



Hur påverkas knärot av skärmskogsbruk?

Jämförelse av överlevnad av knärot (*Goodyera repens* L.) i skärmskog, kalhygge och referensområde före och 1–1,5 år efter behandling

Nora Sverredal

Examensarbete • 15 hp

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap • Institutionen för ekologi

Uppsala 2026



Hur påverkas knärot av skärmskogsbruk? Jämförelse av överlevnad av knärot (*Goodyera repens* L.) i skärmskog, kalhygge och referensområde före och 1–1,5 år efter behandling

How is Goodyera repens (L.) impacted by shelterwood logging? Comparison between survival in shelterwood, clearcut and reference areas before and 1–1.5 years after treatment.

Nora Sverredal

Handledare:	Joachim Strengbom, Sveriges lantbruksuniversitet, institutionen för ekologi
Examinator:	Erik Öckinger, Sveriges lantbruksuniversitet, institutionen för ekologi
Omfattning:	15 hp
Nivå och fördjupning:	Grundnivå, G2E
Kurstitel:	Självständigt arbete i Biologi
Kurskod:	EX0894
Kursansvarig institution:	Institutionen för vatten och miljö
Utgivningsort:	Uppsala
Utgivningsår:	2026
Omslagsbild:	Bild tagen av författaren. Skärmskog till vänster, referensområde till höger.
Upphovsrätt:	Bilder är tagna av författaren om inget annat anges. Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.
Tack till:	Dide van Beek och Daan Otte som hjälpte till med datainsamlingen
Nyckelord:	Skärmskogsbruk, skogsbruk, knärot, naturhänsyn, kalhygge, kärlväxter, orkidé, BACI, boreal skog, GLMM, LMM

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap
Institutionen för ekologi

Sammanfattning

Studien undersöker hur orkidén knärot (*Goodyera repens* L.) påverkas av skärmskogsbruk jämfört med kalhyggesbruk och referensområden där det inte utfördes skogsskötselåtgärder. Hypotesen var att både antal bladrossetter och deras medeldiameter skulle minska mest på kalhygget, följt av skärmskogen och sist referensområdet. Studien genomfördes i tallskog (*Pinus sylvestris* L.) i Heby kommun, Uppland. Metoden var BACI (before-after-control-impact) med uppföljande inventering av provytor 1–1,5 år efter avverkning. Tre områden med totalt 90 provytor à 0,25 m² ingick i studien. Analys gjordes i R med generaliserade mixade linjära modeller (GLMMs) och linjära mixade modeller (LMMs). Resultatet visade att antal bladrossetter minskat med 83% på kalhygget ($p < 0,001$), med 44% i skärmskogen ($p < 0,001$) och var oförändrat eller svagt ökande ($p = 0,088$, på gränsen till signifikans) i referensområdet. Vidare så minskade bladrossetternas diameter i alla områden under studieperioden ($p < 0,001$), möjligtvis på grund av årstidsvariationer då första inventeringen skedde i slutet av en vegetationsperiod medan uppföljningsinventeringen skedde i början av en vegetationsperiod. Ingen signifikant behandlingseffekt kunde visas på medeldiameter, utom för kalhygge som estimerades minska diametern men där effekten var på gränsen av signifikans ($p = 0,0822$). Medeldiametern divergerade över tid. Efter behandling var kalhyggets medeldiameter signifikant skild både från referens och skärm, medan den innan bara var skild från referens. De viktigaste slutsatserna från studien är att 1–1,5 år efter avverkning presterar skärmskogsbruk sämre än obrukad skog men bättre än kalhygge vad gäller överlevnad av knärot. För att kunna säga om skärmskogsbruk fortsätter prestera bättre än kalhygge behöver uppföljande studier göras för att undersöka om skillnaderna mellan behandlingarna består, framför allt efter att den överhållna skärmen slutavverkas.

Nyckelord: Skärmskogsbruk, skogsbruk, knärot, naturhänsyn, kalhygge, kärlväxter, orkidé, BACI, boreal skog, GLMM, LMM

Abstract

The study compares how the orchid creeping lady's-tresses (*Goodyera repens* L.) is impacted by shelterwood (SW) logging, clearcutting and unmanaged reference forests. The hypothesis was that both the number of rosettes and their mean diameter would decrease the most on the cutover, followed by the shelterwood and lastly the reference forest. The method was BACI (before-after-control-impact) with a follow-up inventory conducted 1–1.5 years after logging. Three sites with in total 90 plots sized 0,25 m² were included in the study. Analysis was done in R with generalized linear mixed models (GLMMs) and linear mixed models (LMMs). The result showed that the number of rosettes decreased with 83% on the cutover ($p < 0.001$), with 44% in the shelterwood ($p < 0.001$) and was stable or slightly increasing ($p = 0.088$, almost significant) in the reference area. Furthermore, the rosette diameter decreased significantly ($p < 0.001$) across all groups across the study period, possibly because the first inventory was done at the end of a growing season, while the follow-up inventory was conducted at the beginning of a growing season. No significant effect of treatment on rosette diameter could be shown, except for clearcut where the diameter was estimated to decrease but where the effect was only near-significant ($p = 0.0822$). The average diameter diverged over time. After treatment, the average diameter on the clearcut was significantly different from both reference and shelterwood, whereas before treatment it was only significantly different from reference. The most important conclusion of the study is that 1–1.5 years after logging, shelterwood forests are less successful than unmanaged forests but more successful than clearcuts for survival of *G. repens*. To determine if shelterwood keeps performing better than clearcuts, follow-up studies are needed to assess whether the differences between the treatments persists over time, particularly follow-up studies need to be done after the shelterwood is cut down.

Keywords: Shelterwood, forestry, *Goodyera repens*, environmental consideration, clearcut, vascular plants, orchids, BACI, boreal forests, GLMM, LMM

Innehållsförteckning

Tabellförteckning	6
Figurförteckning.....	7
1. Inledning	8
2. Bakgrund	11
2.1 Skogsbruk	11
2.2 Knärot.....	12
3. Metod.....	16
3.1 Uppmärkning av knärot.....	17
3.2 Datainsamling och databeredning	18
3.2.1 Provytor.....	18
3.2.2 Kalibrering.....	19
3.2.3 Variabler.....	19
3.2.4 Efter fältarbete	20
3.2.5 Tidigare data	20
3.3 Statistisk bearbetning.....	21
3.3.1 Analys antal bladrossetter	21
3.3.2 Analys medeldiameter	22
3.3.3 Signifikansnivå	23
3.4 Användning av AI	23
3.5 Metodbegränsningar	23
4. Resultat	25
4.1 Förändring antal bladrossetter	25
4.2 Förändring medeldiameter	27
5. Diskussion	29
5.1 Antal bladrossetter per behandling	29
5.2 Medeldiameter per behandling	30
5.3 Slutsatser	32
5.4 Implikationer för skogsbruk och artbevarande.....	32
Referenser.....	35

Tabellförteckning

Tabell 1. Fördelning av provytor inom områdena. Antal provytor som inventerats vid respektive tillfälle inom parentes.....	18
Tabell 2. Beskrivning av de variabler som mättes.	19

Figurförteckning

Figur 1. Till vänster blommande knärot (foto: Joachim Strengbom). Till höger bladrosetter av knärot växande tillsammans med husmossa	13
Figur 2. Provytor med hörnpinnar och markeringspinne.....	19
Figur 3. Förändring av genomsnittligt antal bladrosetter per provyta över tid uppdelat på behandling	25
Figur 4. Förändring av bladrosettens diameter över tid uppdelat på behandling	27

1. Inledning

De senaste åren har orkidén knärot (*Goodyera repens* L.) hamnat i centrum för en samhällsdebatt mellan de som vill bevara gammal skog och de som vill avverka den (Aftonbladet 2026). Förekomsten av orkidén har de senaste 30 åren minskat med 66% i Sverige (Johansson, Jansson & Bergman 2026) på grund av att arealen gammal skog (> 80 år) minskat (ibid.). Skogsbrukets korta rotationstider gör att den inte hinner återkolonisera skogar som uppkommit efter kalavverkning innan de avverkas på nytt (Johnson 2014), vilket skapar en obalans mellan kolonisering av nya områden och lokala utdöenden (Johansson, Jansson & Bergman 2026). Knärot är rödlistad som sårbar (VU) på grund av den kraftiga minskningen (SLU Artdatabanken 2026c) och är fridlyst enligt artskyddsförordningen (Naturvårdsverket 2025). Växten har i flera uppmärksammade fall lett till domar som stoppar avverkningar (MÖD M 11525-22, MÖD M 11526-22, MÖD M 11530-22, MÖD M 11534-22, MÖD M 11536-22, MÖD M 11538-22). Sedan hösten 2025 föreslår regeringen förändringar i fridlysningslagstiftningen (Klimat- och näringslivsdepartementet 2025) vilket skulle leda till att pågående markanvändning, till exempel aktivt skogsbruk, får fortsätta på orkidéns växtplatser. Detta beslut har kritiserats av intresseorganisationer som Världsnaturfonden (WWF 2025) och Naturskyddsföreningen (2025) samt av forskare på Sveriges lantbruksuniversitet som i ett remissvar skriver att det handlar om "lagstiftningsmässig inkongruens" (Sveriges lantbruksuniversitet 2025) när man förbjuder att plocka en växt men tillåter den markanvändning som är det allvarligaste hotet mot den.

Globalt är markanvändning ett stort hot mot arter (IPBES 2019). Även på nationell nivå påverkas en stor andel av de hotade arterna negativt av markanvändning. Inom naturtypen skogslandskap är det faktorerna *brist på kontinuitetsskog*, *brist på grova eller gamla träd* och *markstörning vid skogsbruk* som har negativ påverkan på flest arter i skogslandskapet enligt den senaste rödlistan (SLU Artdatabanken 2026c). Dessa tre faktorer med störst negativ påverkan är alla nära knutna till skogsbruk (ibid). Eftersom samhället har en fortsatt efterfrågan på träråvara och skogens produkter (FAO 2025) blir det viktigt att undersöka om den negativa påverkan från skogsbruket på hotade arter kan minskas. Orkidén knärot är en viktig modellorganism som representerar flera arter i den boreala skogen som är knutna till skogar av sena successionsstadier och påverkas negativt av det moderna skogsbruket (Johansson, Jansson & Bergman 2026).

Knärot har svårt att överleva på kalhyggen (Löhmus & Kull 2011, Johnson 2014) och är känslig för uttorkning och markslitage (Nitare 2023). Så kallade

“hyggesfria metoder” har diskuterats som ett sätt att hjälpa knäroten, bland annat av Skogsstyrelsen (2026). Dessutom lyfts de hyggesfria metoderna fram av andra aktörer som en möjlig åtgärd för biologisk mångfald generellt, alltså även för andra arter (Fältbiologerna 2024). En *review*-artikel (Ekholm et al. 2023) som utvärderar hyggesfritt skogsbruk, specifikt blädning, visar att det kan finnas positiva effekter för biologisk mångfald då artsammansättningen inte påverkas lika mycket som vid kalhyggesbruk, även om uppföljningar av biodiversiteten på lång sikt saknas (Ekholm et al. 2023). Hyggesfria metoder kan dock innebära flera olika brukandesätt (Skogsstyrelsen 2025, Appelqvist et al. 2021). Det samhället behöver göra är att förbättra kunskapen om hur arter som trivs i sena successionsstadier påverkas av olika hyggesfria skogsbruksmetoder. På det sättet kan vi få bättre kunskap om hur olika slags markanvändning påverkar olika arter och artgrupper. Det den här studien gör är att undersöka hur skärmskogsbruk påverkar överlevnaden hos knärot för att utvärdera om det kan vara en väg framåt.

Skärmskogsbruk är en metod för hyggesfritt skogsbruk som innebär att en andel av träden tas ut jämnt fördelat i beståndet medan kvarvarande träd bildar en överhållen skärm eller skärmställning (Skogsstyrelsen 2025). Metoden kan användas specifikt för ljuskrävande träd som tall (*Pinus sylvestris* L.). Fler träd sparas än traditionellt skärmskogsbruk där bara en fröträdsställning lämnas (ibid.). Skärmen glesas ut i flera steg och kan avvecklas när föryngringen nått en medelhöjd på 2,5 meter (ibid.). Skogsstyrelsen och lagstiftaren har definierat hur många träd och av vilken höjd som måste sparas i de olika stegen samt efter skärmens slutliga avveckling för att det ska röra sig om en hyggesfri metod (Appelqvist et al. 2021). Skillnader kan finnas mellan olika utföranden, och det kan finnas skärmställningar som inte räknas som hyggesfria metoder eftersom antalet träd som sparas i olika steg skiljer sig.

Jag har valt att undersöka antal bladrossetter knärot och storlek av bladrossetterna som mått på hur arten påverkas av olika skogsbruksmetoder. Antal bladrossetter är ett bra mått för att se om arten ökar eller minskar på en viss plats. Storlek på bladrossetten skulle kunna vara ett mått på välmående, eftersom det påverkar hur mycket växten kan fotosyntetisera. Hypotesen är att antal bladrossetter kommer minska mest på kalhygget, följt av skärmskog och inte förändras i referensområdet. På samma sätt är hypotesen att storleken kommer påverkas negativt på kalhygge, något bättre i skärmskog och ingen påverkan i referensområdet. Detta på grund av förändringar i mikroklimat som påverkar växtens tillväxt och möjlighet att överleva.

Syftet med studien är att jämföra hur knärot påverkas av skärmskogsbruk jämfört med obrukade referensområden och påverkan av kalhyggesbruk.

Frågeställningarna är:

- (i) Hur skiljer sig överlevnaden för knärot vid skärmskogsbruk jämfört med överlevnaden vid kalavverkning och i referensområden?
- (ii) Hur påverkas rosettstorleken av knärot vid skärmskogsbruk jämfört med kalhyggen och referensområden?

2. Bakgrund

2.1 Skogsbruk

Skogarna i Sverige har brukats av människan länge. Påverkan på skogen var från början inte särskilt stor, men i samband med att marken började odlas för 4–5000 år sedan glesades skogarna successivt ut (Andersson, Persson & Holmström 2023). Från 1500- och 1600-talen börjar skogen få industriell betydelse (ibid.), för framställning av träkol, tjära, pottaska, virke och senare massa (ibid., Esseen et al. 1997). Från slutet av 1800-talet och framåt accelererar markpåverkan och skogsbruksmetoderna blir allt mer systematiska (Niklasson & Nilsson 2025). Dimensionshuggning och blädning var skogsbruksmetoderna som användes på 1800-talet och tidigt 1900-tal (Andersson, Persson & Holmström 2023, Esseen et al. 1997). Under 1940-talet genomgick skogsbruket ytterligare en förändring då kalhyggesbruket utvecklades (Esseen et al. 1997), den skogsbruksmetod som idag dominerar (Andersson, Persson & Holmström 2023, Niklasson & Nilsson 2025). Under 1900-talet rationaliserades skogsbruksmetoderna för att öka tillväxten i skogen, till exempel genom markberedning, val av trädslag och skogsgödsling (Esseen et al. 1997). Det intensiva skogsbruket har fått stor påverkan på det boreala skogslandskapet och dess biologiska mångfald (Johansson, Jansson & Bergman 2026). Bland annat påverkas arter känsliga för uttorkning och förändrat mikroklimat (Esseen et al. 1997). Många arter påverkas även negativt av brist på kontinuitetsskog:

I ett intensivt brukat skogslandskap har dynamiken som skapar förutsättningarna för kontinuitetskrävande arter satts ur spel. [...] Många viktiga substrat och livsmiljöer nybildas inte i det moderna skogslandskapet. (SLU Artdatabanken 2026c).

Skogsbrukets miljöpåverkan har de senaste decennierna blivit viktigt för samhället, något som bland annat tar sig uttryck i Skogsvårdslagen (SFS 1979:429). I portalparagrafen, vilken ändrades 1993, slås det fast att skogen ska “skötas så att den uthålligt ger en *god avkastning* samtidigt som *den biologiska mångfalden behålls*” (SFS 1979:429, 1§, egen kursivering). Den här synen på skogsbruk, där två likställda mål ska främjas, har dominerat hur man förvaltningspolitiskt sett på skogsbruk de senaste decennierna (Andersson, Persson & Holmström 2023). Tillkomsten av nationella miljömål är också ett uttryck för det (ibid.). Utvecklingen av miljö kvalitetsmålet Levande skogar bedöms dock som negativ (Sveriges miljömål 2025). Det är därför angeläget att utveckla nya metoder, då skogsbruk är en viktig anledning till den negativa utvecklingen för skogens biologiska mångfald (se inledningen samt SLU Artdatabanken 2026c).

Ett sätt som undersöks av forskare för att minska påverkan på skogens biologiska mångfald är hyggesfria metoder, till exempel blädning (Ekholm et al. 2023) eller skärmskogsbruk som beskrevs i inledningen. En tidigare studie på skärmskogsbruk i tallskogar i Estland visade på ökad artrikedom av kärlväxter och marklevande mossor 3–4 år efter skärmföryngring (Tullus et al. 2019). Vissa kärlväxter, som exempelvis knärot, påverkades dock negativt både vad gäller förekomstfrekvens och täckningsyta (ibid.). Även påverkan på epifytiska mossor och epixyliska mossor var negativ, även om författarna framhäver att dessa resultat ska tas med försiktighet då epifytiska och epixyliska mossor bara inventerades om det fanns träd eller lågor i provytan (ibid.). En annan studie av samma forskargrupp visade på lägre artrikedom av mossor i bestånd där skärmföryngring genomförts jämfört med kontrollområden med avverkningsmogen brukad skogsmark (Tullus et al. 2018). Svensk forskning på data från riksskogstaxeringen visar högre sannolikhet att knärot förekommer om artrikedomen mossor är större (Johansson, Jansson & Berman 2026).

2.2 Knärot

Knärot (*Goodyera repens* L.) är en kärlväxt i släktet orkidéväxter (*Orchidaceae*) (SLU Artdatabanken 2026a). Den har vintergröna basala blad som bildar bladrosetter (Nitare 2023). Blommorna är små, vita och oansenliga, se figur 1 nedan, och sitter på en upprätt stängel som är 10–15 cm lång (ibid.). Knärot blommar fåtaligt i juli-augusti vissa år (Mossberg, Stenberg & Ericsson 1992), blomning sker efter 3–4 levnadsår men ofta långt senare (Nitare 2023). Den vintergröna bladrosetten gör att knärot kan inventeras en stor del av året och således är användbar i miljöövervakningen. Knärot kan föröka sig både med frön och vegetativt med rhizomer (jordstammar) under mosstäcket (Mossberg, Stenberg & Ericsson 1992). Det innebär att utbredda mattor av bladrosetter (ofta) är kloner (Nitare 2023) och inte genetiskt skilda individer.

Knärot växer i mossrika barrskogar med lång kontinuitet (SLU Artdatabanken 2026a). Den är knuten till frisk mark av blåbärsristyp, dock är själva växtplatsen ofta en mossdominerad yta utan risvegetation (Nitare 2023, Mossberg, Stenberg & Ericsson 1992). Knärot kan även finnas i fuktiga granskogar och torra sandtallskogar (SLU Artdatabanken 2026a), samt norrut även i björkskog (SLU Artdatabanken 2026a, Mossberg, Stenberg & Ericsson 1992). Växten finns i större delen av Sverige och har i övrigt en cirkumpolär utbredning på norra halvklotet och förekommer i norra Europa, Asien och Nordamerika (SLU Artdatabanken 2026a).



Figur 1. Till vänster blommande knärot (foto: Joachim Strengbom). Till höger bladrosetter av knärot växande tillsammans med husmossa (*Hylocomium splendens* Hedw.)

Knärot är en värdefull modellorganism som representerar flera arter i den boreala skogen som är knutna till gammal skog och känsliga för skogsbruksåtgärder (Johansson, Jansson & Bergman 2026). Knärot har svårt att överleva på kalhyggen (Löhmus & Kull 2011, Johnson 2014). Rhizomerna gör att den kan överleva några år efter avverkning som vilande utan att bilda skott över markytan (Kull 2002 se Löhmus & Kull 2011). Translokeringstudier har visat att knärot kan överleva i yngre skogar, men att den troligtvis är spridningsbegränsad och långsam på att etablera sig och nå den täthet som finns i äldre bestånd (Johnson 2014). Det gör att knärot är förknippad med skogar med lång kontinuitet (ibid.). Knärot har också ökad sannolikhet för förekomst vid högre grundyta och beståndsålder (Johansson, Jansson & Bergman 2026).

Förutom naturtyp och skoglig kontinuitet finns två artgrupper och arter viktiga för knärot. För det första ökar sannolikheten för förekomst av knärot med ökad artrikedom av mossor (Johansson, Jansson & Bergman 2026). Vidare så har knärot påvisats leva tillsammans med en svampsymbiont: skinnsvampen *Rhizoctonia ramicola* (W.A.Weber & D.A.Roberts)(Nitare 2023), tidigare *Ceratobasidium cornigerum* (SLU Artdatabanken 2026b). *R. ramicola* hjälper till med näringsförsörjningen och är nödvändig för att frön och groddplantor ska kunna utvecklas (Nitare 2023). Experimentstudier har påvisat ett mutualistiskt förhållande där *R. ramicola* försörjer knärot med kol och kväve och knärot i sin tur försörjer svampen med kol (Cameron, Leake & Read 2006). Nettoflödet av kol är

positivt för *R. ramicola* medan flödet av kväve är nettopositivt för knäroten och författarna till studien menar därför att det rör sig om ett mutualistiskt förhållande (ibid). *R. ramicola* är bedömd som en livskraftig (LC) art i Sverige (SLU Artdatabanken 2026b).

Knärot är fridlyst i hela landet enligt 8 § Artskyddsförordningen (Naturvårdsverket 2025) och det är förbjudet att “plocka, gräva upp eller på annat sätt ta bort eller skada exemplar av växterna” (SFS 2007:845 8 § 1 p.). Knärot är vidare rödlistad som sårbar (VU) på grund av den kraftiga populationsminskning som skett under senare tid (SLU Artdatabanken 2026a) då förekomsten av arten minskat med 66% under en 30-årsperiod från 1993 till 2022 (Johansson, Jansson & Bergman 2026). Skälen till minskningen och sedermera rödlistningen av knärot är brist på lämpliga habitat, då skogar i sena successionsstadier har minskat under de senaste decennierna (ibid.). Fridlysningen i 8 § Artskyddsförordningen (SFS 2007:845) medför att man inte får bedriva skogsbruk på platser där arten finns utan att särskilda åtgärder vidtas, även om denna lagstiftning föreslås ändras (se inledningen).

Knärot används som en signalart (även kallat indikatorart) för skyddsvärd skog i Sverige (Nitare 2023). I en vetenskaplig studie utvärderade man knärotens värde som indikatorart genom att jämföra hur många naturvårdsarter som hittades i skogar med knärot, i gamla skogar (88–171 år) utan knärot och i slumpmässigt valda bestånd av olika åldrar (Johansson, Erbs & Bergman 2025). Slutsatsen var att det fanns fler arter av bevarandeintresse i bestånd med knärot jämfört med gamla bestånd utan knärot och slumpmässigt valda bestånd, men att faktorer som habitatheterogenitet och beståndsålder ännu bättre kunde förutsäga var skyddsvärda arter fanns (ibid.). Vidare kom forskarna fram till att en högre abundans bladrosetter inte kunde förutsäga starkare indikatorvärde på beståndsnivå, men dock på provytanivå (50x50 m) (ibid.). Det betyder att de områden i ett bestånd som hade tätast förekomst av bladrosetter också var de områden som hade flest arter av bevarandeintresse, och därmed kan vara lämpliga att undanta från skogsbruk genom att göra hänsynsytor eller frivilliga avsättningar (ibid.). Forskarna argumenterar dock för kombinerade naturvärdesbedömningar på beståndsnivå med både indikatorarter och strukturella faktorer (ibid.).

Effekterna av hyggesfria metoder på naturvårdsarter bör undersökas mer enligt Ekholm et al. (2023). Markvegetationen i tallskog är ofta artfattig, men innehåller sena successionsarter som knärot och blåbär, och effekten av skärmskogsbruk på dem borde undersökas mer, menar författarna i en estländsk studie (Tullus et al. 2019). Vidare så menar Johansson, Erbs och Bergman (2025) att knärotens indikatorvärde över olika skogsskötselsystem, geografiska områden och tidsskalor bör undersökas, något som denna studie kan bidra med om knärotens

förekomstdata analyseras gentemot utfall för övriga delar av biologisk mångfald (särskilt naturvårdarter) som undersöks i det större projektet.

Det finns en del tidigare forskning på knärot och skärmskogsbruk. En studie från Estland visar att 3–4 år efter skärmföryngring hade knärot påverkats negativt både vad gäller förekomstfrekvens och täckningsyta (Tullus et al. 2019). Metoderna och studieområdet i den estländska studien var relativt lika metoderna i den här studien (se nedan) och resultaten blir därför intressanta att jämföra.

3. Metod

Den här studien använder en BACI-design (*before-after-control-impact*) för att undersöka effekten av olika skogsbruksmetoder på knärot. Den delen av experimentet som jag använder med data om knärot (se nästa avsnitt) ingår i ett större projekt som studerar hur olika brukandeformer påverkar bland annat växthusgasflöden, ekosystemtjänster, mikroklimat och biologisk mångfald (UAF 2025). För att förstå i vilket sammanhang min studie genomförs kommer jag nu beskriva det större projektet.

Projektet genomförs i 10 talldominerade bestånd som har medelstorlek $19,14 \pm 7,46$ hektar och som ligger i Heby kommun, Uppland. Innan avverkning var bestånden i alla områden likartade med avseende på altitud, skogstyp och skötselhistoria. Dominerande trädslag i bestånden var tall (*Pinus sylvestris*) med inslag av gran (*Picea abies*), björkar (*Betula spp.*) och asp (*Populus tremula*). Syftet med att studera likartade bestånd är att kunna urskilja tydligare effekter av skötselmetoder på de utfallsvariabler som projektet studerar.

Varje område delades in i fyra delområden som tilldelades olika skötsel: luckhuggning, skärmskogsbruk, kalhygge och kontroll (obrukat referensområde). Luckhuggning behandlas inte i den här uppsatsen och tas därför inte upp, men övriga metoder beskrivs nedan. I de flesta fall ligger alla delområden intill varandra, i något fall har ett delområde placerats en liten bit bort för att delområdena skulle vara så likartade som möjligt. Data samlades in från områdena före skogsskötselåtgärder.

I skärmen avverkades 50–55 % av biomassan jämnt utspritt över delområdet. Det resulterade i en stamdensitet på 175–275 stammar per hektar. Skärmställningen planeras ta ned när föryngringen nått en medelhöjd av 2,5 meter. På kalhygget avverkades alla träd, förutom cirka 10 träd per hektar som lämnades som naturhänsyn för att leva upp till krav i FSC-certifieringen. I referensområdet utfördes inga skogsbruksåtgärder. All avverkning skedde under perioden november 2024–april 2025. Markberedning har utförts i kalhygges- och skärmområdena i november 2025. Plantering av tall är planerad men ännu inte genomförd.

Uppsala Akademiförvaltning är markägare för skogarna där experimentet utförs (UAF 2025). Projektet är finansierat av Energimyndigheten och Uppsala Akademiförvaltning (ibid.).

Mitt bidrag har varit uppföljningsinventering av knärot i mars-april 2026 (1–1,5 år efter avverkning skedde) samt statistisk analys av förändringar som skett i knärotspopulationerna i de olika områdena. För den statistiska analysen har jag använt data jag samlat in 2026 och jämfört med data som samlades in om knärot 2024, alltså före skogsskötselåtgärderna. Knärotsinventeringen har skett i 3 av de 10 områdena som ingår i det större projektet. Att med en BACI-design utvärdera skärmskogsbruk mot både kalhygge och obrukad skog möjliggör en rättvis jämförelse av skärmställningens effekter på knärotspopulationen både jämfört med kalhyggesbruk och obrukad kontroll.

3.1 Uppmärkning av knärot

Knärot var först inte planerat att ingå i det större projektet, men hittades på tre av områdena 2024. Man beslutade då att börja följa hur knärot skulle påverkas av skogsskötselsystemen skärmskog, kalhygge och referens. En uppmärkning av provytor med knärot och första inventering gjordes november 2024, en uppföljande inventering september 2025 (se avsnittet “Tidigare data” längre ned) och ytterligare en uppföljningsinventering, den som ligger till grund för den här studien, 30 mars-2 april 2026. Vid den första inventeringen 2024 ledde tidsbrist till att man inte hann samla in storleksdata i skärmen i område 5 och därför saknas före-data för den variabeln i det området. Man hann heller inte inventera knärot i referensområdet i område 5 och data saknas därför där. Tidsbristen ledde även till att man inte hann inventera alla provytor som stakats ut i områdena som inventerades. Vissa provytor i kalhygget i område 5, skärmen i område 7, skärmen i område 9 och referensområdet i område 9 inventerades därför för första gången 2025, alltså efter skogsbruksåtgärder genomförts. Se tabell 1 nedan för struktur. Sammanfattningsvis är det alltså några provytor som tillkommit efter tid, men ingen provyta som slutat följas upp.

Tabell 1. Fördelning av provytor inom områdena. Antal provytor som inventerats vid respektive tillfälle inom parentes.

Område	Behandling	Nov 2024 (före)	Mars-april 2026 (efter)
5	Kalhygge	Inventerad (16)	Inventerad (17)
5	Skärm	Inventerad (11), men endast för antal rosetter, strldata saknas	Inventerad (11)
5	Referens	-	Inventerad (12)
7	Skärm	Inventerad (15)	Inventerad (21)
9	Kalhygge	Inventerad (18)	Inventerad (18)
9	Skärm	Inventerad (15)	Inventerad (21)
9	Referens	Inventerad (15)	Inventerad (21)

Avverkning av skogar med knärot är generellt inte tillåten utan att särskilda åtgärder vidtas för att begränsa den negativa påverkan. Dessa åtgärder granskas och godkänns av Skogsstyrelsen. En förutsättning för att experimentet skulle få göras i skogar med knärot var därför att delområdet med rikligast förekomst skulle vara referensområde, och området med sparsammast förekomst kalhygge.¹ Därför har behandlingarna inte delats ut slumpmässigt på dessa tre områden. Det är viktigt att ha i åtanke när resultatet analyseras – vi bör inte bara jämföra absoluta tal utan bör framför allt analysera förändringar och trender.

Alla förekomster med knärot i referensområdena har inte blivit provytor. Målet var att ha omkring 15 provytor per delområde.²

3.2 Datainsamling och databeredning

3.2.1 Provytor

Alla provytor som märkts upp tidigare i studien (antingen 2024 och/eller 2025) återinventerades. Totalt var det 121 provytor varav 35 på kalhyggen, 53 i skärmskog och 33 i referensområden. Inventering skedde 30 mars–2 april 2026. Provytorna är fördelade i områden 5, 7 och 9 av projektets 10 områden. Provytorna är kvadrater med en sidlängd av 0,5 meter och en area av 0,25 m². Ytorna är markerade med hörnpinnar samt med en högre markeringspinne för att skogsmaskinerna ska undvika att köra i rutorna, se figur 2 nedan. Ramar användes under inventeringen vid behov, till exempel om det var oklart om en bladrosett befann sig innanför rutans eller ej.

¹ Muntlig information från Joachim Strengbom vid möte 24/3–2026

² Muntlig information från Joachim Strengbom vid möte 24/3–2026



Figur 2. Provytor med hörnpinnar och markeringspinne.

Eftersom det inte finns före-data för alla provytor (se tabell 1 i avsnittet ovan) så har inte alla provytor kunnat tas med i analyserna. För analys av antalet bladrosetter har 90 provytor tagits med, varav 34 på kalhygge, 15 i referensområden och 41 i skärmskog. För analys av rosettdiameter har 79 provytor tagit med, varav 34 på kalhygge, 15 i referensområden och 30 i skärmskog. Alla provytor med både före-data och efter-data för den variabeln som skulle undersökas har tagits med.

3.2.2 Kalibrering

Datainsamlingen utfördes av tre personer. För att minimera mätskillnader började vi med en gemensam genomgång av hur vi skulle mäta. För att undvika systematiska mätskillnader deltog alla observatörer i mätning av alla typer av områden, i stället för att en viss person bara arbetade med provytor som fått en viss behandling.

3.2.3 Variabler

För varje bladrosett mättes följande variabler, se tabell 2 nedan.

Tabell 2. Beskrivning av de variabler som mättes.

Variabel	Metod & övrigt
Provytan ID	Lästes av från markeringspinnarna och/eller hörnpinnarna på provytan. Vid osäkerhet konsulterades kartdata.
Bladrosettens ID-nummer	Lästes av från brödklämma eller markeringspärlor på ståltråd kring bladrosettens stjälk

Antal blad	Blad som höll på att utvecklas räknades inte. Skadade blad räknades om de bedömdes ha någon fotosyntetiserande förmåga kvar.
Bredd	Bredden på det bredaste bladet i millimeter. Mättes med tumstock. Noggrannhet: till millimetern, men ej med decimaler.
Diameter	Största diametern på bladrossetten i millimeter. Mättes med tumstock. Noggrannhet: till millimetern, men ej med decimaler.
Blomning	Kvarstående fröställning. Binär variabel ja/nej.

För döda individer (löst liggande markörer) noterades plantans ID-nummer och att den var död. Nya individer fick ett unikt nummer och märktes med en ståltråd med markeringspärlor kring bladrossettens stjälk. Försiktighet iaktogs för att inte skada växten.

3.2.4 Efter fältarbete

Databeredning skedde huvudsakligen i Google Sheets och Excel. Fältprotokollen digitaliserades till en Excelfil. Excelfilen kompletterades med metadata innehållandes beskrivningar av hur data samlats in och hur variablerna ska tolkas för att underlätta replikerbarhet vid uppföljningsinventeringar eller andra studier.

Datainmatning från fältprotokoll till Excelfil har skett manuellt. En viss risk för fel föreligger vid den typens databehandling. För att minimera risken gjorde jag stickprov efter digitaliseringen där jag jämförde pappersprotokoll med inmatade data.

För att möjliggöra efterkontroll av kvaliteten har de fysiska fältprotokollen från 2026 sparats och numrerats. Numreringen av pappren följer indexnummer som varje individ fått i Excelfilen, vilket möjliggör att dubbelkolla en viss mätning om misstankar om fel uppstår.

3.2.5 Tidigare data

Data från tidigare år tillhandahölls av min handledare som också är ansvarig för det större forskningsprojektet. Ursprungligen var planen att genomföra en analys där varje individuell bladrossett följdes över tid, med data från före-inventeringen 2024, data från den första uppföljningsinventeringen 2025 och från uppföljningsinventeringen som jag genomförde 2026. Syftet med den metoden

hade varit att ge en mer komplett lägesbild kring huruvida det framför allt var tillkomsten av nya bladrossetter eller utdöende av gamla bladrossetter som stod bakom ökande eller minskande trender för varje behandling. På grund av databortfall och problem med datahanteringen vid tidigare inventeringar kunde jag inte använda den metoden. Till exempel förekom dubletter där flera bladrossetter i samma provyta kunde ha samma ID-nummer vilket omöjliggjorde att skilja dem åt och följa hur de förändrades över tid – när vi följde upp värdena för en bladrossett i en provyta kunde vi inte veta om det var bladrossett X som märkts upp 2024 eller bladrossett X som märkts upp 2025. Det var också en stor andel markerade individer som inte kunde återfinnas, samt markerade individer som enligt inventeringen från 2025 inte skulle finnas på en provyta men som jag ändå hittade där 2026.

När den ursprungliga planen att följa upp varje individuell bladrossett slopades, valde jag i stället att analysera hur genomsnittliga värden per provyta förändrats över tid och behandling. Den metoden kan besvara frågeställningarna, även om den inte ger lika utförliga svar, till exempel kan den inte svara på huruvida ett minskat antal individer beror på fler utdöenden eller färre nya bladrossetter. Frågeställningarna fick därför justeras något till deras nuvarande form.

Data från 2025 undantogs från studien på grund av de oklarheter som beskrivits ovan. En viktig del av studien har varit att försöka strukturera upp tidigare data för att möjliggöra fortsatta uppföljningsstudier över tid.

3.3 Statistisk bearbetning

Alla analyser gjordes i R (R version 4.4.2). Paket som användes i R var lme4 (Bates et al. 2015), emmeans (Lenth & Piaskowski 2026), lmerTest (Kuznetsova, Brockhoff & Christensen 2017) och DHARMA (Hartig 2026) för analys samt ggplot2 (Wickham 2016) för att göra grafer.

3.3.1 Analys antal bladrossetter

För analys av förändring i antalet bladrossetter per provyta över tid anpassades en generaliserad mixad linjär modell (GLMM) med poissonfördelning. Paketet lme4 (Bates et al. 2015) användes i R. Modellen som användes var:

$$\text{Antal_individer} \sim \text{År} * \text{Behandling} + (1 | \text{Område/LokaltPlotID})$$

Den beroende variabeln som modellen estimerar är *antal individer* per provyta. Förklarande variabler vars påverkan på den beroende variabeln undersöktes var *År* (2024 eller 2026, alltså före eller efter behandling) och *Behandling* (kalhygge, skärm eller referens). Vidare så kontrollerar modellen för två slump effekter: *område* och *provyta*. De två slump effekterna har en nästlad struktur, där modellen

tar hänsyn till att provytorna finns inom områden. Syftet med att kontrollera för dessa variabler är att säkerställa att behandlingseffekterna som räknas fram ur modellen faktiskt mäter den effekt brukandemetoderna (kalhygge, skärm, referens) har haft på antalet, och alltså att det inte är område eller provyta som är förklarande variabler.

För att kontrollera att modellen var välanpassad genomfördes post hoc-test med DHARMA-paketet (Hartig 2026). Även residualanalys med QQ-plot gjordes. Generellt visade testerna god modellanpassning. En brist med modellen är att den är en så kallad *zero inflated*-modell, alltså att modellen förutspår färre nollor än vad som sen uppmätts i datasetet. För att justera modellen och utveckla en modell med bättre passform hade man kunnat använda en annan sannolikhetsfördelning i stället, till exempel *zero-inflated poisson* eller *zero-inflated negativ binomialfördelning*. På grund av tidsskäl valde jag dock att nöja mig med den här modellen då den var väl anpassad vad gäller överdispersion, *outliers*, *random effects* och förutsagda kontra uppmätta värden.

GLMM-modellen tar fram estimerade värden på behandlingseffekter. Utifrån estimerade effekter i modellen kan procentuella ökning eller minskningar räknas fram. För att kontrollera vilka grupper som är signifikant skilda från varandra gjorde jag sedan post hoc-test med parvisa jämförelser mellan grupper med paketet emmeans (Lenth & Piaskowski 2026). Det GLMM- modellen räknar fram är om det finns några signifikanta behandlingseffekter (jämfört med modellens intercept, obehandlad referens), medan det de parvisa jämförelserna räknar fram är om behandlingarna är signifikant skilda från varandra.

Endast provytor som inventerades både 2024 och 2026 är med i datasetet. Totalt är det 90 provytor, varav 34 på kalhygge, 15 i referensområden och 41 i skärmskog.

3.3.2 Analys medeldiameter

För analys av medeldiameter anpassades en linjär mixad modell (LMM) med normalfördelning. För denna modell tillämpades inte den nästlade strukturen (1 | Område/LokaltPlotID) eftersom det ej ledde till bättre modellanpassning ($\Delta AIC = 2.0$) och varians mellan områdena var estimerad till ~ 0 . Därför användes en enklare och något bättre anpassad modell som använde globalt provyte-ID i stället (Estimaten och p-värdena från modellerna var dock i princip identiska så detta vägval bör ej ha påverkat resultatet nämnvärt). Modellen som slutligen användes var:

$$\text{Medeldiameter} \sim \text{År} * \text{Behandling} + (1 | \text{GlobaltPlotID})$$

Anledningen till att en annan typ av modell (LMM) används till denna analys är att LMM kan användas när residualerna följer en normalfördelning. När residualerna följer andra typer av sannolikhetsfördelningar (till exempel poissonfördelning eller binomialfördelning) används en GLMM där man specificerar för modellen vilken sannolikhetsfördelning som används. Linjära mixade modeller är alltså ett specialfall av generaliserade linjära mixade modeller. Vidare finns några skillnader i hur resultatutskriften ser ut (logaritmerade eller inte), men det är inte så relevant för att förstå metoden.

Paketet lmerTest (Kuznetsova, Brockhoff & Christensen 2017) användes för att få p-värden till den linjära mixade modellen över diameter. Paketet lme4 (Bates et al. 2015) användes för att anpassa modellen. Residualanalys gjordes med QQ-plot samt med paketet emmeans (Lenth & Piaskowski 2026) som användes för post hoc-test med parvisa jämförelser mellan grupper.

Endast provtyper som inventerades med avseende på rosettdiameter både 2024 och 2026 är med i analysen: totalt är det 79 provtyper, varav 34 kalhygge, 15 referens och 30 skärm.

3.3.3 Signifikansnivå

Generellt har en signifikansnivå på 95%, alltså $p < 0,05$ använts för att tolka ett samband som statistiskt signifikant. Signifikansnivåer mellan $0,05 < p < 0,1$ har tolkats som möjliga trender på gränsen till signifikans. I anslutning till resultaten redovisas p-värden.

3.4 Användning av AI

I samråd med min handledare valde jag att använda ChatGPT till hjälp för att skriva script i R. Valet av statistisk metod har dock gjorts av mig i samråd med min handledare, men jag använde ChatGPT för att felsöka om min kod inte fungerade och för förslag hur jag kunde anpassa modellen till min data. För att kvalitetssäkra resultaten har jag stämt av den R-kod jag använde med min handledare och vid behov tagit hjälp av handledaren samt en statistiker för att tolka resultaten.

I övrigt har generativ AI inte använts i studien eller uppsatsen.

3.5 Metodbegränsningar

En begränsning med metoden är att inventeringarna inte har skett med en standardiserad *search effort*. Löhmus och Kull (2011) använde till exempel *fixed-area*, *fixed-effort* när de inventerade orkidéer och hade en viss tid som de la i varje provyta.

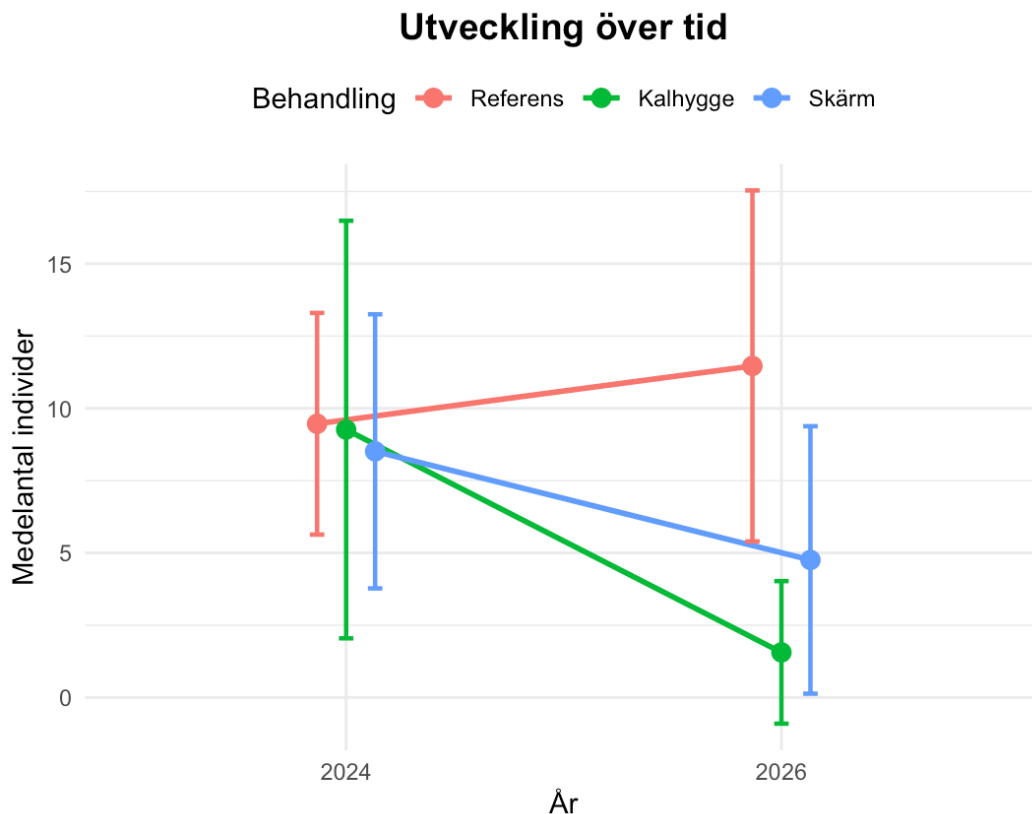
Vidare så har inventeringarna genomförts av olika personer. Inventeringarna 2024 utfördes av tre personer och uppföljningsinventeringen 2026 av tre andra personer. Det som dock gör resultaten starkare är att provytorna inte delats upp systematiskt mellan observatörerna, till exempel var det inte en av oss som besökte alla provytor på kalhyggen, en som besökte referensområdet och en som besökte skärmskogen, utan vi tog ett delområde i taget och alla inventerade provytor på det delområdet. Vi försökte lägga en viss mängd tid på varje provyta, även i de fall där vi vid första anblick inte hittade några bladrossetter. Förslag på metodutveckling är att ha ett intervall på hur mycket tid som läggs vid varje provyta, till exempel minst 5 minuter och max 15 minuter. Det som försvårade att ha den typen av metod vid den här studien, är att en hel del tid gick åt till att placera markörer med ID-nummer kring bladrossetterna. Tiden som lades på markörer användes därför inte till aktivt sök och kan därför inte anses väga lika som tiden som läggs på att leta efter bladrossetter i mossan.

4. Resultat

Studiens frågeställningar var: (i) Hur skiljer sig överlevnaden för knärot vid skärmskogsbruk jämfört med överlevnaden vid kalavverkning och i referensområden? och (ii) Hur påverkas rosettstorleken av knärot vid skärmskogsbruk jämfört med kalhyggen och referensområden? Resultaten för respektive frågeställning presenteras var för sig.

4.1 Förändring antal bladrossetter

För att besvara den första frågeställningen analyserades hur antalet bladrossetter knärot förändrats i provytorna. I figur 3 nedan syns förändring i medelantal plantor per provyta över tid, uppdelat på de olika behandlingarna.



Figur 3. Förändring av genomsnittligt antal bladrossetter per provyta över tid uppdelat på behandling. Punkterna visar medelvärdet för antal bladrossetter per provyta vid de två olika mättillfällena: 2024 (före behandling) respektive 2026 (efter behandling). Felstaplarna visar standardavvikelse. Behandlingarna ser ut att divergera från varandra. Observera att det som visas i figuren är deskriptiv statistik utan någon modellanpassning eller uttalanden om signifikans. Punkterna är jitterade för att öka läsbarhet av felstaplarna. Diagram skapat med paketet ggplot2 (Wickham 2016) i R.

När det kommer till lokala utdöenden var det 20 provytor som helt saknade bladrossetter 2026 (1–1,5 år efter behandling). Av dessa låg 5 i skärmskog (5 av 41 provytor, 12%) och 15 på kalhygge (15 av 34 provytor, 44%). Inget lokalt utdöende av bladrossetter skedde i de 15 provytorerna i referensområdet. Provytor med noll bladrossetter har inte inventerats efter rhizomer av knärot, så det är tänkbart att växten lever kvar vilande utan att bilda skott över marken (Kull 2002, se Löhmus & Kull 2011).

I figur 3 ovan ser behandlingarna ut att divergera över tid. För att undersöka om det fanns någon signifikant skillnad mellan behandlingarna över tid anpassades en generaliserad linjär mixad modell (GLMM) till datasetet med R-paketet lme4 (Bates et al. 2015) (se metodavsnittet).

Modellsammanfattningen visade att det inte fanns någon signifikant effekt på antal bladrossetter beroende av område 2024. Parvisa jämförelser på modellens estimat med emmeans (Lenth & Piaskowski 2026) och tukey-test visade att det inte fanns signifikanta skillnader mellan någon av grupperna 2024 (före behandling). Parvisa jämförelser mellan referens och kalhygge ($p = 0,9785$), referens och skärm ($p=0,6877$) samt kalhygge och skärm ($p=0,7561$).

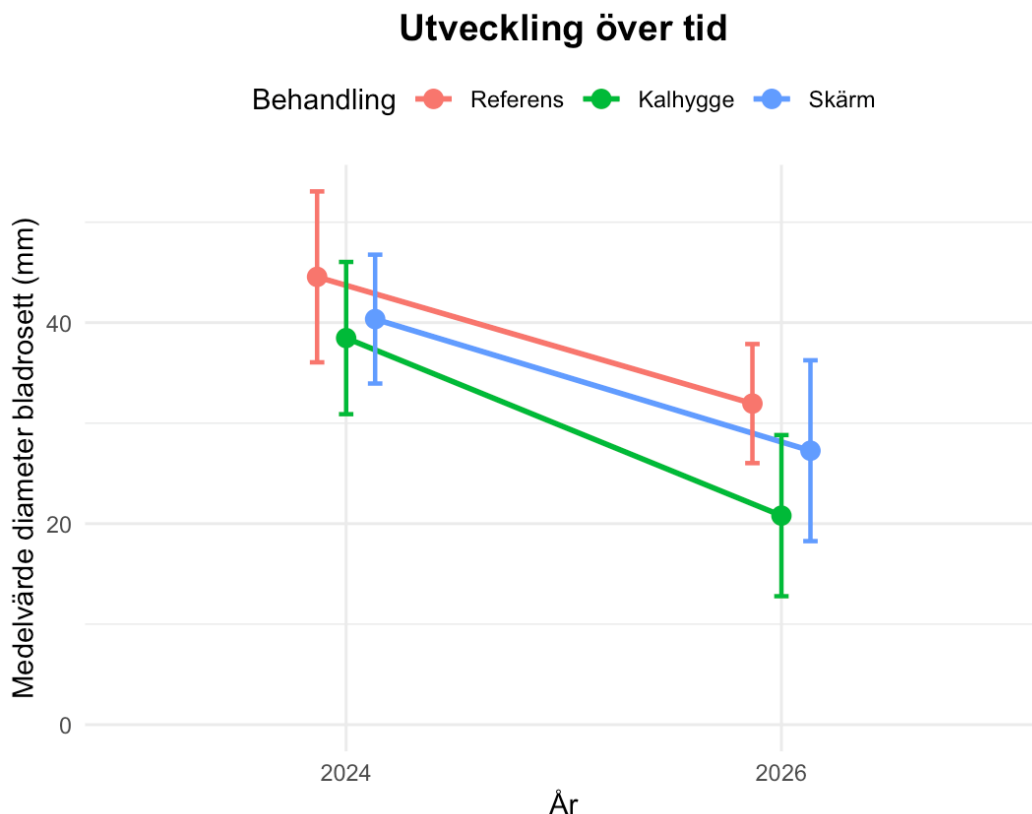
Modellen estimerade att referensområdet hade en svag ökning under studieperioden med 21% fler individer i medeltal. Denna ökning är dock på gränsen att vara statistiskt signifikant ($p=0,088$), åtminstone om vi vill ha en konfidensnivå på 95%, och effekten är därför inte statistiskt säkerställd.

Vidare till effekten av de olika behandlingarna. På kalhygget sågs i modellen en estimerad minskning av medelantalet individer med 83% ($p < 0,001$, starkt signifikant). Det betyder att modellens förväntade abundans av bladrossetter per provyta på kalhygget 2026 i genomsnitt bara var 17% av vad den var 2024. I skärmskogen sågs också en minskning, men bara med 44%. Denna effekt var också starkt signifikant ($p < 0,001$). Parvis jämförelse med emmeans (Lenth & Piaskowski 2026) visar att estimaten för skärmskog och kalhygge skiljer sig signifikant 2026 ($p < 0,0001$). Även parvis jämförelse mellan referens och skärmskog ($p < 0,0001$) samt referens och kalhygge ($p < 0,0001$) var signifikant skilda 2026.

Variablerna jag kontrollerade för i modellen, så kallade *random effects* eller kontrollvariabler, visade att det var stor varians (stor heterogenitet) mellan provytor, men liten varians (liten heterogenitet) mellan områden. Post-hoc-test visade god modellanpassning.

4.2 Förändring medeldiameter

För att besvara den andra frågeställningen analyserades den genomsnittliga bladrosettdiametern per provyta över tid uppdelat på behandling. Figur 4 nedan visar hur diametern förändrades från 2024 till 2026 uppdelat på de olika behandlingarna. Den genomsnittliga diametern minskade i alla områden från november 2024 till mars/april 2026.



Figur 4. Förändring av bladrosettens diameter över tid uppdelat på behandling. Punkterna visar vad medelvärdet av alla provytors medelvärden av diameter var; det vill säga det är ett medelvärde av medelvärden. Felstaplarna visar standardavvikelse. I figuren syns att den genomsnittliga diametern minskat för alla behandlingar mellan mättillfällena. Observera att det som visas i figuren är deskriptiv statistik utan någon modellanpassning eller uttalanden om signifikans. Punkterna är jitterade för att öka läsbarhet av felstaplarna. Diagram skapat med paketet ggplot2 (Wickham 2016) i R.

En linjär mixad modell (LMM) anpassades till datasetet med paketen lme4 (Bates et al. 2015) och lmerTest (Kuznetsova, Brockhoff & Christensen 2017). Modellen visade sammantaget på svaga behandlingseffekter, men att behandlingarna divergerade över tid. Den visade också att tid var en viktigare förklarande faktor än behandling, då alla områden minskade över tid. Minskningen över tid i referensområdet där ingen behandling skedde var estimerad till 12,6 mm (signifikant skild från noll, $p < 0,001$).

Före behandling var bladrosettens diameter i referensområden signifikant skild ($p=0,0114$) från diametern i områden som skulle kalhuggas, där plantorna i kalhyggesområdet i genomsnitt var 6 mm mindre (se metodavsnittet, behandling är ej slumpvis utdelad). Modellen gav också ett estimat att genomsnittsdiametern i provytor i skärmskogen var 4 mm mindre ($p=0,0847$, på gränsen till signifikans), men effekten var på gränsen av signifikans och därför inte statistiskt säkerställd med en signifikansnivå på 95%. Parvis jämförelse med emmeans (Lenth & Piaskowski 2026) mellan grupperna före behandling visar att referens och kalhygge var signifikant skilda ($p=0,0304$), men inte referens och skärm ($p=0,1952$) eller kalhygge och skärm ($p=0,5876$).

År 2026, efter behandling, hade medeldiametern minskat i alla områden. Det fanns en svag tendens till större minskning i medeldiameter i provytor på kalhyggen ($p=0,082$, på gränsen till signifikans) men den effekten är dock inte statistiskt säkerställd. Vidare fanns ingen signifikant behandlingseffekt på medeldiameter i skärmskogen ($p=0,86$, ej signifikant skillnad).

Parvis jämförelse av grupperna 2026 med emmeans (Lenth & Piaskowski 2026) visar att kalhygge har signifikant lägre medeldiameter än både referens ($p < 0,0001$) och skärmskog ($p=0,0105$). Referens och skärm är inte signifikant skilda ($p=0,1376$). Behandlingsgrupperna har alltså divergerat och är mer olika år 2026 än år 2024, även om behandlingseffekterna är ganska svaga.

Variabeln jag kontrollerade för i modellen som *random effect* visade att det var stor varians (stor heterogenitet) mellan provytor. Post-hoc-test visade god modellanpassning.

5. Diskussion

Syftet med studien var att jämföra hur knärot påverkas av skärmskogsbruk jämfört med obrukade referensområden och påverkan av kalhyggesbruk. I följande två avsnitt diskuteras resultaten i relation till syftet och tidigare forskning, följt av studiens slutsats och sist studiens implikationer för skogsbruk och artbevarande.

5.1 Antal bladrossetter per behandling

Det genomsnittliga antalet bladrossetter knärot per provyta minskade både på kalhygget och skärmskogen. Minskningen på kalhygget var en nedgång på 83% (se resultatkapitlet ovan). Resultatet på kalhygget var väntat då tidigare forskning visar att knärot inte förekommer på kalhyggen (Johnson 2014, Löhmus & Kull 2011). Skuggtoleranta orkidéer som knärot kan dock överleva några år efter avverkning som vilande utan att bilda skott över markytan (Kull 2002 se Löhmus & Kull 2011). Den här studiens resultat bekräftar bilden från tidigare forskning vad gäller att knärot klarar sig dåligt efter kalavverkning, men visar också på att bladrossetter kan finnas 1–1,5 år efter avverkning. Att Löhmus & Kull (2011) inte hittade någon knärot på kalhyggen kan bero på att de bara inventerade blommande individer (Löhmus & Kull 2011, se tabell 1 i deras resultatkapitel) samt att inventeringen skedde 3–7 år efter avverkning (ibid) till skillnad från den här studien där inventering skedde 1–1,5 år efter avverkning. I den här studien hittade vi inga individer som hade blommat på kalhygget (totalt hittades bara fem individer med fröstänglar, varav tre i referensområde och två i skärmskog). De olika resultaten kan bero på att vi, till skillnad från Löhmus & Kull (2011), inventerade bladrossetter samt att tidshorisonten skilde sig mellan studierna. Överlag är resultatet att bladrossetterna av knärot blivit mycket färre 1–1,5 år efter avverkning väntade och inte särskilt överraskande eftersom de bekräftar tidigare forskning. Uppföljande inventeringar för att se hur länge knärot finns kvar i provytorna på hygget kan vara intressanta för att få bättre kunskap om hur länge växten kan klara att överleva på ett kalhygge.

Minskningen i skärmskogen var signifikant ($p < 0,001$), men inte lika stor som minskningen på kalhygget, 44% jämfört med 83% (se resultat). Parvis jämförelse post-hoc visar att skillnaderna mellan estimaterna för skärmskog och kalhygge 2026 är signifikanta ($p < 0,0001$). Det innebär att vi med hög konfidens kan säga att antal bladrossetter i skärmskog minskat i en mindre omfattning än på kalhygget, men att vi samtidigt med hög konfidens kan säga att det skett en populationsminskning i skärmskogen. Tidigare forskning på knärot i skärmskog visade att 3–4 år efter skärmfyring hade knärot påverkats negativt både vad gäller förekomstfrekvens och täckningsyta (Tullus et al. 2019). Den studien

(Tullus et al. 2019) hade liknande metoder som min studie, var i samma klimatzon, och hade delvis samma typ av markvegetation. Mina resultat med minskat antal bladrossetter och några lokala utdöenden (5 provytor av 41 i skärmen, 12%) är därför inte så förvånande och bekräftar Tullus et al. (2019) resultat om minskad förekomstfrekvens. Den nya information som min studie bidrar med är att jämförelser görs med andra skogsskötselsystem (kalhygge resp. obrukad kontroll).

Tidigare forskning på knärot i hänsynsytor visar att den är signifikant ovanligare i hänsynsytor än i avverkningsmogen skog (Johnson 2014), men att förekomster finns (ibid.). Hänsynsytor och skärmskog är inte direkt jämförbara, men delar likheten att mikroklimatet skiljer sig från områden med avverkningsmogen skog (Zhang et al. 2025, Tullus et al. 2019). Skärmställning har i tidigare studier visats leda till minskad krontäckning och ökad solinstrålning (Tullus et al. 2019), medan hänsynsytor är varmare och torrare än områden med avverkningsmogen skog (Zhang et al. 2025). Därför är det inte förvånande att studiens resultat bekräftar samma mönster som syns i Johnson (2014), att i områden med förändrat mikroklimat påverkas förekomsterna. Knärot är en art som trivs i skogars skyddade kärnområden och en tolkning av resultaten är att skärmställningen förändrar mikroklimat-förhållandena tillräckligt mycket för att en negativ trend i populationen ska ses, men inte lika mycket som kalhyggen påverkar (Esseen et al. 1997, Zhang et al 2025) mikroklimatet.

I referensområdet skedde ingen minskning av antal plantor, snarare en tendens till svag ökning med 21% fler rosetter i medeltal i modellens estimat, dock på gränsen av statistisk signifikans ($p=0,0878$) (se resultat) så vi kan ej säkerställa någon ökning. Att ha med provytor i referensområdet som kontrollgrupp är viktigt för att utesluta att minskningar i skärmskogen och kalhygget beror på övergripande trender i miljön, till exempel ovanligt torra och varma somrar som skulle kunna drabba knärot negativt eller ökad näringsbelastning som också kan ha en negativ påverkan på knärot (SLU 2026a). Som nämndes i metodavsnittet ligger referensområdena intill testområdena och därför fungerar de väl som kontroller.

5.2 Medeldiameter per behandling

Den andra frågeställningen handlade om storlek på bladrossetten. Motiveringen till att undersöka frågan var att det kan besvara syftet att undersöka hur de tre brukandemetoderna påverkar knärot då förändrad storlek på bladrossetten kan vara ett tecken på välmående. Bladrossettens diameter hade minskat i alla områden mellan hösten 2024 och våren 2026 (se resultatdelen). En tänkbar anledning till att det skett en signifikant minskning över tid ($p < 0,001$, interaktionseffekt av tid i

LMM, se resultatdelen) är att mätningen 2026 gjordes på våren (30 mars-2 april), det vill säga i början av växtsäsongen, medan mätningarna 2024 gjordes i november efter växtsäsongen. En möjlig tolkning är att bladrosetterna i november haft hela sommaren på sig att växa till sig, och att de därför i genomsnitt var större då än vad bladrossetter på våren är. Det skulle i sådana fall inte röra sig om minskat välmående, utan om naturliga säsongsvariationer.

Jag kunde inte visa någon stark behandlingseffekt på rosettdiameter, även om det fanns en tendens till att grupperna divergerade från varandra över tid. Den enda behandlingseffekten som var på gränsen till signifikans var att det fanns en tendens till större minskning av bladrosetternas diameter på kalhygget än i referensområdet ($p=0,082$, på gränsen till signifikans). Parvis jämförelse med emmeans (Lenth & Piaskowski 2026) post-hoc visade dock att det fanns signifikanta skillnader mellan modellens estimering av medelvärdena 2026 mellan referens och kalhygge ($p < 0,0001$) samt mellan skärmskog och kalhygge ($p=0,0105$), men dock ej mellan referens och skärmskog ($p=0,1376$).

Provytor där det skett lokala utdöenden mellan 2024 och 2026 är med i analysen av förändring av antal individer som noll-värden, men deras data från 2026 är inte med i analysen av medeldiameter eftersom det inte går att definiera genomsnittsdiametern om det inte finns några bladrossetter att mäta. 15 provytor från kalhygget och 3 provytor från skärmskogen har inget värde för medeldiameter 2026 på grund av detta. Det gör dels att provstorleken blir mindre (19 provytor på kalhygge, 27 i skärmskog och 15 i referens), vilket påverkar möjligheten att få fram statistiskt signifikanta resultat och är en begränsning med studien. I framtida uppföljningar kan fler provytor följas upp då det kommer finnas tidsseriedata för alla 121 provytor (se metodavsnittet). Det är dock en brist med studiedesignen att det inte finns före-data för fler provytor. Trots det har studien ändå bidragit med viss ny kunskap som tyder på att diametern divergerar över tid.

En studie om hur markvegetationen påverkas av skärmskogsbruk i Estland visade att både frekvens och täckningsgrad av knärot hade minskat året efter avverkning (Tullus et al. 2019). Denna studies resultat kan delvis styrka den tidigare forskningen då flera provytor i skärmen helt saknar knärot (så frekvensen har minskat). Vidare visar den här studien att det finns signifikant färre bladrossetter i skärmskog än referens ($p < 0,001$) men att det inte kunde visas någon signifikant storleksminskning jämfört med referens ($p=0,86$) och inga signifikanta skillnader i storlek vid parvis jämförelse av grupperna post-hoc ($p=0,1376$) vilket sammantaget skulle kunna tyda på att förändringen i täckningsgrad som den estländska studien mätte upp kan förklaras bättre av minskat antal bladrossetter än av mindre bladrossetter.

5.3 Slutsatser

Frågeställningarna för studien var:

- (i) Hur skiljer sig överlevnaden för knärot vid skärmskogsbruk jämfört med överlevnaden vid kalavverkning och i referensområden?
- (ii) Hur påverkas rosettstorleken av knärot vid skärmskogsbruk jämfört med kalhyggen och referensområden?

Gällande frågeställning (i) är slutsatsen att knärot har sämre överlevnad vid avverkning med skärmskog jämfört med obrukade referensområden, men bättre överlevnad i skärmskogen än på kalhyggen, åtminstone 1–1,5 år efter avverkningen genomförts. Det går inte att svara på huruvida skärmskogsbruk är bättre än kalhyggesbruk på längre sikt, eftersom studieperioden inte sträcker sig till den tidpunkt när det andra virkesuttaget görs på skärmhygget (dvs. när den nya generationen under skärmen blivit 2,5 meter och de träd som utgjorde skärmen plockas ned).

Gällande frågeställning (ii) kunde studien inte visa någon signifikant behandlingseffekt för storleken av knärotens bladrosetter över tid, medan det finns en tydlig diameterminskning i alla grupper över tid (möjligtvis orsakad av inventering vid olika tidpunkter på växtsäsongen). Den enda behandlingseffekt som var på gränsen till signifikans var kalhygge som ledde till minskad diameter 2026 ($p=0,0822$). Dock visar post hoc-test att grupperna divergerar över tid, och efter behandling är knärot på kalhygget signifikant mindre än både skärm och referens, medan knärot på kalhygget enbart var signifikant mindre än knärot i referens innan behandling. Möjligtvis hade ett större stickprov kunnat göra att tydligare behandlingseffekter kunde urskiljas – eller, det kan i alla fall vara värt att undersöka i framtida uppföljningar huruvida det förhåller sig så eller inte. Svaret på fråga (ii) blir därför att jag inte kunde påvisa någon påverkan på rosettstorleken av skärmskogsbruk eller referens, men att kalhygge eventuellt kan leda till en minskad rosettstorlek.

En begränsning i styrkan av mina slutsatser är att inventeringarna inte har skett med en fix *search effort* i alla provytor (se avsnittet metodbegränsningar).

5.4 Implikationer för skogsbruk och artbevarande

De viktigaste slutsatserna från studien är att 1–1,5 år efter avverkning presterar skärmskogsbruk sämre än obrukad skog men bättre än kalhygge vad gäller antal bladrosetter knärot. Studien bekräftar tidigare forskning om att knärot minskar vid skärmhygge (Tullus et al. 2019) och kalhygge (Johnson 2014, Löhmus & Kull 2011) samt bidrar med ny komparativ evidens att skärmskogsbruk på kort sikt (1–

1,5 år) är bättre än kalhyggesbruk för knärot. För att kunna avgöra om skärmskogsbruk fortsätter prestera bättre än kalhygge behöver uppföljande studier göras när det gått längre tid sedan avverkning, samt uppföljningar efter att den överhållna skärmen slutavverkas. Det kan ske till exempel inom ramen för det här projektet, inom ramen för de estländska vegetationsstudierna (Tullus et al. 2018, Tullus et al. 2019) eller på nya projektområden. Genom uppföljning på längre sikt kan forskningen och praktiker få bättre förståelse för vilka arter förknippade med skogar av sen successionsordning som klarar skärmskogsbruk, och vilka som behöver andra bevarandeåtgärder. Min studie visar också, genom att tillämpa en jämförelse med ett obrukat referensområde som kontrollgrupp, att skärmskogsbruk påverkar populationen av knärot negativt jämfört med om skogen lämnas obrukad. Fortsatta uppföljningar av skärmen gör att man kan undersöka om det sker någon återhämtning av populationen på längre sikt, även om Tullus et al. (2019) resultat av återinventeringar 3–4 år efter skärmavverkningar i tallskog tyder på att det inte är troligt att populationen når samma nivå som före avverkning.

För att underlätta systematiska jämförelser mellan forskning i olika länder rekommenderar jag att noggrant beskriva parametrar som exempelvis stammar per hektar i skärmställningen och hur stor andel av biomassan som tas ut, för att underlätta för *review*-artiklar likt den som Ekholm et al. (2023) gjort om blädning. Detta då nationella lagar och praxis inom skogsbruket kan skilja sig åt.

Implikationerna för skogsbrukssektorn är att det är ifrågasättbart att beskriva skärmskogsbruk som en naturvårdsåtgärd för knärot, även om skärmskogsbruk kan sägas vara skademinimerande jämfört med kalhygge. Vidare så bör Skogsstyrelsen överväga att förtydliga sin *vägledning för hänsyn till växter och nationellt fridlysta arter* och skriva att skärmskogsbruk inte är en lämplig hyggesfri metod för att gynna knärot i befintliga bestånd med arten. I dagsläget rekommenderar myndigheten hyggesfria metoder för att gynna knärot utan att ange vilken eller vilka metoder som är lämpliga (Skogsstyrelsen 2026). Eftersom det finns många sorters hyggesfritt skogsbruk (Skogsstyrelsen 2025, Appelqvist et al. 2021) är det viktigt att vara konkret i rekommendationerna som ges till markägare. Den här studien tillsammans med tidigare forskning (Tullus et al. 2019) ger tillräcklig evidens för att säga att skärmskogsbruk troligtvis har negativ påverkan på knärot och att man därför bör tillämpa försiktighetsprincipen i nuvarande bestånd om målet är att hejda minskningen av populationen. Påverkan från skärmskogsbruk är dock ändå avsevärt mindre än vid kalavverkning.

Ett alternativ som kan vara mer fördelaktigt än skärmar för att bevara just knärot är hänsynsytor kring områden med hög täthet av knärot. I hänsynsytor är luftfuktighet och mikroklimat mer gynnsamt för mosstillväxt än vad det är på

kalhyggen (Zhang et al. 2025), och knärot bör gynnas av ett ostört mosslager (Tullus et al. 2019). Hänsynsytor kan också potentiellt gynna andra arter i markvegetationen (Zhang et al. 2025). I en studie av Johansson, Erbs och Bergman (2025) fanns ett samband mellan lokalt hög täthet av bladrossetter och fler förekomster av arter av bevarandebestånd. Det talar ytterligare för att göra hänsynsytor av områden med hög täthet knärot, då det potentiellt kan gynna både knärot och andra arter av bevarandebestånd. För att knärot ska kunna överleva behöver hänsynsytor dock vara tillräckligt stora för att mikroklimatet ska likna det i en skog (Johnson 2014). Det skulle sannolikt innebära att hänsynsytor behöver vara i storleksordningen 1 hektar eller större, vilket är betydligt större än de hänsynsytor som normalt används vid skogsbruk i Skandinavien (ibid.). Även Tullus et al. (2019) rekommenderar att undersöka användningen av hänsynsytor med ostörda mosstäcken för att bevara knärot inom skärmskogsbestånd. De menar dock att de exakta mekanismerna behöver studeras vidare (ibid.).

Sammanfattningsvis påverkas både knärot och många andra arter i det svenska skogslandskapet negativt av bristen på kontinuitetsskog (SLU Artdatabanken 2026c). För knärot, som är spridningsbegränsad (Johnson 2014), har en kraftig obalans mellan kolonisering och utdöende (Johansson, Jansson & Bergman 2026) och har minskad förekomstfrekvens med 66% de senaste 30 åren (ibid.) blir det angeläget att undersöka vilka åtgärder som fungerar för att bevara de populationer som finns och på sikt skapa nya områden att spridas till. I den här studien har jag visat att skärmskogsbruk är en metod som leder till bättre överlevnad än kalhygge på 1–1,5 års sikt, men att överlevnaden är sämre än i obrukade referensområden. För att vända utvecklingen för knärot och andra arter kopplade till sena successionsstadier av skog krävs fortsatt forskning om vilka bevarandeåtgärder som är mest effektiva. Detta så skogsbruket kan utveckla ett *best-practice* och den negativa trenden för skogslevande arter (SLU Artdatabanken 2026c) kan vändas.

Referenser

- Aftonbladet (2026). *Anklagas för att vara aktivisternas "vapen"*.
https://www.aftonbladet.se/nyheter/klimat/a/L43Ggq/den-lilla-orkiden-knarot-pekast-ut-som-ett-farligt-vapen-for-aktivister?utm_source=iosapp&utm_medium=share&fbclid=IwY2xjawRd8SJleHRuA2FlbQIxMQBzcnRjBmFwcF9pZBAyMjIwMzcxNzg4MjAwODkyAAEexU50NWoveqs7bHqC2a_GITSuohoeya3DzedEMJ9te8z75OkGKV9W3UhvCsI_aem_V871NeDmLR0XJCjU_IRFJA [2026-05-14]
- Andersson, R., Person, B. & Holmström, J. (2023). *Grundbok för skogsbrukare: fakta om skog och skogsbruk*. Skogsstyrelsen. ISBN 978-91-986297-6-7
- Appelqvist, C., Sollander, E., Norman, J., Forsberg, O. & Lundmark, T. (2021). *Hyggesfritt skogsbruk: Skogsstyrelsens definition*. (2021/8). Skogsstyrelsen.
<https://www.skogsstyrelsen.se/globalassets/om-oss/rapporter/rapporter-20222021202020192018/rapport-2021-8-hyggesfritt-skogsbruk---skogsstyrelsens-definition.pdf>
- Bates D., Mächler M., Bolker B. & Walker S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67 (1), 1–48.
<https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Cameron, D.D., Leake, J.R. & Read, D.J. (2006). Mutualistic Mycorrhiza in Orchids: Evidence from Plant-Fungus Carbon and Nitrogen Transfers in the Green-Leaved Terrestrial Orchid *Goodyera repens*. *The New phytologist*, 171 (2), 405–416.
<https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01767.x>
- Ekholm, A., Lundqvist, L., Petter Axelsson, E., Egnell, G., Hjältén, J., Lundmark, T. & Sjögren, J. (2023). Long-term yield and biodiversity in stands managed with the selection system and the rotation forestry system: A qualitative review. *Forest ecology and management*, 537. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120920>
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. (1997). Boreal Forests. *Ecological bulletins*, (46), 16–47.
- FAO (2025). *Global Forest Resources Assessment 2025*. FAO.
<https://doi.org/10.4060/cd6709en>
- Fältbiologerna (2024). *Skogspolitiskt program*.
https://drive.google.com/file/d/1Dz1WclyF_iEfAGC9zzTYF91AUkJgH_WA/view [2026-06-05]
- Hartig, F. (2026). *DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models*. R package version 0.5.0,
<https://github.com/florianhartig/dharma>
- IPBES (2019): *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 1148 pages. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>

- Johansson, V., Erbs, C. & Bergman, K.-O. (2025). The indicator value of a debated orchid: can *Goodyera repens* predict forests of high conservation potential? *Scandinavian journal of forest research*, 40 (5–6), 273–281. <https://doi.org/10.1080/02827581.2025.2530419>
- Johansson, V., Jansson, M. & Bergman, K.-O. (2026). A 30-year population decline of a threatened forest orchid associated with old growth forests. *Biological conservation*, 316. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2026.111765>
- Johnson, S. (2014). *Retention forestry as a conservation measure for boreal forest ground vegetation*. Diss. Sveriges lantbruksuniversitet. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:slu:epsilon-e-2190>
- Klimat- och näringslivsdepartementet (2025). *Skyddet genom nationell fridlysning anpassas till arternas skyddsbehov och andra angelägna intressen* (Promemoria KN2025/01529). Regeringskansliet.
- Kuznetsova, A., Brockhoff, P.B. & Christensen, R.H.B. (2017). lmerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. *Journal of statistical software*, 82 (13), 1–26. <https://doi.org/10.18637/jss.v082.i13>
- Lenth R., Piaskowski J. (2026). *emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means*. R package version 2.0.3, <https://github.com/rvlenth/emmeans>
- Lohmus, A. & Kull, T. (2011). Orchid abundance in hemiboreal forests: stand-scale effects of clear-cutting, green-tree retention, and artificial drainage. *Canadian journal of forest research*, 41 (6), 1352–1358. <https://doi.org/10.1139/x11-047>
- Mossberg, B., Stenberg, L. & Ericsson, S. (1992). *Den nordiska floran*. 1 uppl., Wahlström & Widstrand.
- Naturskyddsföreningen (2025). *Nationell fridlysning*. <https://www.naturskyddsforeningen.se/artiklar/nationell-fridlysning/> [2026-05-14]
- Naturvårdsverket (2025). *Knärot*. <https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/arter-och-artskydd/fridlysta-arter/fridlysta-orkideer/knarot/> [2026-04-11]
- Niklasson, M. & Nilsson, S. G. (2025). *Skogsdynamik och arters bevarande*. 2 uppl., Studentlitteratur AB.
- Nitare, J. (2023). *Skyddsvärd skog: Naturvårdsarter och andra kriterier för naturvärdesbedömning*. 3 uppl., Skogsstyrelsen.
- R Core Team (2024). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Version 4.4.2 <https://www.R-project.org/>
- Skogsstyrelsen (2025). *Hyggesfritt skogsbruk*. <https://www.skogsstyrelsen.se/bruka-skog/olika-satt-att-skota-din-skog/hyggesfritt-skogsbruk/#flera-metoder-kan-anvandas> [2025-05-25]
- Skogsstyrelsen (2026). *Vägledning för hänsyn till växter och nationellt fridlysta arter*. <https://www.skogsstyrelsen.se/aga-skog/hansyn-till-miljo-och-skyddade->

- arter/vagledning-och-kunskapsstod-artskydd/vagledning-for-hansyn-till-vaxter-och-nationellt-fridlysta-arter/ [2026-04-11]
- SLU Artdatabanken (2026a). *Artfakta: knärot (Goodyera repens)*.
<https://artfakta.se/taxa/220787> [2026-04-11]
- SLU Artdatabanken (2026b). *Artfakta: Rhizoctonia ramicola*.
<https://artfakta.se/taxa/3230> [2026-05-04]
- SLU Artdatabanken (2026c). *Rödlistade arter i Sverige 2025*. (SLU Artdatabanken rapporterar 37). SLU Artdatabanken. <https://doi.org/10.54612/a.6scftkgu7u>
- Sveriges lantbruksuniversitet (2025). *Yttrande över remiss från Klimat- och näringslivsdepartementet gällande promemorian Skyddet genom nationell fridlysning anpassas till arternas skyddsbehov och andra angelägna intressen*.
 SLU ID: SLU.ua.2025.1.4-2579.
<https://www.regeringen.se/contentassets/4a6de0c046ec401ba4b58f7897323f00/sveriges-lantbruksuniversitet-slu.pdf> [2026-05-14]
- Sveriges miljömål (2025). *Levande skogar*.
<https://www.sverigesmiljomal.se/miljomalen/levande-skogar/> [2025-05-25]
- Tullus, T., Tishler, M., Rosenvald, R., Tullus, A., Lutter, R. & Tullus, H. (2019). Early responses of vascular plant and bryophyte communities to uniform shelterwood cutting in hemiboreal Scots pine forests. *Forest ecology and management*, 440, 70–78. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.009>
- Tullus, T., Rosenvald, R., Leis, M. & Löhmus, P. (2018). Impacts of shelterwood logging on forest bryoflora: Distinct assemblages with richness comparable to mature forests. *Forest ecology and management*, 411, 67–74.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.01.008>
- UAF (2025). *Unikt skogsexperiment testar olika avverkningsmetoder – det första storskaliga med flera upprepningar*. <https://www.uaf.se/aktuellt/pressmeddelande-unikt-skogsexperiment-testar-olika-avverkningsmetoder/> [2025-05-08]
- Wickham, H. (2016) *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. ISBN 978-3-319-24277-4. <https://ggplot2.tidyverse.org>.
- WWF (2025). *WWF: Nya regler gör fridlysningen tandlös*.
<https://www.wwf.se/pressmeddelande/wwf-nya-regler-gor-fridlysningen-tandlos/> [2025-05-14]
- Zhang, S., Sjögren, J., Hylander, K., Koelemeijer, I. A., Jönsson, M. (2025). Retention forestry enhances the resilience of the moss *Hylocomium splendens* to extreme drought in boreal forests. *The Journal of applied ecology*. 64 (4), 899–910.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.70016>

Lagstiftning

SFS 2007:845. *Artskyddsförordning*.

SFS 1979:429. *Skogsvårdslag*.

Rättsfall

Mark- och miljööverdomstolen dom 2024-02-28 i mål nr M 11525-22

Mark- och miljööverdomstolen dom 2024-02-28 i mål nr M 11526-22

Mark- och miljööverdomstolen dom 2024-02-28 i mål nr M 11530-22

Mark- och miljööverdomstolen dom 2024-02-28 i mål nr M 11534-22

Mark- och miljööverdomstolen dom 2024-02-28 i mål nr M 11536-22

Mark- och miljööverdomstolen dom 2024-02-28 i mål nr M 11538-22

Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU kan publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver i sådana fall godkänna publiceringen. I samband med att du godkänner publicering kommer SLU även att behandla dina personuppgifter (namn) för att göra arbetet sökbart på internet. Du kan närsomhelst återkalla ditt godkännande genom att kontakta biblioteket.

Även om du väljer att inte publicera arbetet eller återkallar ditt godkännande så kommer det arkiveras digitalt enligt arkivlagstiftningen.

Du hittar länkar till SLU:s publiceringsavtal och SLU:s behandling av personuppgifter och dina rättigheter på den här sidan:

- <https://libanswers.slu.se/sv/faq/228316>

JA, jag, Nora Sverredal har läst och godkänner avtalet för publicering samt den personuppgiftsbehandling som sker i samband med detta

NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse till att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.