



Stora betesmarker med växande träd för ekonomiskt och klimatmässigt hållbar köttproduktion

*Large pastures with growing trees for economically and
climatically sustainable meat production*

Karl-Ivar Kumm



Sveriges Lantbruksuniversitet
Institutionen för husdjurens miljö och hälsa
Avdelningen för produktionssystem

*Swedish University of Agricultural Sciences
Department of Animal Environment and Health
Section of Production Systems*

Skara 2022

Rapport 59

Report 59

ISSN 1652-2885

**Stora betesmarker med växande träd
för ekonomiskt och klimatmässigt hållbar köttproduktion**

*Large pastures with growing trees for economically and climatically
sustainable meat production*

Karl-Ivar Kumm

Förord

Kapitlen 1-6 i föreliggande rapport skrev jag 2016 inför ett referensgruppssammanträde med det Formasfinansierade projektet ”Produktion av ekologiskt nötkött och andra ekosystemtjänster vid naturbete på en mosaik med hagmark och skog” (diarienummer 221-2014-287). De övriga kapitlen bygger på annat delvis hittills opublicerat arbete som jag gjort i samma projekt och på arbete som jag utfört åt Naturvårdsverket inom projektet ”Mer naturbetesmarker och ekonomiskt bärkraftiga företag” med tillhörande webbföreläsningar. I rapporten redovisas också resultat från Kantar Sifo-undersökningar om svenskars attityder till betesmarker med och utan träd och träddungar. Denna sista del liksom färdigställandet av rapporten har finansierats av Västra Götalandsregionen (diarienummer RUN 2018-00137, 2021-00021). Tanken att sammanställa dessa material föddes i samband med en workshop arrangerad av Jordbruksverket ”Agroforestry med träd och betesdjur” i december 2021. Utkast till rapporten har lästs av universitetslektor Annemieke Gärdenäs Göteborgs universitet (kapitel 1-6) och docent Anna Hessle SLU (Sammanfattande slutsatser och kapitel 7-17) och de har därvid kommit med värdefulla förbättringsförslag. De skogliga delarna av avsnitten 17.2 och 17.3 har faktagranskats av skogD Ola Rosvall, pensionerad forskningschef från Skogforsk. Han har också utfört de skogliga beräkningarna i avsnitt 17.4.

Karlstad i maj 2022

Karl-Ivar Kumm

Innehåll

Sammanfattande slutsatser	5
1. Stora fållor för lönsamheten och träd för klimatet	7
2. Skogsbete	8
3. Lövträdshagar.....	12
4. Kostnad och lönsamhet vid lövträdsetablering i befintliga och nya hagar.....	13
5. Trädetablering i betesmarker i Nya Zeeland och USA.....	17
6. Miljömässiga konsekvenser av lövträd i betesmarker.....	18
6.1 Klimat.....	18
6.2 Landskap	20
7. Stora betesmarker ger förutsättningar för lönsam köttproduktion och naturvård.....	21
8. Möjligheter och hinder för att skapa stora betesmarker inklusive betes-skogsmosaiker	25
9. Betes-skogsmosaik som kan bli framtida björkhage	26
10. Betesmarker med växande träd kan ge större produktion än bete och träd var för sig.....	27
11. Växande träd i betesmarker kan kompensera betesdjurens utsläpp av växthusgaser.....	28
12. Träddungar och skogskanter kan ge betesdjur sol-, vind- och nederbördsskydd	29
13. Svenskar vill gärna ha träd i betesmarkerna.....	31
14. Självsådd av skog på nedlagd jordbruksmark tar ofta lång tid och blir i många fall lycklig.....	33
15. Skydd av lövträdplantor mot betesskador och ogräskonkurrens	34
16. Bete i barrträdsplanteringar i betes-skogsmosaiker.....	39
17. Scenarier för silvopastoral agroforestry	40
17.1. Skapa betes-skogsmosaiker av små betesmarker, marginella åkrar, nedlagd jordbruksmark och anslutande skog.....	40
17.2. Överföra skogsmark till trädklädda betesmarker med klimatkompensation	43
17.3. Plantera kolinlagrande ”evighetsträd” i betesmarker	46
17.4 Gles björkplantering i betesmark ¹	51
Referenser.....	53

Sammanfattande slutsatser

Sverige har som mål att öka livsmedelsproduktionen i hela landet, bevara och utveckla den biologiska mångfalden och få ner utsläppen av växthusgaser till netto noll år 2045. Ekonomiskt hållbar köttproduktion på naturbetesmarker kan bidra till de två första målen och växande, kolinlagrande träd i betesmarkerna kan bidra till att netto noll-målet uppfyllas.

Risk för fortsatt nedläggning av små betesmarker och små åkrar

- Stora arealer åker- och betesmark har lagts ner i Sverige efter andra världskriget och en betydande del av den nuvarande jordbruksmarken saknar företagsekonomiska förutsättningar för långsiktigt bestående brukning.
- Köttproduktion i små spridda betesmarker med små djurbesättningar kan inte betala nya stängsel, nya byggnader och marknadsmässig lön och är därför nedläggningshotad.
- Fram till och med 1960-talet var det vanligt att granplantera nedlagd jordbruksmark. Därefter har det blivit vanligare att låta nedlagd mark ligga oanvänd och långsamt förbuskas och slutligen bli skog som i många fall blir luckig och lågproducerande.
- Att låta bördig mark ligga oanvänd och långsamt bli lågproducerande skog är oförenligt med både livsmedelsstrategins mål om ökad matproduktion och målet om nettonollutsläpp av växthusgaser 2045 genom bl.a. kolinlagring i växande skog.

Skapa stora betes-skogsmosaiker

- Genom att skapa stora betes-skogsmosaiker av små spridda betesmarker, intilliggande nedlagd- och nedläggningshotad jordbruksmark och mellanliggande skogsmark skapas förutsättningar för ekonomiskt hållbar betesbaserad köttproduktion och naturvård.
- Betes-skogsmosaiker och betesmarker med trädgångar ger både tilltalande landskap för människor och god djurmiljö genom skydd mot nederbörd, vind och starkt solljus.
- Mosaiker av betesmark och spridda trädgångar och skogspartier har i många fall högre biologiska värden än trädlösa betesmarker och mosaikerna kan skötas så att de på lång sikt blir traditionella björk- och ekhagar.
- Naturvårdsverket har tagit fram kartmaterial som visar var det är fysiskt möjligt att skapa stora betes-skogsmosaiker.
- Tillskapande av stora betes-skogsmosaiker försvåras av ägosplittring med många markägare, vägar, spridd bebyggelse och rädsla för skogsskador. I mosaiker som innehåller frodigt bete är risken för skogsskador små vid välordnat bete.

Skapa rationella betesmarker genom att överföra skogsmark till trädklädda betesmarker

- Genom att överföra skogsmark i betes-skogsmosaiker till betesmark skapas ännu större betesmarker vilket förbättrar förutsättningarna för ekonomiskt hållbar betesdrift.
- Överföring av skog till betesmark efter slutavverkning kan vara lönsam vid nuvarande stöd och miljöersättningar utom på den allra bördigaste marken i Sydsverige där återplantering av gran är lönsammare.
- Jordbruksmark som beskogades under 1950- och 60-talen och där skogen nu börjar bli slutavverkningsmogen kan vara lämplig att återföra till bete. Samma sak gäller senare nedlagd jordbruksmark med luckig självsådd skog som dåligt utnyttjar markens produktionsförmåga.
- Genom att låta trädgångar och spridda träd stå kvar i den nya betesmarken minskar de klimatmässiga nackdelarna av minskad kolinlagring i virkesförråd och träd tillväxt. Men det är risk att kvarlämnade träd blåser ner. Denna risk är större för gran och mindre för tall och ek.

Klimatkompensera överföring av skog till bete genom beskogning av nedlagd jordbruksmark

- Klimatnackdelar av att omvandla skog till betesmark kan kompenseras genom skogsplantering på nedlagd jordbruksmark. Plantering av ett hektar bördig mark med snabbväxande träd kan kompensera omvandling av mer än ett hektar ordinär skogsmark till bete.
- Plantering av både gran och snabbväxande lövträd såsom poppel och hybridasp kan ha god lönsamhet på bördig före detta jordbruksmark.

- Ur landskapssynpunkt bör lövträd väljas nära bebyggelse och vägar. För att lövträdsplantering skall lyckas fordras i allmänhet höga hägn som håller ute vilt.

Plantera kolinlagrande ”evighetsträd” i betesmarker

- Plantering av träd i betesmarker kan genom kolinlagring kompensera betesdjurens utsläpp av växthusgaser. För att ge maximal klimatnytta och även höga naturvärden bör betesmarksträden inte avverkas utan få bli ”evighetsträd”.
- Samodling av björk och ek är lämplig för kolinlagring. Björken har snabb kolinlagring redan de första årtiondena och eken har uthållig kolinlagring som fortsätter i flera hundra år.
- Björk- och ekplantering i betesmark skulle förbättra den betesbaserade köttproduktionens lönsamhet om det funnes betalning för trädens klimatnytta.
- Träd i betesmarker ger god djurmiljö genom sol- och väderskydd och Sifo-undersökningar visar att svenskar vill ha träd i betesmarkerna. Man vill helst ha lövträd men föredrar också grandungar framför trädlös betesmark särskilt om man är medvetna om trädens klimatnytta.
- Behov av skydd mot betesdjurens gnag gör att det är dyrare att plantera lövträd i betesmark än på nedlagd jordbruksmark utan betesdjur där det räcker med omgivande vilthägn.

Agroforestry i form av växande träd i betesmarker kan ge större samlad produktion per hektar av mat, virke och kolinlagring än bete och träd odlade var för sig på skilda arealer. Detta blir allt viktigare om knappheten på mark tilltar. Betesmarker med träd ger också tilltalande landskap med förutsättningar för hög biodiversitet. Men silvopastoral agroforestry kräver kunskap om och intresse för både träd och betesdjur och främjas inte av nuvarande miljöersättningar och stöd.

Jag har under årens lopp sett betesmarksträd som växt bra, men jag har också sett betesmarksträd som växt dåligt och skadats av betesdjur. Det är en angelägen forskningsuppgift att kartlägga vilka marktyper och betessystem som är lämpade för silvopastoral agroforestry och vilka som inte är det. I avvaktan på sådana forskningsresultat är plantering av kolinlagrande skog på nedlagd jordbruksmark ett säkrare sätt att kompensera betesdjurens klimatpåverkan än trädplantering i betesmarker.

1. Stora fällor för lönsamheten och träd för klimatet

Kapitlen 1-6 skrevs redan år 2016 och kan därför innehålla information som inte längre är aktuell.

Betesbaserad nöt- och lammköttproduktion med nu normala besättningsstorlekar kan vara lönsam om och så länge det finns billiga resurser såsom befintliga stallbyggnader utan lönsam alternativ användning och producenter med låga inkomstkrav på arbetsersättning (Kumm, 2006). Däremot förmår inte betesbaserad produktion så som den normalt bedrivs i Sverige betala nyinvestering i byggnader, stängsel och maskiner och samtidigt betala lantarbetarelönen för arbetsinsatsen enligt teoretiska kalkyler (Kumm, 2006; Agriwise 2015). Samtidigt visar resultat från verkliga nötköttsföretag (LRF Konsult, 2014; Sveriges officiella statistik 2016) och verkliga lammköttföretag (LRF Konsult, 2008) att producenternas arbets- och kapitalersättning ligger långt under lantarbetarelönen och marknadsränta.

Det är alltså stor risk att nöt- och lammköttproduktionen, liksom arealen betesmark, minskar när befintliga resurser blir utslitna eller omoderna i synnerhet om framtidens lantbrukare ställer marknadsmässiga krav på arbets- och kapitalersättning. Från 2004 till 2014 minskade också den sammanlagda svenska nöt- och lammköttproduktionen med 7 % och arealen betesmark med 17 % (Jordbruksverkets statistikdatabas, 2015a). Enligt Jordbruksverket (2007) är det stor risk att den svenska nötköttproduktionen och betesarealen minskar ytterligare fram till 2020 i synnerhet om stöden minskar och det blir konkurrens om marken från energiodling.

Två viktiga orsaker till den svenska nötköttproduktionens bristande ekonomiska hållbarhet är småskalig produktion och avsaknad av stora sammanhängande betesmarker (Jordbruksdepartementet 2004). De genomsnittliga svenska diko- och fårbesättningarna har endast 17 kor respektive 32 tackor och baggar (Jordbruksstatistisk årsbok, 2014). För att produktionen skall kunna täcka sina totala långsiktiga kostnader inklusive nya byggnader av traditionellt slag, maskiner och stängsel samt ge lantarbetarelönen för insatt arbete krävs åtminstone 100-200 dikor (Kumm, 2006; Salevid & Kumm, 2011) eller 400-500 tackor (Kumm, 2009). Så stora besättningar kräver stora betesarealer. Det är därför ytterst problematiskt att befintliga betesmarker i allmänhet är små och ligger utspridda i landskapet särskilt i skogsbygderna där en stor del av landets betesbaserade köttproduktion bedrivs. Betesmarkernas medelareal var år 2003 endast 1,5 ha i en typiskt sydsvensk skogsbygd och 1,7 ha i en typiskt nordsvensk skogsbygd (Jordbruksverket, 2007).

Problemet med små spridda betesmarker kan i vissa fall lösas genom att skapa stora sammanhängande fällor av befintliga betesmarker och mellanliggande skog och marginell åker. På så sätt minskar kostnaderna per hektar och per djur för stängsel, vattenförsörjning, djurtransporter och tillsyn (Kumm, 2004; Kumm, 2007). Åkermark och i viss mån även skogsbetet i sådana stora fällor kan också tillsammans med befintlig betesmark ge mera bete och därmed underlag för större besättningar med lägre arbetsåtgång och byggnadskostnader per djur. Om det är marginell åker utan lönsam alternativ användning och om skogen inte skadas av betningen så vinnas dessa fördelar utan några markkostnader. Om skogen efter slutavverkning eller hård gallring omvandlas till öppen respektive trädbevuxen betesmark ökar betestillgången ytterligare, men då till priset av minskad virkesproduktion. Avverkningsintäkter från skog som omvandlas till bete kan förbättra likviditeten i växande animalieföretag och betesbaserad köttproduktion med stora besättningar på stora betesmarker är lönsammare än återplantering. Det föreligger dock stora praktiska svårigheter att skapa sådana stora sammanhängande betesmarker i form av vägar, spridd bebyggelse och ägosplittring med många berörda markägare.

Ett annat hållbarhetsproblem i den betesbaserade nöt- och lammköttproduktionen är att dess utsläpp av växthusgaser per kg producerat kött är väsentligt större än utsläppen i gris- och kycklingproduktion (Cederberg et al., 2009; Lesschen et al., 2011; Bryngelsson et al., 2016). Utsläppen i betesbaserad

nötköttproduktion är dessutom större i betesbaserad än i stallbaserad nötköttproduktion (Kumm, 2011). Men växande och därmed kolinlagrande träd i betesmarker kan kompensera betesdjurens klimatpåverkan (Schoenberger, 2009; Kumm 2011). Betesmarker med lövträd värderas dessutom högre än betesmarker utan träd av den svenska befolkningen enligt Sifo-undersökningar (Kumm, 2017). Beteshagar med växande lövträd kan alltså förena köttproduktion, klimatsmart kolinlagring och tilltalande landskap. Om lantbrukarna vid sidan av nuvarande miljöersättningar också fick betalt för klimatnyttan av växande träd i betesmarker så skulle de företagsekonomiska förutsättningarna för betesbaserad köttproduktion förbättras väsentligt (Kumm, 2013).

Såväl etablering av träd i betesmarker som skogsbete och tillfällig uppodling av skog till betesmark och kan betraktas som silvopastoral agroforestry. Agroforestry är avsiktlig odling av träd på samma mark som jordbruksgrödor i någon form av rumslig blandning eller tidsföljd (Lundgren, 1982). I silvopastoral agroforestry är jordbruksgrödan bete som används för t.ex. nöt- eller lammköttproduktion. Silvopastoral agroforestry kan innefatta rumslig blandning av träd och bete såsom björkhagar och skogsbete. Det kan också vara omväxlande träd och bete i tidsföljd såsom skogsmark som omvandlas till betesmark för att därefter återgå till skog igen.

Agroforestry kan ge högre total produktion per hektar än jordbruksgrödor och träd odlade var för sig på skilda arealer. En orsak är att trädrötter går ned djupare än gräsrötter och därför kan ta upp vatten och växtnäring som gräsrötterna inte når inklusive vatten och näring som sjunkit under jordbruksgrödornas rotzon (Nerlich et al., 2013). En del av denna djupa växtnäring förs upp till markytan av träden och blir tillgänglig för gräset via lövfall (Cannell et al., 1996; Sinclair et al., 2000; Lampkin et al., 2015). Ett exempel på sådan positiv synergi är ett försök där Douglasgran och rajgräs odlade tillsammans inlagrade drygt 500 kg kol mera per hektar och år än om träden och gräset odlade var för sig (Sharro & Ismail, 2004).

Under det vanliga skogsbrukets hygges-, plant- och ungskogsfas produceras mycket gräs och olönsam röjningsved till ingen nytta. Om denna produktion i stället hade blivit bete, utan att betningen hade skadat virkesproduktionen, så hade markens samlade produktion ökat. Kväve inlåst i markvegetationen kan omvandlas till växttillgängligt urinkväve om betesdjur konsumerar denna vegetation (Adams, 1975) vilket också gynnar betes- och trädutväxten.

Trots dessa positiva synergier har agroforestry i form av träd i kombination med öppen växtodling (silvoarable agroforestry) i stort sett försvunnit i Europa därför att träden hindrar modern storskalig maskindrift (Nerlich et al., 2013). Däremot behöver träd inte vara motsvarande fysiskt hinder för silvopastoral agroforestry med modern storskalig betesdrift).

Rapportens syfte är sammanställa kunskap som kan användas om man vill skapa stora sammanhängande betesfällor med växande lövträd för lönsam och klimatsmart betesbaserad köttproduktion. Den bygger på litteraturuppgifter och innefattar bl. a. äldre svenska studier om skogs- och hagmarksbete och modern internationell agroforestrylitteratur.

2. Skogsbete

Den äldsta formen av agroforestry är skogsbete med tamboskap (Nerlich et al., 2013). I södra Sverige har nästan all skogsmark ett förflutet som betad utmark (Dahlström et al., 2006) och ända fram till början av 1900-talet var svensk betesmark oftast även skogsmark (Steen, 1958). I norra Sverige var goda skogsbeten en förutsättning för jordbruk och boskapskötsel enligt Björkbom (1913). Av de tidigare vidsträckta skogsbetena återstod år 1927 enligt officiell statistik 750 000 ha (Statistiska Centralbyrån, 1930). Nu återstår 100 000 ha skogsmarksbete (Skogsstatistisk årsbok, 2014). Även i Central- och Västeuropa har skogsbetet nästan helt försvunnit och de små resterna finns huvudsakligen

i bergstrakter och andra marginella områden samt i naturvårdsområden (Rigueiro-Rodríguez m.fl., 2009).

I Norge hade skogsbetet stor omfattning ännu i början av 1960-talet (Bjor & Graffer, 1962) och förekommer fortfarande i modern animalieproduktion (Larsson & Rekdal, 2000; Bjelkåsen et al., 2005) och då i allt större utsträckning i nötköttsproduktionen (Histøl et al., 2012). I delar av USA och Kanada har skogsbete varit (McLean & Clark, 1980; Kosco & Bartolome, 1981; Krzic et al., 1999) och är alltjämt viktigt i storskalig nötköttsproduktion (McCartney & Horton 1997; Canadian Forage Beef Industry, 2015).

Under 1800-talet började skogsbetet ifrågasättas i Sverige. En orsak var dess negativa inverkan på virkesproduktionen som började få större värde till följd av sågverksindustrins utveckling. En annan orsak var att den agrara revolutionen med bl.a. vallodling på åker började minska skogsbetets betydelse. Skogsbetets värde minskade ytterligare under 1900-talet när handelsgödsel och växtförädling ökade foderskördarna och avelsarbete gav högvakastande djur för vilka skogsbete var otillräckligt. När de små kreatursgårdarna minskade i rask takt efter andra världskriget försvann det mesta av det återstående skogsbetet (Kardell, 2008).

Äldre skattningar tydde på att skogsbetet endast producerade 50 foderenheter per hektar och år (1 foderenhet= näringsvärdet i 1 kg korn eller 1,1-1,5 kg ts normalt betesgräs enligt Hansson och Nannesson, 1928). Om all skog bortröjdes kunde betesavkastningen öka till 500 foderenheter och ett kulturbete kunde producera över 2 000 foderenheter (Elofson, 1922). Enligt Tirén (1955) gav ett hektar i Norrland följande betesavkastning: bestockad skogsmark 0-100 foderenheter, kruståtelbundna hyggen 200-300 foderenheter, uppröjda och risbrända naturbeten 200-400 foderenheter, kulturbeten av god beskaffenhet 1 000-1 500 foderenheter och åkerodlade myr- och fastmarker 1 500-2 000 foderenheter. I norska försök varierade mängden utnyttjat bete per ha skogsmark och år mellan 60 och 270 kg ts med 150 kg som genomsnitt vid 100 dagars betesperiod (Bjor & Graffer (1962). På hyggen i blåbärsgranskog beräknas mängden utnyttjat bete till 300 kg ts per hektar och år vilket räcker till 15 betesdagar för en diko med kalv (Histøl et al., 2012). I mätningar i Småland var skogsbetets bruttoavkastning 400 kg torrsbstans per hektar och år medan hagmarksbete gav 1 500 kg och gödslad betesvall 4 000-8 000 kg (Kardell, 1984).

Äldre försök visade att ungdjur växte väsentligt mindre på skogsbete (0,2 kg/dag) än på kulturbeten (0,4-0,8 kg/dag) (Sjögren, 1921). I norska försök växte 3-12 och 12-24 månaders ungnöt 0,46 respektive 0,32 kg per dag på skogsbete (Bjor & Graffer, 1962). I dessa norska försök konstaterade man också att skogsbete var otillräckligt redan för dåtidens mjölkkor men tillräckligt för växande ungnöt och får. I nyare försök i Småland hade ungnöt som gick på skogsbete hela sommaren inte någon tillväxt alls, men när man kombinerade skogsbetet med åkerbete under två perioder under betessäsongen blev tillväxten tillfredsställande (Kardell 1984). En orsak till låg djurtillväxt på trädbevuxna marker kan vara att trädens beskuggning minskar betets näringsinnehåll och smaklighet (Hansson, 1916). I försök i ett nederbördsfattigt område i Kanada producerades 60 kg tillväxt hos kalv + diko per ha och år i betade barrträdplanteringar som såtts in med betesgräs. Insådden ökade betesproduktionen 2-4 gånger (McLean & Clark, 1980).

I en översikt av skogsbetets olika tänkbara skadeverkningar konstaterar Lübeck (1920) följande: Plantering av lövträd är fullkomligt lönlös på en mark som är föremål för kreatursbetning. En sådan plantering måste betesfredas under tio eller helst femton år. Barrträdplanter är inte lika känsliga men även de kan skadas främst genom tramp och avbitning av skott på försommaren då dessa ännu är mjuka. Resultatet blir lägre tillväxt och defekt stamform. Även äldre gran kan skadas genom att tramp och gnag skadar rötterna och ger sår i barken vilket kan resultera i framtida rötskador. Enligt Björkbom & Schager (1916) är emellertid riskerna för skogsskador små så snart träden nått sådan höjd att de inte bryts ner av kreaturens tramp eller deras toppskott inte längre kan nås av kreaturen. De betonar också att risken för plantskador är små senare fram på sommaren då barrträdplantornas

årsskott har förvedats. Under högsommaren och hösten kan skogsbete också vara ett bra komplement till kulturbeten vilkas avkastning då är mindre än under vår och försommar (Carlsson, 1991). Det kan även vara ett bra komplement till naturbetesmark som också har lägre avkastning under eftersommar och höst. Värdet av höstbete i skog antyds också av att älgens bete i äldre skog ökar från 28 % i maj till 80 % i oktober (Hjeljord et al., 1992). Å andra sidan blir gräset i barrträdsplanteringar osmakligt och näringsfattigt på hösten om det inte betas tidigare under sommaren.

Med hänsyn till stängselkostnaderna kan det vara rationellt att innefatta skog i betesfällor vid sidan av kulturbete och risken för skador på skogen ansågs vara liten om fällorna också innehöll bra kulturbeten. I sådana fall ”ströva djuren föga omkring i skogsbestånden, som då obetydligt skadas av djuren” (Geete & Grinndal, 1923). Andra fördelar med att inkludera skog i betesfällorna kan vara att den ger regn- och solskydd åt djuren och det kan finnas naturlig tillgång på vatten till djuren i skogsbäckar och skogssjöar.

Trots att välordnat skogsbete i vissa fall kunde vara till fördel för kreatursskötseln utan att nämnvärt skada skogen konstaterade Lübeck (1920) att ”skogsväxten skadar betet och betet skadar skogsväxten. Därför kunna dessa aldrig förenas på samma mark”. Sveriges Skogsvårdsstyrelser (1945) skrev: ”Förr ansågs skogsbetet vara av mycket stor betydelse. Numera har uppfattningen ändrats, och man inser alltmer den skada, som betet åstadkommer på skogstillväxten. Man torde därför med fog kunna anse, att denna form av skogsmarkens användning är på avskrivning till ringa förlust för jordbruket och till stor båtnad för skogen”. Steen (1958) konstaterade att ”den nästan allena rådande uppfattningen numera torde vara att betning som regel är till stor skada för barrskogen och att skogsbete inte hör ihop med modern skogsvård”. Steens litteraturgenomgång visar att betning ofta ger minskad kvantitativ virkesproduktion på grund av sönderbetade och söndertrampade, och därmed glesa, föryngringar och försämrade virkeskvalitet genom försenad kvistrensning i de luckiga återväxterna och röta i bl.a. gran på grund av tramp på rötterna. Enligt Nordin (1950) blir grankulturer som betas under uppväxttiden ofta rötskadade.

Enligt Oksbjerg (1959) berodde skogsskadorna av bete till stor del på att betningen hade gått till överdrift med hårt betestryck under lång tid. Oksbjerg konstaterade att betesskador i granplanteringar kunde minimeras genom en kombination av hungriga djur, god tillgång på betesvegetation och borttagande av djuren omedelbart när betet började bli knappt. Betningen kunde upprepas 2-3 gånger under sommaren. Han menade att sådant bete gynnade granplantornas utveckling genom att konkurrerande gräs- och lövslyvegetation hölls nere. Dessutom minskar kotrampet risken för sorksskador i planteringar.

Norsk forskning visade att okontrollerat skogsbete skadar plantskog (främst lövplantor vid fårbete) och ger trampskador (främst vid nötbete). Trampskadorna kan bli inkörsport för skadesvampar som dödar plantorna men som knappast ger framtida rötskador i överlevande barrträd. Å andra sidan ger tramp och betning en för barrträdsföryngringen positiv markberednings- respektive röjningseffekt (Bjor & Graffer, 1962).

Nu används norskt skogsbete i allt större utsträckning till dikor, som är väsentligt tyngre än äldre tiders mjölkrasdjur, och dessa tunga dikor påverkar skogen väsentligt mera än mjölkrasdjur och får. Nya studier av granplanteringar i betade och obetade skogar visar att betningen kraftigt reducerar lövuppslaget på hyggerna samt att det också blir färre överlevande och flera skadade granplantor i planteringarna. Mindre lövplantor gör också att det blir mindre älg i betade skogar (Histøl et al., 2012).

I en ny norsk studie hade 5-15 år gamla granplanterade hyggen med hjälp av stängsel delats in i av tamdjur obetade och av nötkreatur och får betade delar. Antalet överlevande granplantor per hektar var 1 300 på de betade och 1 700 på de obetade områdena och andelen skadade (men överlevande) granplantor var 55 % på de betade områdena och 35 % på de obetade. Ju högre djurtätheten var desto större andel av granplantorna var skadade. På de obetade områdena förekom mycket björk, rönn och

salix men på de betade områdena var mer än hälften av björken och praktiskt taget alla andra lövplantor borta. Slutsatsen var att tamdjursbetet vid förekommande djurtätheter hotar granföryngringen trots att betningen gynnar granen relativt konkurrerande växtlighet (Hjeljord et al., 2014).

I en schweizisk subalpin kombinerad betes- och skogsmark studerades tillståndet för 0,3-2,5 meter höga självföryngrade granplantor före och efter en sommars nötkreatursbete samt under efterföljande höst, vinter och vår för att kartlägga viltskadorna. Studien indikerar att kreaturen endast obetydligt skadar granplantorna om djurtätheten inte överstiger en kreatursenhet (= 600 kg kroppsvikt) per ha och att vilda betesdjur ger upphov till väsentligt större skador. Vid 2-3 djurenheter per ha kan även kreatursskadorna bli stora främst beroende på tramskadorna (Mayer et al., 2006). En bidragande orsak till att skadorna åtminstone vid låg djurtäthet var mindre än i den ovan refererade norska studien kan vara att gräset på de schweiziska alpängarna har väsentligt högre fodervärde än gräset i den norska granskogen. Vid låg djurtäthet hade djuren på alpängarna god tillgång på väsentligt bättre foder än granplantor. Även i de bayerska alperna har man funnit att lätt kreatursbete knappast fördröjer självföryngringen av granskog och att de skador som kreaturen ger upphov främst beror på tramp (Liss, 1988).

I kanadensiska försök med nötkreatursbete i barrträdsplanteringar där man sått in betesgräs efter slutavverkning och bränning blev betesskadorna på plantorna försumbara vid intensivt bete under korta perioder, men vid för lång betesperiod blev skadorna stora (McLean & Clark, 1980). När det blir ont om bete måste djuren gå mycket för att söka bete och då ökar risken för tramskadorna på trädplantorna (Pitt et al., 1998). I nyare kanadensiska försök i contortaplanteringar blev gnagskadorna på plantorna små om djuren hade god tillgång på aptitligt bete. Däremot tramskadades $\geq 20\%$ av plantorna vid betning de första tre åren efter plantering. År 4 och senare, när plantorna var så stora att djuren lätt såg dem, var tramskadorna bara några få procent på föryngringsytor där man inte sått in klöver och gräs för att öka betesproduktionen. Vid sådan insädd blev betestillgången, och därmed djurtätheten, högre varför tramskadorna på plantorna också blev större (British Columbia Ministry of Forests Research Program, 1997; Pitt et al., 1998). Ett annat kanadensiskt försök visade att kreatursbete i contortaplanteringar leder till markpackning (högre bulkdensitet) särskilt om betesväxter såtts in och djurtätheten därmed ökats (Krzic et al., 1999). Datorsimuleringar antyder att insädd av betesfrö på hyggen som senare contortaplanteras och betas minskar virkesproduktionen under hela omloppet med 8 % eller mera (British Columbia Ministry of Forests, 2001).

Fårbete ger inte lika stora tramskadorna som nötkreatursbete och fårbete kan till och med kan öka tillväxten i barrträdsplanteringar enligt nordamerikansk erfarenhet. Orsaken antas vara minskad konkurrens från annan vegetation och förbättrad tillgång på lättillgänglig växtnäring genom djurens spillning (Sharrow, 1993). I nordvästra USA och västra Kanada har fårbete med tusentals djur och ständig tillsyn av herdar använts för att bekämpa konkurrerande vegetation i barrträdsföryngringar (Ellen, 1992; Newsome et al., 1995; Opio et al., 2001; Province of British Columbia Ministry of Forests, odaterat).

En äldre sammanställning av internationell forskning om skogsbete (Adams, 1975) visade följande: Okontrollerat skogsbete kan ge stora skogsskador genom gnag och tramp på plantor. Bete, särskilt med tunga nötkreatur, kan skada virkesproduktionen också genom kompaktering av marken och betning kan möjligen också minska skogsmarkens kolinnehåll. Å andra sidan kan väl kontrollerat bete, åtminstone med får, vara acceptabelt ur skoglig synpunkt och till och med göra nytta genom att hålla nere vegetation som annars skulle konkurrera med barrträdsplantor utan att dessa markant skadas av betesdjuren. Betning i plantskog bör ske endast när det finns god tillgång på vegetation som är smakligare än trädplantorna samtidigt som dessa nått sådan storlek att risken för tramp- och gnagskadorna är liten.

3. Lövträdshagar

Lösningen på problemen med skogsbetets skadeverkningar blev i många fall att föra kreaturen till beteshagar (inhägnade naturbetesmarker) som också hade högre betesavkastning än skogsbete (Kardell, 2008). Enligt Elofson (1922) ger välröjd hagmark tio gånger högre avkastning än skogsbete (500 respektive 50 foderenheter per ha och år). Rådet var därför att ta bort träd och buskar, men att behålla ett eller annat skugggivande träd som kunde vara till nytta för djuren. Ett annat råd var tidigt betessläpp med tillräckligt betestryck så att betet inte skulle förväxa. Förvuxet gräs som skjutit strå får dålig återväxt och lågt näringsvärde (Elofson, 1914).

Beteshagar innehåller traditionellt lövträd. Giöbel (1960) skrev: ”I den äldre betesskötseln röjde man hagarna men kalhögg dem inte. Man ville helst ha lövträd och tog därför i första hand bort barrträden. ... Av träden fick man slöjdvirke och ved samt löv till vinterfoder. De fallande löven gav upphov till förna och mull, som i motsats till barravfallet befrämjade gräsväxten”. Enligt Waesterberg (1960) kunde värdet av skogsproduktionen vid hagmarksbruk ligga mellan 35 % och 45 % av värdet av skogsproduktionen vid enbart skogsbruk på mark av motsvarande bonitet. Selander (1955) skrev: ”Ännu för hundra år sedan hade var och varannan mellansvensk bondgård en björkhage inpå knutarna. ... Björkarna sparades, dels för slöjdvirkets skull, dels för att deras lövförna och den måttliga beskuggningen ansågs gynna gräsväxten. ... Nu, sedan lantbrukarna allt mera har övergått till att stallfodra kreaturen året runt eller föra dem på bet på klövervallar eller i konstgödslade betesfällor, är hagarna dödsdömda. De är alldeles otillräckliga som betesmark åt nutidens högmjölkkande kor. I andra fall får hagmarken växa igen till skog, där den inte direkt planteras med gran. Och när granskogsmörkret kväver hagarna, känns det som om några av ens finaste minnen också skulle dö kvävningssviken”. Utan föryrngning kommer björkhagarna att försvinna på längre sikt och bli ”ett mycket karaktäristiskt inslag i en just svunnen epok i ett föränderligt odlingslandskap” enligt (Fogelfors & Hansson, 1997. Samma sak gäller ekhagar (Johansson et al., 2013).

Efter hand började även det traditionella hagmarksbetet ifrågasättas av skogsbrukets företrädare på grund av dess låga avkastning och därmed stora behov av mark som alternativt kunde användas för renodlat skogsbruk (Kardell, 2008). Okultiverad hagmark gav i Mellansverige per hektar och år endast cirka 325 foderenheter medan kultiverad och gödslad betesmark kunde ge 800-1400 foderenheter (Giöbel, 1960). Rådgivningen förespråkade därför kulturbete som kunde anläggas på t.ex. en mindre del av skogen. Kultivering innefattade, förutom avverkning av träd, dikning, markberedning med bl.a. beteskulturharv, kalkning, grundgödsling med PK, insådd av betesväxter och därefter underhållsgödsling med NPK (Norrlands Skogsvårdsförbund, 1941; Lantmannens bok, 1945 Band 1 ”Betesanläggning”). Det fanns olika uppfattningar om i vilken utsträckning träd skulle avverkas vid betesanläggningen. Norrlands Skogsvårdsförbund skrev (1941): ”Emedan all beskuggning av gräsmattan å betesvallen är skadlig, bör alla träd och buskar borttagas där kultivering skall företagas”. Å andra sidan kan man läsa följande i Lantmannens bok (1945): ”Av hänsyn till naturskyddet, inberäknat skydd åt (ej minst för betesdjurens del) nyttiga fåglar, betesdjurens trivsel och landskapsbilden borde undvikas att allt för stora kala arealer uppstå. Trädgrupper bör därför kvarlämnas, givetvis i första hand där god gräsväxt ej kan påräknas”.

Tillskapandet av mer eller mindre kultiverade hagmarker hade sin största omfattning under 1910- och 20-talen. Därefter fick bete på åkermark allt större omfattning (Giöbel, 1960). Senare minskade även åkerbetets betydelse beroende på att bete blev en allt mindre del i mjölkornas foderstater samtidigt som antalet mjölkkor minskade i snabb takt (Oscarsson, 1989). Åkerbetet fick en renässans under jordbrukets omställning i början av 1990-talet och hagmarksbetet sedan miljöersättningar introducerades i större omfattning vid EU-medlemskapet 1995. Men nu är det huvudsakligen köttdjur som betar.

4. Kostnad och lönsamhet vid lövträdsetablering i befintliga och nya hagar

Äldre lövträdshagar med döende träd skulle kunna räddas för framtiden genom att etablera nya lövträd i dem och nya lövträdshagar skulle kunna skapas genom att etableras lövträd i trädlösa betesmarker. Nya lövträdshagar kan skapas också genom att omvandla vanlig skog till betesmark med träd. Dessa betesmarksträd kan vara kvarlämnade efter gallring av det tidigare slutna skogsbeståndet eller nyetablerade träd efter slutavverkning.

Enligt Schager (1913) återgivet av Kardell (2008) kan björkhagar förnyas på följande sätt: ”Marken betesfredas efter det att man ställt kvar fröbjörkar. Efter 20 år glesar man ut den nyetablerade björken varvid gräset kommer tillbaka och försiktig betning inleds. Vid 40 års ålder glesas björken ut fullständigt varefter betesproduktionen ökar. Under de första 20 åren då marken inte betas produceras lövförna som berikar marken med näringsämnen vilket förbättrar den framtida betesproduktionen. Samtidigt har björkarna växt till betssäker storlek och blivit kvalitetsdanade”. Ett liknande tillvägagångssätt kunde kanske användas om man vill överföra podsolerad barrträdsbevuxen mark till produktiva beteshagar.

Enligt Selander (1955) förnygrar sig lövträd knappast alls i hagar därför att betesdjuren ger sig på trädeltningarna och enligt Lantmannens bok (1945) är det ”alltid svårt att få upp goda björkbestånd på marker som betas därför att de späda plantorna bitas av och bli eftersatta i växten och lätt rötskadade” och enligt Nordin (1950) får lövskog tillfälle att självförnyra sig i hagmarker först om den fredas från tamboskap.. Men enligt Fogelfors & Hansson (1997) undviker både nöt och får vanligen björkplantor vid extensivt bete varför björk vanligen kan förnygras sig vid extensivt bete.

Genom plantering kan man snabbt få nya lövträd i beteshagar. Men ett stort problem vid plantering av lövträd är att de i allmänhet måste stängslas för att förhindra skador av viltbetning (Kullberg, 2000; Kardell & Forsberg, 2008; Hynynen et al., 2010). Skall man bedriva silvopastoral agroforestry redan från början måste plantorna skyddas också mot tamboskapen inne i betesfällan. Boskapsbetning omedelbart efter björkplantering kan få förödande konsekvenser för björken medan sådant bete skadar granplanteringar relativt lite (Kardell, 2008).

Högt nätstängsel anses vara det effektivaste skyddet mot viltskador, men de är dyra. De kostar 50-150 kr per löpmeter, beroende på stängseltyp, terräng, och markförhållanden. Därtill kommer kostnader för underhåll och nedtagningen (Bergquist et al., 2002). Eriksson et al. (2011) beräknar investerings-, underhålls- och nedmonteringskostnaden för ett 2,0 m högt nätstängsel till 100 kr per löpmeter, vilket blir 20 000 kr/ha för ett 4 ha stort kvadratisk hägn. Elstängsel är billigare men skyddar inte mot mindre djur såsom hare och kanin och har dessutom visat sig fungera dåligt mot älg och rådjur. Vidare kan elstängslets strömförsörjning vara ett problem (Bergquist et al., 2002; Eriksson et al., 2011).

Redan vid ett reallräntekrav på 3 % beräknas plantering av björk, ek, fågelbär och ask utan bidrag ge negativ ersättning till marken vid en stängselkostnad på 20 000 kr per ha och 100 % plantöverlevnad (Eriksson et al., 2011). I praktiken är överlevnaden i lövträdsplanteringar långt under 100 % (Eriksson et al., 2011), t.ex. 10-50 % vid björkplantering på åkermark (Hazell 2005; Kardell & Forsberg, 2008). Samtidigt är den genomsnittliga storleken på betesmarker och åkrar i en typisk sydsvensk skogsbygd endast 1,5 ha (Jordbruksverket, 2007), vilket ger stängselkostnad på 33 000 kr/ha vid 100 kr/m om skiftet är kvadratisk och ännu mera vid annan fältform. Detta försämrar lövplanterings lönsamhet ytterligare. Om man planterar glest för att få en beteshage med betydande gräsproduktion blir det dessutom lägre framtida avverkningsnetton men lika hög stängselkostnad.

Lövplantorna inne i beteshagen kan skyddas mot tamdjurens betning med interna elstängsel som skyddar plantrader eller plantdungar, mekaniska skydd av varje enskild planta eller repellenter som bygger på för djuren avskräckande lukt eller smak. Om de mekaniska skydden och repellenterna också skyddar mot viltbetning blir yttre viltstängsel obehövligt.

Kostnaden för två tråders permanent internt elstängsel av 50 runda planteringar per ha som tillsammans täcker 32 % av ytan beräknas till cirka 20 000 kr för materialanskaffning och 15 000 kr för uppsättning per hektar vid gynnsamma markförhållanden (egen beräkning utifrån Javelius, 2014). Skogsnettot vid lövträdsplantering kan inte betala så höga kostnader. Kostnaderna per hektar kan reduceras genom att göra plantdungarna större och därmed färre per hektar tack vare att en större yta har mindre omkrets per ytenhet. Om planteringarna behöver skydd endast ett fåtal år kan kostnaden per hektar plantering reduceras ytterligare genom att använda flyttbara elstängsel vilkas materialavskrivning kan fördelas på flera planteringar.

Kostnaderna för individuella plantskydd ("plasttuber"; TUBEX, 2015) är höga beroende på höga material- och arbetskostnader (Skogsstyrelsen, 2009). Enligt brittisk erfarenhet är kostnaden för sådana skydd så hög att betesdrift knappast är aktuell under tidigt plantstadium (McAdam et al., 2009). Kostnaden för individuella skydd blir särskilt hög vid många plantor per hektar medan kostnaden kan bli rimlig vid få plantor per hektar.

Repellenter kan mer eller mindre säkert skydda trädplantor mot betesskador från både vilda och tama djur. Behandlingen måste upprepas regelbundet tills plantorna nått betssäker storlek och kan därför bli dyr särskilt om plantorna växer långsamt. Repellenter tycks dessutom fungera betydligt sämre på lövplantor än på barrplantor (Bergquist et al., 2002). Försök har visat att olika repellenter skiljer sig betydligt åt när det gäller att skydda plantor mot viltbetning (Bergquist & Örlander, 1996; Bergquist et al., 2002). När det gäller skydd av barrplantor från älgskador har det förmodats att repellent applicerad endast i planteringens yttergräns är mera kostnadseffektiv än behandling av varje enskild planta i hela planteringen (Lundberg, 1950). Det har dock inte gått att hitta information om hur detta fungerar i praktiken. Att skydda åkergrödor med illaluktande ämnen i fältkanterna för att hålla älgar borta har dock i allmänhet givit dåligt resultat (Wennmark, 1961).

I nordamerikanska försök har repellenter minskat, men inte eliminerat, betesskadorna av vilt i naturliga bestånd av aspplantor (Baker et al., 1999) eller kreaturs betestryck i insådda (Osko et al., 1993) och bevattnade (Engle & Schimmel, 1984) delar av större betesmarker. Skyddseffekten var kortvarig och varierade kraftigt mellan olika preparat och doser i försöken. I aspförsöket minskade den bästa behandlingen betesskadorna med knappt 50 %, men kostnaderna för denna behandling var så hög att praktisk tillämpning är realistisk endast i små prydnadsbestånd (Baker et al., 1999).

I ett amerikanskt rådgivningsmaterial för lövträdsplantering konstateras att repellenter är dyra och har en osäker och kortvarig skyddseffekt. Man måste därför fortlöpande besiktiga planteringarna för att se om skyddseffekten kvarstår. Behandlingen måste upprepas när ny vegetation bildas vid plantornas tillväxt och repellenter har bäst verkan i små planteringar där det finns mera aptitlig vegetation i närheten. De fungerar sämre i stora planteringar där djuren måste gå långt för att finna obehandlad, aptitlig vegetation. I rådgivningsmaterialet betonas vikten av effektiv mekanisk och kemisk ogräsbekämpning före och åren närmast efter lövplanteringen för att plantorna snabbt skall växa ifrån risk för viltbetning och ogräskonkurrens (Stringer et al. odaterat). Snabb etablering innebär också att omloppstiden förkortas och att avverkningsintäkterna (och eventuell framtida betalning för klimatnyttan av kolinlagring) kommer tidigare, vilket ökar nuvärdet och dess annuitet. Dessa fördelar kan betala betydande merkostnader för bl.a. ogräsbekämpning.

Erfarenhet tyder på att alplanteringar skadas mindre av viltbetning än andra lövträdsplanteringar och att alplanteringar därför sannolikt inte behöver hägnas mot vilt (Rytter et al., 2008; Fahlvik et al., 2009; Rytter, 2014; Rytter & Stener, 2015). Å andra sidan finns försök där al har betesskadats mera än

bl.a. björk av älg och rådjur (Kullberg, 2000). På betesmarker har observerats att kreatur betar klibbal i stor omfattning på hösten men endast i liten omfattning på våren (Hessle et al., 2007). Gråal skadas mindre än klibbal av viltbetning (Skogsstyrelsen, 2015). Gråal har också mycket snabb tillväxt i ungdomen och uppnår på bördig mark en övre höjd på 4 meter redan vid tre års totalålder (två år efter plantering av ettåriga plantor) (Rytter et al., 2008). Lyckade gråalplanteringar torde därför behöva betesskydd endast ett fåtal år.

Om alplantering klarar sig utan viltstängsel är den lönsammare än björkplantering som kräver stängsel. Däremot är självsådd björk, som klarar sig utan stängsel, lönsammare än planterad klibbal utan stängsel (Eriksson et al., 2011). Gråal har tack vare sin snabba tillväxt i ungdomen högre produktion än björk mätt i kg torrsbstans per hektar och år i korta omlopp och är därför lämplig för energiodling (Fahlvik et al., 2009; Rytter, 2014). Både grå- och klibbalbestånd kan genom symbios med rotbakterier samla cirka 100 kg N/ha och år (Rytter, 1996; Rytter et al., 2008). En del av sådant kväve kan överföras till icke-kvävesamlade växter inklusive gräs i närheten genom direkt rotkontakt eller via lövförnan (Roggy et al., 2004; Daudin & Sierra, 2008). Al kan därför vara ett lämpligt träd i betesmarker särskilt i ekologisk produktion där mineralgödsel inte används. Enligt norsk erfarenhet av skogsbyte äter husdjur gärna naturligt uppkomna plantor av rönn, asp och sälj och till viss del även björk medan de i allmänhet låter alplantor stå ifred (Larsson & Rekdal, 2000).

Poppel är ett viltbegärligt trädslag och små poppelplantor är också känsliga för ogräskonkurrens under etableringsfasen. Viltstängsel till popplarna nått viltsäker storlek och noggrann ogräsbekämpning de första 1-2 växtsäsongerna rekommenderas därför. I stora poppelplanteringar (> 4 ha och helst >10 ha) kan dock andelen viltskadade plantor bli låg även utan stängsel (Jönsson, 2015). Uppföljningar av poppelplanteringar på åker antyder att torka är en större riskfaktor för misslyckade planteringar än viltskador. Dessa inventeringar visar också att väletablerade poppelplantor har goda möjligheter att överleva och bli träd trots allvarliga betesskador (Blomquist, 2006). Effektiv ogräsbekämpning under de första åren förbättrar plantetableringen och torde därför indirekt minska risken för viltskador. Effektiv ogräsbekämpning minskar också risken för att sork skall döda lövträd genom att gnaga på bark och rötter (Jansson et al., 2010a).

Åkersorken är starkt beroende av skydd i form av en tät gräsfilt och om denna tas bort, t ex genom slåtter eller betning så bör skaderisken minska betydligt. Man måste emellertid behandla mycket stora områden kring det möjliga skadeobjektet eftersom åkersorkar vandrar mycket och långt (hundratals meter) uppe på snön under en vinter med mycket sork (Witzell et al., 2009). Risken för sorkskador minskas om trädplanteringen ligger långt från orörd gräsmark, våtmarker och diken. I planteringen kan hård betning av vegetationen med boskap liksom packning av snön minska risken för skador av både åker- och vattensork (Jansson et al., 2010b). Den mindre sorkförekomsten på områden betade av tamboskap kan förklaras av att betningen resulterar i mindre föda, sämre mikroklimat och mindre skydd mot bl.a. rovfåglar för sorkarna (Evans et al. 2006). Kreaturstramp utplånar också sorkgångar vilket minskat sorkskadorna i granplanteringar (Oksbjerg, 1959). De repellenter som finns på marknaden bedöms vara mer eller mindre verkningslösa mot sork (Jansson et al., 2010b).

Poppelplanteringar har så snabb tillväxt att de kan vara lönsamma även om de måste hägnas med höga nätstängsel. Sådana planteringar som slutavverkas efter 20-40 år beräknas ge en årlig ersättning till marken på 1 000-2 000 kr/ha vid 3 % kalkylränta om stängselkostnaden är 20 000 kr/ha (Eriksson et al., 2011). Vid 400 m stängsel per ha (t.ex. 1 ha stort kvadratisk skifte) blir stängselkostnaden 40 000 kr/ha och då reduceras den årliga markersättningen till 0-1 000 kr/ha. Dessa poppelkalkyler bygger på antagande om 100 % plantöverlevnad samt bördig jordbruksmark. I praktiken kan därför poppelplantering ha svag lönsamhet åtminstone på mindre bördiga, små skiften med oregelbunden form och därmed lång stängselsträcka per hektar. Om man planterar poppel glesare än normalt eller i dungar för att också få betesproduktion blir det lägre framtida avverkningsnetton men lika hög kostnad för ytterstängsel. Dessutom uppkommer kostnader för att skydda plantorna mot tama betesdjur om planteringen skall betas redan i början av omloppet.

Självsådd björk beräknas på bördig jordbruksmark ge väsentligt lägre markersättning än plantering av förädlad gran (Eriksson et al., 2011). Även på mycket bördig skogsmark har självsådd björk lägre lönsamhet än planterad gran. Utifrån tillväxten hos självsådd björk på mycket bördig skogsmark i Skåne (G34) beräknas björken ge 300-450 kr/ha och år lägre markersättning än granen vid 3 % ränta (egen annuitetsberäkning utifrån Hansson, 2002). På bördig granmark (G32, som har högre tillväxt än 90 % av granmarken i Sverige enligt Riksskogstaxeringen) och där björk beräknas ha en tillväxt motsvarande minst B26 enligt Oikarinen (1983) beräknas både planterad gran och självsådd björk ge en årlig ersättning till marken på cirka 200 kr/ha. På medelgod granmark (G28) beräknas planterad gran ge nollresultat medan självsådd björk (B24) på sådan mark ger ett litet överskott vid 3 % ränta (Skogforsk, 2006). I dessa beräkningar bortses från risken för omfattande storm- och rötskador. Då risken för sådana skador är större i gran- än i björkbestånd (Skogforsk, 2006) talar detta för att självsådd björk är minst lika lönsam som planterad gran på ordinär och sämre skogsmark. Att välja självsådd björk i stället för granplantering är därför en företagsekonomisk uppoffring endast på bördig åkermark och den allra bördigaste skogsmarken.

Blandbestånd med 25-75 % björk och resten gran kan ge praktiskt taget lika hög virkesproduktion per hektar som rena granbestånd medan 100 % björk ger väsentligt mindre produktion i södra Sverige. I norra Sverige kan däremot rena björkbestånd ge lika hög produktion som rena granbestånd (Felton et al., 2016). Jämfört med specialiserat granskogsbruk innebär samodling av gran och björk fördelar för bl.a. biodiversitet, rekreation, estetiska värden, vattenkvalitet, ekonomisk flexibilitet och anpassbarhet vid klimatförändring. Å andra sidan innebär samodlingen större skötsel-komplexitet, risk för betesskador på björken under plantstadiet och tveksam lönsamhet (Felton et al., 2016). Vid självföryngring blir dock antalet björkplantor i allmänhet så högt att betesskadorna får försumbar effekt på den framtida virkesproduktionen. Om man sår förädlad björkfrö kan björkens tillväxt öka 15 % och stamkvaliteten förbättras jämfört med självsådd björk (Stener, 2003). Genom att använda klonade i stället för fröförökade granplantor kan granens produktion i framtiden öka med hela 30-40 % (Fahlvik et al., 2009). Den självsådda björkens ekonomiska konkurrenskraft kan alltså komma att försämrans gentemot sådd björk och framförallt jämfört med klonskogsbruk med gran.

Resultaten för självsådd björk förutsätter också att självsådden ger tillfredsställande bestånd, vilket i praktiken sker på cirka 50 % av de friska och på 75 % av de fuktiga skogsmarkerna. Genom lämplig markberedning efter slutavverkning, vilket förutsätts i de ovan refererade kalkylerna, bör självsådden lyckas på större delar av föryngringsytorna (Skogforsk, 2006). På nedlagd åker- och betesmark där man inte vidtagit några åtgärder för att underlätta naturlig beskogning lyckas självsådden i mycket mindre omfattning än vad som refererats för skogsmark (Johansson, 1999). Men försök visar att det finns goda förutsättningar att etablera björk i täta bestånd på åkermark genom sådd och självsådd förutsatt lämplig mark- och vegetations-behandling i form av t.ex. djupplöjning (Karlsson, 1995; Karlsson 1996 a och b). Om man av t.ex. landskapsskäl heller vill ha dungar än rader av björk torde inversmarkberedning med grävmaskin vara ett bra alternativ till djupplöjning (Nordborg et al., 2002). Om man vill föryngra björkbeståndet i en befintlig beteshage eller skapa en ny björkhage på befintlig jordbruks- eller skogsmark gör det inte så mycket om självföryngringen blir lyckig då luckorna kan bli öppna betesytor i ett betes-trädmosaik.

Kardell (1984) konstaterade, innan miljöersättning till betesmarker infördes, att betesdrift för att bevara öppet jordbrukslandskap är dyrt och kom fram till att ”det sannolikt bästa alternativet till betesbruk betraktat såväl ekonomiskt som landskapsmässigt är naturlig igenväxning eller i dagligt tal förbuskning. Man får inga anläggningskostnader och det öppna landskapet bekläds så sakteliga med skog, där naturligtvis begynnelsefasen kan upplevas som tragisk. Vid höga förräntningskrav är också förbuskning som med tiden ger björk- och granvirke lönsammare än granplantering och förbuskningsalternativet är entydigt lönsammare än björketablering via sådd”.

Om man i framtiden skulle få miljöersättning för betesdrift i hårt gallrad eller gruppställd självföryngrad lövskog (eller blandskog) kunde detta bli ett företagsekonomiskt bra alternativ. Sifo-

undersökningar antyder också att svenska folket värderar gles björkskog med betesdjur högre än betesmark utan träd. Denna undersökning antyder också att yngre människor mycket väl kan acceptera en kortare förbuskningsfas tills träden nått betessäker storlek och gallras och betesdriften inleds (Kumm, 2017).

Etablering av lövträd och introduktion av agroforestry kräver långsiktig planeringssäkerhet över flera årtionden. På arrenderad mark förutsätter det långsiktiga avtal. Ett annat hinder är att detta kombinerade odlingssystem motarbetas av sektortänkande inom administration och stödsystem i bl. a. många europeiska länder (Adam et al., 1975; McAdams, 2009; Jordbruksverket, 2010; Nerlich et al., 2013). I Sverige är inte plantering av virkesproducerande träd i betesmarker förenlig med dagens miljöersättnings- och stödregler (Jordbruksverket, 2015b). Däremot förefaller det vara möjligt att få miljöersättning och stöd på betade luckor och kalröjda ytor i självsådd skog.

Mosaiker av självsådda dungar med virkesproducerande träd och betesmark med miljöersättning och jordbruksstöd torde i många fall kunna bli lönsammare än både enbart skog och enbart betesmark. Dungarna kan bestå av ur virkesproduktionssynpunkt särskilt lovande delar av självsådden och ökad tillväxt hos träd i kantzoner till öppen mark gör att virkesproduktionen per ytenhet i dungarna kan bli högre än i kontinuerlig skog (Isomäki, 1986; Isomäki & Niemistö, 1990). Kalröjningen av de ytor som skall bli betesmark kan ge ett netto vid energivedsskörd medan traditionell röjning endast leder till kostnader. Självsådd i stället för plantering och netto vid kalröjning i stället för röjningskostnad innebär likviditetsfördelar. Produktion av kött, betald naturvård och gran och björk i mosaiken innebär också mindre risk än specialiserad produktion av endast t.ex. gran.

5. Trädetablering i betesmarker i Nya Zeeland och USA

Under 1960-talet började man i Nya Zeeland göra försök med planterad radiatatal i glesa stamkvistade förband i betesmarker. Målet var att kunna slutavverka grovt timmer med kvistfria rotstockar redan 20-30 år efter planteringen. Nuvärdesberäkningar antydde bättre lönsamhet i denna kombinerade timmer- och köttproduktion än i timmer- och betesbaserad köttproduktion var för sig (Knowles, 1972 och 1991). Det visade sig emellertid att de glesa förbanden gav bristfällig timmerkvalitet samtidigt som betesproduktionen blev obetydlig under senare hälften av omloppet på grund av trädens stora kronor ovanför stamkvistningen. Det anses därför nu vara bättre att bedriva talltimmer- och betesbaserad köttproduktion var för sig än att odla träd glest i betesmark (Mead, 1995; Mead, 2009). Tallbarr i betet kan också försämra lammproduktionen. Å andra sidan är väderskyddet från träden positivt för lammen i områden med kallt och blåsig klimat. Vidare har betesproduktionen en delvis annorlunda årsrytm i agroforestry än på trädlös betesmark vilket gör att betestillgången kan utjämnas över året om en del av betet är i agroforestry (Hawke, 1991).

Det finns nu ett växande intresse i Nya Zeeland för att plantera lövträd i betesmarker av miljöskäl (Mead, 2009). Lövträd såsom poppel ger näringsrikare förna med högre pH än barrträd och är därför bättre ur markvårdssynpunkt än barrträd. Lövträd minskar dessutom betesproduktionen mindre än barrträd tack vare den lövfria perioden och snabbare nedbrytning av löven än barrträdens barr på marken (Benavides et al., 2009). Syftet med poppelplanteringen är att ge väderskydd för djuren, virkesproduktion, produktion av lövfoder under torrperioder med betesbrist, erosionskontroll på kuperad mark och kolinlagring för att erhålla "carbon credits". Popplarna planteras i allmänhet som kraftiga 1-3 m långa sticklingar (sättkäppar) på mark där ogräset har bekämpats med herbicider. Sticklingarna skyddas mot gnagare med kragar runt nedre delen av stammarna och betesdjuren stängs bort med elstängsel 1-2 år efter planteringen i avvaktan på att plantorna skall bli "betessäkra" (National Poplar and Willow Users Group, 2007).

I början av 1970-talet inleddes försök i sydöstra USA med att odla tall i täta dubbelrader med stora kreatursbetade avstånd däremellan. Försöken visade att tallarnas tillväxt per hektar de första 13 åren var lika hög med dessa dubbelrader som med samma antal tallar jämnt fördelade över arealen samtidigt som betesproduktionen var högre i alternativet med dubbelrader (Lewis et al., 1985). Ekonomisk utvärdering av dessa och andra liknande försök med tall i sydöstra USA och douglasgran i nordvästra USA visar att sådan silvopastoral agroforestry kan vara minst lika lönsam som timmerproduktion och betesdrift var för sig. Betning skall inledas först när trädplantorna är så stora att betesdjuren inte når toppskotten. Betesproduktionen ökas genom insädd av bl.a. kvävesamlade betesbaljväxter. Beskuggning från tallarna gör att betet mognar långsammare och därmed behåller högt näringsvärde längre än på öppen betesmark (Nowak et al., 2013). Å andra sidan har beskuggat bete lägre sockerhalt och därmed lägre näringsvärde och smaklighet än gräs på öppen betesmark.

Lönsam kombination av tallodling och nötkreatursbete i sydöstra USA kan skapas också genom gallring av befintliga 20-åriga täta tallbestånd i flera steg ned till 60 stamkvistade stammar per hektar. Efter den första gallringen bearbetas jorden och betesväxter sås in. Betning och NPK-gödsling sker sedan årligen fram till slutavverkningen. Med lämpliga skuggtåliga betesväxter blir betesavkastningen i agroforestrysystemet obetydligt lägre än är vid bete utan träd. Den årliga NPK-gödslingen gör att timmerproduktionen blir högre än i specialiserad timmerproduktion utan gödsling och betesdjur (Clason & Robinson, 2000).

6. Miljömässiga konsekvenser av lövträd i betesmarker

Betesmarker med lövträd har, jämfört med trädlösa betesmarker, en rad miljömässiga fördelar såsom kolinlagring i växande träd och därmed klimatnytta, större heterogenitet och därmed större biodiversitet samt minskade växtnäringsförluster genom att djuprotade träd tar upp växtnäring som lakats ur betesväxternas rotzon (Jose, 2012; Udawatta & Jose, 2012; Bergeron et al., 2011; Nerlich et al., 2013, Rigueiro-Rodríguez et al., 2009). Träd i kombination med bete kan också ge mera tilltalande landskap än både betesmarker utan träd (Drake 1987; Drake, 1999; Drake et al. 1991, Kumm, 2017) och skogar utan betesdjur (Jordbruksverket & Skogsstyrelsen, 2013).

6.1 Klimat

Träd kan begränsa klimatförändringen genom kolinlagring så länge de växer och genom substitution av fossila bränslen och fossilintensiva material med energived respektive trämaterial så länge uthållig trädproduktion med återplantering efter avverkning fortgår. Träprodukter som används i t.ex. byggnader lagrar kolett under byggnadens hela livstid och därefter kan rivningsvirket användas som bioenergi som ersätter fossila bränslen. På lång sikt är därför uthållig trädproduktion i det närmaste klimatneutral genom att samma mängd koldioxid som släpps ut vid förbränning tas upp av nya växande träd. Förbränning av fossil energi innebär däremot en permanent förflyttning av kol från geologiska lager till atmosfären (Eriksson et al., 2007; Lundmark et al., 2014).

Även om agroforestry ger mindre träd tillväxt per hektar än slutna skogsbestånd ger agroforestry betydande kolinlagring. Kolinlagringen i växande träd är dessutom, till skillnad från kolinlagring i mark, lätt att mäta (Schoenberger, 2009) och därmed möjlig att monetärt värdera och ersätta. Vid betalning för kolinlagringen skulle detta ge intäkter redan tidigt under omloppet och därmed göra trädplantering i betesmarker mera ekonomiskt intressant än om man får vänta på intäkter från träden till avverkningar långt i framtiden (Holderieath et al., 2012). Björkar som utnyttjar 30 % av en betesmarks produktionspotential kan kompensera den betesbaserade köttproduktionens utsläpp av klimatgaser (Kumm, 2011) och vid betalning för både landskaps- och klimatnytta av trädbevuxna betesmarker förbättras möjligheterna för lönsam betesbaserad köttproduktion (Kumm, 2013).

Lövträdsplantering på betesmark förändrar inte markens kolinnehåll medan barrträdsplantering i betesmark sänker markens kolinnehåll enligt en sammanställning av studier från olika delar av världen (Guo & Gifford, 2002). Enligt en annan stor internationell resultatsammanställning ökar markens kolinnehåll om man planterar lövträd på jordbruksmark medan barrträdsplantering endast obetydligt påverkar jordbruksmarkens kolinnehåll. Kolinnehållet ökar även om skogsmark överförs till betesmark (Laganière et al., 2010).

Albedot (återkastande av inkommande solenergi) har också betydelse för vilken klimatpåverkan markanvändningen har. Om öppen jordbruksmark beskogas minskar albedot, vilket har en uppvärmande effekt som motverkar den avkylande effekt som trädens kolinlagring ger upphov till. Gräs täckt av snö har albedot 0,75 vilket innebär att 75 % av den inkommande solstrålningen återkastas medan 25 % adsorberas av markytan och har en uppvärmande effekt. Om det är skog på den snötäckta marken skymms den ljusa snön av mörkare trädskronor varför albedot blir lägre: t.ex. 0,21 vid asp och 0,11 vid gran som är mörkare än lövskog (Betts & Ball, 1997). Sommartid har albedot uppmätts till cirka 0,20 för gräs, 0,15 för lövträd och 0,08 för barrträd (Betts & Ball, 1997; Hollinger et al., 2010). I Finland har Kuusinen (2014) och Kuusinen et al. (2014) uppmätt 0,09 högre albedo i björkbestånd än i granbestånd under sommaren. Under vintern var skillnaden ännu större. Albedot ökar med vegetationens kväveinnehåll enligt Hollinger et al. (2010).

På Nya Zeelands nordö har albedot på betesmark uppmätts till 0,20 och på tallplanteringar till 0,13. Som genomsnitt under rotationsperioden eliminerade albedoeffekten 17-24 % av tallplanterings avkylande effekt genom kolinlagring (Kirschbaum et al., 2011). I Sverige där trädstillväxten är lägre och marken är snötäckt en betydande del av året åtminstone i norr torde albedoeffekten eliminera en större del av beskogningens klimatnytta.

Även vattenavdunstningen har klimateffekter. Avdunstningen, som är större från skog än från öppen mark särskilt i tropikerna, har lokalt en avkylande effekt. Men lika mycket energi som adsorberas vid avdunstningen frigges när vattnet kondenseras där det faller ner på något annat ställe. Avdunstningen har därför inte någon långsiktig global inverkan på klimatet (South et al., 2011).

Den samlade globala effekten av kolinlagring, albedo och avdunstning är att avskogning i tropikerna har en uppvärmande effekt medan avskogning i boreala områden har en avkylande effekt. I tempererade områden har förskjutningar i markanvändningen mellan öppen mark och skog små klimateffekter (Betts, 2000; Bala et al., 2007; Bonan 2008). I en norsk (Miljødirektoratet et al., 2013) och i en schweizisk (Schwaab et al., 2015) studie är slutsatserna likartade, nämligen att albedoeffekten är större än kolinlagringseffekten i områden där marken är snötäckt under stor del av året och där skogstillväxten är låg medan kolinlagringseffekten är större än albedoeffekten i områden med kort eller ingen snöperiod och hög skogstillväxt. För att begränsa klimatförändringen torde därför trädlös jordbruksmark vara bäst i boreala områden medan skog är bäst i varmare klimat.

Klimatfördelarna med jordbruksmark i stället för skog i norr avtar med tiden om den globala uppvärmningen gör att perioden med snötäckt mark blir kortare även i norr. Enligt klimatmodeller beräknas både årsmedeltemperaturen och medeltemperaturen vintertid fortsätta att öka fram till år 2100 och ökningen beräknas bli särskilt stor i norra Sverige (SMHI, 2015a). Detta resulterar i kortare tid med snötäckt mark. I mellersta Norrlands kustland beräknas antalet månader med snötäcke minska från nuvarande 5-6 till 2-4. I stora delar av Norrlands inland beräknas den snötäckta perioden bli 5-6 månader i århundradets slut medan det i de södra delarna av landet troligtvis kommer att bli ovanligt med något varaktigt snötäcke över huvud taget i slutet av århundradet (SMHI, 2015b). Detta talar för att de klimatmässiga fördelarna med öppen jordbruksmark i norra Sverige till stora delar kommer att bestå. Klimatdata från de senaste två årtiondena liksom andra modellberäkningar antyder också att varmare somrar och höstar mycket väl kan vara förenliga med kallare och snörikare vintrar i norra Eurasia (Cohen et al., 2012).

Ljusa lövträd såsom björk, asp och poppel har högre albedo än barrträd såsom gran (Betts & Ball, 1997; Jackson et al., 2008; Hollinger et al., 2010; Lukeš et al., 2013). Lövträd är därför bättre än barrträd med hänsyn till den albedobetingade klimateffekten. Björk har på ordinär skogsmark (ståndortsindex \leq B25/G32) minst lika hög produktion som gran mätt i ton torrsubstans per hektar (Tegelmark, 2000) och därmed också minst lika hög kolinlagring och bioenergiproduktion. Poppel och hybridasp har på bördig mark väsentligt högre volymproduktion än gran (Christersson, 2013; Eriksson et al., 2011) och sålunda minst lika hög torrsubstansproduktion som gran trots lägre densitet. Detta antyder att de aktuella lövträden är entydigt bättre än gran utifrån målet att begränsa klimatförändringen.

6.2 Landskap

Lövträd och buskar gynnar artrikedomen av växter, fåglar och en rad insektsgrupper i traditionella betesmarker. Gamla träd som fått växa ljust utan att trängas med andra träd i t.ex. betesmarker och som därför har utvecklat vida kronor med kraftiga, långlivade grenar och grov stam med tjock bark är särskilt värdefulla för den biologiska mångfalden (Söderström et al., 2001; Olsson, 2008). Lövträdsbevuxna hagar har också stora kulturhistoriska värden (Selander, 1955).

Genom att hägna in betesmark, skog och åkermark i stora sammanhängande fällor får man en betesdrift som påminner om äldre tiders utan tydliga gränser mellan ägoslagen. De spridda betesmarkerna får förbindelse med varandra genom att betesdjuren rör sig fritt mellan dem. Detta gör det lättare för olika arter att spridas. Sådana stora betes-skogsmosaiker, som skulle kunna ses som traditionell svensk agroforestry. Inom detta system kan tillfälliga stängsel användas för att styra betet. Man kan till exempel stängsla ifrån naturbetesmarker med rik slättergynnad flora under för- och högsommar och släppa djuren på först i mitten av juli. En nackdel är dock att djuren kan föra med sig växtnäring från åkermarken till naturbetena, genom att de äter på åkermarken och sedan gödslar i naturbetet (Länsstyrelsen i Jönköpings län, 2010). Den risken skall emellertid inte överdrivas (Pelve, 2010). Risken att djuren mest betar på de tidigare åkrarna varvid naturbetesmarken får för lågt betestryck kan elimineras med tillfälliga interna stängsel.

Stora delar av Sverige domineras av skog medan jordbruksmarken är liten och krympande. Av Sveriges totala landareal är 58 % produktiv skogsmark och cirka 10 % annan trädbeväxt mark. Åker och betesmark utgör tillsammans endast 8 % av landarealen. Mellan bergs- och myrområdena i nordväst och slättbygderna i söder är skogsdominansen ännu större. Skogsarealen har ökat och jordbruksarealen har minskat sedan 1920-talet. Nu utgör barrskog 80 % av virkesförrådet medan 20 % är lövträd och torra träd (Statistiska centralbyrån, 2008). Mera mosaiker av betesmark och lövskog skulle alltså öka mångfalden i landskapet.

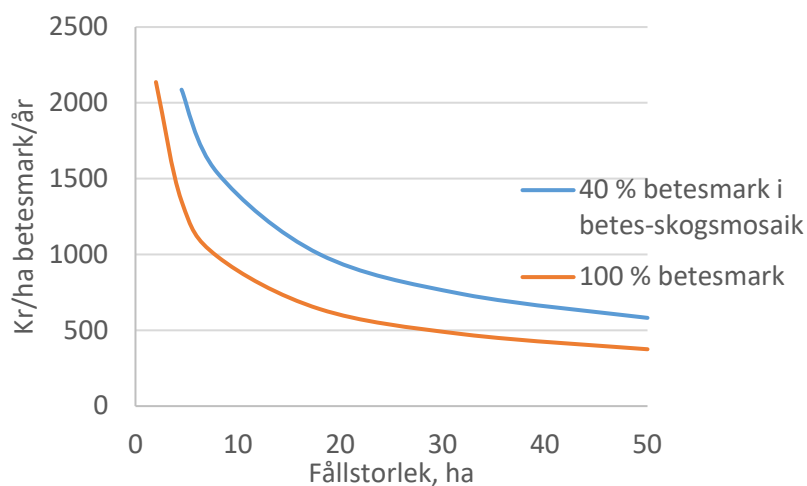
En rad attitydundersökningar visar att allmänheten föredrar lövträd framför barrträd såsom gran i landskapet (Hultman, 1983; Gustafsson & Ingelög, 1994; Lindhagen & Hörnsten, 2000). Även betalningsvillighetsstudier visar att svenskar föredrar bevarat jordbruk framför fortsatt granbeskogning. Betalningsvilligheten var också högre för betesmarker med lövträd än för både betesmarker utan träd och för åkrar (Drake, 1987; Drake, 1999; Drake et al. 1991). Också studier baserade på fastighetsmäklares skattning av priser på hus omgivna av olika landskap liksom svenska folkets rangordning av olika landskap i en Sifo-undersökning visar att betesmark med växande björkar ger mera tilltalande landskap än betesmarker utan träd och åkrar (Kumm et al., 1995; Kumm, 2014). Allmänheten har lättare att acceptera beskogning av jordbruksmark om det sker med lövträd och om man vet att beskogningen är bra ur klimatsynpunkt (Eriksson et al., 2011). Allmänheten föredrar också trädodling framför planteringar i rätta rader (McAdam et al., 2009).

Tidigare prioriterades åtgärder för att bevara och stärka jordbrukslandskapets värden för boende, turism och skönhet i landskapet (Naturvårdsverket, 1975) medan nuvarande miljösättningar främst

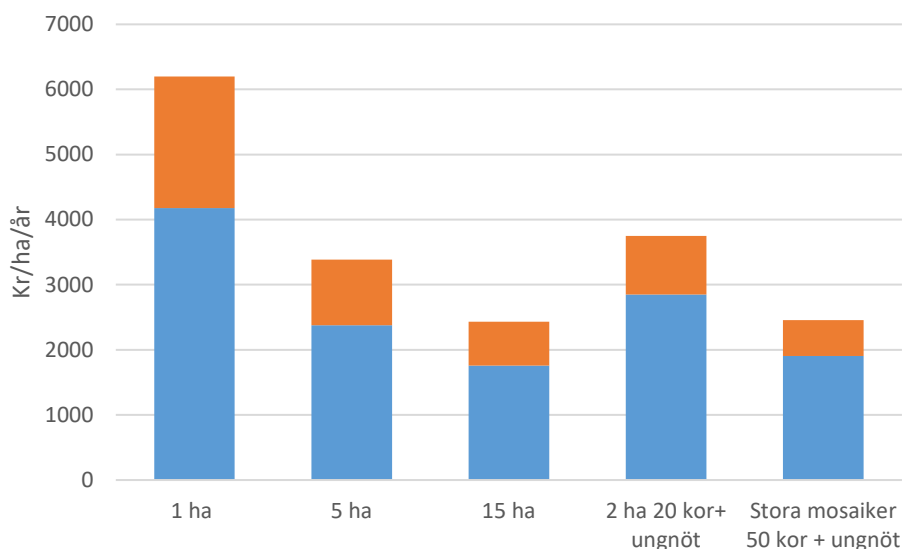
baseras på biologisk mångfald. De ovan refererade studierna antyder att det vore samhällsekonomiskt motiverat att bl.a. virkesproducerande och kolinlagrande björkbestånd med betesdjur skulle få miljöersättning tack vare sina klimat- och landskapsvärden även om de inte har några särskilda biodiversitetsvärden.

7. Stora betesmarker ger förutsättningar för lönsam köttproduktion och naturvård

Stora betesmarker, som ger förutsättningar för stora betesfällor, ger lägre kostnad för stängsel och djurens vattenförsörjning än små betesmarker (Figur 1). I skogsbygder med små spridda betesmarker kan stora rationella fällor skapas genom att inhägna större områden med betesmarker och mellanliggande skog till stora betes-skogsmosaiker. Kostnaderna för stängsel och betesskötsel samt betesdjurens vattenförsörjning och tillsyn minskar kraftigt om man går från små spridda betesmarker till större betesmarker inklusive betes-skogsmosaiker (Figur 2).

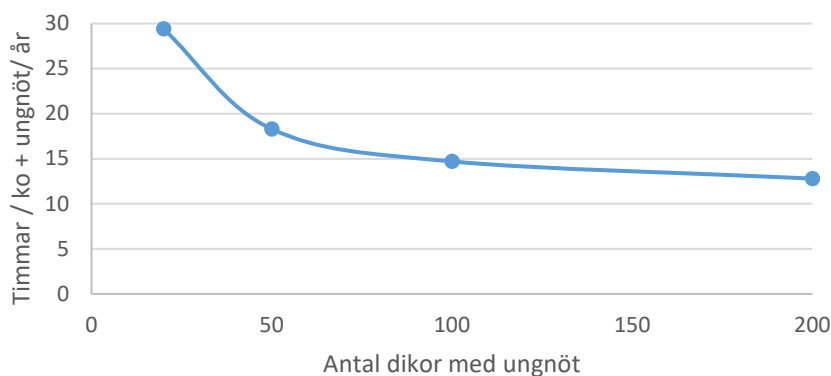


Figur 1. Exempel på hur kostnaden för stängsel och djurens vattenförsörjning minskar med betesfällornas storlek. Fällorna antas vara rektanglar med längden två gånger bredden och i mosaikerna antas 40% vara betesmark och 60 % skog. Källa: Kumm & Hessle 2020.

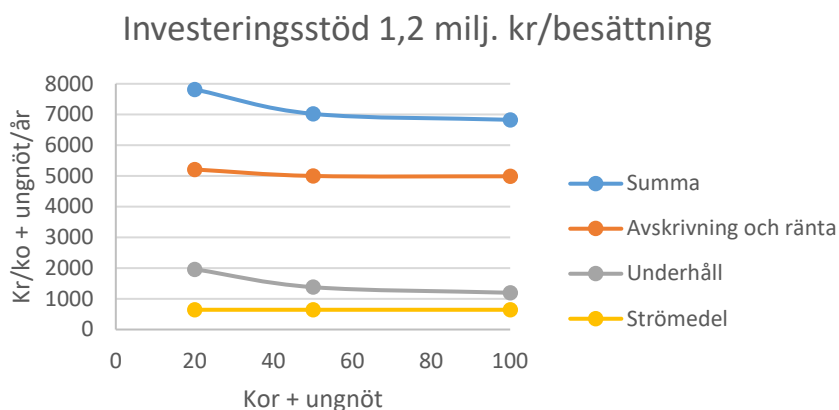
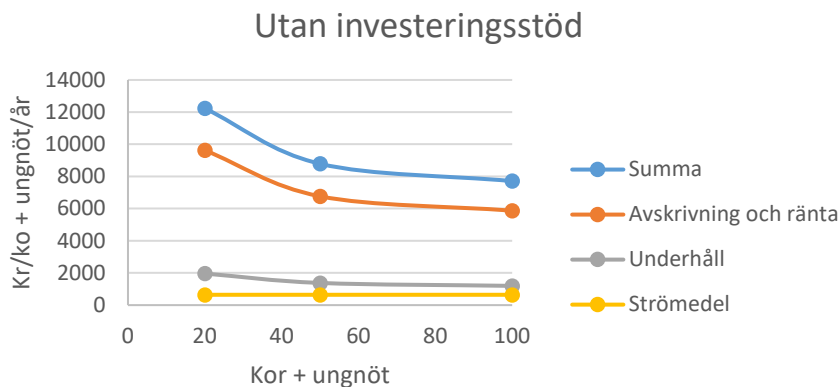


Figur 2. Exempel på hur kostnaden för stängsel och betesskötsel (blå staplar) samt djurens vattenförsörjning och tillsyn (bruna staplar) minskar med betesfällornas storlek. Källor: De vänstra tre staplarna Cederberg et al. (2018). De högra två staplarna Kumm & Hessle (2020).

Stora betesmarker gör det också praktiskt och ekonomiskt möjligt att bygga upp större besättningar med bl.a. dikobaserad köttproduktion, vilka ger lägre arbetsåtgång (Figur 3) och lägre byggnadskostnad (Figur 4) per djur än små besättningar. Investeringsstöd begränsar dock nackdelarna med mindre besättningar (Figur 4). Även i lammproduktionen minskar arbetsåtgången (Sjödin et al. 2007) och byggnadskostnaden (Kumm 2006) per djur med besättningsstorleken.



Figur 3. Exempel på hur arbetsåtgången per diko med tillhörande ungnöt minskar med besättningsstorleken. Ungnöt innefattar rekryteringskvigor, slaktkvigor och stutar. Källa: Kumm & Hessle (2020).



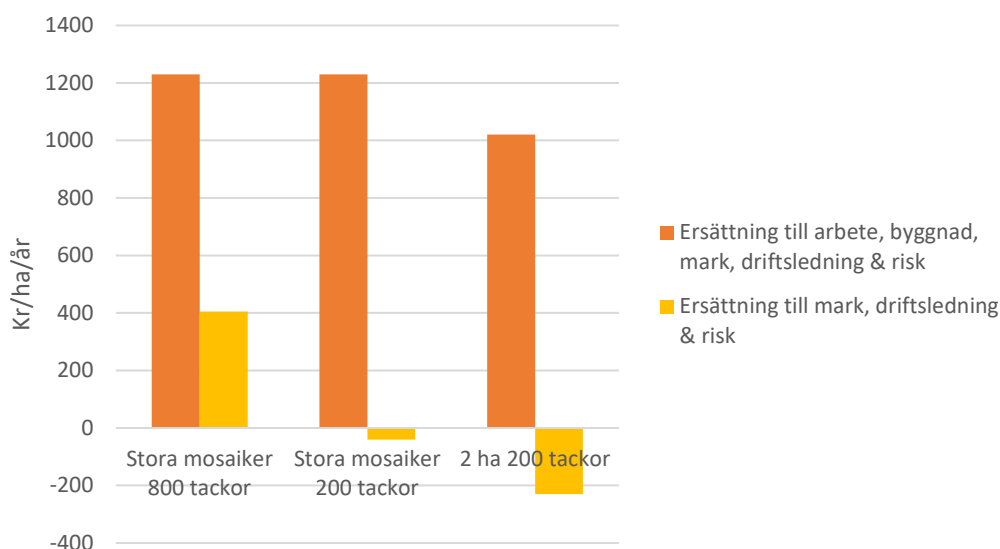
Figur 4. Exempel hur byggnadskostnaden per diko med tillhörande ungnöt minskar med besättningsstorleken och att investeringsstöd minskar stordriftsfördelen. Liggbåsstall. Ungnöt innefattar rekryteringskvigor, slaktkvigor och stutar. Källa: Kumm & Hessle (2020).

Tack vare de beskrivna storleksfördelarna kan dikobaserad nötköttsproduktion med 50 kor plus tillhörande slaktungnöt i form av kvigor och stutar ge väsentligt högre ersättning till mark, driftsledning & risk (EMD&R) än skogsodling. Däremot förmår inte mindre besättningar konkurrera med granplantering och besättningar med 20 dikor plus ungnöt beräknas ge negativ EMD&R (Figur 5).

Även i lammproduktionen krävs stora betesmarker och stora besättningar för positiv EMD&R (Figur 6). Figur 6 visar dock att ersättningen till arbete, byggnad, mark, driftsledning & risk EABMD&R är klart positiv även i små fårbesättningar med små betesmarker. De är alltså lönsamma om och så länge det på gården finns arbetskraft och byggnader utan lönsam alternativ användning. Negativ EMD&R i små besättningar visar dock att dessa ger negativ ersättning till mark, driftsledning & risk om man kräver lantarbetarelönen för insatt arbete och samtidigt måste bygga nytt stall för fårens övervintring. Även i dikobaserad nötköttsproduktion är EABMD&R positiv i små besättningar med små betesmarker (Kumm & Hessle, 2020) vilket visar att de är lönsamma om och så länge det finns arbete och byggnad utan lönsam användning. Men för långsiktig ekonomisk hållbarhet krävs stora betesmarker och stora besättningar i både nötkötts- och lammproduktion. Detta antyder på att det krävs stora betesmarker och stora besättningar även för ekonomiskt hållbar hävd av betesmarker med biologisk mångfald.



Figur 5. Exempel på ersättning till mark, driftsledning & risk (EMD&R) i dikobaserad nötköttsproduktion och beskogning av jordbruksmark vid 2017 års priser och jordbruksstöd inkl. 1,2 Mkr investeringsstöd per besättning till djurstallar. Ränta på djur och driftskapital antas vara 4 % i köttproduktionen medan räntan vid nuvärdes- och annuitetsberäkning av avverkningsnetton i skogsproduktion antas vara endast 3 % på grund av skattefördelar. G32 är den bördigaste granmarken i Svealand och B24 är björk på samma mark. Källa: Kumm & Hessle (2020).

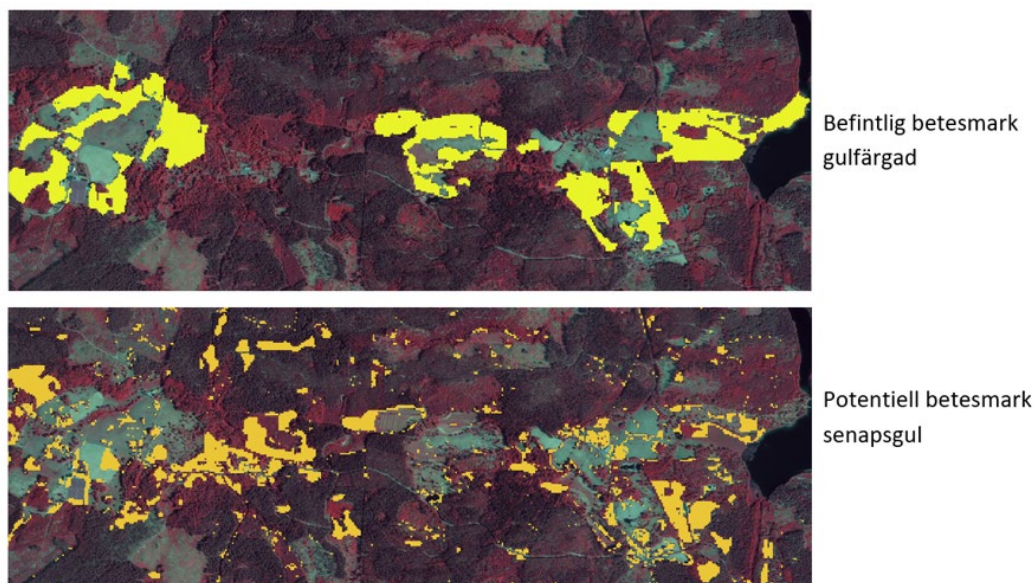


Figur 6. Exempel på ersättning till mark, driftsledning & risk (EMD&R) och ersättning till arbete, byggnad, mark, driftsledning & risk (EABMD&R) i lammproduktion med gotlandsfår vid 2020 års priser och jordbruksstöd inkl. 40 % investeringsstöd till djurstallar. Källa: Egna beräkningar utifrån Landsbygdsavdelningen Länsstyrelsen i Västra Götaland, 2021 (huvuddelen); Sveriges lantbruksuniversitet, 2019 (byggnadskostnader); Sjödin et al., 2007 (arbetsåtgång); 2020 års stöd i stödområde 6.

8. Möjligheter och hinder för att skapa stora betesmarker inklusive betes-skogsmosaiker

På uppdrag av Naturvårdsverket har Metria tagit fram kartsiktk som visar befintliga och potentiellt restaureringsbara betesmarker i hela Sverige nedanför fjällen (Naturvårdsverket, 2021a). Detta har utförts genom att i befintliga digitala underlag identifiera alla marker som är eller potentiellt kan innehålla gräsmarker samt identifiera tidigare brukad jordbruksmark där det nu är skog, öppen mark eller våtmark. Befintlig mark har hämtats från Jordbruksverkets blockdatabas.

Figur 7 visar exempel på befintlig och framtida potentiell betesmark från kartsiktkten. För att sammanfoga befintliga betesmarker med potentiella betesmarker till stora rationella betesfällor måste i många fall mellanliggande skogsmark inkluderas. Det blir då mosaiker av befintlig betesmark, potentiell betesmark som restaurerats och skog, alltså betes-skogsmosaiker.



Figur 7. Exempel på kartsiktk för att hitta var befintlig och potentiell betesmark tillsammans skulle kunna bilda stora rationella betesmarker. Källa: Naturvårdsverket (2021a).

Det föreligger en rad hinder för att skapa stora betesmarker och betes-skogsmosaiker av befintlig och potentiell betesmark i praktiken. Nedan beskrivs hinder som framkom vid egna intervjuer med förtroendevalda inom LRF i Kronobergs och Värmlands län.

Vägar, inklusive små vägar till spridd bebyggelse, är allvarliga hinder för att skapa stora rationella betesmarker. Sådana vägar splittrar potentiella stora sammanhängande betesmarker och det är dyrt att eliminera dessa hinder genom att bygga färister. Även den spridda bebyggelsen i sig kan vara hinder för att bilda stora betesmarker. Ägosplittringen med många ägare till den mark som skulle kunna bilda en stor rationell betesmark är ett annat svårlöst hinder i många fall. Incitamenten att arrendera ut mark kanske är små och många vill inte förlora rådigheten över sin mark. Är det skogsmark som skulle kunna ingå i en rationell betesfälla kanske markägare, befogat eller obefogat, är rädda för skogsskador och därför inte vill ställa sin mark till förfogande. Jämför uppgifter i Kapitel 2 där svåra skador av gångna tiders hårda och ovarsamma skogsbyte liksom obetydliga skador och till och med skogsvårdsnytta i granplanteringar av välplanerat skogsbyte beskrivs. I de fall man i intervjuerna kände till att någon skapat stora betesmarker genom att inkludera skog så ägde djurhållaren i allmänhet all mark redan från början eller hade köpt den för att kunna skapa förutsättningar för lönsam betesbaserad köttproduktion. Några intervjuade med egen erfarenhet av att omvandla skog till

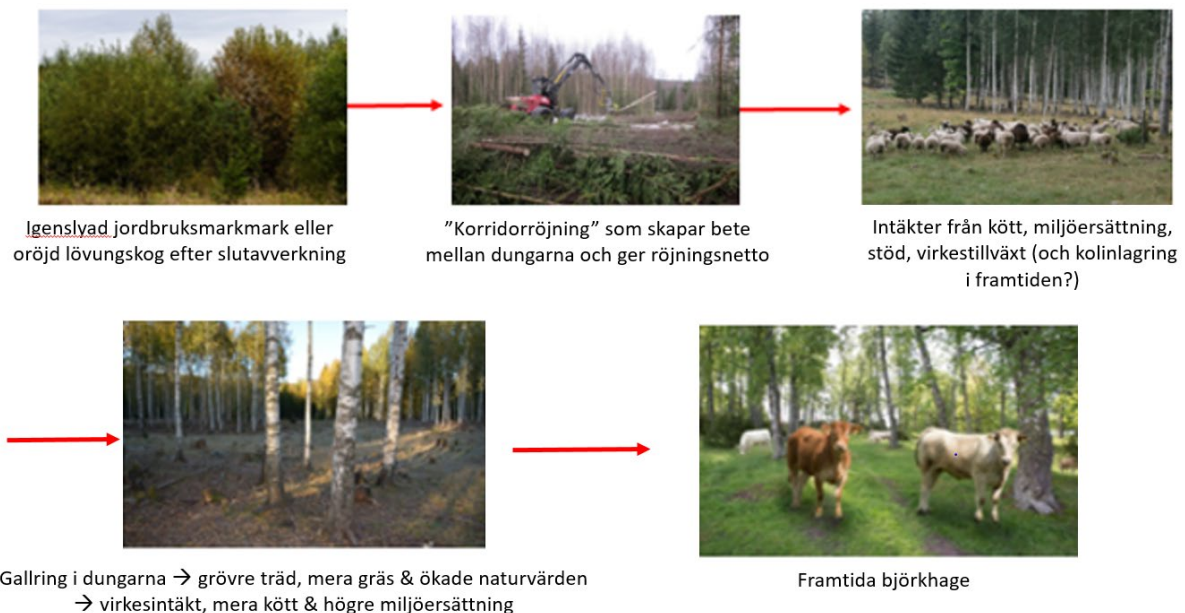
betesmark framhöll att det relativt snabbt blir bra bete där det före skogen var jordbruksmark, medan det tar lång tid där det aldrig varit jordbruksmark.

9. Betes-skogsmosaik som kan bli framtida björkhage

Selander (1955) skrev: ”Nu, sedan lantbrukarna allt mera har övergått till att stallfodra kreaturen året runt eller föra dem på bet på klöverbullar eller i konstgödslade betesfällor, är hagarna dödsdömda. De är alldeles otillräckliga som betesmark åt nutidens högmjölkanande kor. ... I andra fall får hagmarken växa igen till skog, där den inte direkt planteras med gran. Och när granskogsmörkret kväver hagarna, känns det som om några av ens finaste minnen också skulle dö kvävningssdöden”. Nu har betesbaserad köttproduktion, som ställer mindre krav på betets ymnighet än mjölkkor, miljöersättningar och minskat intresse för granplantering gjort att efterkrigstidens hot mot hagarna har minskat. Men utan förnygring kommer björkhagarna att försvinna på längre sikt och bli ”ett mycket karaktäristiskt inslag i en just svunnen epok i ett föränderligt odlingslandskap” enligt (Fogelfors & Hansson, 1997. Även ekhagarna kommer att försvinna på lång sikt om de inte förnygras även om ekar har långt liv (Johansson et al., 2013). Lövträd förnygrar sig knappast alls i betade hagar på grund av att djuren även betar lövplantor (Selander 1955).

I Figur 8 skisseras en metod för att skapa framtida björkhagar med inslag av andra trädslag såsom ek på nedlagd igenslyad jordbruksmark och på skogsmark efter slutavverkning där man av t.ex. naturvårdsskäl inte har planterat gran varför det blivit lövdominerad röjningsskog. Skillnader i naturvärden mellan sådana naturligt förnygrade lövträdshagar och granplantering illustreras i Figur 9.

Under tiden från lövsly eller röjningsskog till framtida lövträdshagar erhålls intäkter för röjningsved, gallringsvirke, kött, miljöersättning och stöd till betesmark. I det fall som beskrivs i figurerna 8 och 9 var utgångsläget självsådd björk med inslag av bl.a. ek efter slutavverkning under 1990-talet av grandominerad skog som var betad fram till 1950-talet. Särskilt på nedlagd jordbruksmark med tjock grässvål men också på skogsmark är markberedning viktig för att påskynda och förbättra självsådden.



Figur 8. Exempel som illustrerar utveckling av ett område från slyskog till björkhage med intäkter för röjningsved, gallringsvirke, kött, miljöersättning och jordbruksstöd på vägen. Tätt plantskog som successivt röjs och gallras som på bilderna ger rakare träd med mindre kvistar än träden på nedre högra bilden.



Figur 9. Självsådd ek i den framröjda björkdungen kan bli framtidens jätteek. Alternativet till "från slyskog till björk- och ekhage med intäkter på vägen" kan vara granplantering som i högra delbilden.

10. Betesmarker med växande träd kan ge större produktion än bete och träd var för sig

Forskning visar att agroforestry i form av betesmarker med växande träd kan ge större produktion per hektar än bete och träd var för sig på skilda arealer (Kapitel 1). Äldre svensk erfarenhet antyder också att lövträd såsom björk främjar gräsväxten i betesmarker genom sin lövförna och måttliga beskuggning. Däremot ansågs barrträd inte ha denna positiva effekt på gräsväxten i betesmarker (Selander 1955; Giöbel 1960; Kapitel 3).

Agroforestry i form av välplanerat bete i granplanteringar kan också ge skogsvårdsnytta genom att hålla nere konkurrerande gräs- och slyvegetation. Å andra sidan gav gamla tiders hårda ovarsamma skogsbete upphov till stora skogsskador i form av bl.a. plantdöd, och därmed luckiga bestånd, samt trampskador på rötter, och därmed röta i virket. På vissa marker kan kreaturens tramp också leda till markkompaktering som är negativ för trädutväxten (Kapitel 2).

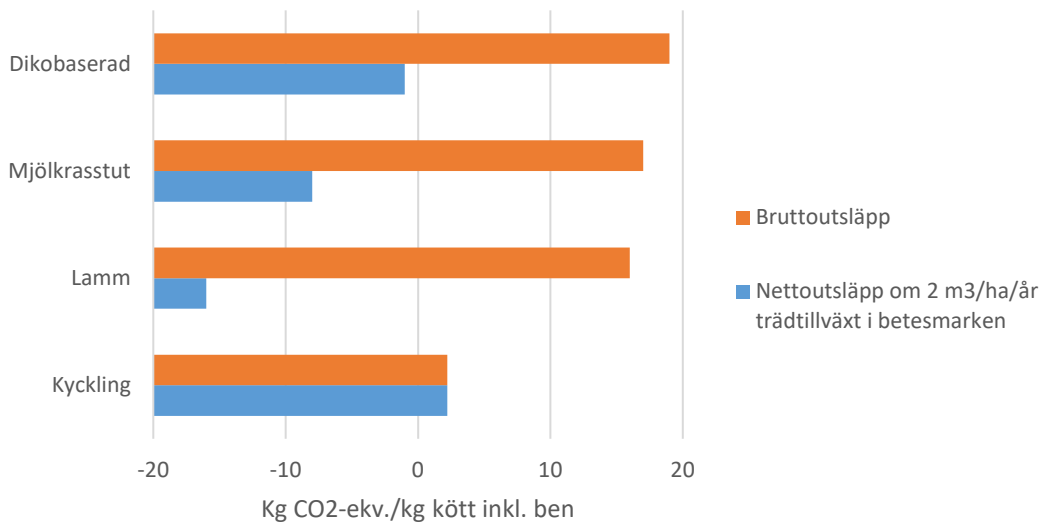
Figur 10 antyder möjligheterna att med välplanerad agroforestry uppnå större produktion än bete och träd var för sig. Den vänstra delbilden visar ett 25-årigt björkbestånd på tidigare åkermark under vilket det också växer cirka 1 000 kg torrsbstans gräs per hektar och år. Detta gräs skulle kunna utnyttjas för betesbaserad köttproduktion utan att virkesproduktionen skulle minska. Genom gallring kan gräsväxten och därmed den potentiella köttproduktionen upprätthållas även när beståndet blir äldre. Hård gallring gör dessutom högre gallringsintäkter och snabbare grovt timmer. Den högra delbilden visar betning med sintackor i barrträdplantering i Kanada. Tackorna får foder samtidigt som de gör produktionshöjande skogsvård genom att beta ner gräs- och slyvegetation som annars skulle konkurrera med barrplantorna om ljus, vatten och växtnäring.



Figur 10. Gräs i björkodling och barrträdsplantering, vilket kan utnyttjas för köttproduktion utan att det minskar virkesproduktionen. Fårbetet i planteringen kan till och med öka virkesproduktionen genom att hålla nere vegetation som annars skulle konkurrerar med barrplantorna.

11. Växande träd i betesmarker kan kompensera betesdjurens utsläpp av växthusgaser.

Växande träd tar upp koldioxid och inlagrar dess kol i sin ved och bidrar på så sätt till att minska koldioxidhalten i atmosfären. Detta kan helt eller delvis kompensera den betesbaserade köttproduktionens utsläpp av växthusgaser. I exemplet i Figur 11 antas träden vara björkar som växer 2 m³ per ha och år, vilket motsvarar cirka 30 % av tillväxten i ett slutet björkbestånd. Det kan alltså vara en betesmark med björkdungar på 30 % och öppen betesmark på 70 % av arealen. Gräsväxt under björkarna i dungarna gör att gräsproduktionen, och därmed köttproduktionen, blir något högre än 70 % av produktionen på helt öppen betesmark (Kapitel 10).



Figur 11. Exempel på bruttoutsläpp av växthusgaser i betesbaserad nötkött- och lammköttproduktion och kycklingköttproduktion samt nettoutsläpp i den betesbaserade produktionen om den klimatkompenseras av björkar i betesmarken vilka växer 2 m³/ha/år. Källa: Kumm (2011).

Enligt Figur 11 kan 2 m³ träd tillväxt mer än väl kompensera den betesbaserade köttproduktionens bruttoutsläpp av växthusgaser. Nettoutsläppen blir negativa tack vare att trädens upptag av koldioxid och kolinlagring i veden är större än djurens bruttoutsläpp av koldioxidekvivalenter. Klimatkompenserad betesbaserad köttproduktion kan alltså bli bättre än kyckling ur klimatsynpunkt. Lammproduktionen har lägre utsläpp än dikobaserad nötköttproduktion beroende bl.a. på att en tacka får två lamm medan en diko endast får en kalv per år. Tvåfödda lamm belastas därför med endast 0,5 moderår medan slaktungnöt födda av dikor belastas med 1 moderår. Dessutom är lammens uppfödningstid kortare än ungnötens uppfödning till slakt. Det senare gör att lammen har lägre utsläpp av växthusgaser per kg kött än stutar trots att stutkalvarna är biprodukter i mjölkproduktionen.

Albedoeffekten (reflektion av inkommande solenergi, se avsnitt 6.1) motverkar delvis klimatfördelarna av växande träd i betesmarker och beskogning av jordbruksmark. Detta gäller särskilt i norra Sverige där trädets tillväxt är relativt låg och marken är snötäckt en relativt stor del av året. Men även under barmarksförhållanden reflekteras mera av den inkommande solenergin från gräsbevuxen mark än från skog. Reflektionen är minst från barrskog, som sålunda är sämre än lövskog ur klimatsynpunkt om de båda trädslagen har lika stor kolinlagring. Albedoeffekten talar också för att betesbaserat kött producerat i Sverige och då i synnerhet i norra Sverige har mindre klimatpåverkan än betesbaserat kött producerat i varmare länder med snabb träd tillväxt och barmark året om. Se vidare avsnitt 6.1.

12. Träddungar och skogskanter kan ge betesdjur sol-, vind- och nederbördsskydd

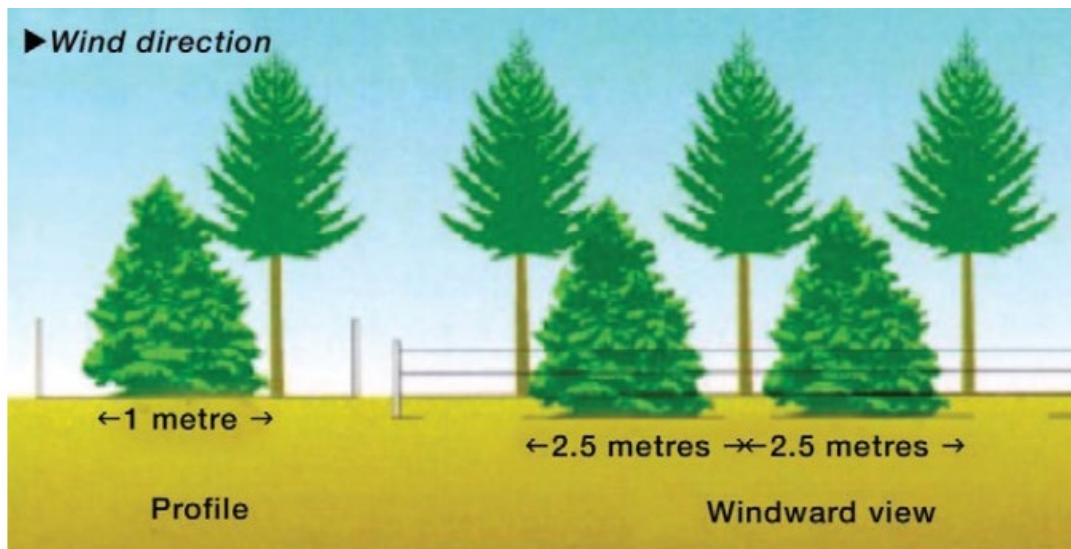
De övre delbilderna i Figur 12 visar hur betesdjur kan få solskydd av träddungar i betesmarker. Djuren vilar i skuggan av lövträdsdungen. De nedre delbilderna ger exempel på hur granskog kan ge vind- och nederbördsskydd. Nötkreaturen på dessa bilder får vindskydd av skogskanterna och nederbördsskydd under granarna när de övervintrade utomhus. Uppväxt sluten granskog kan ge bra vindskydd upp till 100 meter bort. När det var blötsnö eller regn i kallt blåsigtt väder sökte djuren skydd under granarna. I och med att djuren hade tillgång till stor areal och utfodringsplatserna förtlöpande flyttades blev skadorna på mark och skog endast små. Lämplig granskog och stor areal

lämplig mark per djur i exemplet förenade bra djur-, mark- och skogsskydd med låga övervintringskostnader per djur (Kumm et al., 2007). Lämplig skog kan naturligtvis även ge inomhusövervintrande betesdjur värdefullt vind- och nederbördsskydd blåsiga och regniga perioder under betessäsongen.



Figur 12. Träd och skogskanter i betesmarker ger betesdjuren god miljö genom sol, vind och nederbördsskydd.

I Nya Zealand är det vanligt att man planterar “shelter belts” i betesmarker för att ge djuren vind-, nederbörds- och solskydd. I Figur 13 ges exempel på en sådan trädplantering mellan två elstängsel. Lamning utomhus med nyklippta tackor och sådana väderskydd förenar hög lammöverlevnad med låga kostnader. Andra syften med planteringarna är att producera virke och öka den biologiska mångfalden (Farm Forestry New Zealand, 2011).



Figur 13. Läplantering mellan elstängsel med permanenta lågväxande träd i vindriktningen och snabbväxande timmerproducerande träd i läriktningen (Farm Forestry New Zealand, 2011).










13. Svenskar vill gärna ha träd i betesmarkerna

En rad äldre undersökningar utförda av bl.a. Sifo visar att svenskar föredrar betesmarker med träd framför trädlösa betesmarker, granplanteringar och igenväxta jordbruksmarker (Drake et al., 1991; Drake, 1999; Kumm, 2017). Nedan visas resultat från nyare sådana undersökningar.



Figur 14, som bygger på en KantarSifo-undersökning utförd år 2019, tyder på att svenskar gärna vill ha betesmarker med naturligt uppkomna björkar. Trädlösa betesmarker är inte lika omtyckta. Inte heller radplanterade björkar är omtyckt ens om det går betesdjur bland dem. Allra sämst tycker man om granplanteringar som värderas lägre än igenslyade marker.

Figur 15 visar resultat från en annan KantarSifo-undersökning utförd 2021, där hälften av respondenterna fick rangordna två betesmarker utan någon annan information än bilderna på fårbeten med och utan björkdungar. Den andra hälften fick följande klimatmässiga tilläggsinformation "När björkarna växer tar de upp koldioxid, vilket klimatkompenserar delar av fårens utsläpp av växthusgaser". Utan klimatinformationen föredrog 73 % av respondenterna betesmarken med björkdungarna. Med klimatinformationen ökade andelen som ville ha björkdungar till 85 %. Undersökningen genomfördes 10 – 17 november 2021, alltså i slutet av och strax efter FN:s klimattoppmöte, COP26, då klimatfrågor hade stort utrymme i TV, radio och tidningar.




Figur 16 visar resultat från en samtidig undersökning med samma uppläggning men där det var nötkreatur som betade och betesmarkerna hade ingen, en eller tre grandungar. Bland de respondenter som inte fick någon klimatinformation tyckte 41 % att den helt öppna betesmarken utan grandungar var bäst medan 33 % föredrog tre dungar. Men bland dem som fick klimatinformation tyckte 54 % att tre grandungar var bäst och då kom alternativet med en grandunge på andra plats med 26 % medan endast 20 % föredrog betesmarken utan grandungar.

	Bäst	Näst bäst	Sämst		Bäst eller näst bäst	Sämst eller näst sämst
	%	%	%		%	%
	46	28	5		34	11
	29	44	15		31	12
	19	21	39		19	20
	7	7	40		11	23
					6	38

Figur 14. Rangordning av olika landskap gjord av 1 000 respondenter i en slumpmässigt rekryterad Sifopanel år 2019. Respondenterna fick frågan ”Antag att du bor eller ofta färdas med utsikt över dessa landskap. Rangordna de fyra landskapen från bästa till sämsta utifrån dina preferenser”.

	Utan klimatinformation		Med klimatinformation	
	Bäst %	Sämst %	Bäst %	Sämst %
	73	27	85	15
	27	73	15	85

Figur 15. Rangordning av olika betesmarker med får gjord av 1 000 respondenter i en slumpmässigt rekryterad Sifopanel år 2021. Respondenterna fick frågan ”Antag att du bor eller ofta färdas med utsikt över dessa landskap. Rangordna de två landskapen från bästa till sämsta utifrån dina preferenser”. Hälften av respondenterna fick besvara denna fråga utan någon ytterligare information. Den andra hälften av respondenterna fick följande klimatinformation ”När björkarna växer tar de upp koldioxid, vilket klimatkompenserar delar av fårens utsläpp av växthusgaser”.

	Utan klimatinformation			Med klimatinformation		
	Bäst %	Näst bäst %	Sämst %	Bäst %	Näst bäst %	Sämst %
	33	15	52	54	13	33
	26	66	8	26	70	4
	41	19	40	20	17	63

Figur 16. Rangordning av olika betesmarker med nötkreatur gjord av 1 000 respondenter i en slumpmässigt rekryterad Sifopanel år 2021. Respondenterna fick frågan "Antag att du bor eller ofta färdas med utsikt över dessa landskap. Rangordna de tre landskapen från bästa till sämsta utifrån dina preferenser". Hälften av respondenterna fick besvara denna fråga utan någon ytterligare information. Den andra hälften av respondenterna fick följande klimatinformation "När granorna växer tar de upp koldioxid, vilket klimatkompenserar delar av kreaturens utsläpp av växthusgaser".

14. Självsådd av skog på nedlagd jordbruksmark tar ofta lång tid och blir i många fall luckig

Figur 17 illustrerar att självsådd av skog på nedlagd betes- och åkermark kan ta lång tid och att den kan bli luckig och sålunda dåligt utnyttja markens produktionsförmåga. Den tidigare betesmarken har legat oanvänd i 60 år och på stora delar av den finns fortfarande bara tjockt oanvänt gräs och enstaka björkar. På den tidigare åkern växer efter 20 år mest lövsly och tjockt oanvänt gräs men satellitbilden visar att beskogningen med främst gran har gått snabbare på delar av fältet. Om markerna hade skogsplanterats eller åtminstone markberetts omedelbart när brukandet upphörde så hade det nu funnits snabbväxande skog med stor kolinlagring och därmed betydande klimatnytta på hela arealerna. Björkdominerad skog efter markberedning skulle alternativt ha kunnat röjas, betas och gallrats så att det nu hade varit betes-skogsmosaik och blivit framtida björkhagar. Jämför figurerna 8 och 9.



Figur 17. Vänstra delbilden: Självsådda björkar på tidigare betesmark som legat oanvänd i 60 år. Mittenbilden: Självsådd skog på åker som legat obrukad i 20 år. Högra delbilden: Satellitbild på den nedlagda åkern på mittenbilden.

15. Skydd av lövträdsplantor mot betesskador och ogräskonkurrens

Lövträdsplanteringar i betesmarker måste skyddas mot betnings-, gnag-, tramp-, stångnings- och fejningskador. Barrträdsplantor och i synnerhet granplantor är mindre aptitliga för betesdjuren och har därför mindre eller inget behov av skydd såvida djurtätheten eller betestrycket inte är för högt (Kapitel 2). Figur 18 visar exempel på gnag-, stångnings- och trampskador och Figur 19 ger exempel på hur man kan skydda enskilda lövträdsplantor och grupper av lövträdsplantor mot betesskador. De tätt stående björkarna i Figur 20 antyder att man kan etablera och skydda små grupper av lövträdsplantor i ”minihägn” (vänstra bilden) eller i långsmala hägn t.ex. längs fällkanter (högra bilden; jfr Figur 13).



Figur 18. Exempel på skador i trädplanteringar på betesmark. Första delbilden från vänster: gnagskador av får på poppel tre år efter plantering av långa sättkäppar. Plantan till vänster är skyddad mot gnagskador med balnät som virats runt sticklingen vid planteringen. Andra delbilden: gnagskador av får på gråal fem år efter plantering av barrotsplantor. Alen har skadats trots att den anses vara osmaklig. Tredje delbilden: Poppel stångad av nötkreatur. Fjärde delbilden: Av nötkreatur trampskadad granplanta. Lövträdsplantor kan trampskadas på samma sätt.



Figur 19. Skydd av enskilda lövträdsplantor, grupper av lövträdsplantor och rader av lövträdsplantor. Första delbilden från vänster: plaströr (Tubexrör). Andra delbilden: minihägn av mobilt elstängsel, alternativt kan det vara permanent elstängsel. Tredje delbilden: plantrad skyddad med elstängsel.



Figur 20. Tätt stående självsådda björkar i grupper (vänstra bilden) och i rad (högra delbilden). Vid plantering kan sådana grupper och rader skyddas i "minihägn" respektive i långsmala hägn t.ex. längs fållkanter.

De sex björkarna på den vänstra delen av Figur 20 etablerades genom självsådd i slutet av 1950-talet på nedlagd jordbruksmark. Det blev då tät björkdominerad slyskog som röjdes till betesmark i början av 1980-talet varvid grupper av björkar ställdes kvar. De sex björkarna, varav två nu är avblåsta på mitten, står på en 9 m² yta och deras volym har utifrån deras höjd och brösthöjdsdiameter beräknats med Skogskunskap (2018b) till cirka 6,5 m³sk efter subjektiv skattning av de avblåsta trädens volym. 6,5 m³sk på 9 m² motsvarar drygt 7 000 m³sk/ha och den genomsnittliga tillväxten sedan slutet av 1950-talet har sålunda varit drygt 100 m³sk/ha/år. Detta kan jämföras med björkens tillväxt i stora bestånd med normal stamtäthet på den aktuella marken (B26) som är 7 m³sk/ha/år. Längre bort i vänstra bilden närmare sjön står en grupp med tre björkar på 3 m² vilka har en beräknad volym på 3,4 m³sk. Detta blir en ännu större volym och högre tillväxt per hektar än i den större gruppen vilket torde kunna förklaras av att inga träd är avblåsta i den mindre gruppen och att det är mindre konkurrens mellan träden i en mindre grupp. Den höga tillväxten på den yta där träden står kan förklaras av de tar upp vatten och näring från en mycket större yta och att de inte skuggas av andra träd. Positiv synergi mellan träd och gräs i agroforestry torde också göra att den sammanlagda produktionen per hektar blir större än om gräs och träd i större bestånd odlas var för sig (Kapitel 1; Nerlich et al, 2013).

De sex björkarna som står i rad i den högra delen av Figur 20 har ökänd ålder men är säkert väsentligt mer än 60 år. De håller i genomsnitt 1,7 m³sk vilket kan jämföras med i genomsnitt 1,1 m³sk för de 60-åriga björkarna till vänster. Detta visar att björkar växer väsentligt även efter 60 år.

Jag har under årens lopp sett betesmarksträd som växt mycket sämre än de i figurerna 8, 14, 15, 16 och 20. Det är en angelägen forskningsuppgift att kartlägga vilka marktyper och betessystem som är lämpade och vilka som inte är lämpade för trädplantering. Befintlig, men tyvärr ofullständig, kunskap om detta refereras i kapitel 2.

Träd inklusive snabbväxande lövträd såsom poppel och ädla lövträd såsom ek växer bäst på bördig jordbruksmark. Men på sådan mark frodas också ogräs som konkurrerar med lövträdsplantorna om ljus, vatten och näring. I ogräset trivs också sork som kan ödelägga planteringar genom gnag på bark och rötter särskilt vintertid. Ogräset kan bekämpas med lie, trimmer, röjsåg med markberedningsaggregat, kemiska preparat eller marktäckning med plast. På bördig mark kan manuell ogrärensning behöva upprepas två eller tre gånger per säsong vilket är dyrt (Skogskunskap, 2019). Vid Tubextrör och till viss del även vid ”minihägn” i betesmarker kan kreatur beta nära intill trädplantorna. På så sätt hålls ogräset nere och sorkgångar trampas samman (Kapitel 4). Man får alltså effektiv ogräs- och sorkbekämpning utan någon extra kostnad.

Vilda betesdjur såsom älg undviker helst stora öppna ytor och tamboskap (Skogskunskap 2017; Wam & Herfindal 2018). Därför torde höga och därmed dyra viltstängsel vara obehövligen runt stora lövträdsplanterade betesmarker. Men annars är det nästan alltid nödvändigt att skydda lövträdsplanteringar mot älg, rådjur och hjort med höga stängsel (Skogskunskap 2017). I Figur 21 visas exempel på viltstängsel.



Figur 21. Höga stängsel för att skydda lövträdsplanteringar mot hjort, rådjur och älg. Från vänster nätstängsel, trästängsel och ”Ståålburen” (uppkallad efter ekforskaren Erik Ståål). För skydd mot nötkreaturs och fårs tryck när de försöker komma åt gräs torde Ståålburen behöva modifieras så att den får flera stolpar runt vilka nätet spänns hårt. Men för att skydda mot nöt och får behöver ”buren” inte vara lika hög som på bilden.

Risken för viltbetning upphör oftast när plantorna nått några meters höjd. Undantag är älgbete som kan ske upp till 4-5 meters trädhöjd och råbockens fejning som kan ske på träd upp till åtminstone fem centimeter i brösthöjdsdiameter. Snabbväxande plantor når snabbare över den storlek där risken för viltskador avtar. Välmående och snabbväxande plantor har också lättare att reparera betesskadorna. Exempel på åtgärder som höjer plantornas tillväxt är markberedning, ogräsbekämpning och slyröjning (Skogskunskap, 2019).

Tabell 1 visar att det kan vara dyrt att stänga ute vilt från små lövträdsplanteringar med nätstängsel men att kostnaderna minskar kraftigt med hägnens storlek. Elstängsel är billigare än nätstängsel, men stänger inte ute vilt lika effektivt varför mera kostsam tillsyn krävs (Stener & Bergquist, 1998). Tabellen visar också att kostnaden för skydd mot tama betesdjur är hög per lövträdsplanta i små minihägn med endast en planta per kvadratmeter. Görs minihägnen större och planteras de tätare minskar kostnaden kraftigt och kan då bli lägre än kostnaden för individuella plantskydd med

Tubextrör. Långsmala rektangulära hägn som har ett befintligt fällstängsel på ena sidan och nytt elstängsel på den andra sidan (jämför Figur 13) kan ge relativt billigt skydd också vid relativt låg planttäthet.

Tabell 1. Exempel på investeringskostnader för viltstängsel samt Tubextrör, minihägn och långsmala hägn i fällkanter för att skydda lövträdsplanter mot tama betesdjur i betesmarker.

Viltstängsel runt lövträdsplanteringar ¹	
1 ha (100 x 100 m) nätstängsel	40 000 kr/ha
4 ha (200 x 200 m) nätstängsel	20 000 kr/ha
9 ha (300 x 300 m) nätstängsel	13 300 kr/ha
Tubextrör med stödpåle ²	
	58 kr/planta
Minihägn med 3-trådigt elstängsel runt grupper av lövträdsplanter ³	
36 m ² (6 x 6 m), 1 planta/m ²	33 kr/planta
36 m ² (6 x 6 m), 2 plantor/m ²	17 kr/planta
16 m ² (4 x 4 m), 1 planta/m ²	75 kr/planta
16 m ² (4 x 4 m), 2 plantor/m ²	38 kr/planta
Minihägn med trästängsel runt grupper av lövträdsplanter ⁴	
16 m ² (4 x 4 m), 1 planta/m ²	100 kr/planta
16 m ² (4 x 4 m), 2 plantor/m ²	50 kr/planta
16 m ² (4 x 4 m), 2 plantor/m ² . Återanvändning av stängslet en gång	25 kr/planta
Långsmala hägn i fällkanter med 3-trådiga elstängsel 4 m isär ⁵	
Nytt stängsel på båda långsidorna, 0,5 planta/m ²	50 kr/planta
Befintligt stängsel på ena långsidan, 0,5 planta/m ²	25 r/planta

¹. Totalkostnaden för 2 m högt näthägn inklusive nedtagning beräknades till cirka 100 kr/m av Stenström & Nordel (2010) och Skogforsk et al. (2017) anger kostnaden för material och uppsättning av 2 meter höga nätstängsel på lättstängslad mark till 60 kr/m i 2006 års priser. Med beaktande av att kostnaderna för uppsättning och nedtagning torde vara lägre på betesmark än på skogsmark och att inflationen från 2010 och 2006 till 2021 uppgår till 13 respektive 21 % (Ekonomifakta, 2022) antas totalkostnaden för nätviltstängslet vara 100 kr/m.

². Material och uppsättning av 1,2 m Tubextrör inklusive stödjande påle beräknas kosta 58 kr/styck (egen beräkning baserad på kostnaden för inköp av 500-999 rör och pålar enligt Brittisk prislista (Green-tech 2022) och arbetsgång vid uppsättning enligt amerikansk studie (Stuhlinger 2013) och antagande om 100 % högre timkostnad i Sverige 2022 än för amerikanska lantarbetare åren före 2013 samt växelkurserna 1 SEK= 0,08 brittiskt pund och 0,11 amerikansk dollar.

³. Material- och arbetskostnad för tretrådigt 1 km långt elstängsel för kreatur med 6 meter mellan stolparna beräknas till 38 kr/m på åkermark och till 52 kr/m på stenig naturbetesmark (uppgifter från Bosgården stängsel 2019-01-17. Här antas att kostnaden inklusive merkostnad för elförbindelse mellan minihäggen bli i genomsnitt 50 kr/m. Detta belopp sammanfaller väl med en australiensisk kostnadsskattning för att skydda träd i betesmark (7 AU\$/m enligt Mendham (2018) och 7 kr = 1 AU\$; 7x7≈ 50 kr/m). Kostnaden för ett 6x6 m minihägn blir då 6 x 4 x 50 kr= 1200 kr. Då huvuddelen av kostnaden är de fyra stolparna i kvadraternas hörn medan den rörliga kostnaden för tråd mellan stolparna är liten antas även mindre kvadratiska hägn kosta 1200 kr/styck.

⁴. Trästängsel mot vilt kostar från 130 kr/m inklusive uppsättning (Bredsjö brädgård 2020). Trästängselement 3,6 x 2,1 m av entumsbrädor med strävor och sick-sack-montering som ger stabilitet i stora hägn kostar inklusive montage cirka 140 kr/löpmeter. Därtill tillkommer transportkostnader från fabrik (ATL 2020_och egna beräkningar utifrån uppgifter från tillverkaren 21-03-21). Då hägn mot nötkreatur och får inte behöver vara lika höga som vilthägn och då det inte behövs strävor och sick-sack-montering i de kvadratiska minihäggen antas kostnaden i dessa vara 100 kr/m.

⁵. Stängslet kostar 50 kr/m enligt fotnot 3. Den ena långsidan kan vara ett befintligt fällstängsel som inte ger någon tillkommande kostnad, jfr Figur 13. Kostnaden för kortsidornas stängsel (= tråd mellan långsidornas ytterstolpar) är försumbar.

Repellenter kan möjligen vara kostnadseffektiva alternativa skydd mot både tamdjur och vilda betesdjur. Deras avskräckande effekt är dock osäker och kortvarig särskilt på växande lövträdsplantor sommartid (Kapitel 4 och Figur 22) varför behandlingen måste upprepas flera gånger per år och effekten fortlöpande kontrolleras. Det måste finnas beredskap att omedelbart flytta betesdjuren till annan fälla om de börjar skada plantorna. Om plantorna växer snabbt och blir betessäkra inom ett fåtal år förbättras repellenternas konkurrenskraft relativt stängsel med höga investeringskostnader. Dessutom blir behandlingskostnaden per planta och gång mindre om plantorna står tätt i dungar än om de står glest spridda i en vanlig skogsplantering. Repellenter kan skydda mot både tamdjur och vilda betesdjur varför de är särskilt konkurrenskraftiga om lövträdsplantorna alternativt måste skyddas av både omgivande viltstängsel och interna stängsel mot tama betesdjur.



Figur 22. Till vänster repellentbehandlade gråalsplantor och till höger samma plantor skadade av fårbeta två veckor senare.

Om det redan finns självsådda lövträdsplantor i en blivande betesmark kan dessa vid behov skyddas med elstängsel, trästängsel eller repellenter tills de blir betessäkra (Figur 23). Sådana plantor är redan ett antal år och står dessutom i allmänhet tätt. Detta gör att de inte behöver lika långvarigt och lika säkert skydd som nysatta lövträdsplantor. Repellenter som inte har några fasta investeringskostnader torde därför kunna vara mycket kostnadseffektiva där det redan finns självsådda lövträdsplantor.



Figur 23. Blivande betesmark med tätt av självsådda lövträdsplantor på vissa inringade delområden. Dessa områden kan skyddas med stängsel eller repellenter tills de blir betessäkra medan övriga områden betas.

Om det av kostnadsskäl inte går att skydda lövträdsplantor i betesmarker och man ändå vill etablera nya träd i dem av klimat- eller naturvårdsskäl finns två alternativ. Man kan göra uppehåll i kreatursbetningen tills lövträdsplantorna är betessäkra eller välja granplantering som normalt klarar sig bra utan skydd vid försiktig betning. Men vid betesuppehåll förloras köttproduktion och kanske också naturvärden samtidigt som hög gräs- och eventuellt också slyväxt konkurrerar med lövträdsplantorna som då växer sämre. Väljs gran blir landskaps- och naturvärdena lägre än med lövträd. Men trots detta tycks svenskar föredra betesmarker med grandungar framför helt öppna betesmarker i synnerhet om man får information om trädens klimatnytta genom kolinlagring (Figur 15).

16. Bete i barrträdsplanteringar i betes-skogsmosaiker

Med hänsyn till stängselkostnaderna kan det vara rationellt att sammanfoga små spridda betesmarker med intilliggande skog till betes-skogsmosaiker (Kapitel 7). Vid välplanerat bete i sådana mosaiker torde riskerna för skogsskador vara små om de vid sidan av skogsbete också innefattar bra kulturbete. I sådana fall ”ströva djuren föga omkring i skogsbestånden, som då obetydligt skadas av djuren” (Geete & Grinnald, 1923). Enligt Oksbjerg (1959) berodde gångna tiders stora skogsskador till stor del på att betningen hade gått till överdrift med hårt betestryck under lång tid. Oksbjerg konstaterade att betesskador i granplanteringar kan minimeras genom en kombination av hungriga djur, god tillgång på betesvegetation och borttagande av djuren omedelbart när betet började bli knappt. Han menade att sådan betning i planteringarna borde upprepas 2-3 gånger under sommaren och att det gynnar granplantornas utveckling genom att konkurrerande gräs- och lövslyvegetation hålls nere. Dessutom minskar kotrampet risken för sorkskador i planteringar.

Figur 24 visar bete i en granplantering omgiven av betesvall i nordligaste Sverige. Tillgången på det omgivande frodiga betet minimerar risken för skador på granplantorna. Den högra delbilden, som är tagen några år efter det att betningen inleddes, visar att toppskotten är mycket långa för nordsvenska förhållanden. Figur 25 illustrerar att även bete i tallplanteringar kan vara förenlig med god skogsvård.



Figur 24. Bete i granplantering i norra Sverige. Bilden till höger som är tagen några år efter att betningen inleddes visar på mycket mycket långa toppskott.



Figur 25. Bete i tallplantering vid fäbod i Dalarna. Bilden till höger visar tallungskog som under plantstadiet betades på samma sätt som på den vänstra bilden.

I delar av Kanada är skogsbete en viktig del i nötköttsproduktionen och det förekommer att man sår in betesväxter på förnygringsytor som skall barrträdsplanteras för att öka betesproduktionen (Kapitel 2). Fårbete använts i vissa fall som alternativ till kemisk lövslybekämpning i kanadensiska barrträdsplanteringar. Herdar med vallhundar är härvid med och flyttar fåren till andra planteringar när betet börjar tryta och det därför är risk för skador på barrplantorna om betningen fortsätter. Man kan upprepa betningen flera gången per sommar under flera år för att få bra röjningseffekt och mera bete (Figur 10 och Province of British Columbia Ministry of forests, odaterat).

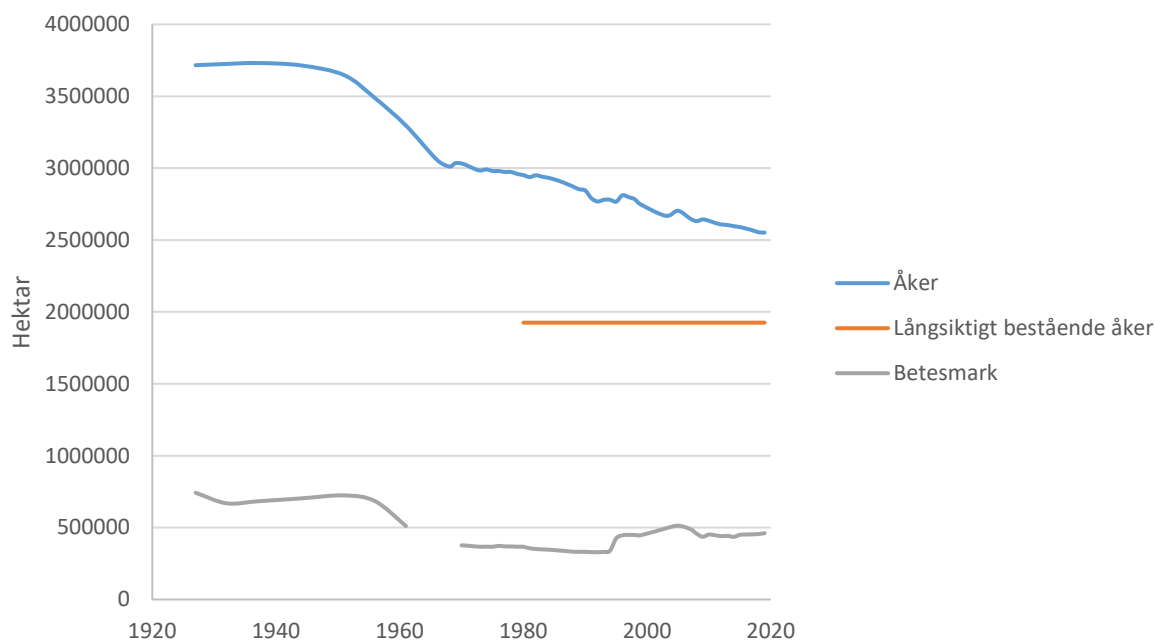
17. Scenarier för silvopastoral agroforestry

Agroforestry är avsiktlig odling av träd på samma mark som jordbruksgrödor i någon form av rumslig blandning eller tidsföljd (Lundgren, 1982). I silvopastoral agroforestry är jordbruksgrödan bete som används för t.ex. nöt- eller lammköttproduktion. Trädodlingen kan vara spridda träd och trädgångar i betesmarken eller slutna skog i betes-skogsmosaiker. I det följande skisseras tre scenarier för silvopastoral agroforestry som kan tänkas bidra till att uppfylla livsmedelsstrategins målsättning att öka matproduktion i hela landet (Regeringens proposition 2016/17:104) och det klimatpolitiska målet nettonollutsläpp av växthusgaser senast 2045 (SOU 2020:4) och samtidigt bevara och utveckla den biologiska mångfalden (Naturvårdsverket 2021b).

17.1. Skapa betes-skogsmosaiker av små betesmarker, marginella åkrar, nedlagd jordbruksmark och anslutande skog

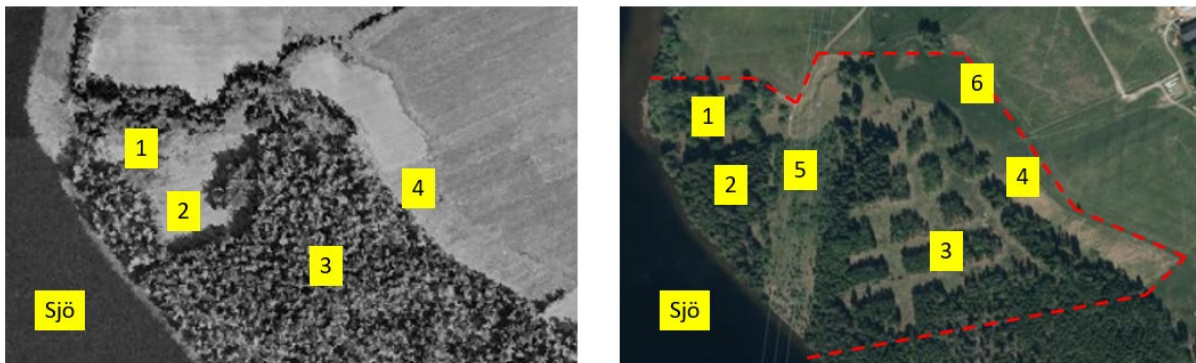
En stor del av Sveriges betesmarker är små särskilt i skogsbygderna. Betesmarkerna som ingår i ängs- och betesmarksinventeringen (Tuva) har i skogsbygderna en medianareal på knappt 1,5 ha och deras medelareal är cirka 2,5 ha (Larsson et al., 2020). Medeltal för alla betesmarker i typiska skogsbygder är endast 2 ha (Jordbruksverket, 2007). Köttproduktion med naturvård i så små betesmarker kan inte betala marknadsmässig lön för insatt arbete och investering i nya stängsel och byggnader. Risken är därför stor att betningen upphör när äldre brukare slutar och fortsatt betning skulle kräva nyinvesteringar och nya brukare med normala inkomstkrav. Den ekonomiska hållbarheten kan förbättras om man sammanfogar de små betesmarkerna med intilliggande nedlagd och långsiktigt ej bestående (marginell) åker och anslutande skog till större betes-skogsmosaiker (Kapitel 7-9).

Det finns stora arealer nedlagd och långsiktigt ej bestående (marginell) åker (Figur 26) varav större delen finns i skogsbygder. Sådana åkrar kan vara lämpliga att infoga i betes-skogsmosaiker ty betesbaserad köttproduktion och skogsodling är i många fall de enda markanvändningsalternativ som har förutsättningar att bli långsiktigt lönsamma på sådana marginella marker (Kumm, 2021a). Under 1950- och 60-talen skogsplanterades 25 % av den nedlagda jordbruksmarken. Men därefter har en allt mindre del planterats och allt mera blivit liggande utan några odlingsåtgärder och långsamt blivit skog som i många fall är luckig och dåligt utnyttjar markens produktionsförmåga (Kumm, 2021a).



Figur 26. Åker- och betesmarkens utveckling i Sverige sedan 1927 och förutsägelser om långsiktigt bestående åker (= åker som Kungliga Lantbruksstyrelsen 1967 med hänsyn till storlek, arrondering, godhet och läge bedömde vara företagsekonomiskt möjlig att bruka på lång sikt i rationella företag). Källor: Kungliga Lantbruksstyrelsen (1967) & Jordbruksverket (2020).

Figur 27 visas ett betes-skogsmosaik som skapats av en liten betesmark tillsammans med anslutande marginell åker, granåker planterad på 1960-talet och mark som var betad skog fram till 1950-talet. Denna skog slutavverkades till stora delar under 1990-talet varefter det blev självsådd björkdominerad skog som "korridoröjdes" under 2010-talet för att skapa betesmark mellan de kvarvarande björkdungarna. Marken i mosaiket användes alltså för matproduktion fram till 1950-talet varefter större delen blev skog. Efter millennieskiftet har marken successivt återgått till matproduktion och naturvård genom färbete som är ekonomiskt hållbart tack vare att man skapat en stor rationell betesmark. I mosaiket ingår också en kraftledningsgata som kan utnyttjas för matproduktion endast genom att ingå i en större betesmark. Mosaiket har en sida mot sjö vilket minskar stängselkostnaden. För att förbättra betesutnyttjandet och uppfylla naturvårdskrav är mosaiket indelat i fällor med interna stängsel.



Figur 27. Den vänstra delbilden visar delar av en skogsbygdsgårds ägor på 1950-talet med marginell åker, betesmark, slåtteräng och betad skog nere till vänster och större åkrar uppe till höger. Den högra delbilden visar samma område nu när stora delar har omvandlats till betes-skogsmosaik.

1. Delvis trädklädd betesmark och slåtteräng fram till 1950-talet. I början av 1980-talet helt igenväxt med lövtäd som då naturvårdsröjdes varefter marken betades några år. Nu hållbar beteshävd med gamla lövträd tack vare att området ingår i stor fålla.
2. Åker som granplanterades i början av 1960-talet. Nu dels granskog och dels kraftledningsgata
3. Grandominerad skog som betades fram till början av 1950-talet och som slutavverkades under 1990-talet varefter det blev självsådd björkdominerad skog som "korridoröjdes" under 2010-talet för att skapa betesmark mellan dungarna (jämför Figur 8 och 9).
4. Marginell åker som avgränsas mot långsiktigt bestående åker av en bäck.
5. Kraftledningsgata från 1960-talet.
6. Betes-skogsmosaikets ytterstängsel.

Om man genom att skapa betes-skogsmosaiker gör det ekonomiskt möjligt att använda nedlagd och nedläggningshotad jordbruksmark för betesbaserad köttproduktion så kan detta bidra till att uppfylla livsmedelsstrategins mål om ökad matproduktion i hela landet. På betesmark och slåttervall på hälften av den i Sverige sedan 1951 nedlagda och nu nedläggningshotade jordbruksmarken (1 miljon ha, jämför Figur 26) är det biologiskt möjligt att producera 90 miljoner kg dikobaserat ekologiskt nötkött med mycket hög betesandel i foderstaten eller 140 miljoner kg konventionellt dikobaserat nötkött om tjurkalvarna efter avvänjning föds upp på stall till slakt (Kumm, 2021a). Jämfört med fortsatt igenväxning kan sådana köttproducerande mosaiker också ge tilltalande landskap och självsådd björk och på den nedlagda jordbruksmarken kan bilda framtida björkhagar (Kapitel 9).

På skogsmark är betesproduktionen i allmänhet låg (Kapitel 2). Skogsmarken i betes-skogsmosaiker kan därför bidra till ökad köttproduktion främst genom att binda samman små spridda betesmarker till stora rationella betesmarker som möjliggör ekonomiskt uthållig betesdrift. Skogspartier i sådana mosaiker kan också ge betesdjuren värdefullt väderskydd (Kapitel 12).

Historiskt har bete i skog givit stora skador. Men då hade djuren i allmänhet bara tillgång till magert skogsbete under långa perioder. Risken för skogsskador är mycket mindre i betes-skogsmosaiker där djuren ständigt har tillgång till frodigt bete som är mera aptitligt än trädplantor. I barrträdsplanteringar kan betesdjur till och med göra skogsvårdsnytta genom att hålla nere konkurrerande gräs- och slyvegetation. Däremot måste lövträdsföryngringar skyddas mot betesdjur (Kapitel 2 och 15).

I lövskog som nått betessäker storlek på marker som restaureras till betesmark kan man skapa omtyckta landskap genom att spara dungar (Figur 8, 9 och 15). När den sedan slutet av 1950-talet igenväxta marken i Figur 27 öppnades upp i början av 1980-talet ställdes små täta björkdungar kvar. En av dem är de sex björkarna i Figur 20 vilka nu 40 år senare tillsammans innehåller 6,5 m³sk. Kolinnehållet i denna ved motsvarar 5 700 kg CO₂ som undanhålls atmosfären tack vare att björkarna

fått stå kvar ($6,5 \text{ m}^3\text{sk} \times 480 \text{ kg ts /m}^3\text{sk}$ (Fahlvik et al. 2021) $\times 0,50 \text{ kg C/kg ts}$ (Skogforsk 2019) $\times (12+2 \times 16)/12 = 3,67 \text{ kg CO}_2/\text{kg C}$).

17.2. Överföra skogsmark till trädklädda betesmarker med klimatkompensation

Man kan förbättra de ekonomiska förutsättningarna för betesbaserad köttproduktion och naturvård i skogsbygder med små spridda betesmarker genom att överföra skog till bete på så sätt skapa mera och bättre arronderat bete. Att därvid låta spridda träd och trädgångar stå kvar på den tidigare skogsmarken är fördelaktigt ur både djurmiljösynpunkt (Kapitel 12) och landskapssynpunkt (Kapitel 13). Samtidigt blir de klimatmässiga nackdelarna av att omföra skog till betesmark mindre om man sparar en del växande och kolinlagrande träd (Kapitel 11). Det är dock betydande risk att kvarlämnade träd och dungar blåser ner och slutresultatet blir mer eller mindre trädlös betesmark. Risken för stormskador är särskilt stor för gran men väsentligt mindre för tall (Skogskunskap, 2022a) och ek är mycket stormtålig.

Figur 28 visar ett exempel där skog har överförts till betesmark med spridda träd och trädgångar. Resultatet har blivit en stor rationell betesfälla intill gårdens brukningscentrum där djuren övervintrar. Det gör att betessläpp på våren och installning på hösten går smidigt. Fällan är indelad i delfällor med interna stängsel för att styra betningen så att den blir lämplig ur både köttproduktions- och naturvårdssynpunkt. Djuren kan flyttas mellan delfällorna genom att öppna led mellan dem.



Figur 28. Den vänstra delbilden visar bl.a. ett stort skogsområde 1975 och den högra delbilden visar samma område nu när större delen av den tidigare skogsmarken har blivit en 80 ha stor betesfälla med spridda träd och trädgångar. Delområdet a är sluten skog som har ställts kvar då marken ansågs olämplig till bete; delområdet b är vall som betas vid behov; delområdet c var delvis "Gudrunskog" (granplantering efter stormen Gudrun 2005) som togs bort 2017 varefter marken omvandlades till bete.

Samtidigt som omföring av skog till bete skapar goda förutsättningar för ekonomiskt hållbar betesbaserad köttproduktion och naturvård så förloras virkesförråd och virkesproduktion med dess kolinlagring. Det genomsnittliga virkesförrådet i södra Sverige där den aktuella gården ligger är drygt $150 \text{ m}^3\text{sk/ha}$ (Skogsstyrelsen, 2014) och en m^3sk innehåller kol motsvarande cirka 800 kg CO_2

(Lundmark et al., 2014). Det monetära värdet av den förlorade kolinlagringen kan skattas utifrån kostnaden för avskiljning och lagring av motsvarande mängd koldioxid från större punktsläpp av rökgaser (carbon capture and storage, CCS) vilken beräknas till minst 0,70 kr/kg CO₂ (SOU 2020:4). Per hektar skogsmark som helt överförs till betesmark förloras alltså kolinlagring som det kostar minst $150 \times 800 \times 0,70 = 84\,000$ kr att fånga in och lagra. Vid 3 % ränta blir det en årlig kostnad på 2 500 kr/ha. Därtill förloras årlig träd tillväxt som hade givit virke som kunnat ersätta fossilintensiva material såsom betong och stål i byggnation. Genom sådan substitution kan koldioxidutsläppen minska med 500 kg per m³sk virke (Lundmark et al., 2014). Vid normal tillväxt på lite bättre skogsmark i södra Sverige (10 m³sk/ha/år) och den antagna kostnaden för kompenserande CCS blir den samhällsekonomiska kostnaden för den förlorade substitutionen $10 \times 500 \times 0,70 = 3\,500$ kr/ha/år.

Dessa beräknade samhällsekonomiska kostnader för kompenserande CCS är mycket större än vad betesbaserad köttproduktion i stora rationella betesfällor ger i ersättning till mark, driftsledning & risk (Figureerna 5-6). Detta tyder på att det inte är samhällsekonomiskt lönsamt att överföra skog till betesmark även om det skapar förutsättningar för lönsam och därmed ekonomiskt uthållig betesbaserad köttproduktion och naturvård. Men genom att som i det aktuella fallet låta trädungar, hela skogsbestånd och spridda träd med högt virkesförråd stå kvar kan de klimatomständiga kostnaderna minska samtidigt som naturvärdena blir högre och djurmiljön bättre än på betesmark helt utan träd.

Ett sätt att klimatkompensera överföring av skog till betesmark kan vara skogsplantering på nedlagd och nedläggningshotad jordbruksmark på andra ställen där det saknas förutsättningar för lönsam jordbruksproduktion. I Figur 29 visas ett exempel på naturvårdsanpassad beskogning av en gårds hela åkerareal. Det var ett familj jordbruk med 10 ha åker fram till slutet av 1950-talet. Därefter var åkern utarrenderad till en grannfastighet i 25 år. Jorden är bördig men dåligt arronderad varför arrendatorn gav upp. Lantbruksnämnden föreslog då skogsplantering vilket också länsstyrelsen tillstyrkte om man planterade lövträd inom synhåll från hus och väg. All åker planterades därför med huvudsakligen lövträd 1989 efter glyfosatbehandling året innan. Planteringen skyddades mot älg med elstängsel och mot hare med nätstängsel och ogräs hölls nere de första åren med upprepad gräsklippning.

25 år efter planteringen var virkesförrådet 210 m³sk/ha i björkplanteringen och 620 m³sk/ha i hybridaspplanteringen vilket ger genomsnittlig årlig tillväxt på 8,4 respektive 24 m³sk/ha. Därefter har tillväxten fortsatt varför virkesförråden nu är högre. Då tillväxten är låg de första åren efter plantering har även den årliga medeltillväxten i åkerplanteringen ökat i synnerhet för björken som startar långsammare än hybrid Aspen. Virkesförråd och tillväxt på ett hektar i denna åkerplantering klimatkompenserar alltså mer än väl förlusten av virkesförråd och tillväxt då ett hektar normal skogsmark överförs till betesmark.



Figur 29. Skogsplantering på gårdens hela 10 ha stora åkermark. Glest hybridaspbestånd ger ett parklandskap vid bostadshuset och även björkplanteringen ger ett relativt öppet landskap. Foto och ägare Gösta Hedberg, Skräddarbo, Sala.

I Tabell 2 beräknas ersättning till mark, driftsledning & risk (EMD&R) vid plantering av gran, björk och poppel på bördig mark i södra och mellersta Sverige. EMD&R= annuiteten av nuvärdet av avverkningsnetton – annuiteten av nuvärdet av kostnad för markberedning, planter, plantering, viltstängsel och röjning. Resultatet anges i planteringsårets penningvärde och de reala

avverkningsnettona antas förbli oförändrade under omloppstiden. Den reala kalkylräntan (=nominell ränta – inflation) antas vara 3 % (Kumm & Hessle, 2020).

Tabell 2. Exempel på omloppstid, virkesproduktion, lönsamhet i form av ersättning till mark, driftsledning & risk (EMD&R) samt kolinlagring uttryckt i kg CO₂ för gran, björk och poppel på bördig mark i södra och mellersta Sverige. EMD&R för björk och poppel är reducerad med årskostnaden för 4 ha kvadratisk viltstängsel som kostar 20 000 kr/ha. Den reala kalkylräntan (=nominell ränta – inflation) antas vara 3 %.

	Gran G36 ¹	Gran G32 ¹	Björk B26 Planterad ²	Björk B26 Självsådd ³	Poppel ²
Omloppstid, år	50	56	64	55	29
Virkesproduktion, m ³ sk/år	16,2	11,3	9,1	7,2	22,3
EMD&R virkesproduktion, kr/år ⁴	1641	690	-404	220	2780
Kolinlagring, kg CO ₂ /år ⁵	11400	8000	8000	6300	13800

¹. Rosvall 2017 (skogsdata) och Kumm & Hessle 2020 (annuitetsberäkningar). För gran antas förädlade plantor som växer 15 % snabbare än självsådda plantor.

². Eriksson et al. 2011. Det antas 2 500 björkplantor och 1 000 poppelplantor/ha.

³. Skogforsk 2006 (skogsdata) och Kumm & Hessle (annuitetsberäkningar).

⁴. EMD&R= Ersättning till mark, driftsledning & risk= Annuitet av nuvärde av avverkningsnetton minus annuitet av nuvärde av kostnader för beståndsanläggning och röjning.

⁵. Virkesproduktion x vedens densitet (gran 385 kg ts/m³; björk 480 kg ts/m³; Fahlvik et al., 2021); poppel 355 kg ts/m³; Stener, 2019) x vedens kolinnehåll (50 %; Skogforsk, 2019) x kg CO₂/kg C ((12+2x16)/12= 3,67).

Tabellen visar att lyckad plantering av gran och snabbväxande lövträd såsom poppel på bördig jordbruksmark i södra och mellersta Sverige ger både betydande ersättning till mark, driftsledning & risk (EMD&R) och stor årlig kolinlagring¹. Björkplantering ger också stor kolinlagring men ger negativ EMD&R utan ersättning för kolinlagringen. Björken kan inte, till skillnad från poppeln, betala kostnaden för viltstängsel som är 20 000 kr/ha för 4 ha (200 x 200 m) hägn (Tabell 1). Det ger en årskostnad under omloppstiden på drygt 700 kr/ha. Om planteringen är 9 ha (300 x 300 m) minskar årskostnaden för stängsel med drygt 200 kr/ha men denna minskning räcker inte för att täcka björkplanterings ursprungliga underskott på drygt 400 kr/ha. Självsådd björk som inte behöver stängslas beräknas däremot ge en positiv årlig EMD&R på drygt 200 kr/ha. I den bakomliggande kalkylen antas att självsådden har påskyndats och förbättrats genom markberedning. Utan markberedning tar självsådd i många fall lång tid och blir lycklig (Kapitel 14) varför produktionen och kolinlagringen blir liten.

Tabellen förutsätter att den reala räntan är 3 %. Om den i stället är 2 % så kommer björkplanterings EMD&R öka från cirka – 400 kr/ha/år till cirka 0 (Eriksson et al., 2011). Gran och poppel ger ännu högre positiva EMD&R än vad tabellen visar vid den lägre. Orsaken till lönsamhetsförbättringarna är att värdet av de framtida avverkningsnettona neddiskonteras mindre vid lägre ränta. Hybridasp har ungefär samma positiva lönsamhet som poppel medan plantering av de ädla lövträden ek, ask och fågelbär är olönsam vid 3 % förräntningskrav men beräknas ge ungefär nollresultat vid 2 % ränta (Eriksson et al., 2011).

- 1) Poppelns beräknade ersättning till mark, driftsledning & risk 2780 kr/ha/år är anmärkningsvärt hög och även Christersson (2013) har beräknat liknande god lönsamhet för poppelplantering på jordbruksmark. Vid sådan lönsamhet borde poppelodlingen ha stor omfattning, men arealen poppel och hybridasp är knappt 3 000 ha i Sverige (Energimyndigheten, 2021). Samtidigt konstaterar verket att dessa snabbväxande lövträd kan bli en viktig råvarubas för den framväxande biobaserade industrin för produktion av allt från textilier till kemikalier och bränslen. Man gör därför scenarier med odling av upp till 700 000 ha poppel, hybridasp och al på huvudsakligen tidigare jordbruksmark (Energimyndigheten 2021).

Sammanfattningsvis kan konstateras att det är samhällsekonomiskt lönsamt att överföra skogsmark till bete om de därvid uppkomna koldioxidutsläppen kompenseras genom plantering av gran, poppel eller hybridasp eller självsådd av björk på nedlagd och nedläggningshotad jordbruksmark som saknar förutsättningar för lönsam livsmedelsproduktion. Lönsamhetsvinsten består dels av förbättrad lönsamhet i den betesbaserade köttproduktionen och naturvärden, dels av lönsam virkesproduktion på mark som saknar förutsättningar för annan lönsam användning. Även överföring skogsmark till bete som klimatkompenseras av björk-, ek-, ask- eller fågelbärplantering är samhällsekonomiskt lönsam om vinsterna inom betesdriften är större än förlusterna i dessa planteringar. För att planteringen av björk och de ädla lövträden skall vara företagsekonomiskt lönsam i sådana fall krävs att betesföretagen eller samhället kompenserar trädplanterarna för deras underskott.

EU har ett mål att fram till 2030 plantera 3 miljarder träd på icke beskogad mark inklusive nedlagd jordbruksmark för att motverka klimatförändringen och stärka den biologiska mångfalden (European Commission 2022). Med beaktande av både kolinlagring och produktion av virke som ersätter fossilintensiva material är därvid lärk och gran bättre än poppel, hybridasp och björk i ett 100-årigt klimatperspektiv vid plantering i norra Europa (Lutter et al. 2021). Men de första årtiondena har de snabbväxande lövträden större kolinlagring och virkesproduktion än barrträden. Dessutom har lövträd större förmåga än barrträd att öka markens kolinnehåll vid plantering på jordbruksmark (Laganière et al. 2010) och särskilt björk är dessutom bättre för biologisk mångfald än gran- och lärkplantering. Europeiska kommissionen (2022) förordar ekonomisk ersättning till bl.a. träd i betesmarker för att inlagra kol och stärka den biologiska mångfalden (Europeiska kommissionen 2022).

17.3. Plantera kolinlagrande ”evighetsträd” i betesmarker

Sverige har ett klimatpolitiskt mål att senast 2045 inte ha några nettoutsläpp av växthusgaser för att därefter uppnå negativa utsläpp. Målet innebär att utsläppen av växthusgaser från svenskt territorium ska vara minst 85 procent lägre år 2045 än utsläppen år 1990. De kvarvarande utsläppen ned till noll och vidare till negativa utsläpp skall uppnås genom så kallade kompletterande åtgärder såsom avskiljning och lagring av koldioxid från större punktoutsläpp av rökgaser (CCS) och upptag av koldioxid i skog och mark (Naturvårdsverket, 2021b). Ett ytterligare exempel på kompletterande åtgärd kan vara silvopastoral groforestry i form av växande och därmed kolinlagrande träd i betesmarker (SOU 2020:4).

Målet netto noll-utsläpp 2045 nås inte med nuvarande utsläppsminskningar och beslutade och aviserade framtida utsläppsminskningar och kompletterande åtgärder (Miljöpolitiska rådet, 2020 & 2021; Naturvårdsverket, 2021b). Det är därför angeläget med ytterligare kompletterande åtgärder såsom t.ex. trädplantering i betesmarker och planteringen bör vidtas redan under 2020-talet för att på bästa sätt bidrar till att uppfylla klimatmålen 2045 och därefter. Plantering av poppel, hybridasp och gråal ger stor kolinlagring särskilt snabbt medan björk- och i synnerhet granplanteringar växer långsammare och inlagrar mindre kol särskilt de första årtiondena (Christersson, 2013). Å andra sidan har björk och gran mera uthållig kolinlagring än de nämnda ”broilerträden”. Ek växer och lever mycket länge (Länsstyrelsen Västra Götaland odaterat) och har därför särskilt uthållig kolinlagring.

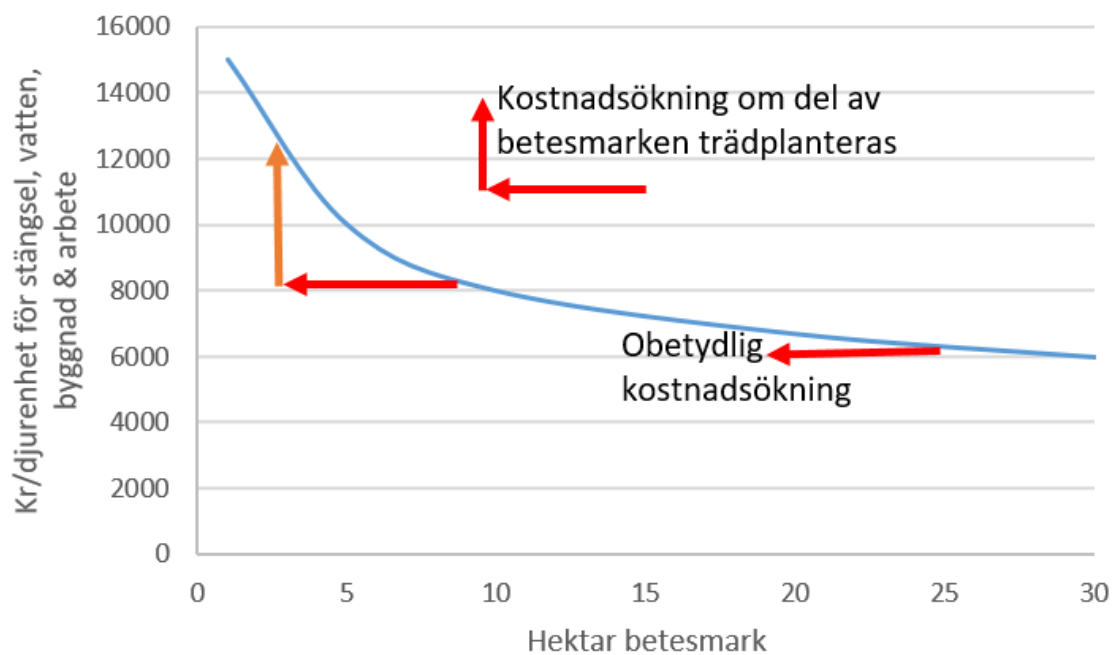
Det är angeläget att trädplanteringen i betesmarker också uppfyller restriktionen ”klimatmålet skall uppnås på ett sådant sätt och i sådan takt att den biologiska mångfalden bevaras, livsmedelsproduktionen säkerställs och andra mål för hållbar utveckling inte äventyras” (Naturvårdsverket, 2021b). Betesmarker med lövträd bör ha förutsättningar att förena klimatmålet med säkerställd livsmedelsproduktion då sådan silvopastoral agroforestry ger större sammanlagd produktion av mat och kolinlagrande ved än trädlös betesmark och skog var för sig på lika stor areal (Kapitel 10). En statlig utredning (SOU 2020:4) konstaterar också att en mosaik av öppen betesmark

och spridda trädgångar och skogspartier i många fall har högre biologiska värden än trädfräa betesmarker.

Om man googlar på ”silvopastoral agroforestry bilder” får man huvudsakligen bilder på snörräta rader av glest planterade träd i betesmarker. Detta visar att det är sådana radplanteringar som är vanligast internationellt. En Sifo-undersökning visar emellertid att svenskar föredrar trädgångar framför radplanteringar i betesmarker (Figur 14 vänstra delen). Dessutom kan det vara väsentligt billigare per planta att skydda lövträdsplantering i gångar med ”minihägn” än att skydda enskilda lövträdsplanter mot betesskador (Tabell 1). Gångar i betesmarker kan också skapas av självsådd skog utan några kostnader för plantering och plantskydd (Figureerna 8, 9 och 23). När man röjer fram sådana gångar och senare gallrar i dem erhålls dessutom avverkningsnetton och slutresultatet kan bli framtida björk- och ekhagar ((Figureerna 8 och 9). Vidare kan betesdjuren samtidigt få både skugga och sol i en betesmark med gångar och gångar och gångkanter kan ge djuren nederbörds- respektive vindskydd (Figur 12). Dessa landskaps-, lönsamhets- och djurmiljömässiga fördelar gör att vi i föreliggande avsnitt förutsätter lövträdsgångar i betesmarker. Radplanteringar kan emellertid också ha fördelar. Därför kommer sådana att behandlas i nästa avsnitt (17.4).

I föreliggande avsnitt förutsätts också att betesmarksträdens syfte är att inlagra kol och ge naturvärden i form av bl.a. biologisk mångfald. De planterade eller självsådda träden får bli ”evighetsträd”. Några avverkningsintäkter ingår därför inte i kalkylen. Plantering av ”evighetsträd” som inte ger några virkesintäkter torde inte reducera jordbruksstödet och miljöersättningar på betesmarken. Klimatnyttan och högre naturvärden borde i stället öka miljöersättningen. I föregående avsnitt 17.2 förutsattes i stället plantering av större områden med syfte att ge virkesintäkter i framtiden. Sådana planteringar kan som en positiv bieffekt också ge klimatnytta i form av kolinlagring i virkesförrådet fram till slutavverkning och substitution av fossilintensiva material såsom betong och stål med det producerade virket.

Trädplantering i betesmarker bör främst ske på större betesmarker där planteringen inte leder till stora kostnadsökningar per betesdjur. I små betesmarker, som blir ännu mindre vid trädplantering, blir kostnadsökningen per djur större till följd av förlorade storleksfördelar (Figur 30). Detta skulle kunna leda till nedläggning och därmed förlust av livsmedelsproduktion och naturvärden.



Figur 30. Trädplantering som minskar redan små betesmarkers betesareal kan leda till stora kostnadsökningar per betesdjur medan kostnadsökningen blir mindre eller obetydlig i stora rationella betesmarker.

I södra och mellersta Sverige torde björk och ek med hänsyn till uthållig tillväxt och höga naturvärden vara särskilt lämpliga för kolinlagring i betesmarker. Ek kan också med fördel planteras tillsammans med björk (Skogskunskap, 2018a) och när björkarna börjar växa långsammare och kanske dör kan ekarna fortsätta att växa och inlagra kol. I Tabell 3 undersöks om björk och ek odlad i små dungar i betesmarker kan bli lönsam om man får betalt för klimatnyttan av trädens kolinlagring.

Björkkalkylen bygger på data från 250 björkar per hektar som är kvar vid slutavverkningen 60 år efter plantering på bördig mark i Finland och därvid har en medelvolym på 1,4 m³sk per träd. De har stått i bestånd med 2300 stammar/ha år 1-15, 721 stammar/ha år 16-30 och 250 stammar/ha år 31-60 (Oikarinen 1983). Om björkarna redan från början hade stått i små dungar i betesmarker på avstånd från andra små dungar i stället för i stora bestånd som från början hade 2300 träd per hektar torde de ha växt väsentligt snabbare i ungdomen och haft större volym år 60. Denna hypotes styrks av att kantträd (gran och tall) vid stickvägar växer upp till 50 % snabbare än träd inne i bestånden (Agestam & Skogsstyrelsen 2015). Björkens kolinlagringspotential torde alltså underskattas i kalkylen.

Ekkalkylen bygger på 68 ekar per hektar som är kvar vid slutavverkning 129 år efter plantering och därvid har en medelvolym på 2,2 m³sk (Eriksson et al. 2011). Om ekarna redan från början hade stått i små dungar på avstånd från andra små dungar i stället för i bestånd som från början hade 4 000 träd per hektar torde de ha växt väsentligt snabbare i ungdomen och haft större volym år 129. Ekens kolinlagringspotential torde alltså underskattas i kalkylen.

I början växer plantorna långsamt och då är kolinlagringen liten varför det antas att ingen betalning då erhålls för klimatnytta. Denna startfas antas vara 10 år för björken och 20 år för eken. Efter stratfasen beräknas björkarna växa med konstant hastighet på cirka 0,03 m³sk/år fram till år 60 och ekarna men cirka 0,02 m³sk/år fram till år 129 för eken (Rad 4 i Tabell 3). Därefter kommer träden fortsätta att växa men troligen i alltmer avtagande hastighet. I kalkylen antas dock att det inte blir någon betalning

för klimatnyttan av denna fortsatta tillväxt vilket gör att kalkylen underskattar den verkliga lönsamhetspotentialen. Betalningen fram till år 60 respektive år 129 antas bli vad det alternativt skulle kosta att avskilja och lagra koldioxid från rökgaser (CCS). Denna kostnad beräknas till 0,70-1,05 kr/kg CO₂ (SOU 2020:4) och i kalkylen antas minimibeloppet 0,70 kr/kg CO₂. Den årliga betalningen blir då cirka 17 kr per björk och 15 kr per ek (Rad 7) vilket omräknat till summa nuvärden för planteringsåret blir cirka 330 respektive 260 kr vid 3 % ränta (Rad 8). Betalningarna för ekens kolinlagring inträffar till stor del senare än betalningen björkens inlagring varför ekens intäkter neddiskonteras mera än björkens. Nuvärdena för intäkterna reduceras med kostnaderna för markberedning, planta & plantering (Rad 9) och plantskydd (Rad 10) varvid ersättning till mark, driftsledning och risk (EMD&R) per träd erhålls (Rad 11). Genom annuitetsberäkning av dessa belopp erhålls EMD&R per träd och år under 60 år för björken och 129 år för eken på cirka 9,50 respektive 6 kr (Rad 12).

Tabell 3. Exempel på beräkning av hypotetisk ersättning till mark, driftsledning & risk (EMD&R) vid plantering av björk och ek vid hypotetisk betalning för kolinlagringens klimatnytta och 3 % real ränta.

	Björk	Ek
1. År efter plantering då betalning för årlig kolinlagring antas upphöra	60	129
2. Trädens volym då betalning för årlig kolinlagring antas upphöra, m ³ sk ¹	1,4	2,2
3. Startfas med låg kolinlagring & ingen betalning för klimatnytta, antal år	10	20
4. Medeltillväxt efter startfasen, m ³ sk/träd/år = (2)/(1-3)	0,028	0,020
5. Kolinlagring i medeltillväxten efter startfasen, kg CO ₂ /träd/år ²	25	21
6. Betalning för kolinlagring (=sambällsekoniskt värde), kr/kg CO ₂	0,70	0,70
7. Betalning för kolinlagringen, kr/träd/år= (5)x(6)	17,26	14,75
8. Nuvärde planteringsåret av Rad 7, kr/träd	331	261
9. Kostnad för markberedning, planta & plantering, kr/träd ³	8	8
10. Kostnad för plantskydd, kr/träd ⁴	58	58
11. Ersättning för mark, driftsledning & risk (EMD&R), kr/träd= (8)-(9)-(10)	264	195
12. EMD&R, kr/träd/år från år 0 till år 60 resp. år 129= Annuitet av rad 10	9,55	5,99

1. Björk Oikarinen (1983) och ek (Eriksson et al. (2011) enligt texten ovan.

2. Medeltillväxt efter startfasen x vedens densitet (björk 480 kg ts/m³ (Fahlvik et al. 2021); ek 575 kg ts/m³ (Ekfrämjandet 2019)) x vedens kolinnehåll (50 % Skogforsk 2019) x kg CO₂/kg C ((12+2x16)/12=3,67).

3. Eriksson et al. 2011.

4. Tubextrör inklusive stödjande påle och arbete. Elstängslade minihägn kan bli billigare (Tabell 1) vilket ökar EMD&R.

Om betalningen för kolinlagringen ökar från miniskattningen av vad alternativet CCS kostar (0,70 kr/kg CO₂) till 1 kr/kg CO₂ som ligger i övre delen av den beräknade alternativkostnaden (SOU 2020:4) så ökar EMD&R till 14,70 kr/björk och år och 9,40 kr/ek och år. Vidare kan kostnaderna för plantskydd kan bli lägre än den som antas i tabellen (Fotnot 4) vilket också skulle öka EMD&R. Även betalning för kolinlagring efter år 60 respektive 129 liksom snabbare tillväxt om träden redan från början slipper konkurrera med träd som sedan gallras bort skulle öka EMD&R. Å andra sidan kan lönsamheten bli sämre t.ex. om träden växer långsammare än enligt de källor som använts (Oikarinen 1983; Eriksson et al. 2011). **Jag har under årens lopp sett många betesmarksträd som växt mycket sämre än enligt tabellen. Det är en angelägen forskningsuppgift att kartlägga vilka marktyper och betessystem som är lämpade och vilka som inte är lämpade för trädplantering.**

Om man planterar 75 träd per ha betesmark och EMD&R per träd blir 8 kr per år så blir trädens EMD&R 600 kr/ha och år. Om dessa träd planteras i små dungar (Figur 20 vänstra bilden) så kommer

de att uppta endast en liten del av betesmarkens yta och torde därför inte reducera miljöersättning och stöd till betesmarken (Jordbruksverket 2022)¹. 600 kr/ha och år vore ett väsentligt tillskott till den betesbaserade köttproduktionens EMD&R som under gynnsamma förutsättningar beräknas vara 1 200 kr/ha och år och i många fall är åtskilligt mindre (Figur 5 och 6). Därtill skulle växande kolinlagrande träd göra det möjligt att sälja ”klimatkompenserat kött från trädklädda betesmarker” med ett eventuellt merpris. Att träden gör att det krävs något färre djur per hektar för att hävda en betesmark kan vara ytterligare en företagsekonomisk fördel då betesdjurens kostnader för foder, arbete och byggnader mm normalt är större än köttintäkterna (Kumm & Hessle 2020).

Då träden antas vara ”evighetsträd” som inte avverkas så kommer deras kolinlagring och därmed deras klimatnytta att fortgå längre än de 60 respektive 129 år som beaktats i kalkylen. Björk är fullvuxen i 80-årsåldern men kan bli upp till 300 år (Sydved odatert) och ek sägs ”växa i 300 år, leva i 300 år därefter och slutligen dö i 300 år (Länsstyrelsen i Västra Götaland odatert).

När träden slutligen dör och bryts ner och inlagrad koldioxid frigörs har jordens klimatproblem förhoppningsvis lösts med billig fossilfri energi som ersatt fossila bränslen, möjliggjort fossilfria material såsom stål och betong och ”Direct Air Capture” (DAC); alltså energikrävande ”industriell kolassimilation” som tar CO₂ direkt ur atmosfären till skillnad från CCS som tar CO₂ från rökgaser (Lebling et al. 2021). I en sådan framtid gör det inte så mycket att veden börjar brytas ner och den inlagrade koldioxiden börjar läcka ut. Detta problem blir ännu mindre om man då planterar nya kolinlagrande träd.

Det pågår utveckling av fossilfritt stål (Ny Teknik 2021-03-24) och klimatneutral betong (Föreningen svensk betong 2017). Man kan därför inte utesluta att skogens klimatnytta genom att producera virke som substituerar sådana material kommer att avta. Då kommer plantering av kolinlagrande ”evighetsträd” i t.ex. betesmarker öka sina klimatmässiga fördelar relativt virkesproducerande träd. ”Evighetsträd” har dessutom större naturvärden än virkesproducerande träd. För att öka dessa naturvärden ytterligare kan planteringarna också innefatta blommande träd och buskar (Olsson red. 2008).

Om klimatproblemen kommer att tillta mycket snabbt de allra närmaste årtiondens kan det vara angeläget att plantera träd som startar sin kolinlagring snabbare än björk och ek. Poppel är ett sådant trädslag som i Sydsverige kan komma upp i en årlig tillväxt på 10 ton torrsubstans ved/ha/år redan efter fem år medan det tar 20 år för björk och ännu längre för ek att uppnå maximal tillväxt (Christersson 2013). Poppel behåller den höga tillväxten åtminstone fram till normal slutavverkningsålder vid cirka 25 år (Rytter et al. 2008). Mätningar i ett 70-årigt ogallrat poppelbestånd i Mellansverige gjorda av professor Tord Johansson antyder att poppel kan hålla sig frisk och växa i genomsnitt 6 ton torrsubstans ved/ha/år åtminstone fram till denna ålder.

1. ”Varje del av din betesmark eller slätteräng kan bestå av upp till 10 % mark som täcks av täta träd- eller buskområden, impediment eller värdefulla landskapselement utan att vi gör något avdrag”. ... ”Ytor som täcks av täta träd- eller buskområden, impediment eller värdefulla landskapselement till mer än 50 % men är mindre än 500 m² får ofta ingå i blocket. Om det finns många sådana ytor kan de ändå medföra avdrag” (Jordbruksverket 2022, 22-04-25).

I norra Sverige gör relativt långsam träd tillväxt, lång period då trädlös mark är snötäckt med högt återkastande av solenergi (högt albedo Avsnitt 6.1 och Kapitel 11) och små arealer betesmark (Jordbruksverket 2020) att trädplantering på betesmark knappast är en relevant klimatåtgärd. Där torde det i stället i ett samlat klimat-, biodiversitets- och livsmedelsförsörjningsperspektiv vara angeläget att öka betesarealen. I den mån man vill plantera träd med uthållig kolinlagring i nordsvenska betesmarker är tall och björk lämplig.

17.4 Gles björkplantering i betesmark¹

I föregående avsnitt förutsattes att lövträd i betesmarker planteras i dungar. Om man googlar på ”silvopastoral agroforestry bilder” får man emellertid huvudsakligen bilder på snörräta rader av glest planterade träd i betesmarker. Detta visar att det är sådana radplanteringar som är vanligast internationellt. I föreliggande avsnitt undersöks radplantering av 100 och 200 björkar per hektar betesmark.

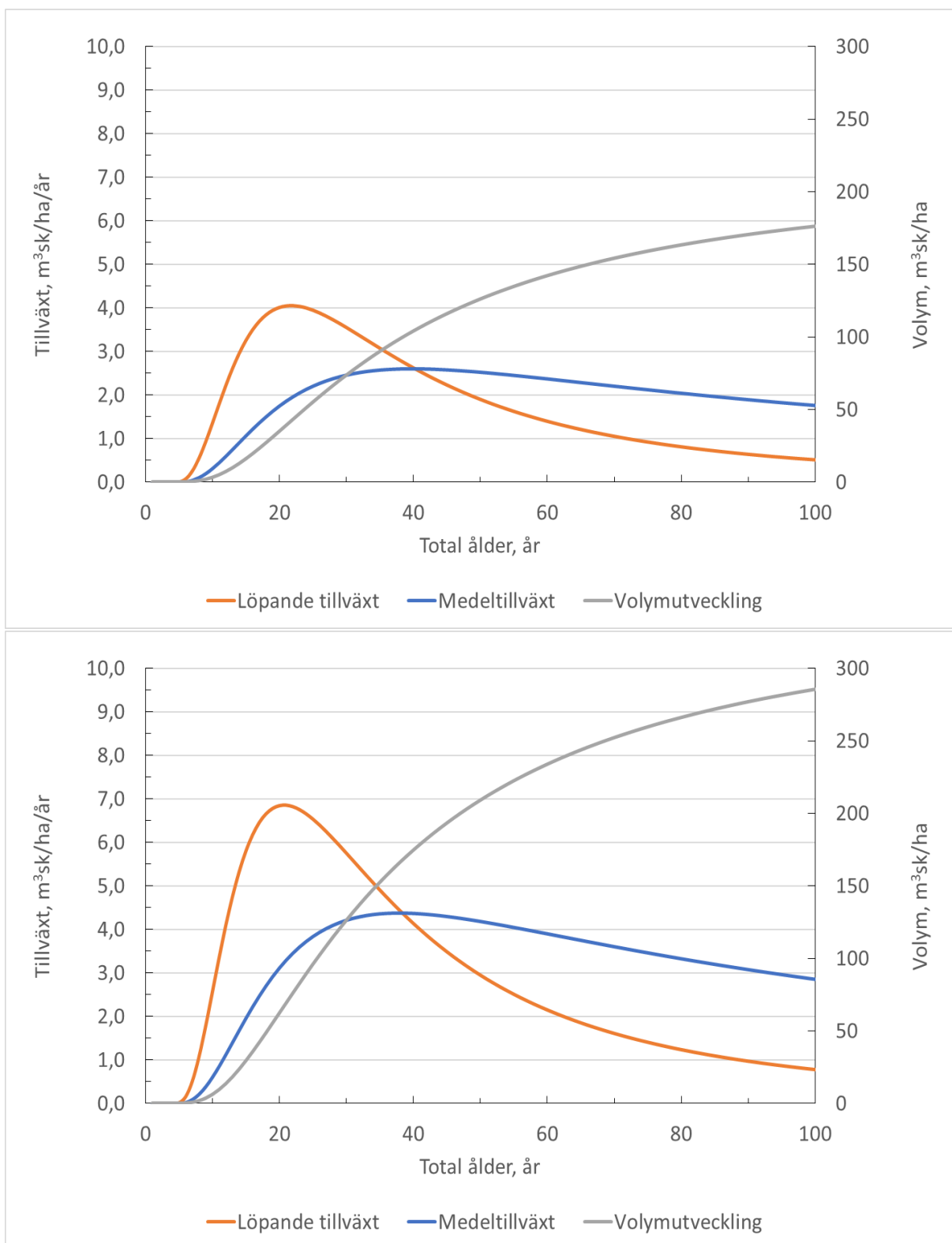
Det finns inte produktionstabeller för så glesa björkplanteringar som 100-200 träd per hektar som är aktuellt i betesmarker. För att få bästa möjliga prognos för volymtillväxten i sådana planteringar gjorde vi beräkningar med volymfunktioner för tall baserade på experiment med stammantal varierande mellan 300 och 10 000 stammar per ha i så kallade förbandsförsök (Pettersson 1992).

Dessa volymfunktioner utgår från en generell modell med stammantal vid plantering och övre höjdens utveckling som oberoende variabler. De går t.ex. mot noll när stammantalet eller övre höjden går mot noll. Funktionerna anpassades genom att byta ut övrehöjdsfunktionen för tall till motsvarande för björk (Johansson et al. 2013) och justera tallens tillväxt. Tillväxten för björk hämtades från en modell baserad på empiriska produktionsdata för planterad björk i Syd- och Mellansverige (Liziniewicz et al. 2022). Materialet kommer från ett stort antal försöksplanteringar med förädlad björk. Bördighetsklass B28 (övre höjd 28 m vid 50 år) valdes som en sannolik bördighetsklass för de aktuella betesmarkerna. Medelproduktionen för B28 var 10,5 m³sk/ha/år vid en omloppstid av 45 år. Den med björkens övre höjdsutveckling, och tallens tillväxt, beräknade volymutvecklingen vid 2000 stammar per ha, justerades till björkens medeltillväxt. Åldern korrigerades med 4 år, beräknad tid att nå 1,3 m höjd, för att björkens ålder i övre höjdsfunktionerna mäts som brösthöjdsålder.

Därefter kunde björkens produktion per ha och den genomsnittliga storleken på enskilda träd uppskattas vid de aktuella låga stammantalen om 100–200 träd per ha. Vår bedömning är att dessa beräkningar ger ett för ändamålet tillräckligt realistiskt resultat. Medelträdet vid 60 år var t.ex. 1,4 m³sk stort, samma värde som används i Tabell 3 baserat på Oikarinen (1983). Vår bedömning är också att resultaten även är tillämpliga om björkarna planteras i grupper så länge antalet per ha är oförändrat.

I Figur 31 visas löpande tillväxt, medeltillväxt och volymutveckling för 100 björkar (övre delen) och 200 björkar (nedre delen) per ha på bördighetsklass B28. Samma skala används i båda delfigurerna för att illustrera skillnader i tillväxt mellan de båda planteringsstätheterna. Utifrån dessa tillväxter har ersättning till mark, driftsledning & risk (EMD&R) beräknats enligt modellen i Tabell 3 med betalning för kolinlagringen motsvarande 0,70 kr/kg CO₂, 3 % ränta och sammanlagd kostnad för markberedning, planta, plantering och plantskydd på 66 kr/planta. Vid 100 björkar per ha blir EMD&R 11,04 kr/björk/år (1104 kr/ha/år) under 60 år och 10,38 kr/björk/år (1038 kr/ha/år) under 100 år. Vid 200 björkar per ha blir EMD&R 8,89 kr/björk/år (1778 kr/ha/år) under 60 år och 8,33 kr/björk/år (1666 kr/ha/år) under 100 år.

1. Föreliggande avsnitt bygger på beräkningar av björkens tillväxt i glesa förband utförda av SkogD Ola Rosvall.



Figur 31. Löpande tillväxt, medeltillväxt och volymutveckling för 100 björkar (övre delen) och 200 björkar (nedre delen) per ha på bördighetsklass B28. Källa: Beräkningar utförda av SkogD Ola Rosvall enligt texten ovan.

Referenser

- Adams, S. N., 1975. Sheep and cattle grazing in forests: a review. *Journal of Applied Ecology*, 12:143-152.
- Agestam, E. & Skogsstyrelsen, 2015. Skogsskötselserien – gallring. Andra omarbetade upplagan. Agriwise. Verktyg för ekonomisk planering och analys: Områdeskalkylet. Sveriges lantbruksuniversitet. <http://www.agriwise.org/>. (utges årligen)
- ATL, 2020. Stängslet som försvinner. [Många fördelar med viltstängsel i trä | ATL](#).
- Baker, D. L., Andelt, W. F., Burnham, K. P. & Shepperd, W. D., 1999. Effectiveness of Hot Sauce® and Deer Away® repellents for deterring elk browsing of aspen sprouts. *The Journal of Wildlife Management* 63: 1327-1336
- Bala, G., Caldeira, K., Wickett, M., Phillips, T. J., Lobell, D. B., Delire, C. & Mirin, A., 2007. Combined climate and carbon-cycle effects of large-scale deforestation. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 104 (16) 6550-6555.
- Bandolin, T. H. & Fisher, R. F., 1991. Agroforestry systems in North America. *Agroforestry Systems* 16: 95-118.
- Benavides, R., Douglas, G. B. & Osoro, K., 2009. Silvopastoralism in New Zealand: review of effects of evergreen and deciduous trees on pasture dynamics. *Agroforest Systems* 76:327–350.
- Bergeron, M., Lacombe, S., Bradley, R. L., Whalen, J., Cogliastro, A., Jutras, M.-F. & Arp, P., 2011. Reduced soil nutrient leaching following the establishment of tree-based intercropping systems in eastern Canada. *Agroforestry Systems* 83:321-330.
- Bergquist, J & Örlander, G., 1996. Browsing Deterrent and Phytotoxic Effects of Roe Deer Repellents on *Pinus Sylvestris* and *Picea abies* seedlings. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 11:145-152.
- Bergquist, J., Björse, G., Johansson, U. & Langvall, O., 2002. Vilt och skog. Information om aktuell forskning vid SLU om vilt och dess påverkan på skogen och skogsbruket. SLU och Skogsvårdsstyrelsen Jönköping-Kronoberg.
- Betts, A. K. & Ball, J. H., 1997. Albedo over the boreal forest. *Journal of Geophysical Research Atmospheres* 102: 28,901-28,909.
- Betts, R. A., 2000. Offset of the potential carbon sink from boreal forestation by decreases in surface albedo. *Nature* 408 (6809): 187–190.
- Bjerkåsen, T., Bøe, U.-B. & Solheim Hansen, H., 2005. Kviger på skogsbeite – fornuftig ressursutnytting eller skogens fiende? *Norsk Skogbruk* 7/8 2005: 26-27.
- Bjor, K. & Graffer, H., 1962. Beiteundersøkelser på skogsmark. Norges landbruksvitenskaplige forskningsråd. Mariendals boktryckeri, Gjøvik.
- Björkbom, C., 1913. Om hagmarksskötsel och dess ekonomi. Norra Sverige. Skogsvårdsföreningens folktidskrifter 1911-1913 N:o 34: 289-300.
- Björkbom, C. & Schager, N., 1916. Om skogsbetet. Skogsvårdsföreningens folkskrifter. Svenska Skogsvårdsföreningen. Stockholm.
- Blomquist, A. 2006. Uppföljning av planering på nedlagd åkermark i Skåne 1991-1996.

- Examensarbete nr 76. Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap, SLU Alnarp.
- Bonan, G. B., 2008. Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests. *Science* 320 (5882): 1444–1449.
- Bredsjö brädgård 2020. Kontakta oss. [Viltstängsel Bredsjö Brädgård - kontakta oss \(tavelmannen.se\)](http://tavelmannen.se).
- British Columbia Ministry of Forests Research Program, 1997. Forest Grazing: Effects of Cattle Trampling and Browsing on Lodgepole Pine Plantations. Extension note 13.
- British Columbia Ministry of Forests, 2001. Integration of timber and range resources. “Where are we?” File report 01-6.
- Bryngelsson, D., Wirsenius, S., Hedenus, F. & Sonesson, U., 2016. How can the EU climate targets be met? A combined analysis of technological and demand-side changes in food and agriculture. *Food Policy* 59:152-164.
- Canadian Forage Beef Industry, 2015. Forest grazing.
[http://www1.foragebeef.ca/\\$foragebeef/frgebeef.nsf/all/frg1207](http://www1.foragebeef.ca/$foragebeef/frgebeef.nsf/all/frg1207).
- Cannell, M.G.R., Van Noordwijk, M. & Ong, C.K., 1996. The central agroforestry hypothesis: The trees must acquire resources that the crop would not otherwise acquire. *Agroforestry Systems* 34, 27-31.
- Carlsson, A.(red), 1991. Betesbok för nötkreatur. LTs förlag Stockholm.
- Cederberg, C., Sonesson, U., Henriksson, M., Sund, V. & Davis, J., 2009. Greenhouse gas emissions from Swedish production of meat, milk and eggs 1990 and 2005, SIK-Report 793. The Swedish Institute for Food and Biotechnology.
- Cederberg, C., Henriksson, M. & Rosenqvist, H., 2018. Ekonomi och ekosystemtjänster i gräsbasead mjölk- och nötköttproduktion. Chalmers tekniska högskola Göteborg. Institutionen för Rymd-, geo- och miljövetenskap, Avd. Fysisk resursteori.
- Clason, T. & Robinson, J. L., 2000. From pine forest to a silvopasture system. USDA Forest Service & National Agroforestry Centre.
- Cohen, J. L., Eurtado, J. C., Barlow, M. A., Alexeev, V. A. & Cherry, J. E., 2012. Arctic warming, increasing snow cover and widespread boreal winter cooling. *Environmental Research Letters* 7:1-8.
- Christersson, L., 2013. Papperspopplar och energipilar. BudgetBoken.
- Dahlström, A., Cousins, S. A. & Eriksson, O., 2006. The history (1620-2003) of land use, people and livestock, and the relationship to present plant species diversity in a rural landscape in Sweden. *Environment and History* 12: 191-212.
- Daudin, D. & Sierra, J. 2008. Spatial and temporal variation of below-ground N transfer from a leguminous tree to an associated grass in an agroforestry system. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 126, 275–280.
- Drake, L., 1987. Värdet av bevarat jordbrukslandskap. Resultat från intervjuundersökning. The value of preserving the agricultural landscape – results from surveys. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för ekonomi och statistik, rapport 289.
- Drake, L., 1999. The Swedish agriculture landscape - economic characteristics, valuations and policy options, *International Journal of Social Economics*, Vol 26: 1042-1060.

- Drake, L., Kumm, K.-I. & Andersson, M. 1991. Har jordbruket i Rottnadalen någon framtid? Småskriftsserien, institutionen för ekonomi 48, Sveriges lantbruksuniversitet). Uppsala.
- Ekfrämjandet, 2019. Eken och andra lövträd. Ekfrämjandet 75 år 1944-2019:
- Ekonomifakta, 2022. Räkna på inflation. [Räkna på inflationen - Ekonomifakta](#).
- Ekvall, H. & Bostedt, G., 2009. Skogsskötselserien nr 18 – Skogsskötselns ekonomi. Skogsstyrelsen, Jönköping,
- Ellen, G., 1992. Sheep grazing in conifer plantations of British Columbia. Proceedings of a presentation at the workshop on forest vegetation management without herbicides. Oregon State University, Corvallis, February 18-19, 1992, USA.
- Elofson, A., 1914. En rationell betesskötsel och dess ekonomiska betydelse.
- Elofson, A., 1922. Diskussionsinlägg. Skogen 9: 362-363.
- Energimyndigheten, 2021. Snabbväxande trädslag för energi och andra ändamål. Dammanställning av dagens kunskapsläge och framtida utmaningar.
- Engle, D. M. & Schimmel, J. G., 1984. Repellent Effects on Distribution of Steers on-Native Range. Journal of Range Management 37:140-141.
- Eriksson, E., Gillespie, A. R., Gustavsson, L., Langvall, O., Olsson, M., Sathre, R. & Stendahl, J., 2007. Integrated carbon analysis of forest management practices and wood substitution. Canadian Journal for Forest Research 37:671-681.
- Eriksson, L., Bohlin, F., Hörnfeldt, R., Johansson, T., Lindhagen, A. & Woxblom, A.-C., 2011. Skog på jordbruksmark – erfarenheter från de senaste decennierna. Rapport 17 Institutionen för skogens produkter, SLU. Bilaga 7. Analyser av ekonomi vid alternativa anläggningar av bestånd på jordbruksmark.
- European Commission, 2022. The 3 Billion Trees Pledge. [The #3BillionTrees Pledge - European Commission \(europa.eu\)](#) (24 mars 2022).
- Eurpoeiska Kommissionen 2022. Carbon Farming” [Carbon Farming \(europa.eu\)](#) (24 mars 2022).
- Evans, D. M., Redpath, S. M., Elston, D A., Evans, S. A., Mitchell, R. J. & Dennis, P., 2006. To graze or not to graze? Sheep, forestry and nature conservation in the British uplands. Journal of Applied Ecology 43: 499–505.
- Fahlvik, N., Johansson, U., Nilsson, U., 2009. Skogsskötsel för ökad tillväxt. Faktaunderlag till MINT-utredningen. SLU, Rapport.
- Fahlvik, N., Hannerz, M., Högbom, L., Jacobson, S., Liziniewicz, M., Palm, J. Rytter, L. Sonesson, J., Wallgren, M. & Weslien, J.-O. 2021. Björkens möjligheter i ett framtida klimatanpassat brukande av skog. Sammanställning av nuläget och förslag på insatser för framtiden. Gävle Offset.
- Farm Forestry New Zealand, 2011. Shelter design – what is best for your land? [NZ Farm Forestry - Shelter design – what is best for your land? \(nzffa.org.nz\)](#).
- Felton, A., Nilsson, U., Sonesson, J. et al., 2016. Replacing monocultures with mixed-species stands: Ecosystem service implications of two production forest alternatives in Sweden. Ambio 45 (Suppl. 2): 124-139.
- Fogelfors, H. & Hansson, M., 1997. Bete och våra hagmarker – flora och vegetationsutveckling. Fakta Mark/Växter nr 9 1997. SLU Informationsavdelning. Uppsala.

- Föreningen svensk betong 2017. Betong och klimat. En rapport om arbetet för klimatneutral betong.
- Gallager, 2015. Varför ett elstängsel? http://www.gallagher.eu/sv_se/why-electric-fencing.
- Gallgher, 2015. Komponera ditt stängsel. http://www.gallagher.eu/sv_se/compose-electric-fence.
- Geete, E. & Grinndal, T., 1923. Anvisningar i skogsbruk. Svenska skogsvårdsföreningens förlag. Stockholm.
- Giöbel, G., 1960. Hagmarksproblemet från jordbrukssynpunkt. Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift 99: 212-222. Stockholm: Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien.
- Green-tech, 2022. Tree Protection & Shelters [Tubex Standard Tree Shelter Guard - Tree and Shrub Shelters | Green-tech](#).
- Guo, L. B., Gifford, R. M., 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. Global Change Biol 8: 345-360.
- Gustafsson, R. & Ingelög, T., 1994. Det nya landskapet. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Hansson, N., 1916. Handbok i utfodringslära.
- Hansson, N. & Nanneson, L., 1928. Husdjurslära för de lägre lantbruksläroverken. C. E. Fritzes Bokförlag. Stockholm.
- Hansson, O., 2002. Fortsatt gran eller självföryngrad björk efter stormfällning? – en ekonomisk analys. Examensarbete nr 38. Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap.
- Hansson, P. & Karlman, M. 2003. Stamkvistning av gran som kvalitetshöjande åtgärd. SLU, Inst. för skogsskötsel. Stencil.
- Hawke, M. F., 1991. Pasture production and animal performance under pine agroforestry in New Zealand. Forest Ecology and Management 45: 109-118.
- Hawke, M. F. & Knowles, R. L., 1997. Temperate agroforestry systems in New Zealand. In: Gordon AM, Newman SM (eds). Temperate agroforestry systems. CAB International, London, pp 85–118.
- Hazell, P., 2005. Överlevnad, tillväxt och skador för lövträdsplanteringar på åkermark i Östergötland – Skogsvårdsstyrelsen Östra Götaland, rapport.
- Hessle, A., Wissman, J., Bertilsson, J. & Burstedt, E., 2007. Effect of breed of cattle and season on diet selection and defoliation of competitive plant species in semi-natural grasslands. Grass and Forage Science 62: 1–8.
- Histøl, T, Hjeljord, O & Wam, H. K., 2012. Storfe og sau på skogsbeite i Ringsaker – effekter på granforyngelse og elgbeite. Boiforsk Rapport Vol.7 Nr 144.
- Hjeljord, O., Pedersen, H.B., Bø, S. 1992. Elgens sommerbeite, komplisert og viktig. Elgen 1992, 68-70.
- Hjeljord, O., Histøl, T. & Wam, H. K. (2014) Forest pasturing of livestock in Norway: effects on spruce regeneration. Journal of Forestry Research 25: 941-945.
- Holderieath, J., Valdivia, C., Godsey, L. & Barbieri, C., 2012. The potential for carbon offset trading to provide added incentive to adopt silvopasture and alley cropping in Missouri. Agroforestry Systems 86:345-353.

- Hollinger D. Y., Ollinger, S. V., Richardson, A. D., Meyers, T. P., Dail, D. B., Martin, M. E., Scott, N. A., Arkebaur, T. J., Baldocchi, D. D., Clark, K. L., Curtis, P. S., Davis, K. J., Desai, A. R., Dragoni, D. T. P., Goulden, L., Gu, L., Katul, G. G., Pallardy, S. G., Pawu, K. T., Schmid, H. P., Stoy, P. C., Suyker, A. E. & Verma, A. E., 2010. Albedo estimates for land surface models and support for a new paradigm based on foliage nitrogen concentration. *Global Change Biology* 16: 696-710.
- Hultman, S.-G., 1983. Allmänhetens bedömning av skogsmiljöers lämplighet för friluftsliv. 2. En rikstäckande enkät. Sektionen för miljöanpassat skogsbruk, Rapport 28. Sveriges lantbruksuniversitet.
- Hynynen, J., Niemistö, P., Viherä-Aarnio, A., Brunner, A., Heine, S. & Velling, P., 2010. Silviculture of birch (*Betula pendula* Roth and *Betula pubescens* Ehrh.) in northern Europe. *Forestry. An International Journal of Forest Research* 83:103-119.
- Isomäki, A. & Niemistö, P., 1990. Effect of strip roads on the growth and yield of young spruce stands in southern Finland. Helsingfors. *Folia Forestalia* 756.
- Isomäki, A. 1986. Effects of line corridors on the development of edge trees. Helsingfors. *Folia Forestalia* 678.
- Jackson, R. B. et al., 2008. Protecting climate with forests. *Environmental Research Letters* 3: 1-5.
- Jacobson, S., 2015. Lågskärm av björk på granmark. – modellering av beståndsutveckling och ekonomisk analys. Arbetsrapport Från Skogforsk nr. 876-2015.
- Jansson, R., Albertsson, J. och Svensson, S. A., 2010a. Sorkbekämpning i fruktodling – skadeinventering, biologi och bekämpningsmetoder. SLU, LTJ-fakultetens faktablad 2010:9.
- Jansson, R., Albertsson, J. & Svensson, A., 2010b. Bekämpning av vattensork och åkersork i svensk fruktodling – Underlag till utbildningsmodul. SLU Alnarp.
- Javelius, L., 2014. AGRA, (personligt meddelande).
- Johansson, T., 1999. Förekomst av självföryngrade lövträd på nedlagd jordbruksmark. Institutionen för skogshushållning, rapport 2. SLU Uppsala.
- Johansson, T., 1999. Förekomst av självföryngrade lövträd på nedlagd jordbruksmark. Department of Forest Management and Products.
- Johansson, T., 2010. Överlevnad och tillväxt i planteringar av träd på f.d. åkermark. SLU, Institutionen för energi och teknik, rapport 027.
- Johansson U, Ekö P-M, Elfving B, Johansson T, Nilsson U, 2013. Nya höjdtvecklingskurvor för bonitering. [New site index curves]. *Fakta Skog* 14: 1–6.
- Johansson, V., Ranius, T. & Snäll, T., 2013. Brist på gamla ekar hotar lavar. *Svensk Botanisk Tidskrift* 107: 344-349.
- Jordbruksdepartementet, 2004. Genomförandet av EU:s jordbruksreform i Sverige. Ds 2004:9.
- Jordbruksstatistisk årsbok, 2014. [Jordbruksstatistisk årsbok 2014 - Jordbruksverket.se](http://jordbruksverket.se).
- Jordbruksverket, 2007. Jordbrukets miljöeffekter 2020 – en framtidsstudie. Rapport 2007:7
- Jordbruksverket, 2010. Nya regler kring träd och buskar i betesmarker – hur påverkas miljön genom förändrade röjningar? Rapport 2010:8.

- Jordbruksverket, 2015a. Statistikdatabas.
<http://statistik.sjv.se/PXWeb/pxweb/sv/Jordbruksverkets%20statistikdatabas/?rxid=5adf4929-f548-4f27-9bc9-78e127837625>.
- Jordbruksverket, 2015b. Villkor för miljöersättningen för betesmarker och slåtterängar
<http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/stod/jordbrukarstod/miljoersattningar/nyaersattningar/betesmarkerochslatterangar/villkor.4.4c6781514b9df8f29ed9724.html>.
- Jordbruksverket, 2020. Jordbruksverkets statistikdatabas [Jordbruksverkets statistikdatabas - Jordbruksverket.se](http://jordbruksverket.se).
- Jordbruksverket 2022. Bedömning av betesmarker och slåtterängar [Bedömning av betesmarker och slåtterängar - Jordbruksverket.se](http://jordbruksverket.se).
- Jordbruksverket och Skogsstyrelsen, 2013. Skogsbetesmarker (text Mårten Aronsson).
- Jose, S., 2012. Agroforestry for conserving and enhancing biodiversity. *Agroforestry Systems* 85:1-8.
- Jönsson, A., 2015. Beståndsstorlekens påverkan på andelen skador orsakade av vilt i poppelbestånd. Sveriges lantbruksuniversitet Examensarbete nr 235 Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap.
- Kantar Sifo, 2019. Resultat i form av korstabeller. Rapport 2019-11-19.
- Kantar Sifo, 2021. Attityder till landskapsmiljöer. Rapport 2021-11-29.
- Kardell, L., 1984. Betesdrift och landskapsvård. Försök och erfarenheter på Tagel 1960-1982. Sveriges lantbruksuniversitet, avdelningen för landskapsvård, rapport 31.
- Kardell, L., 1991. Betesdriften på Tagel. Historia, vegetationsförändringar, ekonomi. Sveriges lantbruksuniversitet, institutionen för skoglig landskapsvård, rapport 49.
- Kardell, L., 1993. Länsjägmästare Ragnar Lübeck och hans klippböcker för åren 1907-1928. *Skogshistorisk Tidskrift* 2: 62-82.
- Kardell, L., 1999. Hjortdjurens skador på plantskogen. Ett försök på Ekenäs. Sveriges lantbruksuniversitet, institutionen för skoglig landskapsvård, rapport 81.
- Kardell, L., 2008. Om skogsbetet i allmänhet och det i Klövsjö i synnerhet. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig landskapsvård, rapport 105.
- Kardell, L. & Forsberg, N.-G., 2008. Björkplanteringar av åkermark mm 1988-2005 på Sickelsjö gods i Västmanland. Institutionen för skoglig landskapsvård, rapport 104. SLU, Uppsala.
- Karlsson, A., 1995. Björk på åkermark – sådd och självsådd kan ge lyckat resultat. *Fakta skog* 1995:24. Sveriges lantbruksuniversitet.
- Karlsson, A., 1996a. Initial seedling emergence of hairy birch and silver birch on abandoned fields following different site preparation regimes. *New Forests* 11:93-123.
- Karlsson, A., 1996b. Site preparation of abandoned fields and early establishment of naturally and direct seeded birch in Sweden. *Studia Forestalia Suecica* No 199.
- Karlsson, M., 2001. Natural Regeneration of Broadleaved Tree Species in Southern Sweden - Effects of silvicultural treatments and seed dispersal from surrounding stands. *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Silvestria*. Doctoral diss. Vol. 196: 1-44.

- Kirschbaum, M. U. F., Whitehead, D., Dean, S. M., Beets, P. N., Shepherd, J. D. & Ausseli, A.-G. E., 2011. Implications of albedo changes following afforestation on the benefits of forests as carbon sinks. *Biogeoscience* 8:3687-3696.
- Klimatpolitiska rådet, 2020. 2021 Klimatpolitiska rådets rapport. [Klimatpolitiska rådets rapport 2020 \(klimatpolitiskaradet.se\)](https://www.klimatpolitiskaradet.se)
- Klimatpolitiska rådet, 2021. 2021 Klimatpolitiska rådets rapport. [Klimatpolitiska rådets rapport 2021 \(klimatpolitiskaradet.se\)](https://www.klimatpolitiskaradet.se).
- Knowles, R. L., 1972. Farming with forestry: multiple land use. *Farm Forestry* 14:61-70.
- Knowles R. L., 1991. New Zealand experience with silvopastoral systems: a review. *For Ecol Manage* 45:251–267.
- Kosco, B. H. & Bartolome, J. W., 1981. Forestry grazing: past and future. *Journal of Range Management* 34:248-251.
- Krizic, M., Newman, R. F., Broersma, K. & Bomke, A. A., 1999. Soil compaction of forest plantations in interior British Columbia. *Journal of Range Management* 52: 671-677.
- Kullberg, Y. 2000. Large herbivore browsing on tree seedlings in southern Sweden. Licentiate Thesis, Southern Swedish Forest Research Centre. Swedish University of Agricultural Sciences.
- Kungliga Lantbruksstyrelsen, 1967. Åkerjordens framtida omfattning och lokalisering. *Meddelanden Ser. A Nr 6*. Solna.
- Kumm, K.-I., 2004. Does re-creation of extensive pasture-forest mosaics provide an economically sustainable way of nature conservation in Sweden's forest dominated regions? *Journal for Nature Conservation* 12:213–218.
- Kumm, K.-I., 2006. Vägar till lönsam nöt- och lammköttproduktion. Rapport 11 från Institutionen för husdjurens miljö och hälsa. SLU Skara.
- Kumm, K.-I., 2007. Lönsam betesdrift genom stora sammanhängande betesmarker. Rapport 16 från Institutionen för husdjurens miljö och hälsa, SLU Skara.
- Kumm, K.-I., Klasson, J. & Rustas B.-O., 2007. Utedrift med köttdjur – effekter på mark, skog och djurmiljö. Rapport 14 Avdelningen för produktionssystem, Institutionen för husdjurens miljö och hälsa, SLU Skara.
- Kumm, K.-I., 2009. Profitable Swedish lamb production by economies of scale. *Small Ruminant Research* 81:63-69.
- Kumm, K.-I., 2011. Den svenska kött- och mjölkproduktionens inverkan på biologisk mångfald och klimat – skillnader mellan betesbaserade och kraftfoderbaserade system. *Jordbruksverket Rapport* 2011:21.
- Kumm, K.-I., 2013. På väg mot ett ekonomiskt hållbart, högproducerande och klimatsmart jordbruk med höga landskapsvärden. Rapport 6587 Naturvårdsverket.
- Kumm, K.-I., 2014. Populärt med nya hagar på gamla åkrar. *Land Lantbruk & Skogsland (publicerad 2014-08-29)*.
- Kumm, K.-I., 2017. Naturbetesmarkernas värden och bevarande. *Länsstyrelsen i Västra Götaland Rapport* 2017:21.

- Kumm, K.-I. & Hesse, A., 2020. Economic comparison between pasture-based beef production and afforestation of abandoned land in Swedish forest districts. *Land* 9, 42.
- Kumm, K.-I., 2021a. Betesbaserad köttproduktion och kolinlagrande virkesproduktion på nedlagd och nedläggningshotad jordbruksmark. Rapport 53, Institutionen för husdjurens miljö och hälsa, SLU Skara.
- Kumm, K.-I., 2021b. Mer naturbetesmarker och ekonomiskt bärkraftiga företag. [Mer naturbetesmarker och ekonomiskt bärkraftiga företag | Externwebben \(slu.se\)](#)
- Kumm, K.-I., 2021c. Slöseri – oanvänd mark kan ge stora nyttor. Svenska Dagbladet 2021-10-02. [Karl-Ivar Kumm: Slöseri – oanvänd mark kan ge stora nyttor | SvD Debatt.](#)
- Kumm, K.-I., Lund, I. & Sjögren, G., 1995. Betesskog. Fakta-Ekonomi nr 2. SLU Info.
- Kungliga Lantbruksstyrelsen 1967. Åkerjordens framtida omfattning och lokalisering. Meddelanden Ser. A Nr 6. Solna.
- Kuusinen N., Lukeš P., Stenberg P., Levula J., Nikinmaa E., Berninger F., 2014. Measured and modelled albedos of Finnish boreal forest stands of different species, structure and understory. *Ecological Modelling* 284: 10-18.
- Kuusinen, N., 2014. Boreal forest albedo and its spatial and temporal variation. *Dissertationes Forestales* 179. University of Helsinki, Department of Forest Sciences.
- Laganière, J., Angers, D. A. & Paré, D., 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biology* 16: 439-453.
- Laganière, J., Angers, D.A., Paré, D., 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: A meta-analysis. *Glob. Chang. Biol.* 16, 439–453.
- Lampkin, N. H. m.fl., 2015. The role of agroecology in sustainable intensification. The UK statutory conservation, countryside and environment agencies.
- Landsbygdsavdelningen Länsstyrelsen i Västra Götaland 2021. Bidragskalkyler för konventionell produktion.
- Lantmannens bok, 1945. A.-B. Förlagsförsäljning. Stockholm.
- Larsson, J. Y. & Rekdal, Y., 2000. Husdyrbeite i barskog. NIJOS rapport 9/2000. Norsk institut for jord- og skogkartlegging.
- Larsson, C., Boke Odén, N. & Brady, M., 2020. Naturbetesmarkens framtid – en fråga om lönsamhet. AgriFood Economics Centre, Lund. Rapport 2020:1.
- Lebling, K., McQueen, N., Pisciotta, M. & Wilox, J., 2021. Direct Air Capture: Resource Considerations and Costs for Carbon Removal. World Resource Institute. [Direct Air Capture: Definition, Cost, & Considerations | World Resources Institute \(wri.org\)](#)
- Lesschen, J. P., van den Berg, M., Westhoek, H. J., Witzke, H. P. & Oenema, O., 2011. *Animal Feed Science and Technology* 166-167:16-28.
- Lewis, C. E., Burton, G. W., Monson W. G. & McCormick, W. C., 1983. Integration of pines, pastures, and cattle in South Georgia, USA. *Agroforestry Systems* 1: 277-297.
- Lewis, C. E., G. W. Tanner & Terry, W. S., 1985. Double vs. single-row pine plantations for wood and forage production. *Southern Journal of Applied Forestry* 9:55-61.

- Lindhagcn, A. & Hörnsten, L. 2000. Forest recreation in 1977 and 1997 in Sweden: changes in public preferences and behaviour. *Forestry* 73 (2):143-153.
- Liss B.-M., 1988. Der Einfluss von Weidevieh und Wild auf die natürliche und künstliche Verjüngung im Bergmischwald der ostbayerischen Alpen. *Forstwiss Centralbl* 107: 14–25.
- Liu, J., Curry, J. A., Wang, H., Song, M. & Horton, R. M., 2012. Impact of Arctic sea ice on winter snowfall. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*.
- Liziniewicz M., Barbeito I., Zvirgzdins A., Stener L-G., Niemistö P., Fahlvik N., Johansson U., Karlsson B., Nilsson U. (2022). Production of genetically improved silver birch plantations in southern and central Sweden. *Silva Fennica* vol. 56 no. 1 article id 10512.
- LRF Konsult, 2008. Lantbrukets lönsamhet 2008.
- LRF Konsult, 2014. Lantbrukets lönsamhet 2014.
- Lukeš, P., Stenberg, P. & Rautiainen, M., 2013. Relationship between forest density and albedo in the boreal zone. *Ecological Modelling*. 261–262: 74 – 79.
- Lundberg, G., 1950. Älgskador på skog och deras praktiska förebyggande I och II. *Skogen* 37:9: 185-187, 198 respektive 10:212-213.
- Lundgren, B., 1982. Introduction. *Agroforestry Systems* 1:11.
- Lundmark, T., Bergh, J., Hofer, P., Lundström, A., Nordin, A., Poudel, B. C., Sathre, R., Taverna, R. & Werner, F., 2014. Potential roles of Swedish Forestry in the context of climate change mitigation. *Forests* 5:557-578.
- Lübeck, R., 1920. Betesdjurens skadegörelse i skogen. – Svenska Betes- och Vallföreningens Årsskrift 2:49-61.
- Lutter, R.; Stål, G.; Arnesson Ceder, L.; Lim, H.; Padari, A.; Tullus, H.; Nordin, A.; Lundmark, T. 2021. Climate Benefit of Different Tree Species on Former Agricultural Land in Northern Europe. *Forests* 2021, 12, 1810.
- Länsstyrelsen i Jönköpings län, 2010. Öppet landskap.
- Länsstyrelsen Västra Götaland odatat. Skyddsvärda träd. [Skyddsvärda träd \(lansstyrelsen.se\)](https://www.lansstyrelsen.se/vastra-gotaland/skyddsvarda-trad)
- Mayer, A. C., Stöckli, V., Konold, W. & Kreuzer, M., 2006. Influence of cattle stocking rate on browsing of Norway spruce in subalpine wood pastures. *Agroforestry Systems* 66:143-149.
- McAdam, J.H., Burgess, P. J., Graves, A. R., Rigueiro-Rodríguez, A. & Mosquera-Losada, M.R., 2009. Classification and functions of agroforestry systems in Europe. In: Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam, J.H. & Mosquera-Losada, M.R. (eds.), 2009. *Agroforestry in Europe. Current Status and Future Prospects*. Springer Science + Business Media B. V. 21-41.
- McCartney, D. & Horton, P. R., 1997. Canada's forage resources. *International Grassland Congress 1997*. https://cariboo-agricultural-research.ca/documents/CARA_lib_McCartney_Horton_1997_Canadas_Forage_Resources.pdf
- McLean, A. & Clark, M. B., 1980. Grass, trees, and cattle on clear-cut logged areas. *Journal of Range Management* 33:213-217.
- Mead, D. J., 1995. The role of agroforestry in industrialized nations: the southern hemisphere perspective with special emphasis on Australia and New Zealand. *Agroforestry Systems* 31: 143-156.

- Mead D. J., 2009. The current status and potential of agroforestry in New Zealand. XIII Congreso Forestal Mundial. Buenos Aires, Argentina, 18-23 Octubre 2009.
- Mendham, D. S., 2018. Modelling the costs and benefits of Agroforestry systems – Application of the Imagine bioeconomic model at four case study sites in Tasmania. CSIRO Land and Water.
- Miljødirektoratet, Statens landbruksforvaltning & Norsk institutt for skog og landskap, 2013. Planting av skog på nye arealer som klimatiltak.
- National poplar and willow users group, 2007. Growing poplar and willow trees on farms. New Zealand.
- Naturvårdsverket, 1975. Det igenväxande odlingslandskapet. Publikationer 1975:2, Naturvårdsverket. Solna: Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket, 2021a. Större betesfällor och lönsamma lantbruk. [Större betesfällor och lönsamma lantbruk \(naturvardsverket.se\)](https://naturvardsverket.se).
- Naturvårdsverket, 2021b. Sveriges miljömål Begränsad klimatpåverkan. [Begränsad klimatpåverkan - Sveriges miljömål \(sverigemiljomal.se\) \(2022-01-21\)](https://sverigemiljomal.se).
- Nerlich, K., Graeff-Hönninger, S. & Claupein, W., 2013. Agroforestry in Europe: a review of the disappearance of traditional systems and development of modern agroforestry practices, with emphasis on experiences in Germany. *Agroforestry Systems* 87:475-492.
- Newsome, T., Sutherland, C. & Wikeem, B., 1995. Sheep grazing guidelines for managing vegetation on forest plantations in British Columbia. Province of British Columbia, Ministry of Forest Research Program, Victoria, Canada.
- Nordborg, F., Nilsson, U. & Örlander, G., 2002. Inversmarkberedning – snabbare plantetablering och mera näring åt plantan. Fakta Skog nr 9 2002. Sveriges lantbruksuniversitet.
- Nordin, E., 1950. Några aktuella sydsvenska skogs- och betesvårdsfrågor. *Skogen* nr 4 1950 sidorna 62 och 73.
- Norrlands Skogsvårdsförbund, 1941. Kort handledning i skogshushållning.
- Nowak, J., Blount, A. & Workman, S., 2014. Integrated timber, forage and livestock production – benefits of silvopasture. IFAS Extension, University of Florida.
- Ny Teknik 2021-03.24. Här skall miljardanläggningen för fossilfritt stål byggas. [Här ska miljardanläggningen för fossilfritt stål byggas \(nyteknik.se\)](https://nyteknik.se)
- Oikarinen, M., 1983. Etelä-suomen viljeltyjen rauduskoivikoiden kasvatusmallit. Growth and yield models for silver birch (*betula pendula*) plantations on Southern Finland). *Communicationes instituti forestalis fenniae* 113. The Finnish Forest Research Institute, Helsinki, Finland.
- Oksbjerg, E. B., 1959. Kor eller kemiskt krig. *Skogen* 46 (4): 89-91.
- Olsson, R. (redaktör), 2008. Mångfaldsmarker. Naturbetesmarker – en värdefull resurs. HagmarksMistra/Centrum för biologisk mångfald.
- Opio, C., Jacob, N. & Khasa, D., 2001. Factors effecting a sheep vegetation management system in British Columbia. *Agroforestry Systems* 53: 305-312.

- Oscarsson, G., 1989. Fakta, erfarenheter och synpunkter avseende bete. Bete i jordbrukets och landskapsvårdens tjänst. Seminarium den 24 oktober 1989. Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien. Stockholm.
- Osko, T. J., Hardin, R. T. & Young, B. A., 1993. Research Observation: Chemical Repellants to Reduce Grazing Intensity on Reclaimed Sites. *Journal of Range Management* 46:283-386.
- Pelve, M., 2010. Cattle grazing on semi-natural pastures – animal behaviour and nutrition, vegetation characteristics and environmental aspects. Agronomie licentiatavhandling. Institutionen för husdjurens utfodring och vård, SLU.
- Petterson, N. 1992. Inverkan på planteringsförband på volym och struktur i tall- och granbestånd. Institutionen för skogsproduktion. Rapport 30. Sveriges lantbruksuniversitet. Garpenberg,
- Pitt, M. D., Newman, R. F., Youwe, P. L., Wikeem, B. M. & Quinton, D. A., 1998. Using a grazing pressure index to predict cattle damage of regenerating tree seedlings. *Journal of Range Management* 51: 417-422.
- Province of British Columbia Ministry of forests (odaterat). Managing vegetation with sheep. <https://www.for.gov.bc.ca/hfp/publications/00182/>.
- Regeringens proposition 2016/17:104 En livsmedelsstrategi för Sverige – fler jobb och hållbar tillväxt i hela landet.
- Rigueiro-Rodríguez, A., McAdam, J.H.& Mosquera-Losada, M.R. (eds.), 2009. Agroforestry in Europe. Current Status and Future Prospects. Springer Science + Business Media B. V. 21-41.
- Roggy, J. C., Moiroud, A., Lensi, R. & Domenach A. M. (2004) Estimating N transfers between N₂-fixing actinorhizal species and the non-N₂-fixing *Prunus avium* under partially controlled conditions. *Biol Fertil Soils* 39: 312–319.
- Ronge, E., 1940. Skogen och betet i Västernorrlands län. *Norrlands Skogsvårdsförbunds Tidskrift* 1940:43-58.
- Rosenquist, J., 2003. Hägn i skogsbruket. Examensarbete nr 44. Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap, SLU.
- Rytter, L. 1996. Grey alder in forestry: a review. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*, Supplement No. 24: 61-78.
- Rytter, L., Karlsson, A., Karlsson, M. & Stener, L.-G., 2008. Skötsel av björk, al och asp. *Skogsstyrelsen, skötselserien nr 9*.
- Rytter, L., 2014. Gråalen kan bli nytt biobränsle. Intervju i *Skogen* nr 12 2014, sidorna 34-35.
- Rytter, L. & Stener, L.-G., 2015. Gråal och hybrid al – en potential för ökad energiinriktad produktion i Sverige.
- Salevid, P. & Kumm, K.-I., 2011. Searching for economically sustainable Swedish beef production systems based on suckler cows after decoupling EU income support. *Outlook on Agriculture* 40:131-138.
- Schager, N., 1913. Om hagmarksskötsel och dess ekonomi. Södra Sverige. – Skogsvårdsföreningens folkskrifter N:o 34.

- Schoenberger, M. M., 2009. Agroforestry: working trees for sequestering carbon on agricultural lands. *Agroforestry Systems* 75:27-37.
- Schwaab, J., Bavay, M., Davin, E., Hagedorn, F., Hüsler, F., Lehning, M., Schneebeli, M., Thürig, E. & Bebi, P., 2015. Carbon storage versus albedo change: radiative forcing of forest expansion in temperate mountainous regions of Switzerland. *Biogeosciences*, 12: 467-487.
- Selander, S., 1955. *Det levande landskapet i Sverige*. Albert Bonniers förlag Stockholm.
- Sharrow, S. H. 1993. Agroforestry systems for western Oregon hill lands. In: *Livestock and forest renewal, Research in rangeland management, Range field day, Corvallis, Oregon, June 12, 1993*. Department of rangeland resources, Oregon State University, Corvallis, USA.
- Sharrow, S.H. & Ismail, S., 2004. Carbon and nitrogen storage in agroforests, tree plantations, and pastures in western oregon, USA. *Agroforestry Systems* 60, 123-130.
- Sinclair, F.L., Eason, W.R. & Hooker, J., 2000. Understanding and management of interactions. In: Hislop, A.M., Claridge, J., (eds.) *Agroforestry in the UK*. Bulletin 122. Edinburgh: Forestry Commission.
- Sjödin, E., Hammarberg, K.-E. & Sundås, S., 2007. *Får*. LTs Förlag. Stockholm.
- Sjögren, E. 1921. Aktuella betesfrågor. *Svenska Betes- och Vallföreningens Årsskrift* 3:78-91.
- Skogforsk, 2006. *Trakthyggesbruk med gran och självföryngrad björk, en jämförande studie*. Redogörelse från Skogforsk nr. 4 2006.
- Skogforsk, 2019. *Det svenska skogsbrukets klimatpåverkan. Upptag och utsläpp av koldioxid*.
- Skogskunskap, 2017. *Viltskador på löv*. [Viltskador på löv - Skogskunskap](#).
- Skogskunskap, 2019. *Åkermarksplantering och gräsbekämpning*. [Åkermarksplantering och gräsbekämpning - Skogskunskap](#)
- Skogskunskap, 2018a. *Föryngring av ek*. <https://www.skogskunskap.se/skota-lovskog/foryngra/tradslagsvis-foryngringsguide/foryngring-av-ek/>.
- Skogskunskap, 2018b. *Volymberäkning* ([Volymberäkning - Skogskunskap](#)).
- Skogskunskap, 2022a. *Vind- och snöskador*. [Vind- och snöskador - Skogskunskap](#)
- Skogskunskap, 2022b. *Ek (Quercus spp.)* [Ek \(Quercus spp.\) - Skogskunskap](#)
- Skogsstyrelsen, 2014. *Skogsstatistisk årsbok 2014*.
- Skogsstyrelsen, 2009. *Viltanpassad skogsskötsel – skogliga åtgärder för att minska skador*. Meddelande 2. 2009.
- Skogsstyrelsen, 2015. *Hjordjurens inverkan på skogen*. <http://www.skogsstyrelsen.se/Aga-och-bruka/Skogbruk/Skador-pa-skog/Viltskador/Hjordjurens-skador-pa-trad/Hjordjurens-inverkan-pa-skogen/>.
- SMHI, 2015a. *Klimatscenarier*. <http://www.smhi.se/klimat/framtidens-klimat/klimatscenarier?area=swe&var=veglen&sc=rcp85&seas=vin&dnr=99&sp=sv&sx=0&sy=0#area=swe&dnr=99&sc=rcp85&seas=ar&var=veglen>.
- SMHI, 2015b. *Snötäckets djup och varaktighet*. Uppdaterat 4 augusti 2015. <http://www.smhi.se/kunskapsbanken/meteorologi/snotackets-utbredning-och-varaktighet-1.6323>.

- Snowdon, P. & Harou, P., 2013. Guide to economic appraisal of forestry investments and programmes in Europe. European Forest Institute.
- South, D. B., Lee, X. & Messina, M G., 2011. Will afforestation in temperate zones warm the Earth? *Journal for Horticulture and Forestry*. 3: 195-199.
- SOU 2020:4. Vägen till en klimatpositiv framtid. Betänkande av Klimatpolitiska vägvalsutredningen.
- Stuhlinger H. C., 2013. A comparison of tree shelters installed on green ash and cherrybark oak seedlings in Arkansas. Proceedings of the 15th Biennial. Southern Silvicultural Research Conference.
- Statistiska centralbyrån, 1930. Statistisk årsbok för Sverige 1930.
- Statistiska centralbyrån, 2008. Markanvändningen i Sverige.
- Steen, E., 1958. Betesinflytelser i svensk vegetation. Statens Jordbruksförsök, meddelande Nr 89.
- Stener, L.-G., 2003. Fältsådd av björk i södra Sverige – ett alternativ till plantering. Resultat från Skogforsk nr 18 2003.
- Stener, L.-G. 2019. Tillväxt och densitet för kloner av hybridasp och poppel. Skogforsk Arbetsrapport 1023-2019.
- Stener, L.-G. & Bergquist, J. 1998. Viltet och lövet i södra Sverige. SkogForsk, Arbetsrapport Nr 409, Uppsala.
- Stenström, O. & Nordel, V. 2010. Trähägn en tänkbar metod för viltskydd i Svenskt skogsbruk? Examensarbete nr 152. Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap, SLU.
- Stringer, J. W., Clatterbuck, W. & Seifert, J. Site preparation and competition control guidelines for hardwood tree plantings. University of Tennessee. Institute of Agriculture.
- Sveriges lantbruksuniversitet, 2019. Agriwise Områdeskalkyler Gotlandsfår Gsk-området.
- Sveriges miljömål, 2021. Begränsad klimatpåverkan. [Begränsad klimatpåverkan - Sveriges miljömål \(sverigesmiljomal.se\)](https://sverigesmiljomal.se).
- Sveriges officiella statistik, 2020. Statistiska meddelanden JO 40 SM 2001. Jordbruksekonomiska undersökningen 2018.
- Sveriges skogsvårdsstyrelser, 1945. Sveriges skogsvårdsstyrelser 1905-1944. Stockholm: Nordisk rotogravyr.
- Sydved, odaterat. Björken-ett folkkärt träd [Sydved - Björken – ett folkkärt träd](#).
- Söderström, B., Svensson, B., Vessby, K. & Glimskär, A., 2001. Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity and Conservation* 10: 1839-1863.
- Tegelmark D. O., 2000. Ståndortsindex och produktion för björk och gran på samma mark. Delrapport 13, Projekt al, asp och björk. Högskolan Dalarna.
- Tirén, O., 1955. Skogsbetet på avskrivning i Norrland. *Skogen* nr 8 1955 sid160-161 och 166.
- TUBEX, 2015. TUBEX advancing growth. <http://www.tubexusa.com/>.
- Udawatta, R. P. & Jose, S., 2012. Agroforestry strategies to sequester carbon in temperate North America. *Agroforestry Systems* 86:225-242.

- Wam, H. & Herfindal, I., 2018. Subtle foodscape displacement of a native ungulate by free-ranging livestock in a forest agroecosystem. *Ecosphere* 9.
- Waesterberg, T., 1960. Hagmarksproblemet ur skoglig synpunkt. *Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift*, 99, 222-233.
- Wennmark, T., 1961. Den svenska älgstammen. I: *Skogen och skogsbruket* (utg. Eric A Lind m. fl.) sid. 431-437. Stockholm.
- Wibe, S., 1988. Hur hög är den skogliga räntan. *Skogsfakta* nr 11. Sveriges lantbruksuniversitet.
- Witzell, J. m.fl., 2009. Skador på skog. *Skogsskötselserien* nr 12, Skogsstyrelsen.
- Örlander, G., 2010. Nyttja skogen effektivt för att bromsa växthuseffekten. *Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift* 149 (4): 25-30.

Vid **Institutionen för husdjurens miljö och hälsa** finns tre publikationsserier:

- * **Avhandlingar:** Här publiceras masters- och licentiatavhandlingar
- * **Rapporter:** Här publiceras olika typer av vetenskapliga rapporter från institutionen.
- * **Studentarbeten:** Här publiceras olika typer av studentarbeten, bl.a. examensarbeten, vanligtvis omfattande 5-20 poäng. Studentarbeten ingår som en obligatorisk del i olika program och syftar till att under handledning ge den studerande träning i att självständigt och på ett vetenskapligt sätt lösa en uppgift. Arbetenas innehåll, resultat och slutsatser bör således bedömas mot denna bakgrund.

Vill du veta mer om institutionens publikationer kan du hitta det här:
www.hmh.slu.se

DISTRIBUTION:

Sveriges lantbruksuniversitet
Fakulteten för veterinärmedicin och
husdjursvetenskap
Institutionen för husdjurens miljö och hälsa
Box 234
532 23 Skara
Tel 0511-67000
E-post: hmh@slu.se
Hemsida: www.slu.se/husdjurmiljohalsa

*Swedish University of Agricultural Sciences
Faculty of Veterinary Medicine and Animal
Science
Department of Animal Environment and Health
P.O.B. 234
SE-532 23 Skara, Sweden
Phone: +46 (0)511 67000
E-mail: hmh@slu.se
Homepage: www.slu.se/husdjurmiljohalsa*
