomassa. Dock finns det studier som indikerar att tall som har tillgång till mycket näring kan ha bättre förutsättningar för att tåla och återhämta sig från bete, samt att de fortare växer ur beteshöjden, jämfört med tallar som har lägre tillgång till näring (Danell m.fl., 1991b). I det här fallet skulle självför yngrade tallplantor kunna motsvara de sistnämnda, eftersom de står tätt och utsätts för mer konkurrens om näring, samtidigt som de inte har försetts med näringsrikt substrat i ”planteringsstället”/växtstället.

Lyly och Saksa (1992) anger 4 000 stammar/ha som en nedre gräns för att utvecklingspotentialen i unga tallbestånd som utsätts för upprepat älgbete ska kunna bibehållas. Wallgren m.fl., (opubl.) skriver att vinsterna vad gäller minskande andel betesskadade tallstammar med ökad tallstamtäthet troligen blir små vid en stamtäthet som överstiger 6 000 stammar/ha. Med andra ord bör ungskogsskötselalternativet, där stamantalet ända fram till efter slutröjning ligger på minst 4 000 stammar/ha, ha goda förutsättningar för att få den lägsta andelen skadade tallstammar. Även om 2,5 m ofta anges som den högsta höjden som älgar når att beta på, ökar den för älgen tillgängliga biomassan på tallar ända upp tills träden når 4 m höjd (Kalén och Bergquist, 2004). Därför är det först vid sen slutröjning (>4 m höjd) som det slutgiltiga stamantalet torde bli mindre viktigt.

En tidig lövröjning innan lövet övertoppar tallarna har stöd i forskningslitteraturen. Dock finns det inte någon vetenskaplig grund för att en total lövröjning (d.v.s. att allt löv röjs bort) kommer att minska betning och skador på tallarna. Ett bättre alternativ kan vara att lövröjning görs på ett sådant sätt att lövet kan fortsätta att producera foder till viltet. Utifrån detta är det svårt att göra generella rekommendationer gällande de tidiga röjningsalternativen, lövröjning eller enkelställning. Det förstnämnda har en fördel gentemot det sistnämnda i att tallarna är högre vid röjningstillfället. Dock har det sistnämnda en fördel i att stamtätheten hålls hög under lång tid. Vid röjning bör i vilket fall som helst åtminstone en del betade tallstammar lämnas kvar för fortsatt bete, då detta kan göra att betestrycket på tidigare oskadade stammar minskar.

Vid slutavverkning sker ofta en minskning av bärrisets täckningsgrad på grund av den ökade solexponeringen (Widenfalk och Weslien, 2009). I takt med att ungskogen växer och krontaket sluter sig ökar åter täckningsgraden. Bestånd som röjs tidigt får också ökad solexponering av fältskiktet och därför lägre täckningsgrad av bärris än oröjda bestånd. Effekterna av en tidig röjning dröjer sig kvar ända in i gallringsskogen. En sen röjning och gallring har troligen en mindre effekt på bärris och fältskikt (Widenfalk och Weslien, 2009).

För att öka fodermängden i landskapet rekommenderar Heikkilä och Härkönen (2000) att man vid gallring under förvintern och vintern lämnar kvar topparna som födoresurs till älgen. De fann att en högre biomassa av toppar konsumerades i de studerade gallrade bestånden, än i den totala biomassan som konsumeras i unga tallbestånd. Detta är naturligtvis en kortvarig resurs på beståndsnivå, men kan bli betydande om metoden tillämpas i större skala.

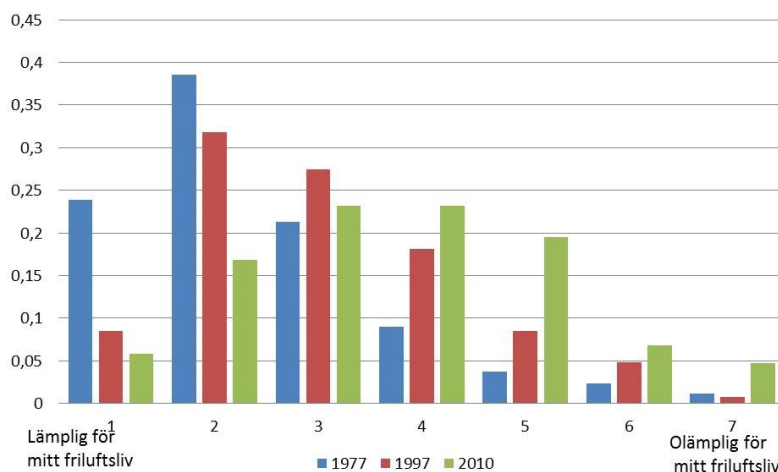
REKREATION

Friluftsliv som en samhällsföreteelse och som bedrivs av en stor andel av befolkningen, växte fram som en folkrörelse i de nordiska länderna, framför allt under efterkrigstiden på 1950 och 1960-talet (Sörlin och Sandell, 2000; Kardell, 2004). Den första forskningen kring hur skogar upplevs av den rekreativande allmänheten kom som en reflex av detta kring 1970 (Hultman 1983; Kardell, 1989). Sedan dess har liknande forskningen utvecklats vidare, men jämfört med forskningen kring många andra nyttigheter i skogen har den varit av ringa omfattning. Det finns dock ett antal studier och den mest genomarbetade sammanställning av det arbete som gjorts är en Delphi-studie som genomfördes 2010 (Edwards m.fl., 2012). I denna studie lät man framför allt forskare men även några praktiker ge sin syn på hur olika skogsmiljöer (*structural attributes of forests*), uppfattas av allmänheten baserat på de tillfrågades forskningsresultat eller stora erfarenhet av att förvalta t.ex. tätortsnära skogar. Denna studie delades upp i fyra olika europeiska regioner varav de nordiska länderna utgjorde en.

I Sverige har en rad preferensstudier av skogsmiljöers lämplighet för friluftsliv genomförts genom åren dessa bygger till stor del på olika typer av fototest, se (Hultman, 1983; Axelsson-Lindgren, 1990; Hörnsten, 2000 och Eriksson m.fl., 2011). I andra studier har attityder till olika skogsmiljöer studerats med hjälp av grupper ur allmänheten som fått ge sina synpunkter i fält (Kardell, Eriksson och Lindhagen, 1993; Lindhagen, 1996; Kardell och Lindhagen, 1998; Kardell och Lindhagen, 2006).

De bedömningar av hur skogsmiljöer som skapas genom olika skötselalternativ som nedan följer, är baserade på en sammanvägning av ovan nämnda studier. I dessa sammanvägningar ges en bild av hur en medianbesökare skulle uppfatta en skogsmiljö. Kring detta medianvärde finns naturligtvis en viss spridning, alla människor har inte samma inställning (Figur 73). Dock är samstämmigheten relativt hög kring de slutsatser som dras nedan.

I Figur 73 framgår att en skärmställning med underväxt av självföryngrad tall är relativt uppskattad som rekreativmiljö jämfört med andra skogsmiljöer. Dock kan man se en viss minskad popularitet i senare studier jämfört med tidigare.



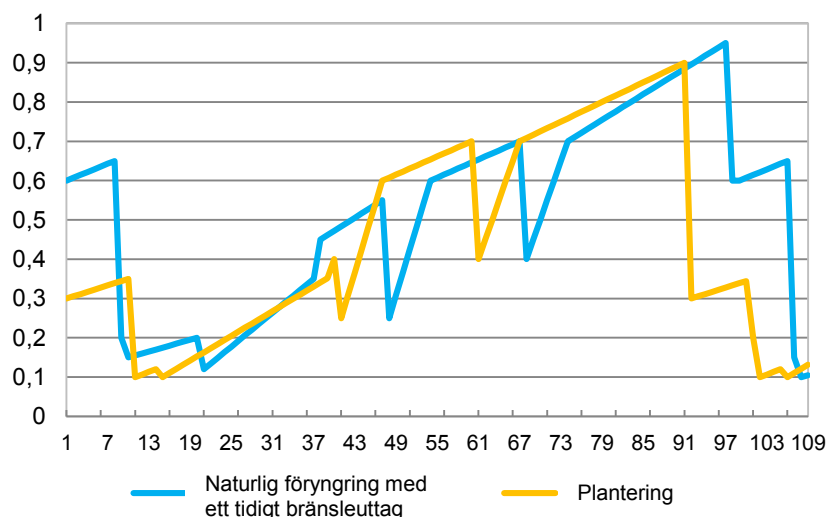
Figur 73. Andel av vuxna (16–75 år) svenskar som sorterat denna bild av en skärmställning i olika grad av lämplighet för det friluftsliv de själva bedriver. (Källor: Hultman 1983; Hörnsten 2000 samt Lindhagen 2013, opubl.)

Bedömning av skötselalternativ

De föreslagna skötselalternativen skiljer sig relativt lite åt ur ett perspektiv: ”vad är bra för en besökande allmänhet”. Denna diskussion utgår därför ifrån de två av alternativen som ger störst utslag: ”Plantering bas” respektive ”Naturlig för yngning, tätt förband tidigt bränsleuttag”.

I Figur 74 görs ett försöka att beskriva hur ett relativt upplevelsevärde skulle förändras under omloppstiden för dessa båda alternativ. Figuren läses så att år 1 görs en avverkning av det tidigare beståndet som resulterar i en kal för yngningsyta (relativt rekreativsvärde 0,3) i planteringsalternativet respektive en fröträdställning (0,6) för alternativet naturlig för yngning.

Fröträdställningen gör alltså avverkningen avsevärt bättre ur upplevelsesynpunkt jämfört med det kala hygget. De första åren efter avverkning stiger sedan rekreativsvärdet något då man börjar se den nya för yngningen och då spåren efter avverkningen i form av körskador och ris blir mindre tydliga. Då fröträden tas ner sjunker rekreativsvärdet för den naturliga för yngningen till en nivå nära alternativet plantering. När sedan den täta för yngningen når ögonhöjd och ungskogen blir trång och svår genomtränglig finner vi de lägsta värdena för rekreation. Vid de tidiga röjningarna kommer sedan de kvarlämnade röjningsresterna till en början ytterligare sänka rekreativsvärdet något, men därefter kommer man snart till en situation där bestånden börjar likna en stamskog där man ser mellan stammarna. Därefter stiger rekreativsvärdet successivt med ökande storlek på träden. Lämnas röjnings- eller gallringsrester får man tillfälliga sänkningar i rekreativsvärdet innan dessa grenar och toppar multnar ner och blir mindre dominerande i den marknära miljön. Bränsleuttaget år 37 i alternativet naturlig för yngning bedöms här alltså vara bra för en besökande allmänhet även direkt efter uttaget eftersom man då lämnar mycket lite avverkningrester. I gallringsskogen kommer alltså de två alternativen följa varandra fast med ett antal års förskjutning. Den längre omloppstiden i alternativet Naturlig för yngning medför också en tydlig fördel för detta alternativ eftersom andelen låga rekreativsvärden över tiden blir mindre.



Figur 74. Relativa rekreativsvärdets (där 0 är lägsta och 1 är högsta värde) förändring över omloppstiden för två alternativa skötselformer för tallskog.

BÄR OCH SVAMP

Bär

För de vanligaste bären i skogen, blåbär och lingon, har man i flera studier visat att de påverkas av beståndstäthet, beståndsålder samt förändrade ljusförhållanden (Widenfalk och Weslien 2009; Kardell och Eriksson, 2011). Effekten på risens täckningsgrad skiljer sig till viss del från produktionen av bär. Dessutom påverkar ståndorten vilken effekt dessa faktorer kommer att ha (Nybakken m.fl., 2013).

Generellt så minskar täckningsgraden av framför allt blåbär i samband med slutavverkning för att sedan öka i takt med att skogen åter sluter sig (Widenfalk och Weslien, 2009). Bärproduktionen är som högst i något överåriga, glesa skogar med undantag från förhållanden i norra Norrland och Norrlands inland, där produktionen av framför allt lingon är mycket hög på hyggen (Kardell och Eriksson, 2011). Mycket tyder på att utglesningar av bestånd under omloppstiden, som röjning och gallring, generellt gynnar bärproduktion. Detta har bland annat visats i en svensk rapport (Kardell och Eriksson, 2011) och i en finsk modelleringsstudie (Turtiainen m.fl., 2013). Utifrån denna bakgrund gör vi bedömningen att täta ungskogar skulle innebära något sämre bärproduktion i norra Sverige (T14 alternativet) medan en snabbt sluten ungskog i södra Sverige skulle gynna bärproduktionen något. Generellt bedöms också gallring gynna bärproduktionen i alla typer av bestånd.

Svamp

När det gäller svamp finns det betydligt färre studier på produktionen av fruktkroppar, alltså de delar av svampen som plockas. För mykorrhizabildande svampar har man visat att de minskar i samband med avverkning, då är det framför allt mycelet man tittat på (Dahlberg, 2011). Svamparna är beroende av trädens fotosyntes för produktion av framför allt socker, och skulle därför gynnas av att ungskogen blev tätare. En studie från Pyrenéerna har dock visat att det finns en optimal beståndstäthet för produktion av ätliga svampar som ligger på mellan 10 och 20 m³ per ha (Bonet m.fl., 2010). Man menade också i studien att den högsta produktionen av fruktkroppar sammanföll med högsta tillväxten av skogen.

Om dessa studier stämmer för Svenska förhållanden skulle det innebära att de åtgärder som gynnar den totala fotosyntesen och tillväxten hos träden även gynnar produktionen av ätliga fruktkroppar.

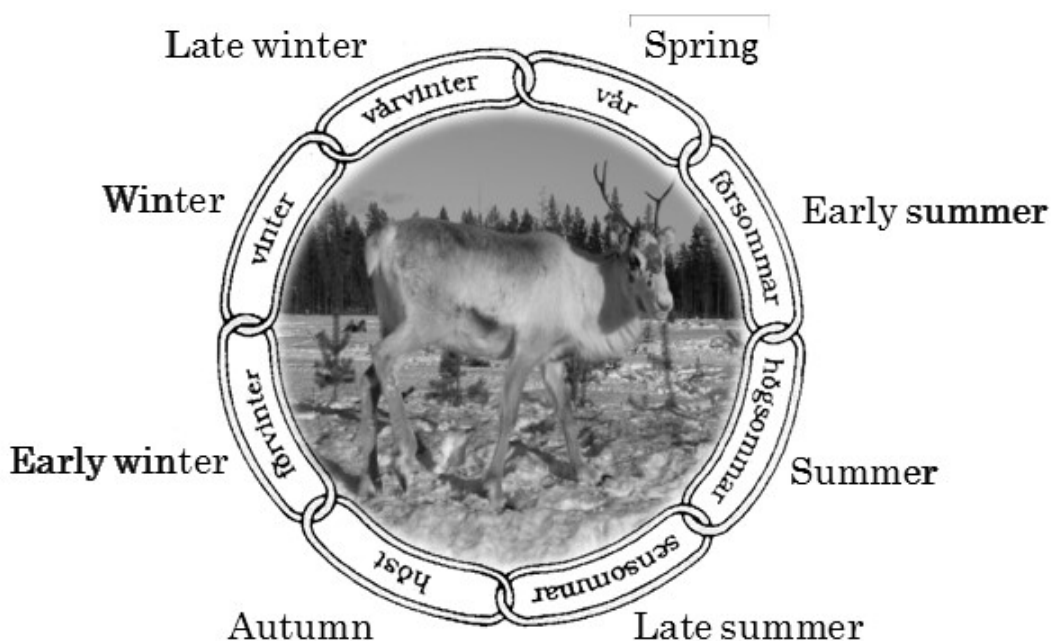
RENNÄRING

Bakgrund

Skogsnäringen och renskötsel har ömsesidig påverkan på varandra. I skogsvårdslagen förskrivs att skogsbruket och annan markanvändare ska visa hänsyn till rennäringen. Skogsbruket har samrådsskyldighet i vissa fall. Rättighetslagstiftningen, både nationellt och internationellt, är under förändring ILOs konvention 169 (ILO, 1989) samt Agenda 21 (UN, 1992).

Skogsbruk och Renskötsel

Svenska Samernas Riksförbund (SSR) har publicerat en policyförklaring (sapmi.se/skogspolicy.pdf) om hur det önskar utveckla samarbetet mellan rennäring och skogsbruk (Anon. 2009). I denna ges förslag på åtgärder som anses minska påverkan på marken som utnyttjas för rennäringen. Genom dessa anpassningar av skogsskötseln hos storskogsbruket tror dess företrädare att rennäringen kan ges ökade möjlighet att bedriva renskötsel inom renbetesområdet.



Figur 75.
Renskötseln och dess årstider. (Foto Erik Valinger).

Renskötseln är starkt beroende på årstidscykeln. Renåret inleds med kalvningen som sker i kalvningsområde under våren efter flytt från vinterbetesland. Under försommar och sommar drivs hjorden till betesområden så att kalvarna förberedes för flyttning till vinterbete. Under sensommaren eller höst sker sarvslakten, d.v.s. en del av tjurarna slaktas. Senare under hösten sker slakt av kalv och vajor. Hjorden består till övervägande del av vajor, 60–80 %, sarvar ca 10 %. Normalt bör alla vajor ge en kalv, i snitt föds en kalv per vaja.

Brukningsrätt och ägande rätt

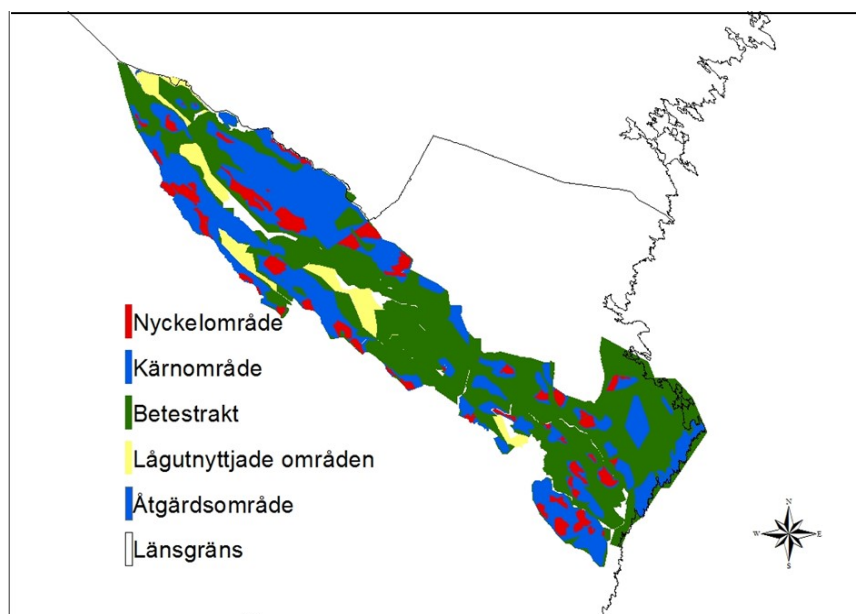
Rennäringslagen av 1971 ger samerna rätt att begagna mark, virke och vatten till underhåll för sig och sina renar. Renskötsel förekommer idag på ca 40 % av Sveriges territorium och den får bedrivas på både privat och statlig mark (SSR m.fl., 1999). Renskötsel bedrivs på åretrunmarker samt vinterbetesmarker, på de senare får renarna uppehålla sig mellan 1 oktober och 30 april. Vinterbetesmarkerna är belägna mot kusten öster om odlingsgränsen och eller lappmarksgränsen.

Viktiga noder i renskötseln

Ekonomi

Ekonomi i renskötseln är beroende av kalvöverlevnad, slakt samt kostnader för utfodring förflyttning och tillsyn.

Renskötseln av i dag bygger på att renarna strövar, drivs eller förflyttas mellan olika betsmarker. Dessa har olika egenskaper som gör dem värdefulla för olika tider på året (SSR m.fl.,1999). I en samebys bruksplan är olika betesområden identifierade för sitt speciella ändamål. Figur 2.



Figur 76.

Exempel på ett en samebys indelning i beteslandstyper. Detta område utnyttjas av Malå sameby – en skogssameby. (SLU, 2010).

Förflyttningen till markerna sker längs leder som brukas under långa tider, det är i princip renhjorden som väljer väg. Olika infrastrukturanläggningar, samhällen, järnväg, landsväg och t.ex. kraftverk påverkar dessa leder och gör det ofta nödvändigt att transportera renarna med lastbil. Skogsbrukets påverkan består framför allt av att skötseln påverkar tillgången på foder samt skydd. Vinterlandets betes kvalitet är begränsande för hjordens storlek.

Kalvdödligheten påverkas av tillgången av bete, väderlek samt exponering mot rovdjur. Det innebär att kalvningsplatsen samt plats för tidigt bete ska ha rikligt utbud av örter och gräs samt ha omgivande vegetation som skyddar mot väder och vind men inte så tät att den stör renens förflyttning samt underlättar dolt

uppträdande av rovdjur. Kalvskiljningen/märkningen under sommarbetet är en riskabel fas då djuren är spridda över sommarområdena och måste samlas in. Ansamlingen av djur (unga) underlättar angrepp från rovdjur.

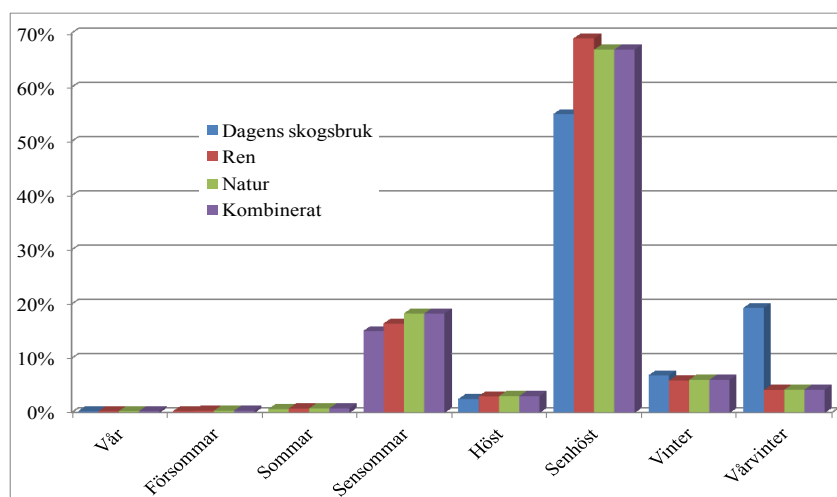
Sensommaren efter märkningen är lugn. Djuren får återhämta sig före sarvslakten. Under hösten drivs renarna för skiljning före höstslakten samt vinterbete, dit djuren förflyttas eller transporteras under förvintern. Vinterbetesmarkerna ska ha förutsättningar för att föda renarna, d.v.s. tillgången av t.ex. lav måste var tillräcklig. Om så inte är fallet eller om väderleksförhållanden gör betet svårt måste man stödutfodra hjorden.

Under vårvintern flyttas renarna tillbaka mot kalvningsområden som ligger inom rennäringens åretruntmarker.

Under hela året behöver renhjorden bevakas, behovet är störst under förflyttning och i samband med olika åtgärder som t.ex. kalvning, märkning och slakt.

Rennäringens intäkter härrör från slakterna i under sensommaren och hösten samt inkomster från jakt och fiske. Slaktintäkten är dominerande. Kassaflödet till samebyn bestäms således under några höstveckor. Årligen slaktas i Sverige något under 100 000 renar per år, kalv och vaja dominerar viktmässigt (Sametinget, 2010). Produktionskostnaden uppstår under hela året (Figur 77) men markant under vissa årstider (Valinger m.fl., 2011).

Förluster sker genom olyckshändelser, trafik eller rovdjur. Bortfallet i antal olyckshändelser och sett ur en ekonomisk synvinkel, kan under vissa år vara betydande. En allvarlig konsekvens är att rovdjursangreppen förändrar hjordens könsfördelning och att reproduktionsförmågan hämmas. Ersättningar utbetalas för trafikdöda djur efter påvisade fall samt för rovdjuren järv och lo enligt antal rovdjursföryngringar inom samebyn. Ersättningar för björn och örn sker enligt en schablonberäkning baserat på areal. Varg ska inte förekomma inom renskötsel området.



Figur 77.

Andel av totala produktionskostnader (%) för Malå sameby fördelad på renskötselårets åtta årstider. Staplarna visar utfallet enligt olika scenarier, tv renskötsel under de betesförhållanden som råder i dagen skogsbruk, de andra staplarna från vänster till höger, skogsbruk anpassat till rennäringens behov (Anon., 2009), anpassad till ökad naturhänsyn (SKA-VB08) samt dessa kombinerade, efter Valinger m.fl., (2011).

Det framgår av staplarna i diagrammet att utgifterna är höga under sensommar och senhöst d.v.s. under den tid då slakt och förflyttning mellan betesland sker.

Den höga kostnadsposten under vårvinter för Dagens skogsbruk indikerar kostnaden för stödutfodring som normalt sker. I övriga scenarier antas att skogsbruket medger vinterbete med sådan kvalitet att stödutfodring inte är nödvändig.

Krav på skogskötsel

Samernas riksförbund (SSR odatert) ser gärna ett utrymme för alternativa skogsbruksmetoder eftersom renskötseln behöver olikåldrig skog i både bestånds och landskapsperspektiv. Mångfald och kontinuitet i skogen är nyckelord.

Kalavverkningar samt omloppstid

Kalavverkningarna minskar skogsmarkens värde som vinterbetesland, mark- och hänglavar försvinner. Kalhyggena bör anpassas så att det finns variation i landskapet och ger goda möjligheter att flytta renarna mellan varierande renbeten. Längre omloppstid än idag ger mer mark med önskad kvalitet samt att strukturer som är gynnsamma för renskötsel finns kvar i landskapet.

Infrastruktur

Vägar, järnvägar och annan byggnation för samfärdslös bör anläggas med hänsyn till renarnas förflyttningsvägar mellan betesland. Vägarna kan öka allmänhetens störning samt kanalisera renarnas vandring på ett olyckligt sätt.

Lavar

Lavar är renens dominerande naturliga vinterbete. Lavar tar lång tid att komma tillbaka efter avverkning. För att t.ex. hänglavar ska spridas till ung skog fodras att avståndet inte är för stort.

Markberedning, återbeskogning och bränning

Föryngringsåtgärder på verkar renskötseln genom att markberedning kan förstöra marklavarna på lavbärande mark. Markberedning bör vara skonsam. Återbeskogningsåtgärderna kan planeras m.h.t. till rennäringens behov, då kan eventuell störning begränsas. Bränning anses ge ett positivt tillskott på vissa marker. Alla är inte lämpliga.

Trädrester och stubbar

Ett bortagande av trädrester är positivt för det underlättar möjligheterna för renarna att komma åt marklavar. Borttagandet minskar också kvävefrigörelsen från nedbrutna trädrester. Stubbrytning ger inga positiva effekter på marker med lavinslag. Det förstör marktäcket.

Främmande trädslag

Det finns från renskötseln en skeptisk syn på främmande trädslag, t.ex. pinus contorta. Det har att göra med dess påverkan på markvegetationen samt de unga beståndens lämplighet för renar. SSR är emot contorta men författaren tror att det har med mer skötselsystemet att göra än trädslaget i sig.

Röjning och gallring

Renarna tycker om glesa ungskogar. Röjning stimulerar tillväxt av marklav samt att sikt och framkomlighet blir bättre. Ingreppet bör göras så tidigt som möjligt och senast då plantorna når manshöjd. För tall eftersträvas 1 600 plantor/ha.

Gallringen är också gynnsam för sikt och lavar. Stora utglesande uttag är bra och lavbärande träd bör gynnas.

Gödsling

Gödsling på lavmark innebär att lavtillgången minskar. Gödsling är således dåligt för mark med vinterbeten. Författaren bedömer att gödsling på betesmark för sommarbeten eller kalvningsland torde vara neutralt eller bra för renskötseln.

Viktiga noder för renskötsel och ett produktivt skogsbruk

Viktiga skärningspunkter mellan renskötsel och skogsbruket är således metod för beståndsavveckling samt återbeskogning och tillväxthöjande åtgärder. Beståndsskötsel av växande skog rymmer egentligen inga överstigliga problem som inte ett samråd skulle kunna klara ut. Alla beståndsingrepp bör genomföras så att de skapar öppningar för renens förflyttningar samt skapar variation inom och mellan, betestrakter, kärn- och nyckelområden.

Vägar och infrastruktur är en viktig fråga som kan vara både positivt och negativt för renskötseln. Detta är också något som bör tas upp i samråden mellan skogsbrukare och samebyar.

En anpassning av skogsbruket till rennäringen minskar potentiell avverkningsvolym men ökar potentialen för lagrat kol i stamveden (Valinger m.fl., 2011).

Rennäringens inkomster är starkt beroende av antalet renar som lever till slakt. Och mark med lämpliga egenskaper för kalvning samt vinterbete är viktiga. Utbudet av sådan mark påverkas negativt av det moderna skogsbrukets traditionella skötsel. Den anpassade skötseln bedömdes eliminera behovet av stödutfodring och ledde till ökad lönsamhet för samebyn.

Skogsbruket liksom andra markanvändare inom renskötselområdet påverkar renskötseln negativt på sikt, men de plötsliga årsvisa störningarna förorsakas av rovdjur och olyckshändelser.

SKADERISKER

Vind- och snöskador drabbar drygt 4 miljoner skogskubikmeter i landet varje år. Dessa skador medför ekonomiska förluster för skogsägarna. Till detta ska läggas att skadorna förrycker den långsiktiga planeringen samt orsakar framtida tillväxtförluster. Det är således viktigt att utföra behandlingsåtgärderna så att bestånden i möjligaste mån blir motståndskraftiga mot snö- och vindskador.

Röjning resulterar i att de kvarstående träden redan från ett mycket tidigt stadium kan utbilda större och mer välförgrenade rotsystem samt större och mer symmetriska kronor. I detta sammanhang är det viktigt att ungskogsröjningen föregås av en tidig enkelställning, inte minst i sådder. Väl utförd röjning ger positiva effekter på beståndsstabiliteten under hela omloppstiden. Risken för tillväxtnedsättande insektskador är starkt kopplad till omfattningen av skador och avgångar, och denna risk är därför större för oröjda och dåligt röjda bestånd än för välröjda.

Stamrika och överslutna yngre tallbestånd på lokaler högre än 200 m över havet, är särskilt utsatta för snöskador och kombinationsskador genom snö och vind. En trolig förklaring till detta är, att den blöta snö som fastnar i träd-kronorna vid fuktig väderlek ökar markant på dessa höjder, och i kombination med starka vindar bryts lätt de snötyngda träden.

Den största risken för vind- och snöskador finns hos träd med hög höjd/-diameterkvot (Valinger och Fridman, 1997; Päätaalo m.fl., 1999). Andelen träd med sådan slank stamform är större i tätare förband än glesare. Vid skadeinventeringar efter bränsleuttag i täta tallbestånd har dock inga eller mycket små skador av vind och snö registrerats (Ulvcróna m.fl., 2010)

Biobränslealternativen med tätare förband i ungskogsfasen medför sannolikt högre risker för snö- och vindskador, vars betydelse vi ej har kunnat kvantifiera.

JÄMFÖRELSE MED PRAKTISKA ERFARENHETER FRÅN SVEASKOG

På Sveaskogs marker i Bergslagen finns en många bestånd med täta ungskogar av tall där man idag gör bränsleuttag i tidig gallring. Historiken för dessa bestånd är ofta att man i lyckade självföryngringar gjort en tidig enkelställning till ca 5 000 stammar/ha och sedan har man inte gjort någon slutröjning. Även bestånd där slutröjningen varit för försiktig finns det exempel på. Dessa bestånd liknar i många avseenden de skötselsystem som vi analyserar i denna studie. Vi har därför bett Sveaskog sammanställa sina genomsnittliga erfarenhetstal från dessa bestånd och drivningar (Karlsson, pers. komm.). Sveaskogs erfarenhetstal jämförs i Tabell 13 med våra simulerade värden för System 3 som mest liknar de bestånd Sveaskog gjort uttag ur.

Tabell 13.

Erfarenhetstal från flera tusen bränslegallringar på Sveaskogs marker i Bergslagen jämfört med simuleringsresultat för System 3.

Variabel	Sveaskog	Simulering System 3
Ålder	23–25 år	30 år
Övre höjd	12–13 m	12 m
Ståndortsindex	T23–T24	T26
Stamantal före	3 800 st/ha	3 760 st/ha
Stamantal efter	2 200 st/ha	1 970 st/ha
Uttag volym	40 m ³ fub/ha	40 m ³ fub/ha
Uttag energi	90–100 MWh/ha	99 MWh/ha
Medelstam	0,03 m ³ fub	0,03 m ³ fub
Drivningskostnad	275 kr/ m ³ fub	410 kr/ m ³ fub
Drivningskostnad	11 000 kr/ha	16 400 kr/ha

Jämförelsen visar att våra simuleringar stämmer mycket väl med Sveaskogs genomsnittsbestand för bränslegallringar i Bergslagen. Den visar också att Sveaskog i genomsnitt gör sina ingrepp vid normal tidpunkt för förstagallring, vid 12–13 meters övre höjd. Förhållandet mellan ålder och övre höjd i Sveaskogs data antyder att ståndortsindex är underskattat. Enligt Gunnarsson (pers. komm.) vid Sveaskog pekar analyser av deras registerdata på att ståndortsindex i genomsnitt är underskattat med ca 4 m. En viss underskattning av beståndsålder kan också förekomma. Sveaskogs drivningskostnad för klen-trädsuttag är ca 30 % lägre än de vi kalkylerat med. Det antyder att de redan har lyckats sänka kostnaden ungefär i enlighet med den potential som antyds av bl.a. Iwarsson Wide (2010).

Diskussion

VIRKESPRODUKTION OCH VIRKESVÄRDE

Trots den högre biomassaproduktionen i ungskogsfasen så producerar systemen med täta ungskogar mindre biomassa över hela omloppstiden än system med konventionella förband. Liknande resultat har även erhållits i andra simuleringsstudier (Huuskonen och Hynynen, 2006; Heikkilä m.fl., 2007; Heikkilä m.fl., 2009). En viktig orsak är att systemen med täta ungskogar innebär en extra gallring jämfört med konventionella förband. Vid varje gallring minskar grundytetillväxten under några år efter ingreppet och den totala tillväxtförlusten blir högre i system med fler gallringar.

Täta förband ger upphov till långsammare diameterutveckling och de olika scenarierna gav därför upphov till betydande skillnader i timrets diameterfördelningar. Det kan leda till förändrade produktionsförutsättningar, med avseende på dimensioner hos sågutbyten och utbytesprocenter för aktuella träindustrier. I förlängningen kan det leda till värdeförändringar jämfört med de förutsättningar (prislister) vi använt oss vid värderingen av virkesintäkter. För att nå samma diameterutveckling för täta ungskogar som för basalalternativet (1) eller planteringsalternativet (P) kan omloppstiderna ev. förlängas. Förlängd omloppstid leder dock även till justerade nuvärden. Samtidigt bör effekterna på t.ex. massa- och bränsleved beaktas. Scenarierna med förlängd omloppstid ger en del indikationer på vad justerad omloppstid får för beräknade konsekvenser.

De olika skötselmetodernas inverkan på frekvenser stamfel och andra skador, samt den tidigaste kvistutveckling på rotstockarna i de tätaste utgångsförbanden kan inte fullt hanteras med de använda egenskapsmodellerna. Även om vi har indikationer på en ökad andel stamfelsved för tall på bättre ståndortsindex har vi inte haft möjlighet att objektivt kvantifiera effekterna. För att känslighetspröva resultatet körde vi en alternativ skadesimulering med förskjutningar mot lägre stamfelsvedsandelar på de lägre ståndortsindexen än i huvudscenarierna. Resultatet ökade värdet på scenarierna för T18 med ca 9 %, och T22 med ca 6 % jämfört med det redovisade intäkterna för dessa scenarier. Dessa alternativa beräkningar resulterade dock inte i några skillnader i rangordning varken inom ståndortsindex eller mellan ståndortsindex.

Eftersom alla egenskapsmodeller är utvecklade genom statistisk kalibrering mot verkliga material kan scenarier som går väsentligt utanför den variation av beståndsförutsättningar som modellerna baseras på leda till osäkrare resultat.

Den utförda värderingen med prislistor och nedklassning för simulerad stamfellsved kan betraktas som konservativ och uttrycker troligen inte de verkliga skillnaderna i ett produktperspektiv. Som exempel kan nämnas att skillnader motsvarande en kommersiell hållfasthetsklass (C-klass) i dagens läge kan vara värd ca 200 kr/m³sv, kärnvedsrikt virke för beständiga produkter 500 kr m³sv, 1 cm längre avstånd mellan grenvarven 40 kr/m³sv. Framtidens värdering av den här typen av egenskaper är däremot inte möjligt att säkerställa.

AVVERKNINGSTEKNIK OCH KOSTNADER

Säkerhet i beräkningarna

Beräkning av tidsåtgången för plantering är starkt schabloniserad och bygger på faktiska ackordspriser och lönekostnader enligt avtal. Denna beräkning verkar underskatta tiden som åtgår för arbetet, då en uthållig prestationsnivå på 1 760 plantor per dag är för hög. Kostnadmässigt verkar dock beräkningen stämma eftersom plant- och planteringskostnaden för 2 200 plantor per ha blir 4 770 kr, vilket är något högre än medelkostnaden för norra Sverige 4 430 kr/ha (Brunberg, 2012b) och med plant- och planteringskostnaden för 2 600 plantor blir kostnaden 10 790 kr, vilket är något högre än medelkostnaden för Götaland (10 530 kr/ha). Det är därför troligt att arbetskraftsbehovet underskattats i basscenariot men inte kostnaderna.

Tidsåtgången för röjning och alla typer av maskinarbeten i avverkning har beräknats med befintliga funktioner och prestationsnormer och dessa var då de togs fram den bästa möjliga skattningen av en medeltidsåtgång för de modellerade arbetena. Normen för tidsåtgång i röjning (Bergstrand m.fl., 1986) är gammal och har därför kalibrerats baserat på resultat presenterade av Ligné (2004). Utseendet på röjbestånden har förändrats en hel del sedan normen presenterades och särskilt för de täta bestånden är det inte säkert att basantagandena stämmer. Man kan anta att tidsåtgången ökar om man ska lämna ett tätare bestånd eftersom det blir svårare att trycka undan de nedsågade träden.

För konventionell gallring och slutavverkning finns det ingen anledning att misstänka att funktionerna ger några nämnvärda fel. I vissa scenarior har förstagallringarna så låg medelstam att det är ett gränsfall om prestationsfunktionerna för skördare är tillämpliga. Utvecklingen går fort av teknik för flerträdshantering i energiuttag och jämför man med studier av energigallring (Belbo, 2011; Iwarsson Wide, 2009; Iwarsson Wide och Belbo, 2009) så redovisar de betydligt högre prestationer än de som räknas fram med de använda tidsfunktionerna. Dessa studier är dock inte tillräckligt långvariga för att man skall kunna bygga en produktivitetsskattning på dem.

Drivningstekniska aspekter på de olika scenariorna

Oavsett ståndortsindex ger basscenarioerna gallringar med rimliga förutsättningar för en god avverkningsekonomi. De planterade bestånden är generellt grövre och ger en något större uttagsvolym än de sådda bestånden. Uttagen i förstagallring är större än $35 \text{ m}^3\text{fub}$ per ha och medelstamsvolymen varierar mellan $0,05$ och $0,07 \text{ m}^3\text{fub}$. Både uttagsnivån och medelstamsvolymen ökar till andragallringen. Vid slutavverkning är bestånden välbestockade och medelstammen relativt hög givet ståndortsindex.

Scenario 1A1 och 1A2 är mer problematiska ur ett drivningstekniskt perspektiv. Energiuttaget sker vid 10 m övre höjd och ger ett lågt uttag samtidigt som de uttagna träden är små. Uttag på ca 10 ton TS per ha, vilket motsvarar ca $23 \text{ m}^3\text{f}$ bio per ha, med en grundtyvägd medeldiameter på ca 8,6 cm ger en låg produktivitetsnivå för skördaren och därigenom en orimligt hög avverkningsskostnad. I första alternativet följs detta upp av en gallring vid samma ålder som i basalternativet, vilket ger uttagsnivåer på ca $20 \text{ m}^3\text{f}$ per ha och medelstammar under $0,04 \text{ m}^3\text{fub}$. Dessa gallringar blir dyra och den beräknade prestationen för skördaren får anses osäker eftersom medelstammen är lägre än vad som normalt förekommer i rundvirkesgallring. I alternativ 2 skjuts förstagallringen upp, vilket ökar både uttagsnivån och storleken på medelstammen, men de är fortfarande låga jämfört med basalternativen och blir dyra. I båda alternativen ger de därpå kommande gallringarna och slutavverkningen lägre uttagsnivåer och volymer jämfört med basalternativet, fördyrar avverkningen.

Scenario 1B ger ett större uttag av skogsbränsle då energigallringen har flyttats fram till normal slutavverkningstidpunkt. Bestånden är stamrika, vilket gör att de uttagna stammarna fortfarande är små, vilket ökar tidsåtgång och kostnader. Den därpå följande första rundvirkesgallringen är lika klen som en förstagallring i basalternativen men med en lägre uttagsnivå, vilket gör den dyrare och med en lägre intäkt. Den andra rundvirkesgallringen är relativt likvärdig andragallringarna i basalternativen men den därpå följande slutavverkningen ger lägre uttag och mindre medelstam än basalternativet. Förlänger man omloppstiden så kompenserar man för minskningen i uttagsnivå men medelstammen förblir lägre än i basalternativet.

De generellt låga medelstamsvolymerna i energiuttagen förklaras till en stor del av att den minsta uttagsdiametern i dessa uttag satts till 5 cm jämfört med 8 cm vid rundvirkesuttag. Denna gräns är för lågt satt för att man ska nå rimliga prestationsnivåer för avverkningsmaskinerna även då man räknar med flerträdshantering i energiuttagen. Det är inte troligt att en maskinförare avverkar så små träd om de inte står lämpligt till för att avverkas samtidigt som ett annat träd, och därigenom kommer den faktiska medelstammen att bli något högre än den vi räknat med samtidigt som uttaget minskar något vid ett mer realistiskt energiuttag.

EKONOMI

De ekonomiska analyserna är baserade på markvärdeskalkyler för de olika skötselsystemen och ståndorterna. Vi har använt samma omloppstid för alla system på samma ståndortsindex. Detta är inte helt invändningsfritt ur ett ekonomiskt perspektiv, egentligen vore det önskvärt att använda nuvärdesoptimala omloppstider för varje system. Men eftersom våra analyser skall vara generella och ej för en specifik skogsägare, med dennes valda kalkylränta, kostnader och priser, så har vi valt att ha en fix omloppstid och i stället variera ränta, energipris och drivningskostnad för klenträdet. Att samtidigt göra detta och nuvärdesoptimera omloppstider skulle göra att analysuppgiften växte till ohanterliga proportioner. Att låta systemen med täta ungskogar få en längre omloppstid för att få upp diametrar och virkesförråd till slutavverkningen har testats, men i samtliga fall resulterat i lägre markvärden än med den fixa omloppstiden.

Resultaten från känslighetsanalyserna visar att den viktigaste faktorn som kan göra systemen med täta ungskogar ekonomiskt attraktiva är ett högre energipris. När vi ändrat energipriset i våra analyser har vi behållit samma pris på massaved och sågtimmer, och inte heller ändrat sortimentssammansättningen. De höjda energipriserna har alltså inte orsakat någon sortimentsvandrings. Detta är en förenkling som vi valt att göra eftersom den samlade analysen av energiprisets påverkan på rundvirkes Sortimentens pris är mycket komplex. Vid ökat energipris kommer sannolikt allt mer av massaveden med långa transportavstånd till industri men nära värmeverk att gå till energiproduktion. En sådan ökande efterfrågan på massaved torde driva massavedspriset uppåt förutsatt att industrin har betalningsförmåga. Ett ökat massavedspris skulle i sin tur påverka sågtimmerpriser och sammantaget öka markvärdet i alla våra kalkyler oavsett system.

Kalkyler från Finland på liknande skötselsystem med täta ungskogar har resulterat i sämre ekonomi för skogsägaren vid system med täta ungskogar och tidig bränslegallring (Ahtikoski m.fl., 2008; Heikkilä m.fl., 2009). Slutsatserna från båda studierna är att samhället måste ge bidrag till skogsägarna om man anser att bränsleproduktionen i unga skogar skall öka.

Systemen med täta ungskogar gynnas generellt av högre kalkylränta och lägre drivningskostnader för klenträdet. För klenträdeskörden så finns bedömningar att kostnaden kan sänkas åtminstone med 30 % med nuvarande teknik (Iwarsson Wide, 2010). För att ytterligare sänka drivningskostnaden för klenträdet behövs helt ny teknik som ännu bara finns i konceptform (Bergström m.fl., 2007). Med teknik där man kan utföra denna typ av s.k. krankorridorgallring har simuleringar visat att man kan få lönsamhet vid bränsleuttag redan vid 6–9 m höjd (Karlsson, 2013). En sådant tidigt ingrepp skulle minska de negativa konsekvenserna på diameter- och grundytetillväxt som vi finner i våra simuleringar där uttaget görs vid 10–13 m höjd.

Slutsatser

Sammanfattningsvis pekar vår analys på att de system med täta ungskogar vi analyserat, jämfört med system med konventionella förband, ger:

- Lägre total biomassaproduktion.
- Lägre produktion av rundvirkessortiment.
- Lägre medeldiameter på rundvirket.
- Lägre markvärden.
- Något finare medelkvist.
- Något högre veddensitet.
- Ökad risk för snö och stormskador.
- Högre produktion av bränslesortiment.
- Något fler arbetstillfällen.
- Varierande men små effekter på biologisk mångfald.
- Marginellt lägre kolförråd i träd och mark.
- Högre emissioner men ringa betydelse.
- Lägre andel älgskadade stammar.
- Mer bärris och eventuellt också bärproduktion i södra Sverige.
- Försämring för renskötseln.

Små effekter på rekreativsvärdet.

För att systemen med täta ungskogar skall bli ekonomiskt fördelaktiga krävs i första hand:

- Högre energipris.
- Lägre drivningskostnad för klenträäd.

I markvärdeskalkylerna gynnas även systemen med täta ungskogar av:

- Hög kalkylränta.
- Kort transportavstånd till köpare.

Referenser

- Ahlén, I. & Tjernberg, M. 1992. Artfakta – Sveriges hotade och sällsynta ryggradsdjur 1992. Databanken för hotade arter. SLU. Uppsala.
- Ahtikoski, A., Heikkilä, J., Alenius, V. & Siren M. 2008. Economic viability of utilizing biomass energy from young stands. – The case of Finland. *Biomass and Bioenergy* 32: 988–996.
- Anon. 2009. Ett renkötselanpassat skogsbruk. Svenska Samernas Riksförbund. <http://www.sapmi.se/skogspolicy.pdf>. (1011-09-09). (In Swedish.)
- Axelsson-Lindgren, C. 1990. Upplevda skillnader mellan skogsbestånd: rekreations och planeringsaspekter. Doktorsavhandling. Stad & Land 87.
- Belbo, H. 2011. Efficiency of accumulating felling heads and harvesting heads in mechanized thinning of small diameter trees. Linnéuniversitetet, Institutionen för teknik. Linnaeus University Press Nr. 66, 42 sid.
- Berg, S. & Hallonborg, U. 2000a. LCI Lycksele – Uppgifter från 1996 års verksamhet. Stencil 2000-11-10. Skogforsk.
- Berg, S. & Hallonborg, U. 2000b. LCI Ludvika – Uppgifter från 1996 års verksamhet. Stencil 2000-11-10. Skogforsk.
- Berg, Å., Ehnström, B., Gustavsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M. & Weslien, J. 1995. Threat Levels and Threat to Red-listed Species in Swedish Forests. *Conservation Biology*. 9:1629–1633.
- Bergström, D., Bergsten, U., Nordfjell, T. & Lundmark T. 2007. Simulation of geometric thinning systems and their time requirements for young forests. *Silva Fennica* 41:137.
- Bergquist, J. & Örlander, G. 1998. Browsing damage by roe deer on Norway spruce seedlings planted on clearcuts of different ages: 2. Effect of seedling vigour. *Forest Ecology and Management* 105:295–302.
- Bergquist, J., Örlander, G. & Nilsson, U. 2003. Interactions among forestry regeneration treatments, plant vigour and browsing damage by deer. *New Forests* 25:25–40.
- Bergqvist, G., Bergström, R. & Edenius, L. 2003. Effects of moose (*Alces alces*) rebrowsing on damage development in young stands of Scots pine (*Pinus sylvestris*). *Forest Ecology and Management* 176:397–403.
- Bergqvist, G., Bergström, R. & Wallgren, M. 2012. Browsing by large herbivores on Scots pine (*Pinus sylvestris*) seedlings in mixture with ash (*Fraxinus excelsior*) or silver birch (*Betula pendula*). *Scandinavian Journal of Forest Research* 27:372–378.
- Bergstrand, K.-G., Lindman, J. & Petré, E. 1986. Underlag för prestationsmål för motormanuell röjning. Forskningsstiftelsen Skogsarbeten, Redogörelse Nr. 7, 23 pp.
- Bergström, R. 1983. Rebrowsing on birch (*Betula pendula* and *B. pubescens*) stems by moose. *Alces* 19:3-13.
- Bergström, R. & Bergqvist, G. 1997. Frequencies and patterns of browsing by large herbivores on conifer seedlings. *Scandinavian Journal of Forest Research* 2:288–294.
- Bergström, R. & Danell, K. 1987. Effects of simulated winter browsing by moose on morphology and biomass of two birch species. *Journal of Ecology* 75:533–544.

- Bergström, R. & Hjeljord, O. 1987. Moose and vegetation interactions in northwestern Europe and Poland. *Swedish Wildlife Research*, Suppl 1:213-228.
- Bonet, J. M. Palahi, C. Colinas, T. Pukkala, CR. Fischer, J. Miina, & J. Martinez de Aragon. 2010. Modelling the production and species richness of wild mushrooms in pine forests of the Central Pyrenees in northeastern Spain. *Canadian journal of forest research*. 40, 347–356.
- Brunberg, T. 2006. Bränsleförbrukning hos skördare och skotare vecka 13 2006. Arbetsrapport nr 623 2006. Skogforsk.
- Brunberg, T. 2007. Underlag för produktionsnormer för extra stora engreppsskördare i slutavverkning. Redogörelse 2. Skogforsk, Uppsala, 8 pp.
- Brunberg, T. 2010. Produktivitet i gallring och slutavverkning 2008-2009. Skogforsk, Resultat Nr. 10, 2 pp.
- Brunberg 2011. Tidsfunktioner för avverkning och skotning av rundved och träddelar i gallring. Stencil 2011-04-04.
- Brunberg, T. 2012a. Produktiviteten vid drivning från 2008 till 2011. Skogforsk, Resultat Nr. 9, 2 pp.
- Brunberg, T. 2012b. Skogsbrukets kostnader och intäkter 2011. Skogforsk, Resultat Nr. 6, 2 pp.
- Brunberg, T. 2012c. Skogsbränslets metoder, sortiment och kostnader 2011. . Skogforsk, Resultat Nr. 10, 2 pp.
- Brunberg, T. & Eliasson, L. 2013. Produktionsnorm för grotskotare. Skogforsk.
- Dahlberg A, 2011. Kontinuitetsskogar och hyggesfritt skogsbruk – Slutrapport för delprojekt naturvärden. Rapport 7–2011, Skogsstyrelsens förlag. Jönköping
- Danell, K., Bergström, R. & Edenius, L. 1994. Effects of large mammalian browsers on architecture, biomass, and nutrients of woody plants. *Journal of Mammalogy* 75:833-844.
- Danell, K., Edenius, L. & Lundberg, P. 1991a. Herbivory and tree stand composition: moose patch use in winter. *Ecology* 72:1350-1357.
- Danell, K., Niemelä, P. Varvikko, T. & Vuorisalo, T. 1991b. Moose browsing on Scots pine along a gradient of plant productivity. *Ecology* 72:1624-1633.
- Dettki H och Esseen PA. 1998. Epiphytic macrolichens in managed and natural forest landscapes: a comparison at two spatial scales. *Ecography*. 21:613-624.
- Djupström L, Weslien J, ten Hoopen J och Schroeder LM. 2012. Restoration of habitats for a threatened saproxylic beetle species in a boreal landscape by retaining dead wood on clear-cuts. *Biological Conservation*. 155:44-49.
- Edwards D., Jay M., Jensen F.S., Lucas B., Marzano M., Montagné C., Peace A. & Weiss G. 2012. Public preferences for structural attributes of forests: Towards a pan-European perspective. *Forest Policy and Economics* 19:12-19.
- Ehnström B, Gärdenfors U och Lindelöw Å. 1993. *Rödlistade evertetrater i Sverige*. Databanken för hotade arter. SLU. Uppsala.
- Ekenstedt, F. Grahn, T. Hedenberg, Ö. Lundqvist, S-O. Arlinger, J. Wilhelmsson, L. 2003. Variations in fiber dimensions of Norway spruce and Scots pine - Graphs and prediction models. PUB STFI Report. Stockholm, STFI. 13: 1-37 + append.
- Eriksson L, Bohlin F, Hörnfeldt R, Johansson T, Lindhagen A & Woxblom A-C. 2011. Skog på jordbruksmark – erfarenheter från de senaste decennierna. SLU, inst. för skogens produkter, rapport 17.

- Etcheverry, P., Ouellet, J.P. & Crête, M. 2005. Response of small mammals to clear-cutting and precommercial thinning in mixed forests of southeastern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*. 35: 2813–2822.
- Faustmann, M. 1849. Berechnung des Wertes welchen Waldboden sowie noch nicht haubare Holzbestände für die Waldwirtschaft besitzen. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung* 15: 7–44.
- Franklin, J., Spies, T., Van Pelt, R., Carey, A., Thornburgh, D., Rae Berg, D., Lindenmayer, D., Harmon, M., Keeton, W., Shaw, D., Bible, K. & Chen J. 2002. Disturbance and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*. 155:399–423.
- Gross, J. E., Zank, C., Hobbs, N. T. & Spalinger, D. E. 1995. Movement rules for herbivores in spatially heterogeneous environments: responses to small scale pattern. *Landscape Ecology* 10:209–217.
- Hedwall, P.O., Brunet, J., Nordin, A. & Bergh, J. 2012. Changes in the abundance of keystone forest-floor species in response to changes of forest structure. *Journal of vegetation science*, 24:296–306.
- Heikkilä, R. & Härkönen, S. 1993. Moose (*Alces alces* L.) browsing in young Scots pine stands in relation to the characteristics of winter habitats. *Silva Fennica* 27:127–143.
- Heikkilä, R. & Härkönen, S. 1996. Moose browsing in young Scots pine stands in relation to forest management. *Forest Ecology and Management* 88: 179–186.
- Heikkilä, R. & Härkönen, S. 2000. Thinning residues as a source of browse for moose in managed forests in Finland. *Alces* 36:85–92.
- Heikkilä, J., Sirén, M., Ahtikoski, A., Hynynen, J., Sauvula, T. & Lehtonen, M. 2009. Energy wood thinning as a part of the stand management of Scots pine and Norway spruce. *Silva Fennica* 43: 129–146.
- Heikkilä, J., Sirén, M. & Äijälä, O. 2007. Management alternatives of energy wood thinning stands. *Biomass and Bioenergy* 31: 255–266.
- Hellberg, E., Hörnberg, G., Östlund, L. & Zackrisson, O. 2003. Vegetation dynamics and disturbance history in three deciduous forests in boreal Sweden. *Journal of Vegetation Science* 14:267–276.
- Huuskonen, S. & Hynynen J. (2006). Timing and intensity of precommercial thinning and their effects on the first commercial thinning in Scots pine stands. *Silva Fennica* 40: 645.
- Härkönen, S. 1998. Effects of silvicultural cleaning in mixed pine-deciduous stands on moose damage to Scots pine (*Pinus sylvestris*). *Scandinavian Journal of Forest Research* 13:429–436.
- Härkönen, S., Heikkilä, R., Faber, W. E. & Pehrson, A. 1998. The influence of silvicultural cleaning on moose browsing in young Scots pine stands in Finland. *Alces* 34:409–422.
- Hjälten, J., Johansson, T., Alinvi, O., Danell, K., Ball, J.P. & Pettersson, R. m.fl., 2007. The importance of substrate type, shading and scorching for the attractiveness of dead wood to saproxylic beetles. *Basic and Applied Ecology*, 8:364–376.
- Hultman, S-G. 1983. Allmänhetens bedömning av skogsmiljöers lämplighet för friluftsliv. Del 1 och 2. SLU, avd. för landskapsvård, rapport 27 och 28.
- Hörnsten, L. 2000. Outdoor Recreation in Swedish Forests – Implications for Society and Forestry. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Silvestria* 169.

- ILO. 1989. Indigenous and Tribal Peoples Convention 169. International Labour Organization.
- IPCC. 1996. Climate change 1995. Cambridge University Press. Cambridge.
- Iwarsson Wide, M. 2010. Technology and methods for logging in young stands. Pages 56–59 in Å. Thorsén, R. Björheden, L. Eliasson, editors. Efficient forest fuel supply systems – composite report from four year – R & D programme 2007–2010. Skogforsk. Uppsala.
- Iwarsson Wide, M. 2009. Jämförande studie av olika metoder för skogsbränsleuttag. Metodstudie – uttag av massaved, helträd, kombinerat uttag samt knäckvinstning i talldominerat bestånd, Sveaskog, Askersund. Skogforsk, Arbetsrapport Nr. 680, 23 s.
- Iwarsson Wide, M. & Belbo, H. 2009. Jämförande studie av olika tekniker för skogsbränsleuttag. Skogsbränsleuttag med Naarva-gripen 1500-40e, Bracke c16.a och Log max 4000, Mellanskog, Färila. Skogforsk, Arbetsrapport Nr. 679, 39 s.
- Iwarsson Wide, M. 2011. Var går gränsen? Massaved och/eller energiuttag i klen gallring. Skogforsk, Resultat 9. 4 s.
- Jacobson, S. & Mattson, S. 1998. “Snurran” – ett Excel-program som beräknar näringsuttag vid skörd av trädrester. Skogforsk. Resultat nr 1, Uppsala. 4 sid.
- Jacobson, S. Pettersson, F., Sikström, S., Nyström, K. & Övergaard, B. 2008. INGVAR – gallringsmall och planeringsinstrument. Resultat Nr.10. Uppsala. 4 s.
- Jacobson, S. & Larsson, W. 2010. Flis av flis. www.skogforsk.se/verktyg/FLISavFLIS
- Kalén, C. & Bergquist, J. 2004. Forage availability for moose of young silver birch and Scots pine. *Forest Ecology and Management* 187:149–158.
- Kardell, L. 1989. Några grupper attityder till stubbrytning 1976 och 1988. SLU, avd. för landskapsvård, rapport 41.
- Kardell, L. 2004. Svenskarna och skogen. D2 från Baggböleri till naturvård. Skogsstyrelsens förlag.
- Kardell, L. & L. Eriksson, 2001. Blåbärs- och lingonrisets återhämtning 30 år efter kalavverkning och markberedning 1977-2010. Institutionen för Skoglig Landskapsvård. Rapport 112–2011. SLU
- Kardell, L., Eriksson, L. & Lindhagen, A. 1993. Luckblädningsförsök i Uppsalatrakten 1976–1990. Föryngringsresultat och upplevelsevärden. SLU, inst. för skoglig landskapsvård, rapport 54.
- Kardell, L. & Lindhagen A. 1998. Ett försök med stamvis blädning på Ekenäs, skogstillstånd, markvegetation samt attityder. SLU, inst. för skoglig landskapsvård, rapport 77.
- Kardell, L. & Lindhagen A. Talltorpsmon i Åtvidaberg 2. Alternativa slutavverkningsformer samt attityder till dessa 1978-2005. SLU, inst. för skoglig landskapsvård, rapport 78.
- Karlsson, L. (2013). Silvicultural regimes and early biomass thinning in young, dense pine stands. Doctoral Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences. Umeå 2013.
- Kuusinen, M. 1994. Epiphytic lichen flora and diversity on populus-tremula in old-growth and managed forests of southern and middle boreal Finland. *Annales Botanici Fennici*. 31:245–260.

- Ligné, D. 2004. New technical and alternative silvicultural approaches to pre-commercial thinning. Skogsfakulteten, SLU, Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Silvestria 331: 46 (+10+16+18+12) sidor.
- Lindhagen, A. 1996. Forest Recreation in Sweden, Four Case Studies Using Quantitative and Qualitative Methods. SLU, inst. för skoglig landskapsvård, rapport 64.
- Lindhe, A., Lindelöw, Å. & Åsenblad, N. 2005. Saproxylic beetles in standing dead wood density in relation to substrate sun-exposure and diameter. *Biodiversity and Conservation*. 14:3033–3053.
- Lyly, O. & Saksala, T. 1992. The effect of stand density on moose damage in young *Pinus sylvestris* stands. *Scandinavian Journal of Forest Research* 7:393–403.
- Marmor, L., Torra, T., Saag, L. & Randlane, T. 2012. Species richness of epiphytic lichens in coniferous forests: the effect of canopy openness. *Annales Botanici Fennici*. 49:352–358.
- Moberg, L. 2006. Predicting knot properties of *Picea abies* and *Pinus sylvestris* from generic tree descriptors. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21 (Suppl. 7): 48–61.
- Moberg, L., Möller, J., Sondell, J. 2006. Automatic selection, bucking control and sorting of sawlogs suitable for appearance-grade sawnwood for the furniture industry. *New Zealand Journal of Forest Science* 36(2): 216–231.
- Moor, M., Daniell, T., Kalle, H., Liira, J., Pussa, K., Roosalu, E., Opik, M., Wheatley, R. & Zobel, M. 2007. Spatial pattern and species richness of boreonemoral forest understory and its determinants – A comparison of differently managed forests. *Forest Ecology and Management*. 250:64–70.
- Månsson, J., Andrén, H., Pehrson, A. & Bergström, R. 2007. Moose browsing and forage availability: a scale-dependent relationship? *Canadian Journal of Zoology - Revue Canadienne De Zoologie* 85:372–380.
- Möller, J., Arlinger, J., Moberg, L., Wilhelmsson, L. 2005. Automatisk kvalitetsklassning och stampris – framtidens affärsform? Resultat 22, Skogforsk, Uppsala, 4s.
- Nybakken, L., Selås, V. & Ohlson, M. 2013. Increased growth and phenolic compounds in bilberry (*Vaccinium myrtillus* L.) following forest clear-cutting. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 4, 319–330.
- Persson, I. L., Julkunen-Tiitto, R., Bergström, R., Wallgren, M., Suominen, O. & Danell, K. 2012. Simulated moose (*Alces alces* L.) browsing increases accumulation of secondary metabolites in bilberry (*Vaccinium myrtillus* L.) along gradients of habitat productivity and solar radiation. *Journal of Chemical Ecology* 38:1225–1234.
- Pettersson, N. 1992. The effect on stand development of different spacing after planting and precommercial thinning in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst) and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands. Doktorsavhandling, Sveriges lantbruksuniversitet, Inst. för skogsproduktion. Rapport nr 34. Garpenberg.
- Päätaalo, M.-L., Peltola, H., Kellomäki, S. 1999. Modelling the risk for snow damage to forests under short-term snow loading. *Forest Ecology and Management* 116: 51–70.
- Ranius, T., Martikainen, P. & Kouki, J. 2011. Colonisation of ephemeral forest habitats by specialised species: Beetles and bugs associated with recently dead aspen wood. *Biodiversity and Conservation*. 20:2903–2915.
- Repola, J. 2008. Biomass Equations for Birch in Finland. *Silva Fennica* 42 (4): 605–624.

- Repola, J. 2009. Biomass Equations for Scots pine and Norway spruce in Finland. *Silva Fennica* 43 (4): 625–647.
- Rosenvald, R. & Löhmus, A. 2008. For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management*. 255:1–15.
- Sametinget. 2010. Statistik från sametinget 2010, rennäringen säsong 08/09. Sametinget.
- Senft, R. L., Coughenour, M. B., Bailey, D. W., Rittenhouse, L. R., Sala, O. E. & Swift, D. M. 1987. Large herbivore foraging and ecological hierarchies. *Bioscience* 37:789–799.
- Skogsstyrelsen 2012. Skogsstatistisk årsbok.
- Skogsvårdstyrelsen 2003. Skogsvårdslagen. Handbok. Skogsstyrelsens förlag Jönköping.
- SLU. 2010. Renskötselplan Malå sameby. 2010-01-24.
- Sonesson, J. & Rosvall, O. 2011. Lönsamma åtgärder för ökad tillväxt på Sveaskogs marker. Skogforsk.
- Svenska Samernas Riksförbund, Jordbruksverket, Sveriges Lantbruksuniversitet, Statistiska centralbyrån 1999. Svensk rennäring Reindeer husbandry in Sweden. Bulls tryckeriaktiebolag Halmstad 1999.
- Svenska Samernas Riksförbund. Odaterat. Ett renskötselanpassat skogsbruk.
- Söderberg, U. (1986). Functions for forecasting of timber yields. Swedish University of Agricultural Sciences, Section of Forest Mensuration and Management, Umeå, Report 14. 251 pp (In Swedish with English summary).
- Sörlin, S. & Sandell, K. 2000. Friluftshistoria: från "Härdande friluftsliv" till ekoturism och miljöpedagogik: Teman i det svenska friluftslivets historia. Carlson.
- Tikkanen, O.P., Martikainen, P., Hyvarinen, E., Junninen, K. & Kouki, J. 2006. Red-listed boreal forest species of Finland: associations with forest structure, tree species, and decaying wood. *Annales Zoologici Fennici*. 43:373–383.
- Urtainen, M., Miina, J., Salo, K. & Hotanen, J. P. (2013). Empirical prediction models for the coverage and yields of cowberry in Finland. *Silva Fennica* vol. 47 no. 3.
- Uliczka, H. & Angelstam, P. 2000. Assessing conservation values of forest stands based on specialised lichens and birds. *Biological Conservation*. 95:343–351.
- Uliczka, H. & Angelstam, P. 1999. Occurrence of epiphytic macrolichens in relation to tree species and age in managed boreal forest. *Ecography*. 22:396–405.
- Ulvcrona, K., Ulvcrona, T. & Lundmark, T. 2010. Skador efter tidig gallring i täta tallbestånd. *Skog & Trä* 2010:1. SLU, Enheten för skoglig fältforskning. ISSN 1403-6398. ISBN 978-91-977896-1-5.
- United Nations. 1993. Earth Summit. Agenda 21. United Nations.
- Valinger, E., Berg S. & Lind, T. 2011. Effekter av ett skogsbruk anpassat till rennäring och naturvård i norra Sverige. Fakta Skog. Rön från Sveriges lantbruksuniversitet. Nr 30, 2011.
- Valinger, E. & Fridman, J. 1997. Modelling probability of snow and wind damage in Scots pine stands using tree characteristics. *Forest Ecology and Management* 97: 215–222.

- Vivås, H. J. & Saether, B. E. 1987. Interactions between a generalist herbivore, the moose *Alces alces*, and its food resources: An experimental study of winter foraging behaviour in relation to browse availability. *Journal of Animal Ecology* 56:509–520.
- Värmeforsk. 2011. Miljöfaktaboken 2011.
- Wallgren, M., Bergström, R., Bergqvist, G. & Olsson, M. Spatial distribution of browsing and tree damage by moose in young pine forests, with implications for the forest industry. Opubl. Saknar årtall
- Weslien, J., Djupström, L., Schroeder, M. & Widenfalk, O. 2011. Long-term priority effects among insects and fungi colonizing decaying wood. *Journal of Animal Ecology*. doi: 10.1111/j.1365-2656.2011.01860.x.
- Widenfalk, O. & Weslien, J. 2009. Plant species richness in managed boreal forests- Effects of stand succession and thinning. *Forest Ecology and Management* 257:1386–1394.
- Wiktander, U., Olsson, O. & Nilsson, SG. 2001. Seasonal variation in home-range size and habitat area requirement of the lesser spotted woodpecker *Dendrocopus minor* in southern Sweden. *Biological Conservation*. 100:387–395.
- Wilhelmsson, L. 2006. Two models for predicting the number of annual rings in cross-sections of tree stems. *Scandinavian Journal of Forest Research* 21:Supplement 7, pp 37–47.
- Wilhelmsson, L. Arlinger, J. Spångberg, K. Lundqvist, S-O. Grahn, T. Hedenberg, Ö. & Olsson, L. 2002. Models for Predicting Wood Properties in Stems of *Picea abies* and *Pinus sylvestris* in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*.17:4, pp 330–350.
- Wilhelmsson, L. Arlinger, J. Hannrup, B. Nordström, N. Øvrum, A. Gjerdrum, P. 2011. D3.5 Methods and models for relating wood properties and storage conditions to process efficiency and product quality. Results from WP3.2 Indisputable key (EU). Arbetsrapport 750, Skogforsk, Uppsala, 67 pp.
- Ylisirniö AL, Penttilä R, Berglund H, Hallikainen V, Isaeva L, Kauhanen H, Koivula M och Mikkola K. 2012. Dead wood and polypore diversity in natural post-fire succession forests and managed stands - Lessons for biodiversity management in boreal forests. *Forest Ecology and Management*. 286:16–27.
- Östlund, L., Zackrisson, O. & Axelsson, A.L. 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Canadian Journal of Forest Research*. 27:1198–1206.

Personlig kommentar

Karlsson, Bengt. Sveaskog.

Gunnarsson, Fredrik. Sveaskog.

Lundström, A., Nilsson P. & Westerlund, B. Riksskogstaxeringen/SLU, som ställt samman material från taxeringarna 2005–2009 och beräknat höjder för klavträd på provytorna.

Bucking analyses, conditions and settings

Table A1.1. Length and diameter limits by assortments and quality classes (QCL)

		Min	Max	Min	Max	Diameter Qclass (mm)	Length Qclass (cm)
		Diam mm	Diam mm	Length cm	Length mm		
Pine	1 QCL 1 Sawlogs	180	750	370	580	180;200;220;240;250;260;280;300;320;340;360;380;	370;400;430;460;490;520;550;
	2 QCL 2 Sawlogs	180	750	370	580	180;200;220;240;250;260;280;300;320;340;360;380;	370;400;430;460;490;520;550;
	3 QCL 3 Sawlogs	180	750	370	580	180;200;220;240;250;260;280;300;320;340;360;380;	370;400;430;460;490;520;550;
	4 QCL 4 Sawlogs	180	750	370	580	180;200;220;240;250;260;280;300;320;340;360;380;	370;400;430;460;490;520;550;
	5 Small sawlogs	140	180	370	580	140;160;180;	370;400;430;460;490;520;550;
	6 Pulpwood	50	999	270	580	50;	270;310;340;370;400;430;460;490;520;550;
Birch		Min Diam mm	Max Diam mm	Min Length mm	Max Length mm	Diameter Qclass (mm)	Length Qclass (cm)
	Pulpwood	40	600	270	325	40;	300;

Table A1.2. Bucking simulation settings and conditions. Frequencies of different wood quality classes and demarcation of relative heights, i.e. [%, distance from ground]/total height.

Pine		Pine		Pine		Pine		Pine		Pine		Pine		Pine	
Group	Share, %	Group A	Height, %	Group B	Height, %	Group E	Height, %	Group F	Height, %	Group G	Height, %	Group H	Height, %	Group I	Height, %
Group A	15	QQclass 1	25	QQclass 1	30	QQclass 3	30	QQclass 3	100	QQclass 3	40	QQclass 4	30	QQclass 4	50
Group B	23	QQclass 3	15	QQclass 2	70	QQclass 2	70	QQclass 3	0	QQclass 3	60	QQclass 2	70	QQclass 3	50
Group C	0	QQclass 2	60					QQclass 3	4						
Group D	0														
Group E	30														
Group F	10														
Group G	10														
Group H	7														
Group I	5														

Assortment: Sawlogs Qclass 1, Pine
Price matrix,
SEK/m³sub

Length\Diam	180	200	220	240	250	260	280	300	320	340	360	380
370	590	740	790	835	835	865	910	960	985	995	1005	1015
400	580	730	780	825	840	870	915	965	990	1000	1010	1020
430	610	760	810	855	850	880	925	975	1000	1010	1020	1030
460	600	750	800	845	865	895	940	990	1015	1025	1035	1045
490	645	795	845	890	875	905	950	1000	1025	1035	1045	1055
520	605	755	805	850	880	910	955	1005	1030	1040	1050	1060
550	650	800	850	895	890	920	965	1015	1040	1050	1060	1070

Apportionment matrix,
%

Length\Diam	180	200	220	240	250	260	280	300	320	340	360	380
370	30	30	30	5	5	5	5	5	5	5	5	5
400	0	0	0	10	10	10	10	10	10	10	10	10
430	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15
460	0	0	0	15	15	15	15	15	15	15	15	15
490	45	45	45	25	25	25	25	25	25	25	25	25
520	0	0	0	15	15	15	15	15	15	15	15	15
550	10	10	10	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Accepted
Value loss **1%**

Limitation matrix (M=manual only)

Length\Diam	180	200	220	240	250	260	280	300	320	340	360	380
370	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
400	M	M	M	M	0	0	0	0	0	0	0	0
430	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
460	M	M	M	M	0	0	0	0	0	0	0	0
490	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
520	M	M	M	M	0	0	0	0	0	0	0	0
550	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Table A1.3.
Pricelists(SEK), required apportionments (%) and matrices for dimension limits by bucked assortments and quality classes
Assortment: Sawlogs Qclass 2, Pine

Price matrix, SEK/m ³ sub		180	200	220	240	250	260	280	300	320	340	360	380
Length\Diam		460	460	480	500	500	515	530	535	560	565	570	570
370		450	450	470	490	505	520	535	540	565	570	575	575
400		480	480	500	520	515	530	545	550	575	580	585	585
430		470	470	490	510	530	545	560	565	590	595	600	600
460		515	515	535	555	540	555	570	575	600	605	610	610
490		475	475	495	515	545	560	575	580	605	610	615	615
520		520	520	540	560	555	570	585	590	615	620	625	625
550													
Apportionment matrix,													
%													
Length\Diam		180	200	220	240	250	260	280	300	320	340	360	380
370		30	30	30	5	5	5	5	5	5	5	5	5
400		0	0	0	10	10	10	10	10	10	10	10	10
430		15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15
460		0	0	0	15	15	15	15	15	15	15	15	15
490		45	45	45	25	25	25	25	25	25	25	25	25
520		0	0	0	15	15	15	15	15	15	15	15	15
550		10	10	10	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Total		100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Accepted Value loss		1 %											
Limitation matrix (M=manual only)													
Length\Diam		180	200	220	240	250	260	280	300	320	340	360	380
370		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
400		M	M	M	M	0	0	0	0	0	0	0	0
430		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
460		M	M	M	M	0	0	0	0	0	0	0	0
490		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
520		M	M	M	M	0	0	0	0	0	0	0	0
550		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Assortment: Sawlogs Qclass 3, Pine

**Price matrix,
SEK/m³sub**

Length\Diam	180	200	220	240	250	260	280	300	320	340	360	380
370	460	460	480	500	500	515	530	535	560	565	570	570
400	450	450	470	490	505	520	535	540	565	570	575	575
430	480	480	500	520	515	530	545	550	575	580	585	585
460	470	470	490	510	530	545	560	565	590	595	600	600
490	515	515	535	555	540	555	570	575	600	605	610	610
520	475	475	495	515	545	560	575	580	605	610	615	615
550	520	520	540	560	555	570	585	590	615	620	625	625

Apportionment matrix

Length\Diam	180	200	220	240	250	260	280	300	320	340	360	380
370	30	30	30	5	5	5	5	5	5	5	5	5
400	0	0	0	10	10	10	10	10	10	10	10	10
430	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15
460	0	0	0	15	15	15	15	15	15	15	15	15
490	45	45	45	25	25	25	25	25	25	25	25	25
520	0	0	0	15	15	15	15	15	15	15	15	15
550	10	10	10	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Accepted Value loss 1 %

Limitation matrix (M=manual only)

Length\Diam	180	200	220	240	250	260	280	300	320	340	360	380
370	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
400	M	M	M	M	0	0	0	0	0	0	0	0
430	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
460	M	M	M	M	0	0	0	0	0	0	0	0
490	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
520	M	M	M	M	0	0	0	0	0	0	0	0
550	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Assortment: Sawlogs Qclass 4, Pine

Price matrix,

SEK/m³sub

Length\Diam	180	200	220	240	250	260	280	300	320	340	360	380
370	390	410	410	410	410	410	415	415	415	415	420	420
400	380	400	400	400	415	415	420	420	420	420	425	425
430	410	430	430	430	425	425	430	430	430	430	435	435
460	400	420	420	420	440	440	445	445	445	445	450	450
490	445	465	465	465	450	450	455	455	455	455	460	460
520	405	425	425	425	455	455	460	460	460	460	465	465
550	450	470	470	470	465	465	470	470	470	470	475	475

Apportionment matrix,

%

Length\Diam	180	200	220	240	250	260	280	300	320	340	360	380
370	30	30	30	5	5	5	5	5	5	5	5	5
400	0	0	0	10	10	10	10	10	10	10	10	10
430	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15	15
460	0	0	0	15	15	15	15	15	15	15	15	15
490	45	45	45	25	25	25	25	25	25	25	25	25
520	0	0	0	15	15	15	15	15	15	15	15	15
550	10	10	10	15	15	15	15	15	15	15	15	15
Total	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Accepted Value loss 1 %

Limitation matrix (M=manual only)

Length\Diam	180	200	220	240	250	260	280	300	320	340	360	380
370	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
400	M	M	M	M	0	0	0	0	0	0	0	0
430	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
460	M	M	M	M	0	0	0	0	0	0	0	0
490	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
520	M	M	M	M	0	0	0	0	0	0	0	0
550	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Assortment: Small diam. sawlogs, Pine

Price matrix, SEK/m³sub

Length\Diam	140	160	180
370	375	375	375
400	375	375	375
430	375	375	375
460	375	375	375
490	375	375	375
520	375	375	375
550	375	375	375

Apportionment matrix, %

Length\Diam	140	160	180
370	0	0	30
400	0	0	0
430	0	0	15
460	0	0	0
490	0	0	45
520	0	0	0
550	0	0	10
Total	0	0	100

Accepted Value loss 1 %

Limitation matrix (M=manual only)

Length\Diam	140	160	180
370	0	0	0
400	M	M	M
430	0	0	0
460	M	M	M
490	0	0	0
520	M	M	M
550	M	M	M

Assortment: Pulpwood, Pine**Price matrix, SEK/m³sub**

Length\Diam	50 +
270	275
310	275
340	275
370	275
400	275
430	275
460	275
490	275
520	275
550	275

Assortment: Pulpwood, Birch**Price matrix, SEK/m³sub**

Length\Diam	40 +
270	0 (Not bucked)
300	270

Arbetsrapporter från Skogforsk år 2014

2014

- Nr 817 John Arlinger, Torbjörn Brunberg, Hagos Lundström och Johan Möller. Jämförelse av JD1170E och JD1470E i slutavverkning hos SCA Skog AB hösten 2013. Comparison of JD1170E and JD1470E in final felling at SCA Skog AB, autumn 2013. 29 s.
- Nr 818 Bergkvist, I., Friberg, G., Mohtashami, S. & Sonesson, J. 2014. STIG-projektet 2010–2014. The STIG Project, 2010–2014. 19 s.
- Nr 819 Björheden, R. 2014. Studie av Fixteri FX15a klenträdsbuntare. Study of Fixteri FX15a small-tree bundling unit.
- Nr 820 Löfroth, C. & Brunberg, T. 2014. Bränsleförbrukningen hos rundvirkesfordon 2008 och 2013. Fuel consumption of roundwood vehicles in 2008 and 2013. 12 s.
- Nr 821 Jönsson, P., Hannrup, B., Gelin, O. & Löfgren, B. 2014. Utvärdering av sågenheten R5500 med avseende på kaptid och energiåtgång. Evaluation of the R5500 sawing unit in terms of bucking time and fuel consumption. 24 s.
- Nr 822 Eliasson, L. & Johannesson, T. 2014. Effekten av olika bottensäll på prestation, bränsleförbrukning och flisens fraktionsfördelning för flishuggarna Kesla 645 och Eschlböck Biber-92. – Effects of sieve size on chipper productivity, fuel consumption and chip size distribution for the chippers Kesla 845 and Eschlböck Biber-92. 18 s.
- Nr 823 Eliasson, L., Lombardini, C., Granlund, P., Magagnotti, N. & Spinelli, R. 2014. Prestation och bränsleförbrukning för en lastbilsmonterad Pezzolato PTH 1200/820 flishugg. – Performance and fuel consumption of a truck-mounted Pezzolato PTH 00/820 chipper. 12 s.
- Nr 824 Iwarsson-Wide, M. Grönlund, Ö. 2014. Lastindikatorer och lastbärrvågar. 15 s.
- Nr 825 Sikström, U. 2014. Föryngring av gran under högskärm: Försöksverksamhet vid Bergvik Skog – Uppföljning 2013.
- Nr 826 Englund, M. 2014. Mätning av mental arbetsbelastning – En metodstudie. 27.
- Nr 827 Jönsson, P., Björheden, R. & Eliasson, L. 2014. Destinering och lägesbyten för att effektivisera transportererna av skogsflis.
- Nr 828 Barth, A., Holmgren, J., Wilhelmsson, L. & Nordström, M. 2014. Evaluation of single tree based estimates with terrestrial laser scanning in Sweden.
- Nr 829 Jacobson, S. Asktilförsel och dess påverkan på trädens tillväxt och näringsstatus – Revision av sex fältförsök. 32 s.
- Nr 830 Björheden, R. 2014. Proceedings of the Nordic Baltic Conference OSCAR14 Solutions for Sustainable Forestry Operations, June 25-27, NOVA Park Conference, Knivsta, Sweden.
- Nr 831 Widingshoff, J. 2014. Kontinuerlig uppföljning av drivmedelsförbrukning och lastfyllnadsgrad för ETT- och ST-fordon. – Continual monitoring of fuel consumption and load utilisation of ETT- and ST-vehicles. 21 s.
- Nr 832 Fridh, L. 2014. Utvärdering av fukthaltsmätare METSO MR Moisture Analyser. Evaluation of the METSO MR Moisture Analyser. 8 s.
- Nr 833 Eliasson, L., Lundström, H. & Granlund, P. 2014. Bruks 806 STC. – En uppföljande studie av prestation och bränsleförbrukning. – A performance and fuel consumption when chipping logging residues of beech 10 s.

- Nr 834 Sonesson, J., Berg, S., Eliasson, L., Jacobson, S., Widenfalk, O., Wilhelmsson, L., Wallgren, M. & Lindhagen, A. SLU. Konsekvensanalyser av skogsbrukssystem. – Tätta förband i tallungskogar. Consequence analyses of forestry systems.– Close spacing in young pine forests. 109 s.
- Nr 835 Eliasson, L. 2014. Flisning av bränsleved och delkvistad energived med en stor trumhugg-CBI6400.
- Nr 836 Johansson, F., Grönlund, Ö., von Hofsten, H. & Eliasson, L. 2014. Huggbilshaverier och dess orsaker. – Chipper truck breakdowns and their causes. 12 s.
- Nr 837 Rytter, L. & Lundmark, T. 2014. Trädslagsförsök med inriktning på biomassaproduktion – Etapp 2. – Tree species trial with emphasis on biomass production. 20 s.
- Nr 838 Skutin, S.-G. 2014. Simulering av TimberPro drivare med lastanordning i slutavverkning– Drivare med automatisk lastning och nytt arbetssätt. – Simulation of TimberPro harwarder with automatic loading and new method of working. 20 s.
- Nr 839 Fridh, L. 2014. Evaluation of the METSO MR Moisture Analyser. – Utvärdering av fukthaltsmätare METSO MR Moisture Analyser. s. 8.
- Nr 840 Andersson, G. & Svenson, G. 2014. Viktsutredningen del 2. Vägning för transportvederlag.
- Nr 841 Mullin, T. J. 2014. OPSEL 1.0: a computer program for optimal selection in forest tree breeding. s. 20.
- Nr 842 Persson, T. & Ericsson, T. 2014. Projektrapport. Genotyp – Miljösamspel hos tall i norra Sverige. – Projektnummer 133. 12 s.
- Nr 843 Westin, J., Helmersson, A. & Stener, L.-G. 2014. Förädling av lärk i Sverige – kunskapsläge och material. 55 s.
- Nr 844 Hofsten von, H., Nordström, M. & Hannrup, B. 2014. Kvarlämnade stubbar efter stubbskörd. – Stumps left in the ground after stump harvest 15 s.
- Nr 845 Pettersson, F. 2014. Röjnings- och gallringsförbandets samt gödslingsregimens (ogödslat/gödslat) effekter i tallskog på skogsproduktion och ekonomi. 69 s.
- Nr 846 Pettersson, F. 2014. Behovet av borttillsförsel vid kvävegödsling av barrskog på fastmark. 32 s.
- Nr 847 Johannesson, T. 2014. Grövre bränsle en omöjlig uppgift? 13 s.
- Nr 848 Johannesson, T. 2014. Simulering av TimberPro drivare med lastanordning i slutavverkning Biomass Harvest and Drying Education Fond du Lac Reservation Cloquet, Minnesota. 13 s.
- Nr 849 Jönsson, P., Eliasson, L. & Björheden, R. 2014. Location barter may reduce forest fuel transportation cost. Destinerings- och lägesbyten för att effektivisera transporter av skogsflis. s. 10.
- Nr 850 Englund, M., Häggström, C., Lundin, G. & Adolfsson, N. 2014. Information, struktur och beslut, – en studie av arbetet i gallringskördare och skördetröska.
- Nr 851 Berlin, M., Ericsson, T. & Andersson-Gull, B. 2014. 57 s.
- Nr 852 Jansson, G. & Berlin, M. 2014. Genetiska korrelationer mellan tillväxt- och kvalitetsegenskaper – Genetic correlations between growth and quality traits. 26 s.
- Nr 853 Hofsten von, H. 2014. Utvärdering av TL-GROT AB's stubbaggregat. 10 s. – Evaluation of the TL-GROT AB stump harvest. 10 s.
- Nr 854 Iwarsson Wide, M., Nordström, M. & Backlund, B. 2014. Nya produkter från skogsråvara- En översikt av läget 2014. – New products from wood raw material-Status report 2014. 62 s.
- Nr 855 Willén, E. & Fridh, L. 2014. Mobilt mätsystem för insamling av träd- och beståndsdata. – Mobile measurement system for collecting tree and stand data. 33 s.

SKOGFORSK

– Stiftelsen skogsbrukets forskningsinstitut

arbetar för ett lönsamt, uthålligt mångbruk av skogen. Bakom Skogforsk står skogsföretagen, skogsägareföreningarna, stiftelsen, gods, skogsmaskinföretagare, allmänningar m.fl. som betalar årliga intressentbidrag. Hela skogsbruket bidrar dessutom till finansieringen genom en avgift på virke som avverkas i Sverige. Verksamheten finansieras vidare av staten enligt särskilt avtal och av fonder som ger projektbundet stöd.

FORSKNING OCH UTVECKLING

Två forskningsområden:

- Skogsproduktion
- Virkesförsörjning

UPPDRAG

Vi utför i stor omfattning uppdrag åt skogsföretag, maskintillverkare och myndigheter.

Det kan gälla utredningar eller anpassning av utarbetade metoder och rutiner.

KUNSKAPSFÖRMEDLING

För en effektiv spridning av resultaten används flera olika kanaler: personliga kontakter, webb och interaktiva verktyg, konferenser, media samt egen förlagsverksamhet med produktion av trycksaker och filmer.

Från Skogforsk nr. 834–2014



www.skogforsk.se