



Strukturell heterogenitet i betesmarker

Hur träd- och buskskikt påverkar diversitet hos fåglar

Philip Falk

Examensarbete/Självständigt arbete • 15 hp
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för ekologi
Biologi och miljövetenskap
Uppsala 2026



Strukturell heterogenitet i betesmarker: Hur träd- och buskskikt påverkar diversitet hos fåglar

Structural heterogeneity in grazed pastures. How bushes and trees affect avian diversity

Philip Falk

Handledare:	Matthew Hiron, Sveriges lantbruksuniversitet, institutionen för ekologi
Bitr. handledare:	Sönke Eggers, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för ekologi
Examinator:	Göran Hartman, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för ekologi
Omfattning:	15 hp
Nivå och fördjupning:	Grundnivå, G2E
Kurstitel:	Självständigt arbete i Biologi
Kurskod:	EX0894
Program/utbildning:	Biologi och miljövetenskap
Kursansvarig inst.:	Institutionen för vatten och miljö
Utgivningsort:	Uppsala
Utgivningsår:	2026
Nyckelord:	Strukturell heterogenitet, Betesmarker, Busk- och trädskikt, Fågelfauna

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för naturresurser och jordbruksvetenskap
Institutionen för ekologi

Sammanfattning

Biodiversiteten i jordbrukslandskap har en negativ utveckling till följd av ett intensifierat jordbruk och försämrade livsmiljöer. Nedläggning av småskaliga lantbruk har lett till en minskning av arealen betesmark med 80% de senaste 100 åren i Sverige. Kommande restaurerings- och skötselåtgärder i betesmarker ställer krav på en ökad förståelse för vilka faktorer som gynnar olika organismgrupper. I detta arbete undersöktes betydelsen av vertikal spridning hos busk- och trädskikt för artrikedomen av fåglar i betesmarker. Punktinventering av fåglar inom befintliga provtytor från miljöövervakning genomfördes på två betesmarker med olika grad av betesprägling och vegetationsstruktur. Resultaten pekar på att inslag av höga träd och buskar kan gynna artrikedomen av fåglar på provytanivå i betesmarker men att främst arter kopplade till skog bidrar till alfadiversitet. Nyligen restaurerade betesmarker kan hysa lägre artrikedom och abundans av fåglar. Betydelsen av låga och tätvuxna buskar kunde inte fastställas med signifikans. Heterogenitetsindex bättre utformade för att studera jordbruksfåglar kan öka precisionen av samband. Fortsatta metodförsök med befintliga provtytor där radien utökas föreslås för att kunna dra tydligare slutsatser av nyttan med platsknutna data kopplat till artrikedom av fåglar. Framtida forskning kring betydelsen av vertikal spridning på busk- och trädskikt föreslås att kombineras med mått på vertikal densitet samt horisontell heterogenitet.

Nyckelord: Strukturell heterogenitet, Betesmarker, Busk- och trädskikt, Fågelfauna

Abstract

Biodiversity in farmland has declined due to intensified farming practices and deteriorating habitats. Decline of small farmsteads has led to an 80% reduction in area of grazed pastures in Sweden over the last century. Upcoming restoration and management measures in semi-natural grassland demands increased understanding of the factors that promote different groups of organisms. This thesis examined the importance of vertical heterogeneity within shrub and tree layers for avian diversity in grazed pastures. Point-count bird surveys within plots used in environmental monitoring were conducted across two sites with different grades of grazing influence and structure of vegetation. The results indicate that elements of high bushes and trees can promote species diversity and abundance of birds at plot-level in grazed pastures, but forest species mostly contributes to alfa-diversity. Recently restored pastures can inhibit lower abundance and species diversity of birds. The importance of dense and low growing bushes could not be proven statistically. Heterogeneity indices better suited to study farmland birds can improve precision in results. Continued methodological testing of existing environmental monitoring plots with increased radii is suggested to better examine the importance of site-specific data related to avian diversity. Future research regarding the role of vertical stratification in bush and tree-layers combined with vertical density of vegetation and horizontal heterogeneity is proposed.

Keywords: Structural heterogeneity, Grazed pastures, Bush and tree layers, Avian fauna

Innehållsförteckning

Tabellförteckning	5
Figurförteckning	6
Förkortningar	7
1. Inledning	8
2. Metod.....	10
2.1 Studieområde	10
2.1.1 Lövsta	10
2.1.2 Olagård	10
2.2 Strukturell heterogenitet busk- och trädskikt.....	11
2.3 Urval av provytor	12
2.4 Punktinventering fåglar	13
2.5 Statistik och statistisk analys	13
3. Resultat	15
3.1 Strukturell heterogenitet	15
3.2 Punktinventering fåglar	15
3.3 Statistisk analys av data	16
4. Diskussion	19
4.1 Strukturell heterogenitet och diversitet	19
4.2 Fågeldata	20
4.3 Urval av provytor	21
4.4 Slutsatser och vidare forskning.....	22
Referenser.....	23
Bilaga 1-Artlista	26

Tabellförteckning

Tabell 1. Höjdklasser på busk och trädskikt, samt täckningsklasser från inventering.	11
Tabell 2. Raos Q index beräknat för lokalerna som helhet.	15
Tabell 3. Relativ abundans (andel provytor med observation) av arter kopplade till jordbrukslandskap (J) respektive skogslandskap (S) på Lövsta och Olagård..	15
Tabell 4. Diversitetsmått för Lövsta och Olagård. α -diversitet beräknat som medel för observationer 0-25m från provytor, γ -diversitet beräknat från alla observationer från provytor. " γ bedömd" beräknad från observationsdata i "vegan" i R.	16
Tabell 5. Korrelationsmatris med oberoende variabler; Rao, KTB samt HTB.	16
Tabell 6. Generaliserad linjär regression med negativ binomial fördelning för α -diversitet beräknat för Lövsta och Olagård tillsammans med Rao, korta träd och buskar (KTB) samt höga träd och buskar (HTB) som oberoende variabler. Resultat av signifikans i fetstil.	17
Tabell 7. Generaliserad linjär regression för artantal samt underklasser av fåglar med Rao (Q) som oberoende variabel beräknat från observationer från 0-25m från provytor. Resultat av signifikans i fetstil.	17
Tabell 8. Wilcoxon-test på heterogenitetsmått; Rao, diversitetsmått; Shannon samt α - diversitet, täckningsgrader KTB samt HTB mellan provlokaler Lövsta och Olagård. Signifikanta resultat i fetstil.	18

Figurförteckning

Figur 1. Översiktsbild av Lövsta samt omgivande landskap. Röd linje visar betesmarkens utbredning	10
Figur 2. Översiktsbild av Olagård samt omgivande landskap. Röd linje anger betesmarkens utbredning.	11
Figur 3. Artackumulationskurvor för Lövsta och Olagård, streckade linjer anger konfidensintervall. Y-axel anger antal observerade arter, x-axel anger antal besökta provytor.	16

Förkortningar

Förkortning	Betydelse
ArcGIS	Arc Geografiska informationssystem
EU	Europeiska unionen
GLM	Generaliserad linjär modell
HTB	Höga träd och buskar
J	Jordbruksfåglar
KTB	Korta träd och buskar
R	RStudio, programvara för statistisk analys
Raos (Q)	Raos diversitetindex
Röd. List	Rödlistade fåglar
S	Skogsfåglar
Shannon (H)	Shannons diversitetindex

1. Inledning

Hälften av alla arter i Europa är kopplade till odlingslandskap (Europeiska miljöbyrån (EEA), 2025), vilket gör att mänskliga aktiviteter där får stor inverkan på tillståndet hos dessa arter. Förändrad markanvändning och ett intensifierat jordbruk står som förklaring för minskande biodiversitet i flertalet studier; (Butler et al., 2010, Donald et al., 2001, Jing et al., 2025). Utvecklingen för fåglar kopplade till jordbrukslandskap är negativ, vilket tydliggörs i EU:s index för vanliga jordbruksfåglar som har fallit med 42% sedan 1990 (Europeiska miljöbyrån (EEA), 2024). Tillståndet i Sverige ligger i samma linje, där publiceringen av Rödlistan 2026 redogör för att hälften av alla bedömda fåglar i jordbrukslandskap är rödlistade (SLU Artdatabanken, 2026). Faktorer som bidrar till minskande populationer av jordbruksfåglar omfattar dels aktiva åtgärder; såsom användning av pesticider (Geiger et al., 2010) och ändrade odlingsregimer av grödor (Eggers et al., 2011), dels passiva åtgärder som övergivning av kulturpräglade gräsmarker (Wretenberg et al., 2006). Gemensamt för dessa åtgärder är att de bidrar till minskad födotillgång, färre boplatser och leder till en homogenisering av landskapet. Heterogenitet på habitat och landskapsnivå gynnar fåglar och i synnerhet heterogenitet vad avser vegetationsstruktur (Anderle et al., 2023).

Som ett steg i att bromsa och vända den negativa utvecklingen antog EU år 2024 förordningen för restaurering av natur. Förordningen syftar till att stärka tillståndet hos naturliga ekosystem och öka arealen av skyddad natur. Detta skall ske genom fastställda krav; dels genom identifiering av nuvarande status i livsmiljöer, dels genom restaurerade samt återställda referensarealer till år 2030. I Naturvårdsverkets förslag till nationell restaureringsplan (Naturvårdsverket, 2026), framkommer även att restaureringsförordningen ställer utökade krav på effektbedömning av restaureringsåtgärder, något som bedöms skapa ett behov av metodutveckling för övervakning av både livsmiljöer och arter. För närvarande följs storskaliga trender hos jordbruksfåglar upp av svensk fågeltaxering via punktrutter och standardrutter (Svensk Fågeltaxering, 2017), dock utan någon direkt platsbunden koppling till exempelvis ängs- och betesmarksinventeringen som utförs av Jordbruksverket (Jordbruksverket, 2025).

Förlust av viktiga habitat i kombination med nedläggning av småskaliga jordbruk med små djurbesättningar de senaste decennierna har visat sig påverka fågelarter kopplade till jordbrukslandskap negativt (Wretenberg et al., 2006). Enligt statistik från Statistiska centralbyrån har ca 80% av Sveriges gräsmarker präglade av bete försvunnit de senaste 100 åren (Jordbruksverket, 2021). Inom ramen för naturrestaureringsförordningen står gräsmarker präglade av bete för majoriteten

av livsmiljöer inom jordbruksekosystem som skall restaureras samt återställas. Målet är att förbättra biologisk mångfald och stärka populationer av bland annat gräsmarksfjärilar och jordbrukslandskapets fåglar.

Definitionen för vad som kan bedömas vara en betesmark aktualiserades 2008 när nya regler gällande antalet träd per hektar i stödberättigade betesmarker infördes i Sverige. Beslutet innebar att en stor mängd träd i betesmarker avverkades vilket enligt en rapport från Jordbruksverket medförde att flertalet naturvärden gick förlorade och påverkade flera taxa negativt, fåglar inkluderade (Jordbruksverket, 2026). Tidigare forskning pekar på att bedömda naturvärden och skötselåtgärder i betesmarker påverkar olika taxa i varierande grad (Pärt & Söderström, 1999a, Bonari et al., 2017). Fåglar gynnas i hög grad av strukturell heterogenitet vad avser vegetation (Ding et al., 2008, Söderström et al., 2001), medan det föreligger risk för att kärlväxter och pollinatörer i gräsmarker missgynnas vid igenväxning (Wieczorkowski & Lehmann, 2022, SLU Artdatabanken, 2026, Prangel et al., 2023). Med bakgrund av detta är det därför av största vikt att identifiera vilka åtgärder i dessa livsmiljöer som bäst gynnar en hög biodiversitet.

I detta arbete undersöktes samband mellan artrikedom av fåglar samt förekomst och vertikal spridning av buskar och träd i betesmarker. Detta genomfördes på två lokaler i syfte att jämföra en betesmark som varit hävdad under en längre tid, samt en skogsmark under återställning till betesmark. Detta bidrar till att synliggöra skillnader i vegetationsstruktur, samt skillnader i betesprägling. Inom ramen för arbetet användes provytor från nuvarande miljöövervakning för att utvärdera vilken relevans dessa kan ha för framtida metoder för effektbedömning av restaureringsåtgärder. Detta arbete ämnar undersöka; (i) vilken hänsyn som skall tas till befintliga strukturer inom busk- och trädskikt samt deras bidrag till nuvarande status hos betesmarker, (ii) hur skötsel och restaureringsåtgärder i betesmarker med avseende på busk- och trädskikt påverkar fågelfaunan.

Frågeställningen är hur variation i vegetationsstruktur påverkar artdiversitet av fåglar i betesmarker med avseende på busk- och trädskikt, samt vilken betydelse låga respektive höga buskar och träd har. Hypotesen är att en större variation av vertikal spridning hos vegetation medför flera potentiella nischer som resulterar i en högre artdiversitet.

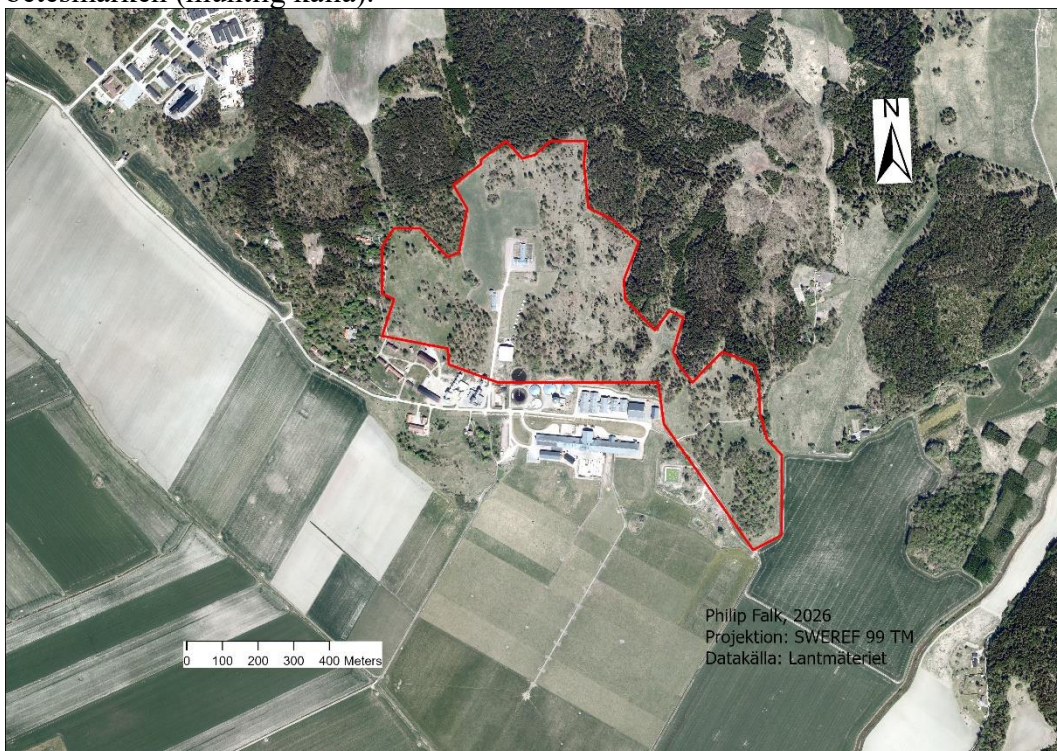
De parametrar som är av intresse är; täckningsgrad av buskar och träd i olika höjdklasser samt artrikedom av fåglar. Arbetet genomförs med tilldelade data på täckningsgrader hos busk- och trädskikt inom befintliga provytor, samt genom fältarbete med punktinventering av fåglar.

2. Metod

2.1 Studieområde

2.1.1 Lövsta

Betesmarken i Lövsta (figur 1) är belägen ca 10 km öster om Uppsala och ingår i SLU:s forskningsstation Lövsta. Omgivande landskap består till större delen av öppna fält i söder samt inslag av skog i norr. Betesmarken omfattar ca 45 ha och består av trädklädd betesmark, mosaikmark samt utvecklingsmark under naturalisering (Jordbruksverket, 2025). Ersättning för särskilda värden utgår för betesmarken (muntlig källa).



Figur 1. Översiktsbild över Lövsta samt omgivande landskap. Röd linje visar betesmarkens utbredning

2.1.2 Olagård

Olagård är belägen ca 30 km nordost om Uppsala och består av en betesmark under återställning (figur 2). Omgivande landskap består av en mosaik av åkermark omgiven av skog. Marken omfattar ca 26 ha och har till större delen varit trädbevuxen. Återställningen har inneburit omfattande fällning av träd och buskar 2024 vilket innebär att marken präglas av hyggeskaraktär.



Figur 2. Översiktsbild över Olagård samt omgivande landskap. Röd linje anger betesmarkens utbredning.

2.2 Strukturell heterogenitet busk- och trädskikt

Data från tidigare inventering av täckningsgrader på buskar och träd i provytor inom lokalerna har använts vid beräkning av vegetationsstruktur, $n=70$ från Lövsta samt $n=24$ från Olagård. Denna data har innefattat buskar och träd i fyra höjdklasser, samt täckningsgrader av dessa i sex täckningsklasser, se tabell 1.

Tabell 1. Höjdklasser på busk och trädskikt, samt täckningsklasser från inventering.

Höjdklasser
Buskar och träd 1m
Buskar och träd 3m
Buskar och 7m
Buskar och träd vuxna
Täckningsklasser
0: 0%
1: 1–4%
2: 5–10%
3: 11–30%
4: 31–60%
5: 61–100%

Provytorna har valts ut slumpmässigt via punktgifter som lagts ut med 10 meters distans över hela området varför de får anses vara statistiskt oberoende av varandra. Beräkning av strukturell heterogenitet har sammanfattats med Raos index (Q) enligt ekvation 1:

$$Q = \sum_{i=1}^s \sum_{j=1}^s d_{ij} p_i p_j \quad (1)$$

Där p_i och p_j anger relativ abundans av i och j , i detta fall täckningsgrader, och d_{ij} anger skillnad eller olikhet mellan i och j , i detta fall höjdskillnader. Raos Q index har likheter med Shannons index (H) (se ekvation 2)

$$H = - \sum_{i=1}^s (p_i \ln p_i) \quad (2)$$

i den mån att det tar hänsyn till proportioner av observationer, men med tillägget att olikheter i egenskaper mellan observationer kan synliggöras (Rocchini et al., 2017). Raos index (Q) valdes för att få ett mått på hur olika vegetationsskikt fördelar sig inom provrutorna, samt hur stor vertikal variation som finns inom dessa. Ett högre värde på Q innebär ett högre mått av strukturell heterogenitet. För att inte få missvisande värden vid låga täckningsgrader av buskar och träd har andel icke träd- och buskbevuxen mark inkluderats i beräkningarna. Höjdskillnader har beräknats utifrån medelpunkter mellan respektive höjdkategori, där höjden för "Buskar och träd vuxna" angavs till 15 m för att följa resterande intervall mellan höjdkategorier. Beräkningar av Raos Q har genomförts i R med paketet "SYNCSA".

2.3 Urval av provytor

Vidare val av de slumpmässigt utvalda provytorna har skett genom rankning av strukturell heterogenitet. Totalt 32 provytor har valts ut. För att få spridning på värden av Q valdes 10 provytor ut med högst respektive lägst värde på Q för Lövsta, samt de 6 högsta respektive lägsta för Olagård. Anledningen till att värden från Olagård rangordnades med 6 från högsta respektive lägsta värden beror på färre antal provytor, samt en lägre standardavvikelse hos dessa vad avser Q. Eftersom inga provytor på Olagård var belägna på åkerbete, exkluderades provytor som helt saknat buskar och träd på Lövsta från rankningen. Slutligt urval har skett genom analys i ArcGIS. Provytor har valts ut för att få en jämn spridning

över lokalen för att undvika kluster samt att få oberoende resultat. En 25m buffert applicerades på varje provyta och jämfördes mot ortofoto. Detta genomfördes för att omgivande vegetation så långt som möjligt skall överensstämma med vegetationsstruktur inom den 10m radie som tidigare inventering har skett inom.

2.4 Punktinventering fåglar

Inventering av fåglar har utförts som punktinventering på provytor där urval har gjorts med avseende på strukturell heterogenitet. Varje provyta har besökts 3 gånger, där tidpunkt på dagen har alternerats mellan provytorna för att få oberoende resultat. Inventering har genomförts mellan klockan 04:00-10:00 under perioden 27 april–2 maj. Observation har skett under 5 min enligt svensk fågeltaxerings metod för punktrutter för att effektivisera inventeringsinsatsen (Svensk fågeltaxering, 2026). Vid inventering har alla fåglar som identifierats med syn- eller hörselobservation från provytan räknats. Fåglar som har blivit stötta från provytan innan ankomst har räknats med i den mån som de har kunnat identifierats. För att kunna följa upp samband mellan förekomst av fåglar och heterogenitet inom provytor har fågelobservationer kategoriserats i följande avståndskategorier; inom 10m, 25m samt resterande. Detta har gjorts med antagandet att samband mellan heterogenitet inom provytor och observation av fåglar avtar med avståndet mellan dessa. Sjungande fåglar har noterats, detta för att kunna identifiera fördelning av revirhävande hanar och eventuellt förbipasserande fåglar. Inventering har skett dels med synobservation, dels med handhållen ljudinspelare. Hjälpmiddel har varit kikare samt applikationen Merlin Sound ID. Vid användande av Merlin Sound ID har endast fåglar vars sång och läten som tydligt kunnat urskiljas som en art inkluderats för att undvika falska positiva resultat. Inventering med hjälp av ljudinspelning har enligt tidigare studier visat på precision upp till 86%, men med lägre detektion jämfört med människor (Goodman et. al, 2025).

2.5 Statistik och statistisk analys

Artackumulationskurvor, α - samt γ -diversitet för fåglar beräknades i R med ”vegan” paketet. Vid beräkning av artackumulationskurvor användes data från samtliga fåglar som identifierats från provytorna vid respektive besök. Statistisk signifikans för skillnader mellan α -diversitet samt strukturell heterogenitet mellan provlokalerna genomfördes med ett Wilcoxon Rank-Sum test i R. Wilcoxon test valdes baserat på små stickprov samt att data ej var normalfördelad.

Vid analys av samband mellan α -diversitet för fåglar och Raos Q index för heterogenitet användes generaliserade linjära modeller (GLM) med negativ binomial fördelning, med α som beroende variabel och Raos Q index och

täckningsklasser för korta (Buskar och träd 1-3m) respektive höga (Buskar och träd 7-15m) träd och buskar som oberoende variabel. Val av negativ binomial fördelning baserades på lägre AIC värden på modeller jämfört med poissonfördelning. Data på fåglar delades in i underklasser (Jordbruksfåglar, J; Skogsfåglar, S; Rödlustade fåglar, Röd. List) för att undersöka om specifika samband fanns mellan dessa och tidigare listade oberoende variabler. Dessa analyser genomfördes på all data som helhet, samt Lövsta respektive Olagård var för sig. Test av kovarians på oberoende variabler Rao, låga träd och buskar samt höga träd och buskar genomfördes i R och sammanfattades i en korrelationsmatris.

3. Resultat

3.1 Strukturell heterogenitet

Resultat från beräkning av strukturell heterogenitet hos samtliga provytor visar på ett högre medelvärde samt standardavvikelse på Lövsta, se tabell 2.

Tabell 2. Raos Q index beräknat för lokalerna som helhet.

Lokal	Medel	STD. Av.	Min/Max	Provytor (n)
Lövsta	0,223	0,190	0/0,544	70
Olagård	0,117	0,102	0,010/0,349	24

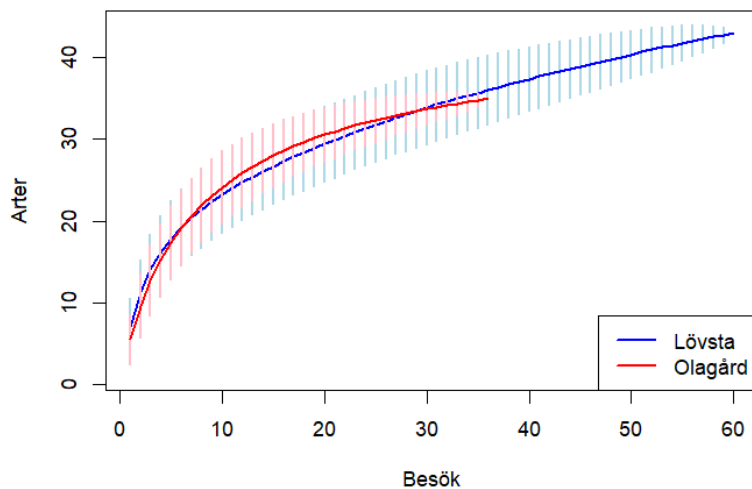
3.2 Punktinventering fåglar

Totalt observerades 895 fåglar, fördelat på 50 arter, se bilaga 1. Av dessa observationer utgjordes 76st (8%) inom 10m, 158st (18%) inom 25-10m samt 661st (74%) utom 25m från provytorna. Rödlistade arter med någon koppling till jordbrukslandskap utgjorde ca 20% av alla arter. Dessa arter fördelade sig i kategorierna Sårbar (VU); grönfink, stare och tofsvipa, samt Nära hotad (NT); björktrast, gulsparr, göktyta, rödvingetrast, sädesärla och enkelbeckasin. Arter kopplade till jordbrukslandskap (J) observerades i högre grad inom provytor (0-25m) på Lövsta än på Olagård, se tabell 3. Arter kopplade till skog (S) visade på en högre relativ abundans totalt sett på provytenivå i Lövsta jämfört med Olagård, se tabell 3.

Tabell 3. Relativ abundans (andel provytor med observation) av arter kopplade till jordbrukslandskap (J) respektive skogslandskap (S) på Lövsta och Olagård.

Lokal	Relativ abundans (J)	Relativ abundans (S)
Lövsta	1,5	2,55
Olagård	0,75	0,43

Artackumulationskurvor pekar på att gammadiversiteten på Lövsta är högre än på Olagård, se figur 3. Samtliga diversitetsmått; α , β och γ kunde konstateras högre på Lövsta, se tabell 4.



Figur 3. Artackumulationskurvor för Lövsta och Olagård, streckade linjer anger konfidensintervall. Y-axel anger antal observerade arter, x-axel anger antal besökta provytor.

Tabell 4. Diversitetsmått för Lövsta och Olagård. α -diversitet beräknat som medel för observationer 0-25m från provytor, γ -diversitet beräknat från alla observationer från provytor. " γ bedömd" beräknad från observationsdata i "vegan" i R.

Lokal	α -diversitet	β -diversitet	γ -diversitet	γ bedömd
Lövsta	4,05	38,95	43	65
Olagård	1,92	33,08	35	41

3.3 Statistisk analys av data

Test av kovarians mellan oberoende variabler; Rao, KTB samt HTB visade på stark korrelation mellan Rao och HTB, se tabell 5.

Tabell 5. Korrelationsmatris med oberoende variabler; Rao, KTB samt HTB.

Variabel	Rao	KTB	HTB
Rao	1,000	0,047	0,930
KTB	0,047	1,000	-0,113
HTB	0,930	-0,113	1,000

Regressionsanalys mellan alfadiversitet, Rao, korta träd och buskar samt höga träd och buskar på provytenivå kunde påvisa en positiv korrelation mellan höga träd och buskar samt artrikedom av fåglar. Vidare analys av underklasser av fåglar kunde påvisa att fåglar kopplade till skog gynnades av höga träd och buskar,

medan jordbruksknutna samt rödlistade arter missgynnades av korta träd och buskar, se tabell 6.

Tabell 6. Generaliserad linjär regression med negativ binomial fördelning för α - diversitet beräknat för Lövsta och Olagård tillsammans med Rao, korta träd och buskar (KTB) samt höga träd och buskar (HTB) som oberoende variabler. Resultat av signifikans i fetstil.

Variabel	Rao Q		KTB		HTB	
	Koeff.	p	Koeff.	p	Koeff.	p
α -diversitet	0,284	0,783	-0,075	0,761	0,410	0,002
Jordbruksfåglar	1,661	0,662	-1,395	0,038	0,136	0,767
Skogsfåglar	-0,305	0,874	-0,078	0,836	0,614	0,011
Rödlistade fåglar	2,060	0,620	-1,579	0,034	0,103	0,838

Dessa samband på lokal nivå följde olika riktningar, där höga träd och buskar visade på positiv korrelation med alfadiversitet, jordbruksfåglar samt skogsfåglar i Lövsta, se tabell 7. På Olagård kunde positiv korrelation påvisas mellan skogsfåglar och höga träd och buskar, samt negativ korrelation mellan Raos index och skogsfåglar, se tabell 7. I övrigt kunde inga signifikanta samband påvisas.

Tabell 7. Generaliserad linjär regression för artantal samt underklasser av fåglar med Rao (Q) som oberoende variabel beräknat från observationer från 0-25m från provytor. Resultat av signifikans i fetstil.

Lövsta						
Variabel	Rao Q		KTB		HTB	
	Koeff.	p	Koeff.	p	Koeff.	p
α -diversitet	0,336	0,743	-0,096	0,698	0,425	0,002
Jordbruksfåglar	0,454	0,853	-0,862	0,111	0,696	0,042
Skogsfåglar	0,966	0,518	-0,145	0,630	0,410	0,042
Rödlistade fåglar	0,890	0,745	-1,016	0,083	0,596	0,115
Olagård						
Variabel	Rao Q		KTB		HTB	
	Koeff.	p	Koeff.	p	Koeff.	p
α -diversitet	-5,408	0,512	NA	NA	0,804	0,333
Jordbruksfåglar	18,810	0,072.	NA	NA	-1,945	0,066.
Skogsfåglar	-19,479	0,018	NA	NA	2,703	0,003
Rödlistade fåglar	15,412	0,133	NA	NA	-1,558	0,133

Test av statistisk signifikans av resultat mellan lokalerna kunde påvisas hos variabeln Rao, där provytor utan buskar och träd på åkerbete exkluderades, samt för variabeln HTB medan alfadiversitet låg över gränsen för signifikant skillnad, se tabell 8.

Tabell 8. Wilcoxon-test på heterogenitetsmått; Rao, diversitetsmått; Shannon samt α - diversitet, täckningsgrader KTB samt HTB mellan provlokaler Lövsta och Olagård. Signifikanta resultat i fetstil.

Variabel	p-värde
Rao (Q)	0,003
α -diversitet	0,084
KTB	0,226
HTB	0,048

4. Diskussion

4.1 Strukturell heterogenitet och diversitet

Resultatet av detta arbete visar att alfadiversitet i betesmarker ökar med mängden höga träd och buskar, men att den i högre grad gynnar fåglar knutna till skog och inte jordbruksfåglar mer anpassade till öppna och halvöppna miljöer. Dessa resultat går i linje med tidigare studier som pekar på att densiteten av fåglar samt antalet ekologiska nischer ökar med succession (Ding et al., 2008). Ingen effekt på alfadiversitet hos fåglar av statistisk signifikans kunde påvisas för Raos Q index i detta arbete, samtidigt som den starka korrelationen med höga träd och buskar gör det svårt att dra tydliga slutsatser. I kontexten av de öppna miljöer som betesmarker utgör så kan ändå slutsatsen att träd utgör ett element som bidrar till en heterogen vegetationsstruktur rimligtvis antas. Den svaga korrelationen mellan heterogenitetsindex och korta träd och buskar kan hittas i definitionen av Raos Q i detta arbete som baserades på höjdskillnader hos vegetation. Tidigare forskning har visat att samverkande effekter mellan flera oberoende variabler kan stå för en stor del av variationen hos häckande jordbruksfåglar (Heikkinen et al., 2004) något som leder till frågan om vertikal variation i vegetation bör kompletteras med ytterligare variabler.

Den enskilt viktigaste faktorn för artrikedom i detta arbete var förekomst av höga träd och buskar, där sambandet på Lövsta innefattade både arter knutna till jordbruksmark samt arter knutna till skogsmark. Sambandet mellan artrikedom av fåglar och träd i betesmarker går i linje med tidigare forskning (Jakobsson och Lindborg, 2017) som pekar på ökad diversitet av fåglar med ökad densitet av träd. Samma studie kunde även konstatera att jordbruksfåglar till en viss grad påverkades varken positivt eller negativt av ökad mängd träd, men att ökning av alfadiversitet vid högre träddensitet till större del utgjordes av skogsknutna arter. Ett exempel från detta arbete är att flest arter noterades inom den provytan med högst täckningsgrad av höga träd (80%).

Resultaten i detta arbete pekar på att förekomst av låga träd och buskar inte bidrog till alfadiversitet utan i viss mån pekade på en negativ korrelation, dock utan signifikans. Dessa resultat kopplade till förekomst av buskar går emot resultat från tidigare forskning som i stället antyder ett positivt samband mellan abundans av jordbruksfåglar och buskar i betesmarker (Pärt och Söderström, 1999b). Denna diskrepans kan troligen förklaras med skillnader i vilken skala och omfattning som bedömts då detta arbete undersökte samband på provytanivå (0-25m) medan Pärt och Söderström undersökte samband på ytor om $6,1 \pm 3,2$ ha på över 80 betesmarker. En annan aspekt är huruvida täta, lågvuxna buskage gav färre

observationer av fåglar helt enkelt därför att de är mer svårupptäckta. Nyttan av lägre, tätvuxen vegetation kan därför inte uteslutas.

Skillnader i diversitetsmått samt relativ abundans mellan lokalerna skulle kunna förklaras med dels i vilken grad de hävdats av bete, hur busk- och trädskikt är fördelade rumsligt, dels vertikal täthet av vegetation. Vad avser grad av hävd så finns tydliga skillnader mellan lokalerna, där Lövsta utgörs av betesmarker som hävdats under en längre tid, med populationer av fåglar som kunnat etablera sig utan att påverkas av större störningar. Det motsatta förhållandet råder på Olagård, där stora delar av marken nyligen kalhuggits för att påbörja en återställning av tidigare skogsmark till betesmark. Hur träd och buskar är fördelade rumsligt, eller den horisontella heterogeniteten skiljer sig avsevärt mellan lokalerna, där en mosaik av öppna ytor, buskage och träddungar finns etablerad på Lövsta. Olagård präglas till större delen av helt öppna ytor, med ett sparsamt trädbestand och undervegetation som endast förekommer i små täckningsgrader. Sista punkten, vertikal täthet, skiljer sig mellan lokalerna på det sätt att de träd och buskar som förekommer på Olagård är glesvuxna, där träden till större delen utgörs av björk som vuxit i tätare bestånd, med gles förgrening och öppet kronskikt. Nyttan av att inkludera strukturmått som "leaf area density" (LAD) har kunnat påvisas i tidigare forskning, där LAD visade på positiv korrelation med abundans av fåglar (Carrasco et al., 2019).

4.2 Fågeldata

Artackumulationskurvor för lokalerna visar att inventeringsinsatsen på Olagård får anses vara tillräcklig, där den uppmätta gammadiversiteten på 35 arter ligger nära den estimerade på 41 arter. På Lövsta står det tydligt att en mer omfattande inventeringsinsats skulle behövts för att observera majoriteten av alla arter, där den uppmätta gammadiversiteten på 43 arter ligger klart under den estimerade på 65 arter. En inventering under en längre tidsperiod skulle ha ökat sannolikheten att observera för arbetet relevanta arter som häckar senare, exempelvis törnskata, törnsångare samt stenskvätta. I synnerhet törnskata och törnsångare hade kunnat visa på samband mellan lågvuxna buskar och alfadiversitet. En förlängd inventeringsinsats begränsades av tidsbrist och väderförhållanden.

En observation mellan lokalerna är att förekomsten av fåglar på Lövsta var jämt utspridd, medan förekomsten på Olagård tydligt koncentrerades kring ekotoner utan nämnvärd spridning. Som exempel kan anges att en stor andel av gammadiversiteten på Olagård utgjordes av observationer i utkanten av marken till angränsande skog. Trots en liten mängd data så går dessa resultat i linje med tidigare forskning kring kanteffekter i öppna landskap (Reino et al., 2009).

Ekotoner på Lövsta var mer diffusa, varför ett större överlapp mellan arter i skog och betesmark kunde noteras.

Förekomsten av rödlistade arter kopplade till jordbruksmarker förekom i högre grad på Lövsta än på Olagård. Ingen entydig hotbild kunde kopplas till dessa arter, men det kan noteras att flertalet av de rödlistade arterna på Lövsta gynnas av heterogena biotoper med visst inslag av buskar och äldre träd. Som exempel kan nämnas grönfink som kan kopplas till buskmarker med inslag av en, samt göktyta som gynnas av äldre eller döda träd som nyttjas till boplatser. På Olagård noterades främst starar som i hög grad gynnas av kortvuxna gräsmarker, samt enkelbeckasin som spelade i anslutning till blöta partier på avverkad mark. Återbesök på Olagård skulle ge viktig insikt i hur artsammansättningen förändras i takt med att lokalen ställs om till en naturbetesmark.

Den relativa abundansen skiljer sig åt mellan lokalerna på två sätt; i) högre värden för både jordbruksfåglar och skogsfåglar kan ses i Lövsta jämfört med Olagård och ii) andelen jordbruksfåglar är lägre på Lövsta. Artsammansättningen på Lövsta visar att majoriteten av arterna inte har direkt koppling till öppna miljöer. I ett naturvårdsperspektiv ställs frågan om fokus skall läggas på en hög alfadiversitet eller om habitatspecialister bör gynnas i högre grad. Tidigare studier visar att lägre alfadiversitet i kulturpräglade miljöer kan kopplas till högre habitatkvalitet för gräsmarksspecialister (Söderström et al., 2001).

4.3 Urval av provytor

Som tidigare nämnts så gav utformningen av det heterogenitetsindex som använts ett fokus på skogsfåglar. En lämpligare metod för att definiera heterogenitet skulle i stället kunna vara att använda Shannons index för att undvika en större viktning av högre höjdklasser. Ytterligare en felkälla till resultat avseende heterogenitet kan hittas i metoden för urval av provytor. Den använda metoden, där provytor med högst respektive lägst heterogenitet valdes ut innebär att ingen gradient uppnåddes. Detta var till större del en kompromiss för att få; i) spridning från låg till hög heterogenitet mellan provytor och ii) tillräcklig mängd data för låg respektive hög heterogenitet.

Urval av provytor bjöd på svårigheter i det avseendet att flertalet av dessa befann sig i kluster. Radien på 10m medförde att stor vikt behövde läggas på analys av ortofoton för att säkerställa att vegetationsstruktur inom 10m inte avsevärt avvek från omgivande vegetation. I vissa fall behövde provytor som låg belägna invid kantzoner eller byggnader väljas bort för att inte få inverkan av kanteffekter eller störning från människor och fordon. Den låga andelen observationer inom 10m (8%) respektive inom 25m (26%), i kombination med osäkerheten att matcha

vegetationsstruktur från tidigare inventeringar med omgivande vegetation antyder att metodutveckling kan krävas. Förslag för framtida inventering av fåglar skulle vara att utöka radien på ett antal provytor vid vegetationsinventering för att tydligare kunna utvärdera vikten av strukturell heterogenitet för fågelfaunan. Färre provytor med större radie skulle även effektivisera inventeringsinsatsen, samt ge mer data på alfadiversitet.

4.4 Slutsatser och vidare forskning

Artrikedom av fåglar har sedan 60-talet kunnat kopplas till olika former av strukturell heterogenitet (MacArthur, R.H. and MacArthur, J.W., 1961). Detta arbete kunde i viss mån koppla artrikedom av fåglar till strukturell heterogenitet, men att fortsatt forskning specifikt riktad mot fåglar kopplade till jordbrukslandskap behövs för att hitta tydliga samband. Lämpligare utformade heterogenitetsindex samt mer data från fler lokaler, i kombination med en längre inventeringsperiod av fåglar bör öka tillförlitligheten på resultaten. Vidare forskning kring strukturell heterogenitet med avseende på vertikal spridning hos buskar och träd kan med fördel kombineras med faktorer som LAD samt horisontell heterogenitet på lokal nivå. Detta skulle kunna skapa en helhetsbild av optimal fördelning avseende täckningsgrader av höjdklasser, tätheten i höjdsikt samt den rumsliga fördelningen av dessa vegetationsstrukturer för att gynna fåglar i betesmarker.

De slutsatser som kan dras av arbetet är att högre förekomst av träd i betesmarker positivt påverkar artrikedomen och abundans av fåglar men att merparten av dessa kan kopplas till skogsmiljö. Det kan även konstateras att nyligen restaurerade betesmarker potentiellt hyser en lägre artrikedom. Detta arbete ger ett utgångsläge för framtida inventeringar på Olagård som kan följa utvecklingen av vegetation samt artdiversitet efter en omfattande återställning.

Användning av standardiserade provytor från vegetationsinventering vid fågelinventering bör utredas vidare, där modifiering i form av ökad radie på vissa provytor bör testas. Behovet av objektiva och standardiserade metoder som kan tillämpas av personal med varierande kompetens och erfarenhetsnivå bör föreligga för att tillgodose ökade krav på uppföljning och övervakning av naturvårdsinsatser. Styrkan med fastställda provytor är att kunna följa förändring av vegetationsstruktur samt artsamhällen med hög repeterbarhet. Nyttan av standardiserade metoder för att kunna identifiera status på habitat, lämpliga skötselåtgärder samt effekten av dessa på lokal nivå bör även kunna överföras till landskapsnivå. Ett ökat kunskapsläge medger att prioritering av naturvårdsinsatser riktade mot antingen fåglar, pollinatörer eller växter kan tillämpas med avseende på spridningsförmåga, häckningslokaler och födotillgång.

Referenser

- Anderle, M., Brambilla, M., Hilpold, A., Matabishi, J.G., Panizza, C., Rocchini, D., Rossin, J., Tasser, E., Torresani, M., Tappeiner, U. & Seeber, J. (2023). Habitat heterogeneity promotes bird diversity in agricultural landscapes: insights from remote sensing data. *Basic and Applied Ecology*, [online] 70. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2023.04.006>
- Bonari, G., Fajmon, K., Malenovský, I., Zelený, D., Holuša, J., Jongepierová, I., Kočárek, P., Konvička, O., Uříčář, J. & Chytrý, M. (2017). Management of semi-natural grasslands benefiting both plant and insect diversity: The importance of heterogeneity and tradition. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 246, pp.243–252. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.010>
- Butler, S.J., Boccaccio, L., Gregory, R.D., Vorisek, P. & Norris, K. (2010). Quantifying the impact of land-use change to European farmland bird populations. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137(3–4), pp.348–357. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.03.005>
- Carrasco, L., Giam, X., Papeş, M. & Sheldon, K. (2019). Metrics of Lidar-Derived 3D Vegetation Structure Reveal Contrasting Effects of Horizontal and Vertical Forest Heterogeneity on Bird Species Richness. *Remote Sensing*, 11(7), p.743. <https://doi.org/10.3390/rs11070743>
- Ding, T.-S., Liao, H.-C. & Yuan, H.-W. (2008). Breeding bird community composition in different successional vegetation in the montane coniferous forests zone of Taiwan. *Forest Ecology and Management*, [online] 255(7), pp.2038–2048. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.01.056>
- Donald, P.F., Green, R.E. & Heath, M.F. (2001). Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 268(1462), pp.25–29. <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1325>
- Eggers, S., Unell, M. & Pärt, T. (2011). Autumn-sowing of cereals reduces breeding bird numbers in a heterogeneous agricultural landscape. *Biological Conservation*, 144(3), pp.1137–1144. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.12.033>
- Europeiska miljöbyrån (EEA). 2024. Common bird index in Europe. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/common-bird-index-in-europe> [2026-06-04].
- Europeiska miljöbyrån (EEA). 2025. 1.1 State of Europe's biodiversity. <https://www.eea.europa.eu/en/europe-environment-2025/thematic-briefings/biodiversity-and-ecosystems/state-of-europes-biodiversity> [2026-06-04].
- Svensk Fågeltaxering. 2017. Inventera. <https://www.fageltaxering.lu.se/inventera#standard> [2026-06-04].
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmerson, M., Morales, M.B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschardtke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R.,

- Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L.W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J.J. & Guerrero, I. (2010). Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11(2), pp.97–105. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001>
- Goodman, B.D., Lima, K.A., Benz, S., Fisichelli, N.A. & Kitzes, J. (2025). Humans outperform Merlin Sound ID in field-based point-count surveys. *Ornithological Applications*. [online] <https://doi.org/10.1093/ornithapp/duaf049>
- Heikkinen, R.K., Luoto, M., Virkkala, R. & Rainio, K. (2004). Effects of habitat cover, landscape structure and spatial variables on the abundance of birds in an agricultural-forest mosaic. *Journal of Applied Ecology*, [online] 41(5), pp.824–835. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00938.x>
- Jakobsson, S. & Lindborg, R. (2017). The importance of trees for woody pasture bird diversity and effects of the European Union’s tree density policy. *Journal of Applied Ecology*, 54(6), pp.1638–1647. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12871>.
- Jing, H., Liu, Y. & Hou, J. (2025). Impacts of agricultural intensification on biodiversity: Habitat loss, agrochemical use, water depletion, and soil degradation. *Journal of Environmental Management*, 395, pp.128036–128036. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.128036>
- Jordbruksverket. 2025. Databasen TUVÅ. <https://jordbruksverket.se/e-tjanster-databaser-och-appar/e-tjanster-och-databaser-stod/tuva> [2026-06-04].
- Jordbruksverket. 2025. Databasen TUVÅ. <https://etjanst.sjv.se/tuvaut/objektrapport/UIS-FZB> [2026-05-31].
- Jordbruksverket. 2021. Långa tidsserier – Basstatistik om jordbruket åren 1866–2020. <https://jordbruksverket.se/om-jordbruksverket/jordbruksverkets-officiella-statistik/jordbruksverkets-statistikrapporter/statistik/2021-08-16-langa-tidsserier---basstatistik-om-jordbruket-aren-1866-2020> [2026-06-04].
- Jordbruksverket. 2026. Nya regler kring träd och buskar i betesmarker. <https://webbutiken.jordbruksverket.se/sv/artiklar/nya-regler-kring-trad-och-buskar-i-betesmarker.html> [2026-06-04].
- MacArthur, R.H. & MacArthur, J.W. (1961). On Bird Species Diversity. *Ecology*, 42(3), pp.594–598. <https://doi.org/10.2307/1932254>
- Naturvårdsverket. 2026. Förslag till nationell restaureringsplan och författningsändringar till följd av EU-förordning om restaurering av natur. <https://www.naturvardsverket.se/om-oss/regeringsuppdrag/slutredovisade-regeringsuppdrag/forslag-till-nationell-restaureringsplan-och-forfattningsandringar-till-foljd-av-eu-forordning-om-restaurering-av-natur/> [2026-06-04].
- Pärt, T. & Söderström, B. (1999a). Conservation Value of Semi-Natural Pastures in Sweden: Contrasting Botanical and Avian Measures. *Conservation Biology*, 13(4), pp.755–765. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98125.x>
- Pärt, T. & Söderström, B. (1999b). The effects of management regimes and location in landscape on the conservation of farmland birds breeding in semi-natural pastures.

- Biological Conservation, 90(2), pp.113–123. [https://doi.org/10.1016/s0006-3207\(99\)00022-1](https://doi.org/10.1016/s0006-3207(99)00022-1).
- Prangel, E., Liis Kasari-Toussaint, Neuenkamp, L., Noreika, N., Reet Karise, Riho Marja, Nele Ingerpuu, Kupper, T., Liis Keenberg, Oja, E., Mart Meriste, Anu Tiitsaar, Ivask, M. & Helm, A. (2023). Afforestation and abandonment of semi-natural grasslands lead to biodiversity loss and a decline in ecosystem services and functions. *Journal of Applied Ecology*, 60(5), pp.825–836. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14375>
- Reino, L., Beja, P., Osborne, P.E., Morgado, R., Fabião, A. & Rotenberry, J.T. (2009). Distance to edges, edge contrast and landscape fragmentation: Interactions affecting farmland birds around forest plantations. *Biological Conservation*, 142(4), pp.824–838. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.011>
- Rocchini, D., Marcantonio, M. & Ricotta, C. (2017). Measuring Rao’s Q diversity index from remote sensing: An open-source solution. *Ecological Indicators*, [online] 72, pp.234–238. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.039>
- SLU Artdatabanken (2026). Rödlistade arter i Sverige 2025. (SLU Artdatabanken rapporterar 37) <https://doi.org/10.54612/a.6scftkgu7u> [2026-06-04].
- Sveriges lantbruksuniversitet, Artdatabanken. (2026). Rödlistade arter i Sverige 2025 – med ekologiska variabler (Version 1) [Data set]. Sveriges lantbruksuniversitet. <https://doi.org/10.5878/2x1z-jm10> [2026-06-04].
- Söderström, B., Svensson, B., Vessby, K. & Glimskär, A (2001). Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity and Conservation* 10, 1839–1863. <https://doi.org/10.1023/A:1013153427422>
- Wieczorkowski, J.D. & Lehmann, C. (2022). Encroachment diminishes herbaceous plant diversity in grassy ecosystems worldwide. *Global Change Biology*, 28(18), pp.5532–5546. <https://doi.org/10.1111/gcb.16300>
- Wretenberg, J., Lindström, Å., Svensson, S., Thierfelder, T. & Pärt, T. (2006). Population trends of farmland birds in Sweden and England: similar trends but different patterns of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology*, 43(6), pp.1110–1120. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01216.x>.

Bilaga 1-Artlista

Art	Rödlista	Biotop	Lövsta rel.abund.	Olagård rel.abund.
Björktrast	NT	J+S	0,05	
Blåmes		S, j	0,65	0,17
Bofink		S, j	0,3	0,08
Domherre		S		
Dubbeltrast		S, j		
Enkelbeckasin	NT	S+V+j		
Fasan	Invasiv	J		
Gransångare		S		
Grågås		J+V		
Gråsiska		J+S	0,05	
Gråsparv		J+U		
Grönfink	VU	J+U	0,25	
Gröngöling		J+S		
Grönsiska		S		0,17
Gulsparv	NT	J+S	0,35	0,08
Gärdsmyg		S		0,17
Göktyta	NT	J+S	0,2	
Hämpling		J		
Kaja		J+U		
Koltrast		S+j	0,3	
Korp		S+j		
Kråka		J+S		
Lövsångare		J+S		
Nötskrika		S+j	0,05	
Nötväcka		S+j	0,15	
Ormvråk		J+S		
Pilfink		J		0,08
Ringduva		J+S		
Rödhake		S	0,25	
Rödstjärt		S+j	0,1	
Rödvingetrast	NT	S+j		0,33
Skata		J+U		
Skogsduva		J+S		
Spillkråka		S		
Stare	VU	J+S	0,3	0,33
Steglits		J+U	0,25	
Stenskvätta		J		0,08
Större hackspett		S+j	0,15	0,08
Svarthätta		S+j		
Svartvit flugsnappare		S+j	0,05	
Sångsvan		J+V		
Sädesärta	NT	J		0,08
Talgoxe		S+j	0,45	0,17
Talltita	NT	S		
Taltrast		S+j	0,1	
Tofsvipa	VU	J+V		
Tornfalk		J+S		
Trädlärka		J+S		
Trädpiplärka		S		
Ängsplärka		J+V		0,08

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, Philip Falk 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.