

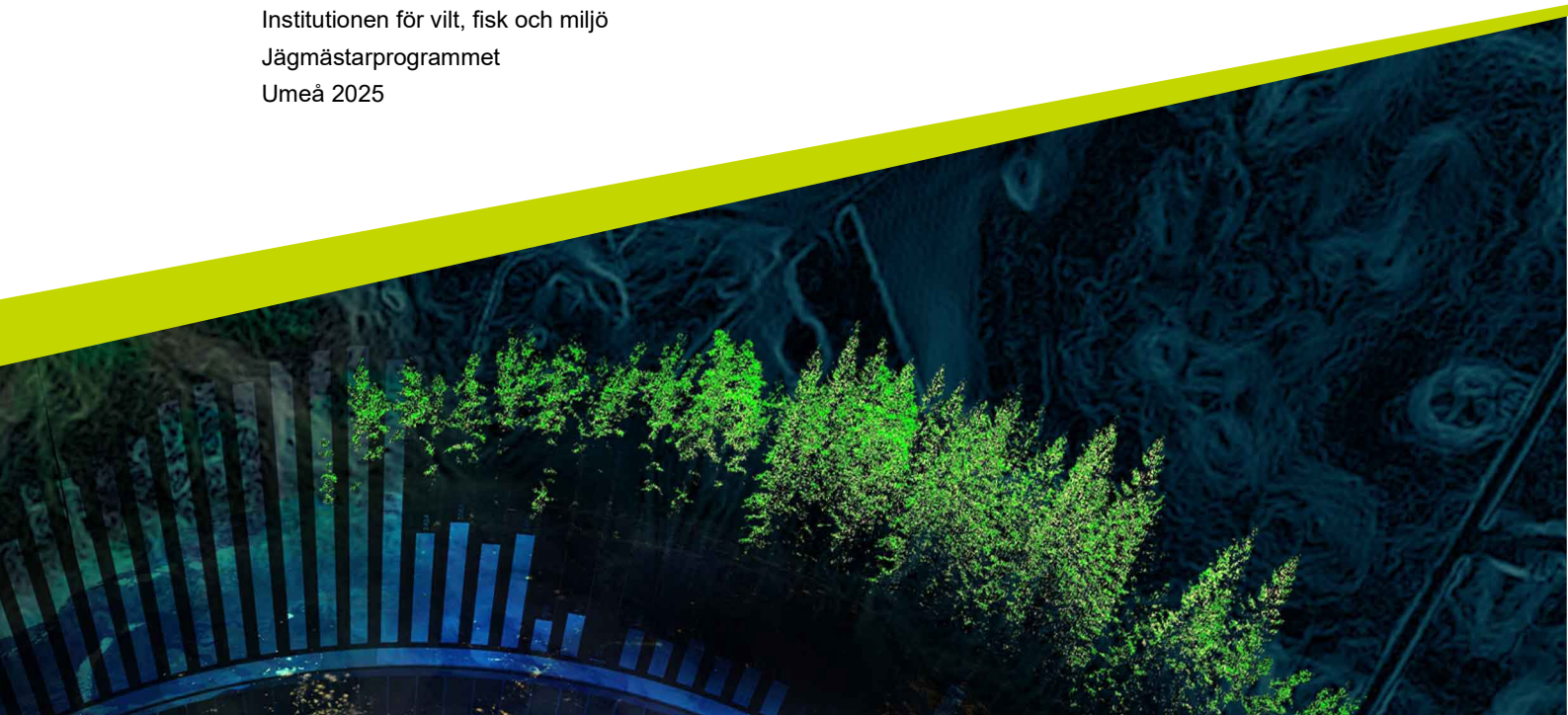


Trädrelaterade mikrohabitat i betesmarker

En studie över trädrelaterade mikrohabitat i betade och obetade gräsmarker

Sofie Ekestubbe

Examensarbete/Självständigt arbete • 30 hp
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för vilt, fisk och miljö
Jägmästarprogrammet
Umeå 2025



Trädrelaterade mikrohabitat i betesmarker. En studie över trädrelaterade mikrohabitat i betade och obetade betesmarker

Tree-related microhabitats in grazed grasslands – A study of TreMs in grazed and abandoned pastures in northern Sweden

Sofie Ekestubbe

Handledare:	Therese Löfroth, Sveriges lantbruksuniversitet, Vilt, fisk och miljö
Examinator:	Johan Svensson, Sveriges lantbruksuniversitet, Vilt, fiske och miljö
Omfattning:	30 hp
Nivå och fördjupning:	Avancerad nivå
Kurstitel:	Masterarbete i biologi, A2E - Fakulteten för skogsvetenskap
Kurskod:	EX1040
Program/utbildning:	Jägmästare
Kursansvarig inst.:	Vilt, fisk och miljö
Utgivningsort:	Umeå
Utgivningsår:	2025
Serie:	Examensarbete / SLU, Institutionen för vilt, fisk och miljö Examensarbete /
Serie Nummer:	2025:4
Upphovsrätt:	Exempeltext: Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.
Nyckelord:	TreMs, betesmark, boreal skog, trädhabitat, biodiversitet, solbelysning, interaktionseffekter

Sveriges lantbruksuniversitet
Skogsvetenskapliga fakulteten
Vilt, fisk och miljö

Sammanfattning

Trädrelaterade mikrohabitat (TreMs) fungerar som viktiga livsmiljöer för insekter, fåglar och andra organismer, särskilt i öppna landskap där träd står solitärt. I denna studie undersöks förekomst, rikedom och sammansättning av TreMs i betade och tidigare betade gräsmarker i Västerbotten. Totalt inventerades 1 445 träd inom 16 betade marker och tillhörande obetade referensytor. Förekomst av TreMs registrerades enligt ett standardiserat europeiskt klassificeringssystem.

Resultaten visade att träd i betade marker bar både fler och mer varierade TreMs än i obetade marker. Den totala TreM-rikedomen var särskilt hög på lövträd såsom asp (*Populus tremula*), al (*Alnus glutinosa*) och rönn (*Sorbus aucuparia*). Ljusexponering och betestryck påverkade förekomsten av TreMs på ett komplext sätt. I betade marker gynnades TreMs av solljus, medan i obetade marker var förekomsten störst i skuggade lägen. Detta indikerar att interaktionen mellan ljusförhållanden och markanvändning har en avgörande betydelse för trädens mikrohabitatutveckling.

Studien understryker vikten av att bevara öppna, betade landskap med ett varierat trädslagsspektrum för att främja biologisk mångfald kopplad till gamla träd och deras mikrohabitat.

Nyckelord: TreMs, betesmark, boreal skog, trädhabitat, biodiversitet, solbelysning, interaktionseffekter

Abstract

Tree-related microhabitats (TreMs) provide crucial habitat structures for insects, birds and fungi, particularly in open landscapes where trees grow in isolation. This study examines the occurrence, richness and composition of TreMs in grazed and formerly grazed grasslands in Västerbotten, northern Sweden. A total of 1,445 trees were inventoried across 16 grazed sites and nearby ungrazed control areas. TreMs were recorded following a standardized European typology.

The results showed that trees in grazed sites hosted both more and a greater variety of TreMs compared to ungrazed areas. TreM richness was particularly high in deciduous species such as aspen (*Populus tremula*), alder (*Alnus glutinosa*) and rowan (*Sorbus aucuparia*). The interaction between light exposure and grazing pressure played a key role: in grazed sites, TreMs were more frequent in fully sunlit conditions, whereas in ungrazed sites, shaded conditions promoted higher TreM occurrence.

These findings suggest that grazing and light conditions jointly influence the structural development of trees and their potential to support biodiversity. Maintaining semi-open landscapes with diverse tree species may therefore be critical to preserving TreM-related species in boreal agricultural systems.

Keywords: TreMs, grazing, boreal forest, tree habitat, biodiversity, light exposure, interaction effects

Innehållsförteckning

Figurförteckning	6
1. Inledning	7
Syfte och Frågeställning	9
2. Metod.....	10
2.1 Försöksområdet	10
2.2 Datainsamling	12
2.3 Dataanalys	14
3. Resultat	16
3.1 TreM-rikedom och mängd i betad jämfört med obetade marker	16
3.2 Trädslagsfördelning	17
3.3 TreM rikedom och mängd i olika ljusförhållanden	19
4. Diskussion	22
Referenser.....	26
Populärvetenskaplig sammanfattning	29
Bilaga 1.....	30
Bilaga 2.....	31

Figurförteckning

Figur 1. De 16 betesmarkernas spridning. Vid varje betesmark finns den obetade gräsmarken inom en max 10 km radie men ofta närmre än så.	10
Figur 2. En av de betade gräsmarkerna.....	11
Figur 3. En av de övergivna jordbruksmarkerna	12
Figur 4. Flygfoto över en av provytorna med transekternas placering markerad. De vita linjerna visar betesområdets gräns, och de orangefärgade markeringarna visar varje 100x10 m transekt.	12
Figur 5. Figur 5. Fördelning av trädrelaterade mikrohabiter (TreMs) i betad (vänster) respektive obetad (höger) mark.....	16
Figur 6. Venn-diagram som visar förekomsten av trädrelaterade mikrohabitat (TreMs) i betad (blå) och obetad (röd) mark. Den överlappande delen representerar TreMs som förekommer i båda marktyperna. Totalt identifierades 17 TreMs i betad mark (varav 6 unika), 13 i obetad mark (varav 2 unika), och 11 TreMs förekom i båda marktyperna.	17
Figur 7. Procentuell fördelning av trädslag i betad och obetad mark. Stapeldiagrammet visar andelen träd per trädslag inom respektive marktyp. Fördelningen baseras på totalt 790 träd i betad mark och 655 träd i obetad mark.....	18
Figur 8. Andel träd per trädslag (bland de fyra med högst medelantal TreMs) som har respektive TreM-typ. Endast TreM-typer som förekommer på mer än 1 % av träden inom ett trädslag visas.....	19
Figur 9. Genomsnittligt antal TreMs per trädstam i relation till ljusklass (A = Solbelyst hela dygnet, B = Delvis solbelyst, C = Ingen sol) och betestryck (betad vs. obetad mark). Figuren illustrerar en signifikant interaktion mellan betestryck och ljusförhållanden.....	20

1. Inledning

Den biologiska mångfald som vi idag kan se i betesmarker har en lång historia som sträcker sig tillbaka till tiden före jordbrukssamhällets genomslag. Många av de arter, särskilt insekter, som idag är beroende av öppna, hävdade marker har utvecklats i samspel med naturliga störningar som stormar, bränder och betande djur under tusentals år (Bråthen et al. 2021). Dessa halvöppna miljöer har i vissa hypoteser liknats vid den forntida mammutstäppen, ett mosaiklandskap av gräs, buskar och träd, där stora växtätare och återkommande störningar skapade livsutrymme för ljuskrävande växter, pollinatörer och vedlevande organismer (Vera 2000; Bråthen et al. 2021).

Före människans mer omfattande påverkan var stora delar av Europa täckta av skog, men med naturliga gläntor och luckor där störningar skapade variation (Svenning 2002). I dessa miljöer fanns död ved, exponerad mineraljord och ett rikt blomflöde som gynnade biologisk mångfald. Flera av de arter som idag är beroende av gräsmarker har troligen sitt evolutionära ursprung i dessa halvöppna miljöer (Bråthen et al. 2021).

När jordbruket började etableras i Västerbotten för omkring 4000 år sedan (Svensson 2019), skapades nya öppna marker i form av slåtterängar, betesmarker och åkerängar. Dessa miljöer efterliknade i viss mån de naturliga störningsregimer som tidigare format landskapet och möjliggjorde fortsatt förekomst av gräsmarksanpassade arter. Det småskaliga jordbruket, särskilt under 1700- och 1800-talen, resulterade i en heterogen landskapsstruktur med hög biologisk mångfald, där gamla träd, blommande marker, trampade ytor och död ved fungerade som viktiga resurser för insekter såsom vildbin, fjärilar och blomflugor (Tauberma 2021).

Men under 1900-talet förändrades jordbruket drastiskt. Introduktionen av växelbruk, mekanisering och ett ökat fokus på avkastning ledde till att traditionellt hävdade marker övergavs eller omvandlades. Enligt Jordbruksverket har arealen ängs- och betesmark i Sverige mer än halverats mellan 1920-talet och 1980-talet (Jordbruksverket 2003), vilket innebär att livsmiljöer för många pollinatörer och andra insekter har reducerats kraftigt. Enligt Rödlistan 2020 har igenväxning och förtätning en negativ påverkan på över 1 400 arter. Detta beror främst på att markanvändningen blivit mer intensiv och storskalig, eftersom små och medelstora jordbruksföretag lagts ner eller uppgått i större enheter. Det har i sin tur lett till att marker som tidigare hävdats genom slåtter eller bete vuxit igen eller planterats med skog. Även på marker som fortfarande betas är betestrycket ofta

för högt för arter som gynnas av extensiv hävd, särskilt arter som lever av nektar eller pollen (Artdatabanken 2020).

I detta sammanhang blir gamla träd i jordbrukslandskapet särskilt viktiga. Trädrelaterade mikrohabitat (TreMs), såsom håligheter, savflöden, döda grenar och svampangrepp, är viktiga strukturer för en rad arter, från insekter till fåglar och svampar. Tidigare förekom dessa mikrohabitat i större utsträckning i naturliga, olikåldriga skogar där strukturell variation uppstod genom naturliga störningar (Larrieu et al. 2018; Asbeck et al. 2021). I dagens intensivt brukade skogar har dock dessa egenskaper minskat kraftigt (Sandström et al. 2017), vilket har lett till att många vedlevande arter i stället återfinns i gamla träd utanför produktionsskogen, exempelvis i betade gräsmarker.

Jordbrukslandskapets solitära lövträd, såsom sälg, asp och rönn, kan därför fungera som viktiga refuger för vedlevande organismer. Forskning visar att asp har särskilt höga habitatvärden för hålhäckande fåglar (Pakkala et al. 2024), och att hålträd generellt är sällsynta i brukad skog (Sandström et al. 2017). Betade marker erbjuder dessutom särskilda miljöförutsättningar: hög ljusexponering, fysisk påverkan från djur och öppen vegetation, vilket alla kan främja utvecklingen av TreMs (Vuidot et al. 2011; Michel & Winter 2009). Såväl ljus som störning verkar alltså spela en roll i trädens strukturella utveckling, men interaktionen mellan dessa faktorer är fortfarande otillräckligt utforskad, särskilt i boreala betesmarker.

Forskning om TreMs har hittills främst bedrivits i tempererade och medelhavsområden i Europa (Larrieu et al. 2018). Det finns dock få studier från boreala skogar och ännu färre från jordbrukslandskapets gräsmarker i norra Sverige. För att kunna bevara och återställa biologisk mångfald i dessa områden krävs därför en bättre förståelse för hur markanvändning, trädslag och miljöfaktorer påverkar förekomsten av TreMs.

I takt med att EU:s nya naturrestaureringsförordning träder i kraft (EU 2024/1025), blir behovet av vetenskapligt underlag för restaureringsinsatser allt mer akut. Förordningen ställer krav på att medlemsstaterna återställer minst 20 procent av sina land- och havsområden till 2030, med särskilt fokus på naturtyper som ängar, betesmarker och småbiotoper i jordbrukslandskapet. Betade gräsmarker med gamla träd och död ved kan därmed spela en central roll i framtidens restaureringsstrategier. Att förstå hur TreMs förekommer och utvecklas i dessa miljöer är därför avgörande, inte bara för att bevara enskilda arter, utan också för att återställa fungerande ekosystem och skapa strukturell mångfald i landskap präglade av mänsklig påverkan (Europeiska unionen 2024).

Syfte och Frågeställning

Syftet med detta examensarbete är att undersöka förekomsten och sammansättningen av trädrelaterade mikrohabitat (TreMs) i betade och tidigare betade gräsmarker i Västerbotten. Studien fokuserar på hur TreMs fördelas mellan olika marktyper, trädslag och miljöförhållanden såsom solbelysta och skuggiga lägen. Syftet nås utifrån följande frågeställningar:

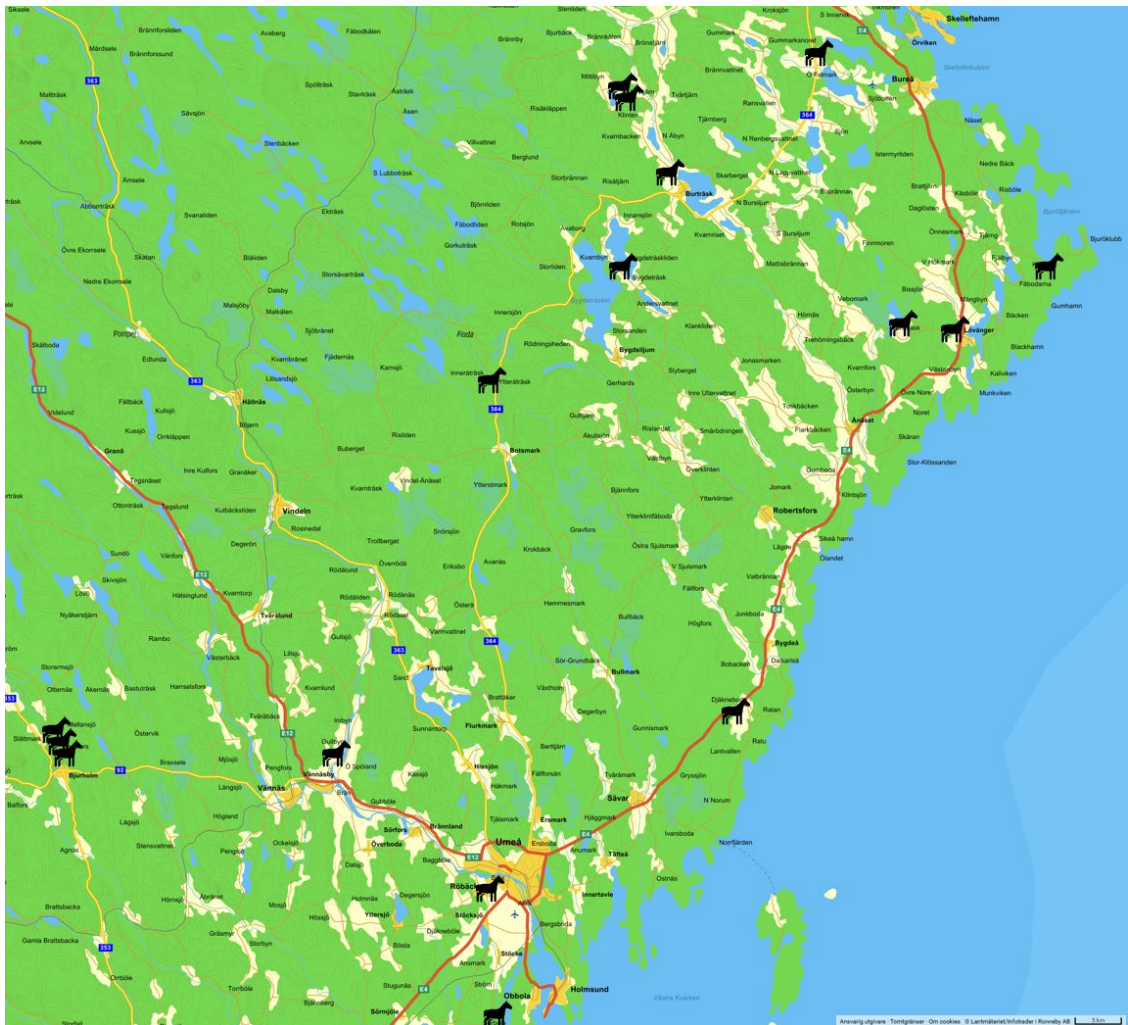
Detta kommer bli besvarat genom att svara på dessa frågor:

- Hur skiljer sig förekomsten av TreMs mellan träd på betad och övergiven jordbruksmark?
- Vilka typer av TreM förekommer i betade respektive tidigare betade gräsmarker och hur skiljer sig sammansättningen mellan dessa?
- Finns det någon interaktion mellan betestryck och ljusförhållanden när det gäller förekomst av TreM?

2. Metod

2.1 Försöksområdet

För att undersöka förekomsten av trädrelaterade mikrohabitat (TreMs) samlade jag in data från 16 gräsmarker i Västerbottens län som betas av hästar (Figur 1). Varje betesmark hade en obetad gräsmark i närheten, vilket möjliggjorde jämförelser mellan betade och obetade marker. De obetade gräsmarkerna låg inom maximalt 10 km från respektive betesmark, men oftast betydligt närmare.



Figur 1. De 16 betesmarkernas spridning. Vid varje betesmark finns den obetade gräsmarken inom en max 10 km radie men ofta närmre än så.

Markerna valdes inte genom ett slumpmässigt urval, utan genom att privatpersoner själva erbjöd mig att inventera deras betesmarker, de har blivit funna via annonsering till andra projekt. Kriterierna för att inkludera en betesmark var att området skulle ha betats under minst några säsonger, helst under en längre

tidsperiod av häst. Alla marker användes främst under betessäsongen. Informationen om betetrycket baserades på muntlig kommunikation med markägarna, som beskrev att trycket generellt varit lågt till måttligt. Samtliga marker låg på privatägd mark. Markägarna informerades om studiens syfte och innehåll, och gav sitt samtycke till att jag genomförde fältinventeringarna.

Landskapet dominerades av barrträd som gran (*Picea abies*) och tall (*Pinus sylvestris*), men i och i anslutning till gräsmarkerna förekom även lövträd, framför allt björk (*Betula* spp.), asp (*Populus tremula*), rönn (*Sorbus aucuparia*) och sälg (*Salix caprea*). Vissa gräsmarker innehöll skogsholmar, medan andra saknade träd helt på de öppna ytorna. Alla marker angränsade till skog i minst ett väderstreck, och död ved förekom i varierande omfattning inom samtliga områden. Figur 2 och 3 visar exempel på betade respektive obetade gräsmarker.

Klimatet i Västerbotten kännetecknas av långa vintrar och korta somrar. Längs kusten ligger den genomsnittliga vintertemperaturen omkring -3°C , medan inlandet kan ha vintermedeltemperaturer ned mot -11°C . Sommartemperaturen varierar mellan 13 och 16°C (SMHI, 2024). Årstidernas fördelning präglas av en lång vinter, kort vår och höst, samt en relativt kort sommar (Holmlund, 2010).



Figur 2. En av de betade gräsmarkerna.



Figur 3. En av de övergivna jordbruksmarkerna

2.2 Datainsamling

Upplägg av transekter

Jag inventerade förekomsten av trädrelaterade mikrohabitat (TreMs) genom ett systematiskt upplägg av transekter i varje gräsmarksområde (Figur 4). Efter rekommendation från min handledare valde jag en metod där jag i varje gräsmark identifierade en centralt belägen punkt visuellt. Från denna punkt drog jag fyra transekter i ett korsformat mönster i de fyra väderstrecken: norr, söder, öster och väster.

Denna metod är inspirerad av etablerade ekologiska principer för transektbaserad provtagning (t.ex. Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974; Kent, 2012), där transekter ofta används för att fånga miljövariation inom ett område. Även om just detta korsformade upplägg inte är vanligt i TreMs-studier, liknar det transektsystem som används i exempelvis skogliga vegetationsinventeringar och landskapsekologiska undersökningar (t.ex. Vuidot et al., 2011; Seidel et al.,



Figur 4. Flygfoto över en av provytorna med transekternas placering markerad. De vita linjerna visar betesområdets gräns, och de orangefärgade markeringarna visar varje 100x10 m transekt.

2022). Därför kan metoden ses som en egen anpassning av vedertagna transektsystem.

Varje transekt var 100 meter lång och 10 meter bred (5 meter åt varje håll från mittlinjen). Jag valde att låta minst 50 meter av varje transekt sträcka sig utanför gräsmarken för att även inkludera träd och död ved i angränsande brynmiljöer och skogsfragment.

Transekterna markerades i fält med hjälp av måttband. För att säkerställa jämförbarhet noterade jag endast träd där minst 50 % av stammen låg inom transekts gränser. Träd som vuxit inne i transekten men fallit utanför inkluderades, medan träd som vuxit utanför men fallit in uteslöts.

Inventering av träd och död ved

Jag inkluderade alla träd och död ved inom transekterna som uppfyllde följande kriterier:

- Brösthöjdsdiameter (DBH) ≥ 5 cm
- Längd ≥ 5 cm

För varje objekt registrerade jag träslag, DBH, vedtyp (stående eller liggande död ved), barkstatus, nedbrytningsgrad och solbelysning. Det formulär jag använde i fält återfinns i Bilaga 1.

Klassificering och registrering av TreMs

Alla träd och död ved inom transekterna inventerades för förekomst av TreMs, enligt klassificeringssystemet utvecklat av Larrieu et al. (2018). Systemet bestod av sju huvudformer, 15 funktionsgrupper och totalt 47 specifika strukturer. Dessa grupper speglade olika habitatfunktioner för biologisk mångfald, såsom:

- **Hål och bohål** (t.ex. hackspetthål, röthål)
- **Skador och öppna sår** (tex barkskador, rötskador)
- **Särskilda växtplatser** (Sprickor med jord eller humus, mossor eller lavtäckta partier)
- **Död ved** (stående eller liggande)
- **Mikrohabitat relaterade till grenar** (tjocka döda grenar, grenar med håligheter)
- **Specialformer och trädstruktur** (flerstammiga träd, extrem grova träd)
- **Biotiska interaktioner** (svampfruktkroppar på stammen, insekts och larvangrepp)

För varje träd eller död ved noterades trädslag, diameter i brösthöjd (BDH), vedtyp, barkstatus nedbrytningsgrad, förekomst av TreMs samt solbelysning (Se bilaga 1 för inventeringsformuläret). För att avgränsa transekterna användes ett måttband.

De specifika TreMs som jag registrerade i denna studie redovisas i Bilaga 2, tillsammans med en kortfattad beskrivning av varje TreM.

Bedömning av ljusförhållanden

Jag bedömde ljusförhållanden visuellt vid varje objekt. Bedömningen gjordes utifrån hur stor del av stammen som var exponerad för direkt solljus, och delades in i tre kategorier:

- Helt skuggad
- Delvis solbelyst
- Helt solbelyst

Syftet med denna klassificering var att få en uppskattning av exponering, eftersom solbelysning kan påverka nedbrytning och vissa typer av TreMs.

2.3 Dataanalys

Alla analyser i denna studie genomfördes i R statistical Software version 4.3.2 (R Core Team 2023), med RStudio som gränssnitt. Signifikansnivån sattes till 0,05 i samtliga tester. Data importerades med hjälp av paketet readxl (Wickham & Bryan 2023). Databearbetning samt summering utfördes med dplyr (Wickham et al. 2023).

För att undersöka skillnader i trädantal mellan betade och obetade transekter beräknades antalet träd per transekt (område). Datats normalfördelning testades med Shapiro-Wilk-test och varianshomogenitet med Levene's test (från car-paketet; Fox & Weisberg 2019). Eftersom antalet träd i betade transekter avvek från normalfördelning användes ett icke-parametriskt Kruskal-Wallis-test för att jämföra trädantal mellan marktyper. Resultatet kompletterades med en envägs variansanalys (ANOVA) för ökad jämförbarhet.

TreM-rikedom (antal olika TreM-typer per träd) och TreM-mängd (totalt antal TreM-förekomster per träd) analyserades som beroende variabler i både ANOVA och generaliserade linjära modeller (GLM) med Poissonfördelning, eftersom data utgjordes av beräknade variabler. Förklarande variabler inkluderade marktyp, ljusklass (klassificerad som A = helt solbelyst, B = delvis sol, C = helt skuggad), samt deras interaktion. Modellpassning och diagnostik utfördes med hjälp av paketen MASS (Venables & Ripley 2002) och DHARMA (Hartig 2023).

Signifikanta interaktioner följdes upp med stratifierade analyser inom varje nivå av ljusklass och marktyp. Post-hoc-analyser efter ANOVA genomfördes med Tukey HSD-test (`TukeyHSD()` i base R) för att identifiera specifika skillnader mellan grupper.

Skillnader i TreM-sammansättning mellan marktyper och ljusklasser analyserades med chi-två-test för kategoriska data. För att undvika feltolkningar vid låga förväntade frekvenser granskades residualer och fördelning manuellt.

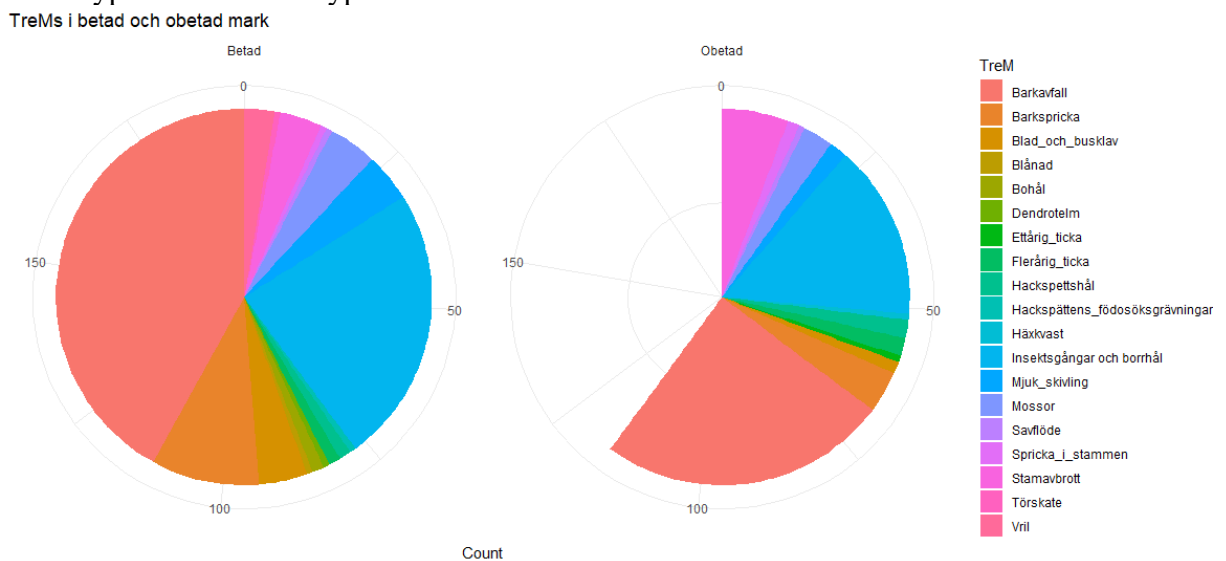
Alla visualiseringar av data, inklusive stapeldiagram, venndiagram och interaktionsgrafer, skapades i `ggplot2` (Wickham 2016), `VennDiagram` (Chen 2022) samt `ggpubr` (Kassambara 2023). Dessa visualiseringar användes för att illustrera skillnader i trädantal, TreM-förekomst och sammansättning i relation till miljöfaktorer och markanvändning.

3. Resultat

3.1 TreM-rikedom och mängd i betad jämfört med obetade marker

Det totala antalet träd i studien uppgick till 1 445, varav 790 förekom i betade marker och 655 i obetade marker. Det fanns inga signifikanta skillnader i antal träd per transekt mellan marktyperna (Kruskal-Wallis: $\chi^2 = 0,55$, $p = 0,457$; ANOVA: $F(1,24) = 0,259$, $p = 0,616$). En test av normalfördelning visade att trädantalet i betade transekter inte var normalfördelat ($p = 0,003$), medan trädantalet i obetade marker uppfyllde normalitetskravet ($p = 0,206$). Varianshomogenitet förelåg ($p = 0,439$), vilket motiverar användningen av Kruskal-Wallis-test i denna analys.

Av de 1 445 registrerade träden bar 177 minst en förekomst av TreMs. Av dessa förekom 105 i betade marker och 72 i obetade marker. Det totala antalet TreM-förekomster uppgick till 332 (dvs. summan av alla observerade mikrohabitat, oavsett typ och trädindivid). Figur 5 visar den absoluta fördelningen av olika TreM-typer mellan marktyperna.

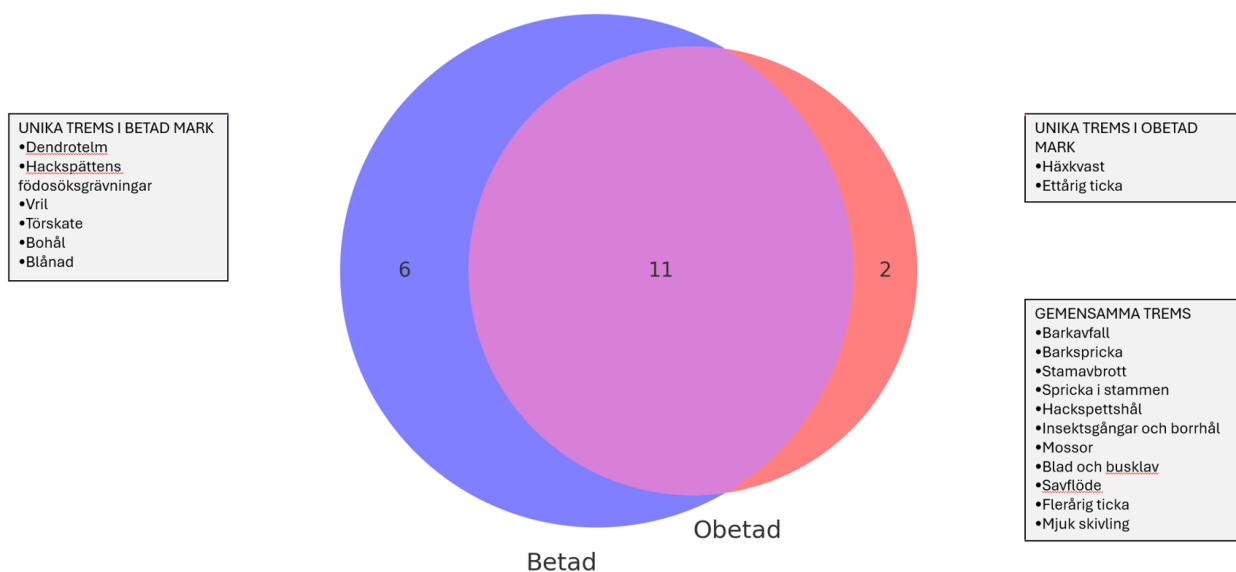


Figur 5. Fördelning av trädrelaterade mikrohabitat (TreMs) i betad (vänster) respektive obetad (höger) mark.

Diagrammen visar det absoluta antalet förekomster av olika TreM-typer i respektive marktyp. Det vita fältet i diagrammet för obetad mark representerar skillnaden i total TreM-förekomst jämfört med betad mark, där färre TreMs registrerades totalt. Värdena är inte standardiserade mot antal träd, utan speglar det totala antalet observerade TreM-förekomster.

Majoriteten av TreM-typerna (57,9 %) förekom i båda marktyperna, medan 31,6 % var unika för betade marker och 10,5 % för obetade marker (Figur 6). Exempel på TreMs som endast förekom i betade marker var dendrotelm, hackspättens födosök och törskate. I obetade marker återfanns unika förekomster av bland annat häckkvast och ettårig ticka. Bland de TreMs som förekom i båda marktyperna fanns exempelvis barkavfall, mossor samt insektsgångar och borrhål.

TreMs-fördelning mellan betad och obetad mark

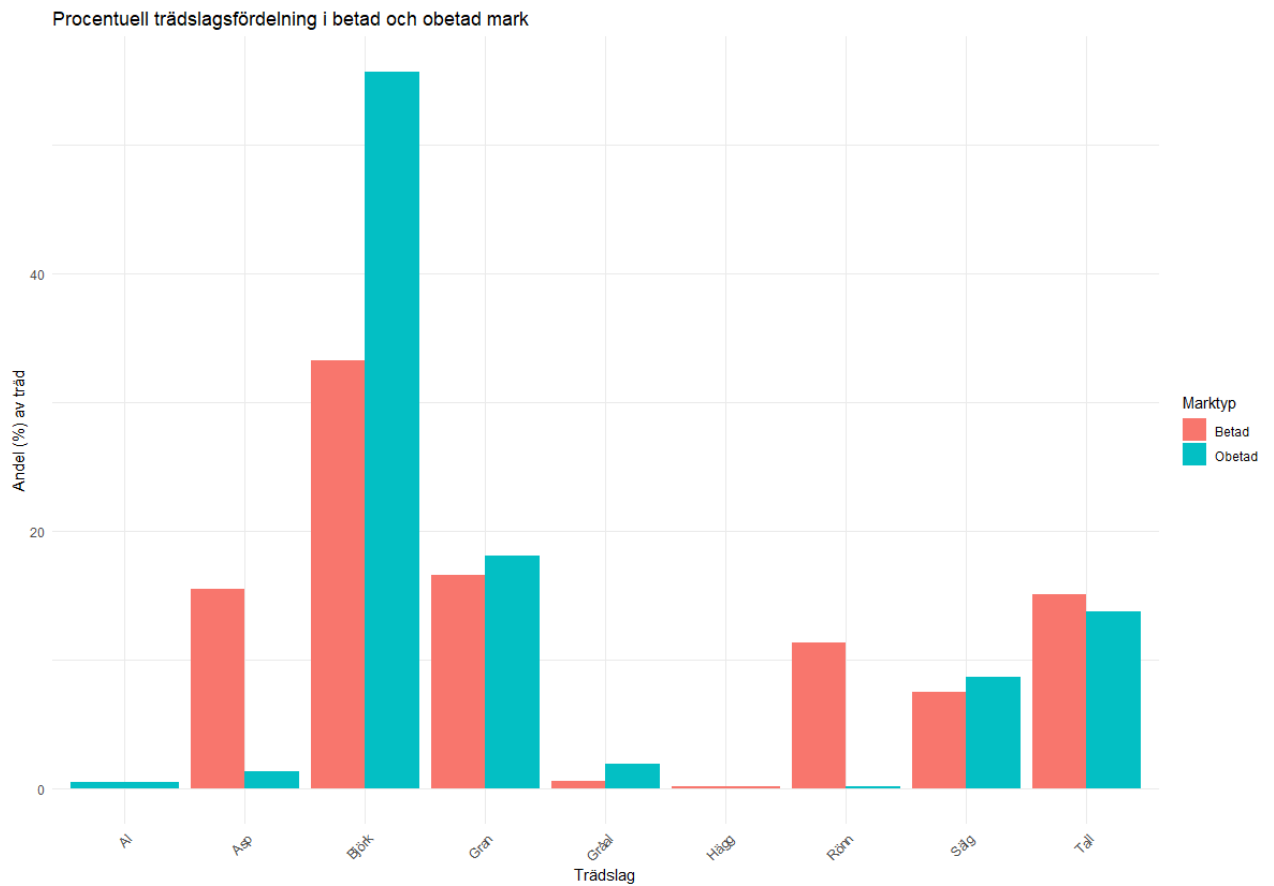


Figur 6. Venn-diagram som visar förekomsten av trädrelaterade mikrohabitat (TreMs) i betad (blå) och obetad (röd) mark. Den överlappande delen representerar TreMs som förekommer i båda marktyperna. Totalt identifierades 17 TreMs i betad mark (varav 6 unika), 13 i obetad mark (varav 2 unika), och 11 TreMs förekom i båda marktyperna.

3.2 Trädslagsfördelning

Trädslagsfördelningen skiljde sig mellan betad och obetad mark, både i antal och i sammansättning (figur 7). De vanligaste trädslagen var tall (*Pinus sylvestris*), gran (*Picea abies*) och björk (*Betula* spp.), vilka tillsammans utgjorde mer än 80 % av alla träd (se figur 7). I betade marker förekom lövträd som sälg (*Salix caprea*), rönn (*Sorbus aucuparia*), asp (*Populus tremula*) och hägg (*Prunus padus*) i något högre frekvens än i obetade marker.

Björk var vanligaste trädslaget i båda marktyperna, särskilt dominerande i obetad mark, där 55,6% av alla träd var björkar. På den betade marken låg andelen björk på 33,3% totalt.

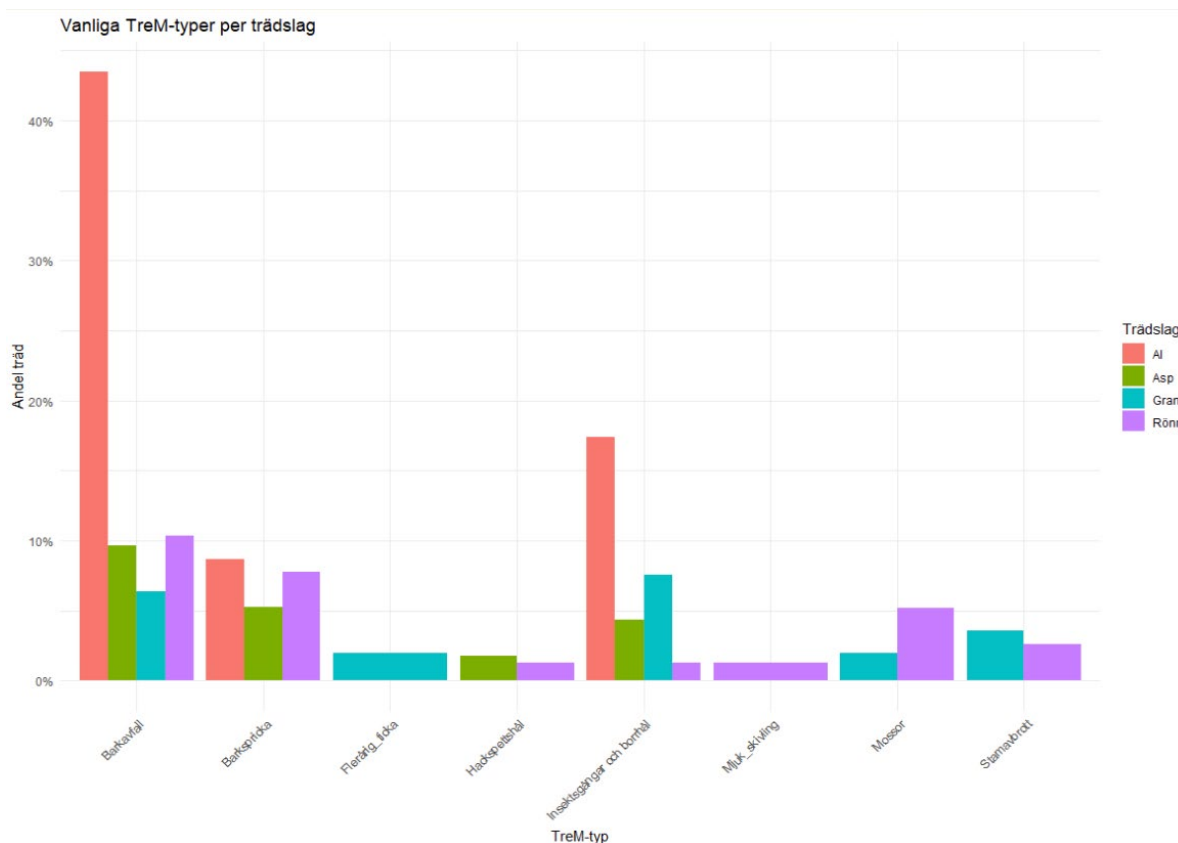


Figur 7. Procentuell fördelning av trädslag i betad och obetad mark. Stapeldiagrammet visar andelen träd per trädslag inom respektive marktyp. Fördelningen baseras på totalt 790 träd i betad mark och 655 träd i obetad mark.

TreM förekomst kopplat till trädslag

Vissa TreM-typer var vanligare på specifika trädslag, men förekomsten var generellt utspridd över trädslagen.

De fyra trädslag som i genomsnitt bar flest olika TreM-typer per träd var al, asp, gran och rönn (figur 8). Här framgår att barkavfall och insektsgångar/borrhål var särskilt vanliga på al, där över 40 % av träden hade barkavfall. Även rönn uppvisade relativt hög förekomst av flera olika TreM-typer, exempelvis mossor, svampfruktkroppar och barkavfall. Asp och gran hade en något lägre TreM-förekomst men av flera TreM-typer, med barkavfall och insektsgångar som vanligast förekommande.



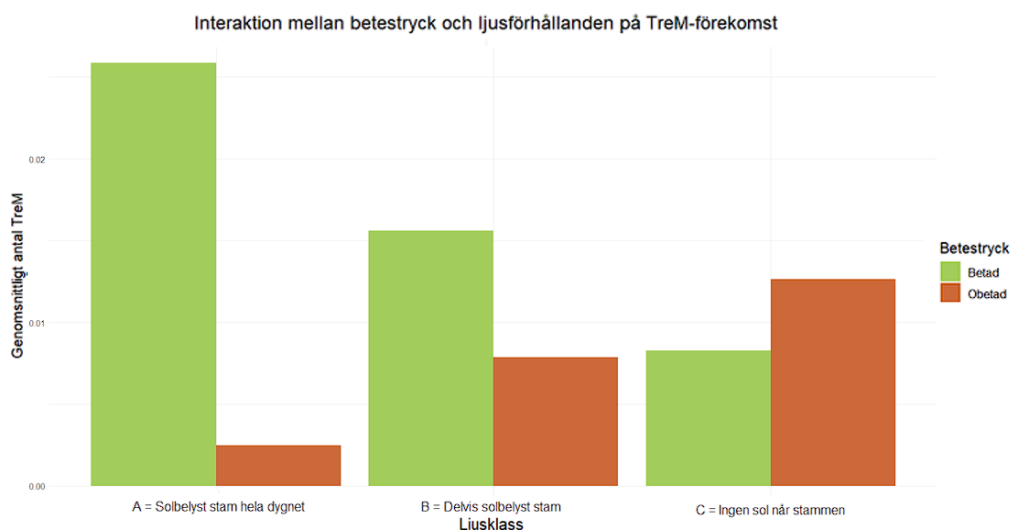
Figur 8. Andel träd per trädslag (bland de fyra med högst medelantal TreMs) som har respektive TreM-typ. Endast TreM-typer som förekommer på mer än 1 % av träden inom ett trädslag visas.

3.3 TreM rikedom och mängd i olika ljusförhållanden

Eftersom både antal TreM-förekomster per träd (mängd) och antal olika TreM-typer per träd (rikedom) kan påverkas av miljöfaktorer, analyserades dessa effekter i relation till ljusförhållanden och betestryck.

En ANOVA-analys visade att både betestryck ($F(1, 27373) = 28.89, p < 0.001$) och interaktionen mellan betestryck och ljusförhållanden ($F(2, 27373) = 18.31, p < 0.001$) hade en signifikant effekt på förekomsten av TreMs. Däremot var ljusförhållanden i sig inte signifikanta ($F(2, 27373) = 0.75, p = 0.471$). Dessa resultat bekräftades även i en generaliserad linjär modell (GLM) med Poissonfördelning, där interaktionstermerna också var signifikanta ($p < 0.001$).

För att bättre förstå denna interaktion genomfördes analyser av effekten av betestryck inom varje ljusklass, samt effekten av ljusklass inom varje marktyp. Dessa uppdelade analyser gjorde det möjligt att identifiera hur sambanden varierade beroende på ljusmiljö respektive betestryck.



Figur 9. Genomsnittligt antal TreMs per trädstam i relation till ljusklass (A = Solbelyst hela dygnet, B = Delvis solbelyst, C = Ingen sol) och betetryck (betad vs. obetad mark). Figuren illustrerar en signifikant interaktion mellan betetryck och ljusförhållanden

Resultaten visar att betetryck hade en signifikant effekt i både ljusklass A (sol hela dygnet; $F(1, 241) = 32.49$, $p < 0.001$) och ljusklass B (delvis sol; $F(1, 867) = 9.21$, $p = 0.002$). Däremot var effekten inte signifikant i ljusklass C (skuggad stam; $F(1, 327) = 1.26$, $p = 0.262$). Detta tyder på att bete har störst påverkan i ljusare miljöer, medan effekten minskar under skuggiga förhållanden.

Spegelvända analyser visade att även ljusklass har en signifikant effekt inom båda marktyper. I betade marker skilde sig TreM-rikedomen signifikant mellan ljusklass A och C ($p = 0.002$), medan skillnaden mellan A och B var nära signifikant ($p = 0.055$). I obetade marker var mönstret det motsatta och där hade träd i skuggiga förhållanden (klass C) fler TreMs än träd i full sol (klass A; $p = 0.009$). Det visar att ljusförhållandenas effekt på TreM-rikedom är beroende av om marken är betad eller inte.

Sammanlagt tyder resultaten på att samspelet mellan betetryck och ljusförhållanden påverkar både mängd och variation av TreMs. Träd i betade marker hade generellt fler TreMs än träd i obetade marker, särskilt för typer som insektsgångar, mjuk skivling och barkavfall (figur 11). En Poisson-regression bekräftade att träd på obetade marker hade signifikant färre TreMs (Estimate = -0.66 , $p < 0.001$).

En analys av TreM-sammansättning mellan ljusklasser och marktyper visade ingen signifikant skillnad ($\chi^2 = 46.79$, $df = 36$, $p = 0.11$), vilket tyder på att liknande TreM-typer förekommer i olika miljöer, även om frekvens (förekomster)

varierar. På grund av låga förväntade värden i vissa kategorier bör resultatet dock tolkas med viss försiktighet.

4. Diskussion

Förekomsten av TreMs i betad och övergiven jordbruksmark

Antalet träd per transekt skilde sig inte signifikant mellan betade och obetade marker. Eftersom varje transekt hade samma storlek (100×10 m) ger detta ett mått på trädthet, vilket i sin tur kan påverka tillgången på TreMs. Resultatet antyder att observerade skillnader i TreM-förekomst sannolikt beror på andra faktorer, såsom trädslagsfördelning och ljusförhållanden.

Både mängden och rikedom av TreMs var högre i betade marker än i övergivna ängsmarker. Detta tyder på att träd i öppna, betade miljöer utvecklar fler och mer varierade mikrohabitat, vilket ligger i linje med tidigare studier som visat att exponering för solljus, fysisk påverkan och långvarig stress kan främja utvecklingen av mikrohabitat (Vuidot et al., 2011; Larrieu et al., 2018). Många av de mikrohabitat som dominerade i betade marker, såsom barkavfall, stamrötter och bohål, uppstår ofta till följd av yttre påverkan. Träd i täta och skuggiga miljöer tenderar däremot att utveckla färre TreMs (Vuidot et al., 2011).

Att betade marker uppvisade både högre frekvens och större variation av TreMs indikerar att denna markanvändning kan vara betydelsefull för bevarandet av biologisk mångfald kopplad till gamla träd. Mikrohabitat utgör livsmiljöer för en mångfald av organismer såsom insekter, fåglar, mossor, lavar och svampar, och har därmed stor ekologisk betydelse (Larrieu et al., 2018). Träd i betade hagmarker har historiskt sett varit centrala inslag i det boreala kulturlandskapet, och resultaten här visar att dessa miljöer fortfarande kan spela en viktig roll för bevarandet av biologisk mångfald. Denna roll kan bli än viktigare i ljuset av den pågående globala nedgången i insektsfaunan, där nya insikter om mikrohabitatens funktion som livsmiljöer kan bidra till att skapa resilienta miljöer för hotade arter.

Endast 12 % av de inventerade träden hade minst ett TreM, vilket är relativt lågt. Detta kan delvis förklaras av att flertalet träd var unga eller medelålders. Flera studier har visat att sannolikheten för förekomst av TreMs ökar med trädens ålder och diameter (Larrieu et al., 2014; Vuidot et al., 2011). Låg andel träd med TreMs är också vanligt i boreala produktionsskogar, där träden ofta växer tätt och avverkas innan de hinner utveckla sådana strukturer. Enligt Asbeck et al. (2021) är förekomsten av TreMs betydligt lägre i intensivt brukade produktionsskogar än i naturskogar, där skogsbrukets metoder har en direkt inverkan på mikrohabitatens bildande. Resultaten från denna studie, trots den låga andelen träd med TreMs, kan därför ses som positiva i jämförelse med situationen i konventionellt brukade skogar.

Trädslagsfördelning och koppling till TreMs

Trädslagsfördelningen skilde sig mellan betade och obetade marker, både vad gäller sammansättning och dominans. Björk var det vanligaste trädslaget i båda marktyperna men dominerade tydligt i obetade områden, där över hälften (55,6 %) av träden var björk. En möjlig förklaring är att björk fungerar som en pionjärart och snabbt etablerar sig på övergiven mark (Svenning, 2002). Betade marker uppvisade i stället en större andel lövträd såsom sälg, rönn, asp och hägg, vilket kan hänga samman med att dessa marker ofta ligger närmare bebyggelse och därför betas mindre av vilt (jfr Ekholm Bailes, 2021; Garrido et al., 2019).

Trädslag som al, asp och rönn uppvisade en högre andel stammar med TreMs, vilket tyder på att de bidrar särskilt till strukturell mångfald. Al var sällsynt i materialet ($n = 23$), men en stor andel av dessa träd hade mikrohabitat som barkavfall och insektsgångar. Al är ett snabbväxande pionjärträd som ofta utvecklar strukturella skador i ung ålder, vilket gynnar bildandet av mikrohabitat (Michel & Winter, 2009; Siitonen, 2012).

På asp förekommer flera olika TreM-typer men med lägre förekomst, och i huvudsak barkavfall och insektsangrepp. Asp pekas ofta ut som ett nyckelträd för biologisk mångfald i boreala skogar eftersom den lätt angrips av svampar och insekter, vilket ger upphov till håligheter, savflöden och andra TreMs (Pakkala et al., 2024; Siitonen, 2012). I studier av vitryggig hackspett (*Dendrocopos leucotos*) har asp, al och även björk pekats ut som viktiga trädslag för födosök och häckning (Bütler et al., 2013; Sandström et al., 2017).

Rönn uppvisade också en relativt hög förekomst av TreMs, vilket kan förklaras av dess mjuka ved och benägenhet att utveckla strukturella skador såsom svampangrepp och barkskador. Tidigare forskning har visat att rönn nyttjas som födosöksplats av flera fågelarter, vilket ytterligare betonar dess habitatvärde (Gosselin et al., 2016).

Granen hade i denna studie en förhållandevis hög andel TreMs, i det traditionella skogsbruket odlas den i täta, likåldriga bestånd och avverkas innan den hinner utveckla biologiskt värdefulla strukturer (Siitonen, 2012; Larrieu et al., 2018). Gran är känslig för stress, och i öppna eller halvöppna miljöer, som i denna studie, kan äldre exemplar utveckla röta, svampangrepp och skador orsakade av vind eller insekter. Detta kan ge upphov till mikrohabitat som savflöden, barkskador och borrhål (Asbeck et al., 2021; Gosselin et al., 2016). Trots detta anses granens

bidrag till biologisk mångfald vara mindre specialiserat än många lövträds, då dess TreMs generellt är mer triviala (Bütler et al., 2013).

Ljusförhållanden, betestryck och mikrohabitatens utveckling

Resultaten visar att både mängden och variationen av TreMs var högre i betade än i obetade marker. En möjlig förklaring är samspelet mellan ökad ljusexponering och fysisk påverkan från betesdjur. Träd i öppna miljöer utsätts för högre ljusintensitet, vind och temperaturvariationer, vilket kan orsaka stressreaktioner som sprickbildning, torkskador och svampangrepp, vilket alla är faktorer som kan gynna utvecklingen av mikrohabitat (Larrieu et al., 2018; Vuidot et al., 2011). Mekanisk påverkan från betesdjur, exempelvis skav mot stammen eller tramp vid rotsystemet, kan dessutom skapa sår och öppningar som fungerar som ingångar för insekter och svampar. Flera tidigare studier har visat att träd i solitära eller ljusa lägen tenderar att utveckla fler TreMs än träd i täta skogsmiljöer (Asbeck et al., 2021; Vuidot et al., 2011).

De post-hoc-analyser som gjordes för att fördjupa tolkningen av den signifikanta interaktionen mellan ljusförhållanden och betestryck gav tydligt stöd för detta mönster. I betade marker förekom fler TreMs på träd i full sol, medan rikedom och mängd minskade i skuggiga lägen. I obetade marker var mönstret det motsatta, där hade träd i skugga flest TreMs. Detta tyder på att ljusförhållandenas effekt kan vara beroende av betestryck. I betade miljöer kan den ökade exponeringen förstärka effekten av fysisk påverkan och stress, vilket i sin tur gynnar bildningen av mikrohabitat. I obetade miljöer kan andra faktorer, såsom konkurrens om ljus, långsammare tillväxt och högre luftfuktighet, främja utvecklingen av vissa TreMs i skuggade lägen.

Sammantaget visar resultaten att samspelet mellan ljus och bete är avgörande för trädens strukturella utveckling och TreM-förekomst. Det tydliga växelspelet mellan dessa faktorer understryker vikten av att i skötsel och bevarande av kulturpräglade gräsmarker beakta flera miljövariabler samtidigt, inte bara trädslagsval eller betesintensitet, utan även variationen i ljusmiljö.

Utifrån resultaten framstår trädrelaterade mikrohabitat som viktiga strukturer för den biologiska mångfalden i kulturlandskapet. Trots detta är kunskapen om vilka arter som är direkt beroende av olika typer av mikrohabitat fortfarande begränsad, särskilt inom boreala gräsmarker. Tidigare studier har främst fokuserat på skogsmiljöer, medan sambanden mellan specifika mikrohabitat och organismgrupper som insekter, svampar och pollinatörer i öppna marker är mindre väl kartlagda. I en tid då många insektspopulationer är i kraftig tillbakagång globalt (Seibold et al., 2019) skulle en ökad förståelse för

mikrohabitatens ekologiska funktion kunna bidra till mer precisa och effektiva bevarandeåtgärder. Det finns ett växande behov av att identifiera vilka organismgrupper, särskilt insekter, pollinatörer och svampar som lever i död ved, som är beroende av specifika typer av mikrohabitat. Detta är särskilt viktigt i öppna marker, där sambanden mellan mikrohabitat och biologisk mångfald är mindre väl dokumenterade än i skogsmiljöer.

Sammanfattning

Resultaten tyder på att bete kan ha en positiv effekt på förekomst och diversitet av trädrelaterade mikrohabitat i gräsmarker. Trädens ålder, diameter och art spelar en avgörande roll. Betade marker med ett större inslag av lövträd, särskilt asp, al och rönn, erbjuder potentiellt fler och mer varierade mikrohabitat än de mer gran- och björkdominerade obetade markerna.

Sammantaget tyder resultaten på att både ljusförhållanden och betestryck påverkar trädens strukturella utveckling och förekomst av TreMs. Förvaltningen av gräsmarker bör därför ta hänsyn till flera samverkande miljöfaktorer för att bevara den biologiska mångfalden kopplad till gamla träd.

Slutsats /-er

Förekomsten av TreMs skiljer sig tydligt mellan betade och obetade gräsmarker i de 16 betesmarker i Västerbottens län som har ingått i denna studie. Även om det totala antalet träd inte varierade signifikant mellan marktyperna, var både antalet TreM-förekomster och variationen av TreM-typer högre i de betade markerna. Flera TreM-typer förekom dessutom exklusivt i betad mark, vilket tyder på att bete inte enbart påverkar trädens struktur, utan även kan bidra till skapandet och bevarandet av specifika mikrohabitat och därmed till högre biologisk mångfald.

Studiens resultat understryker också att samspelet mellan ljusförhållanden, trädslag och betestryck är avgörande för TreM-förekomst. Detta visar på vikten av att i förvaltning och restaurering av kulturpräglade gräsmarker tillämpa ett helhetsperspektiv, där man tar hänsyn till markanvändningens historik, aktuell hävd, variation i ljusmiljö samt trädens art, ålder och tillväxtsätt.

För att stärka bevarandeinsatser ytterligare vore det värdefullt att i framtida forskning undersöka vilka arter, särskilt insekter, svampar och pollinatörer som är direkt kopplade till olika typer av TreMs. Sådan kunskap kan bidra till mer målinriktade åtgärder för att skydda hotade arter och återställa funktionella ekologiska nätverk.

Referenser

- Artdatabanken. (2020). *Rödlista 2020 – Sveriges arter och naturtyper i rödlistade miljöer*. SLU, Uppsala. <https://www.artdatabanken.se/rodlistan/>
- Asbeck, T., Großmann, J., Paillet, Y., Winiger, N., & Bauhus, J. (2021). The use of tree-related microhabitats as forest biodiversity indicators and to guide integrated forest management. *Current Forestry Reports*, 7(1), 59–68. <https://doi.org/10.1007/s40725-020-00132-5>
- Bütler, R., Lachat, T., Larrieu, L., & Paillet, Y. (2013). Habitat trees: Key elements for forest biodiversity. *European Forest Institute Technical Report*, 5, 1–20. <https://www.researchgate.net/publication/308050296>
- Centre for Ecology & Hydrology. (n.d.). *Woodland and hedgerow creation crucial to support pollinators in Wales*. <https://www.ceh.ac.uk/press-release-woodland-and-hedgerow-creation-crucial-to-support-pollinators-wales>
- Chen, H. (2022). VennDiagram: *Generate high-resolution Venn and Euler plots* (Version 1.7.3) [R package]. <https://CRAN.R-project.org/package=VennDiagram>
- Ekholm Bailes, J. (2021). *Betesdriftens påverkan på pollinatörer och biologisk mångfald* [Masteruppsats, Sveriges lantbruksuniversitet]. <https://stud.epsilon.slu.se/17275/>
- Ericsson, J., & Tjernberg, E. (2020). *Betande djurs inverkan på biologisk mångfald i svenska betesmarker* [Kandidatarbete, Sveriges lantbruksuniversitet]. <https://stud.epsilon.slu.se/15063/>
- Europeiska unionen. (2024). *Förordning (EU) 2024/1025 om restaurering av natur*. Europeiska unionens officiella tidning, L 131, 16.5.2024, s. 1–55. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/?uri=CELEX:32024R1025>
- Fox, J., & Weisberg, S. (2019). *An R companion to applied regression* (3rd ed.). Sage.
- Garrido, P., Mårell, A., Öckinger, E., Skarin, A., Jansson, A., & Thulin, C.-G. (2019). Experimental rewilding enhances grassland functional composition and pollinator habitat use. *Journal of Applied Ecology*, 56(4), 946–955. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13338>
- Gosselin, F., Larrieu, L., Paillet, Y., et al. (2016). Forest attributes driving the occurrence of tree-related microhabitats in European temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 375, 145–159. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.05.018>
- Hartig, F. (2023). *DHARMA: Residual diagnostics for hierarchical (multi-level / mixed) regression models* (Version 0.4.6) [R-paket]. <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>
- Holmlund, M. (2009). *Växtlista för Västerbottens län, zon V–VIII*. Sveriges lantbruksuniversitet.
- Horstmann, S., & Sveriges lantbruksuniversitet. (2024). *The impact of traffic, management and landscape on flower-visiting insects and plants in road verges*. SLU.

- Jordbruksverket. (2003). *Betesmarker och biologisk mångfald* (Rapport 2003:1).
https://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_rapporter/ra03_1.pdf
- Kent, M. (2012). *Vegetation description and data analysis: A practical approach* (2nd ed.). Wiley-Blackwell.
- Larrieu, L., Archaux, F., Gosselin, F., Boulanger, V., Tillon, L., Zapata, S., ... & Winter, S. (2018). Tree-related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. *Ecological Indicators*, 84, 194–207. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.051>
- Larrieu, L., Cabanettes, A., & Delarue, A. (2012). Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in managed beech forests of southwestern Europe. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(8), 1433–1445. <https://doi.org/10.1139/x2012-84>
- Martin, M., Raymond, P., & Boucher, Y. (2021). Influence of individual tree characteristics, spatial structure and logging history on tree-related microhabitat occurrence in North American hardwood forests. *Forest Ecosystems*, 8(1), 1–16. <https://doi.org/10.1186/s40663-021-00305-z>
- Michel, A. K., & Winter, S. (2009). Tree microhabitat structures as indicators of biodiversity in European temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 257(6), 1455–1461. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.11.027>
- Mueller-Dombois, D. and Ellenberg, H., 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: Wiley.
- Pakkala, T., Peltonen, A., Lindberg, H., & Kouki, J. (2024). The intensity of forest management affects the nest cavity production of woodpeckers and tits in mature boreal forests. *European Journal of Forest Research*, 143, 617–634. <https://doi.org/10.1007/s10342-023-01645-x>
- R Core Team. (2023). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Sandström, J., Angelstam, P., Mikusiński, G., & Svensson, J. (2017a). Tree cavities in managed boreal forests: Abundance, distribution and management effects. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 32(6), 469–482. <https://doi.org/10.1080/02827581.2017.1360389>
- Sandström, J., Angelstam, P., Mikusiński, G., & Svensson, J. (2017b). Old trees in cultural landscapes: A challenge for natural resource management. *Landscape Research*, 42(3), 292–305. <https://doi.org/10.1080/01426397.2016.1259663>
- Seidel, D., Schall, P., Gossner, M.M., Simons, N.K., Boch, S., Ammer, C. and Fischer, M., 2022. Structural complexity of forest edges affects biodiversity of multiple taxa in temperate forests. *Landscape Ecology*, 37(1), pp.141–158. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01288-7>

- Siitonen, J. (2012). Threatened saproxylic species in European forests: A review. *Biodiversity and Conservation*, 21(14), 3451–3481. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0363-6>
- SMHI. (2024). *Västerbottens klimat*. Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut. <https://www.smhi.se/kunskapsbanken/klimat/klimatet-i-sveriges-landskap/vasterbottens-klimat>
- Svenning, J.-C. (2002). A review of natural vegetation openness in north-western Europe. *Biological Conservation*, 104(2), 133–158. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00162-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00162-8)
- Svensson, O. (2019). Climate change, moose and humans in northern Sweden 4000 cal. yr BP. *Quaternary International*, 503, 88–99. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2018.06.04>
- Tauberman, J. (2021). *Rewilding the agricultural landscape: How grazing, mowing and natural processes support biodiversity in Swedish semi-natural grasslands* [Master's thesis, Swedish University of Agricultural Sciences].
- Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2002). *Modern applied statistics with S* (4th ed.). Springer.
- Vera, F. W. M. (2000). *Grazing ecology and forest history*. CABI Publishing.
- Vuidot, A., Paillet, Y., Archaux, F., & Gosselin, F. (2011). Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation*, 144(1), 441–450. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.030>
- Westin, A., & Centrum för biologisk mångfald. (2006). *Betesmarker, djurantal och betestryck 1620–1850: Naturvårdsaspekter på historisk beteshävd i Syd- och Mellansverige*. Sveriges lantbruksuniversitet.
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. Springer-Verlag. <https://ggplot2.tidyverse.org>
- Wickham, H., & Bryan, J. (2023). *readxl: Read Excel Files* (Version 1.4.3) [R-paket]. <https://CRAN.R-project.org/package=readxl>
- Wickham, H., François, R., Henry, L., & Müller, K. (2023). *dplyr: A grammar of data manipulation* (Version 1.1.4) [R-paket]. <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>

Populärvetenskaplig sammanfattning

Gamla träd i det svenska jordbrukslandskapet är inte bara vackra inslag i naturen, de är också hem åt mängder av små organismer som fåglar, insekter, svampar och lavar. Många av dessa arter är beroende av särskilda strukturer i träden, så kallade trädrelaterade mikrohabitat (TreMs), till exempel håligheter, sprickor, döda grenar eller tickor.

I den här studien har jag undersökt hur vanliga dessa mikrohabitat är i betade gräsmarker jämfört med övergivna marker som inte längre betas. Undersökningen genomfördes i Västerbotten, där 1 445 träd på totalt 32 gräsmarker har inventerats. Jag registrerade olika typer av mikrohabitat enligt ett europeiskt system och jämförde resultaten mellan markerna.

Resultaten visar att träd i betade marker ofta har fler och mer varierade mikrohabitat än träd i obetade marker. Det gäller särskilt lövträd som asp, al och rönn. En viktig upptäckt var att solljus och betestryck verkar samverka: i betade marker förekom flest mikrohabitat på solbelysta träd, medan i obetade marker var det tvärtom, där fanns flest i skuggiga lägen.

Sammanfattningsvis visar studien att betade gräsmarker med gamla träd är viktiga för biologisk mångfald. Resultaten kan användas för att bättre förstå hur vi ska bevara och restaurera våra ängs- och hagmarker, inte bara för växter och fjärilar utan också för den rika och ofta osynliga mångfald som lever i trädens skrymslen.

Bilaga 1

Inventeringsformuläret för registrering av död ved och TreMs

Inventering

Alla död ved inom transekterna på 100x10 m (BHD $\geq$ 5 cm, längd $\geq$ 5 cm)

Provyta:

Datum:

Inventerare:

Trädslag	BHD (Låg a i båda ändar)	Höjd/ längd	Högstubbe, Torra, Silverstubbe eller Låga	Typ *	% bark kvar	Bruna barr kvar?	Nedbry tningsk lass	Bohål/ insekts hål	Antal hål *	Sol bely snin g *	Övrigt tex brandljud

* S = stambrott, B = basbrott, R = rotvälta inklusive % som nuddar marken

* A = 1 hål, B = 2-5, C = 6-10, D = >10

* A = Solbelyst stam hela dygnet, B = Delvist solbelyst stam, C = Ingen sol når stammen

Bilaga 2

Tabell över registrerade TreMs

Följande tabell visar de trädrelaterade mikrohabitat (TreMs) som registrerades i denna studie, med korta beskrivningar av varje struktur. Tabellen baseras på klassificeringssystemet enligt Larrieu et al. (2018).

TreM-typ	Beskrivning
Barkspricka	Vertikal eller horisontell spricka i barken, ofta habitat för insekter
Stamavbrott	Delar av stammen brutits av, ofta med exponerad ved
Spricka i stammen	Djupa sprickor i ved eller bark, kan samla vatten eller humus
Hackspettshål	Rundade hål efter hackspett, potentiella bohål
Insektsgångar och borrhål	Synliga spår efter insektsaktivitet i bark eller ved
Dendrotelm	Vattenfylld hålighet, ofta i grenvinkel, viktigt för vissa arter
Hackspettens födosöksgrävningar	Grävda fåror efter födosök, ofta i söndertrasad bark
Mossor	Tjocka mossmattor, särskilt på skuggade stammar
Blad- och busklav	Rik förekomst av lav, särskilt indikativ för stabila, gamla miljöer
Savflöde	Utsipprande sav från skada i bark/stam, lockar till sig insekter
Häxkvast	Täta kvistformationer orsakade av sjukdomar eller mutationer
Vril	Oregelbundna, ofta runda utväxter på stammen
Flerårig ticka	Större svampkroppar som växer under flera år
Ettårig ticka	Mindre svampkroppar som utvecklas och vissnar inom ett år
Mjuk skivling	Fuktälskande svampar med skivor, växer ofta på död ved eller stubbar

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, Sofie Ekestubbe 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.