Funktionella gräsmarkslandskap

Uppskattning av gräsmarksarters tröskelvärden baserat på resultat från regional miljöövervakning

Länsstyrelserna

Titel:	Funktionella gräsmarkslandskap – Uppskattning av gräsmarksarters tröskelvärden baserat på resultat från regional miljöövervakning
Författare:	Karl-Olof Bergman, Victor Johansson och Lars Westerberg, Linköpings universitet
Redigering:	Helena Rygne, Länsstyrelsen i Örebro län
Rapportnummer:	2025:9
Diarienummer:	502-10957-2022
Utgivningsår:	2025
Omslagsbild:	Helena Rygne, Länsstyrelsen i Örebro län. Herrfallsäng, Närke.

Innehåll

SAMMANFATTNING **5**

BAKGRUND **7**

Tröskelvärden och kvantitativa mål för ekologiskt funktionella landskap 7

Detaljerade gräsmarksdata från regional miljöövervakning 8

Syfte med projektet 9

METODER OCH DATAUNDERLAG **10**

Viktade arealer av gräsmarker 10

Dataunderlag för artförekomster 13

Statistiska modeller för beräkningar av tröskelvärden 13

RESULTAT **15**

Exempel på tröskelvärden för enskilda arter 15

Samlade tröskelvärden för arter av kärlväxter 16

Samlade tröskelvärden för arter av fjärilar 22

Samlade tröskelvärden för arter av humlor 27

Tröskelvärden för grupper av arter 29

Effekter av viktning och gräsmarkstyp på modellernas passning till data 30

Effekten av mängden åkermark i landskapet på artförekomster 32

DISKUSSION **33**

SLUTSATSER **35**

REFERENSER **37**

BILAGOR **43**

Bilaga 1. Indikatorartslistor 43

Indikatorartslista baserat på Tyler et al (2021) 43

Signalarter från ”Ängs- och betesmarksinventeringen -Metodik för inventering från och med 2016”, Jordbruksverket 44

Typiska arter för silikatgräsmarker 6270, Naturvårdsverket 45

Typiska arter för trädklädd betesmark 9070, Naturvårdsverket 45

Gräsmarksberoende arter och gräsmarksspecialister bland fjärilar 46

Sammanfattning

I IPBES (FN:s forskarpanel för biologisk mångfald och ekosystemtjänster) rapport om det globala tillståndet för biologisk mångfald och ekosystemtjänster var slutsatsen att det finns en risk att en miljon arter utrotas. Det största hotet globalt för arterna var förlusten av livsmiljöer. Minskning av populationer för rödlistade arter i Sverige är även det för de flesta arter kopplat till direkta förluster av livsmiljöer eller till försämring av livsmiljöernas kvalité. En av livsmiljöerna som har haft de största förlusterna historiskt är naturliga gräsmarker, det vill säga naturbetesmarker och slåtterängar. En rad studier har visat att sambandet mellan utdöenderisk och minskning av livsmiljöer inte är linjärt. Sjunker mängden passande miljö under tröskelvärdet minskar sannolikheten för överlevnad snabbt för arten.

Syftet med detta projekt var att med hjälp av data från det regionala miljöövervakningsprogrammet *Gräsmarkernas gröna infrastruktur* inom Remiil (Regional miljöövervakning i landskapsrutor), uppskatta arealen av olika typer av gräsmark inom de 3x3 kilometerstora landskapsrutorna och att kvalitetsbestämma varje typ av gräsmark. Målet var sedan att analysera om det var möjligt att uppskatta tröskelvärden för den totala mängden av gräsmarker som behövs för ekologiskt funktionella landskap för arter och artgrupper typiska för gräsmarker.

Sannolikheten för förekomst av en majoritet av enskilda kärlväxtarter i landskapsrutorna på 3x3 kilometer påverkades signifikant av mängden gräsmarker i landskapet. De flesta arterna hade tröskelvärden mellan 10 och 20 %. Även sannolikheten för förekomst av en majoritet av enskilda fjärilsarter som klassats som specialister och gräsmarksberoende i landskapsrutorna på 3x3 kilometer påverkades signifikant av mängden gräsmarker i landskapet. Tröskelvärdena för mängden gräsmark i landskapet för enskilda fjärilsarter varierade mellan ca 8 % upp till drygt 20 %. För humlor fanns inga signifikanta tröskelvärden för de flesta av arterna, troligen på grund av att antal rapporter av humlor på Artportalen var för lågt för att få bra data till analyserna. När data över förekomster är osäkra kan beräkningar för tröskelvärden för grupper av arter vara ett alternativ. Tröskelvärdet för att hitta minst 25 arter från hela listan av kärlväxter var ca 4 % och ökade till 8 % vid minst 30 arter. Tröskelvärdet för att hitta 16 arter av gräsmarksspecialister bland fjärilarna var ca 5 % och att hitta 3 arter av humlor ca 2 %.

Kan vi då använda de tröskelvärden vi fått fram i studien för att över större regioner beräkna funktionaliteten i landskapet? Kvalitetsbestämda arealer av olika typer av gräsmarker som vi använt i detta projekt är ett viktigt steg för att skapa bättre underlag.

Däremot behöver artförekomstdata förbättras för att bli praktiskt användbara. I denna studie fick vi använda artportalsdata som huvudkälla som sällan är systematiskt insamlad och det är därför svårt att veta om arterna eftersökts och inte hittats. Vi var i detta projekt dessutom begränsade till landskapsrutor på 3x3 kilometer. Den rumsliga skalan som arter reagerar på varierar mellan arter men har för fjärilar visat sig vara betydligt större. Vidare så bygger metoden på att arter finns i funktionella landskap och saknas i landskap som förlorat så mycket habitat att arterna dött ut. Flera studier har dock visat att kärlväxter i betesmarker kan leva kvar länge i så kallade ”levande döda” populationer. Det gör att tröskelvärdena kan underskattas, då arter finns i icke funktionella landskap. Fjärilar och humlor som har snabba livscykler, de flesta ettåriga, reagerar dock snabbare på minskad mängd habitat i landskapet.

Bakgrund

I IPBES (FN:s forskarpanel för biologisk mångfald och ekosystemtjänster) globala utvärdering av biologisk mångfald och ekosystemtjänster var en av slutsatserna att det finns en risk att en miljon arter utrotas av jordens uppskattningsvis åtta miljoner djur- och växtarter. Slutsatsen var också att det största hotet globalt för arterna är förlusten av livsmiljöer (Díaz et al 2019). För majoriteten av arterna i Sverige ser det ut på samma sätt. Minskning av populationer för rödlistade arter i Sverige är för de flesta arter kopplat till direkta förluster av livsmiljöer eller till försämring av livsmiljöernas kvalité. Avverkning, igenväxning och upphörd hävd är de tre dominerande orsakerna till att arter rödlistas i Sverige (Eide et al. 2020). När livsmiljöerna försvinner minskar antalet populationer och individer av arter och risken för regionala eller nationella utdöenden ökar (Hanski 2011). En av livsmiljöerna som har haft de största förlusterna historiskt är naturliga gräsmarker, det vill säga naturbetesmarker och slåtterängar. Mer än 80% av våra naturbetesmarker beräknas ha försvunnit de senaste 100 åren (Eriksson & Cousins 2014, Wallander et al. 2019). Många av arterna knutna till naturliga gräsmarker har därför minskat kraftigt i jordbrukslandskapet.

Tröskelvärden och kvantitativa mål för ekologiskt funktionella landskap

Minskningen av arter är inte homogen sett över det svenska jordbrukslandskapet. Det finns tydliga mönster över var arter finns eller saknas. Det finns regioner där arter lever kvar och det finns regioner där arter försvunnit i större omfattning. Det här beror på att många arter kräver en viss mängd passande livsmiljö för att kunna överleva i landskapet, ett tröskelvärde för överlevnad. En rad studier har också visat att sambandet mellan utdöenderisk och minskning av livsmiljöer inte är linjärt (Swift & Hannon 2010). Vid en viss minskning av livsmiljöer i landskapet når man en tröskel där ytterligare minskningar gör att utdöenderisken ökar betydligt snabbare än minskningen av livsmiljöer. Utdöenden sker sedan långt innan livsmiljöernas areal gått ned till noll. Ett sådant samband mellan mängden livsmiljö och utdöenderisk har visats för till exempel vitryggig hackspett, där utdöenderisken ökar mycket snabbt när landskapet består av mindre än 9–17 % av lämplig livsmiljö (Carlson 2000). Liknande mönster har hittats för fjärilar i naturliga gräsmarker i Sverige (Bergman et al. 2004).

Sjunker mängden passande miljö under tröskelvärdet minskar sannolikheten för överlevnad snabbt för arten. Att känna till dessa tröskelvärden skulle underlätta för att bevara, bruka och skapa ekologiskt funktionella landskap (Fahrig 2001) även om faran med att arbeta med alltför generella tröskelvärden för arter med olika krav också har diskuterats (Van der Hoek et al. 2015).

Det finns dock många fördelar med att kunna sätta kvantitativa mål för funktionella landskap (Rondinini & Chiozza 2010). Kvantitativa mål är transparanta och mätbara och kan vara mindre utsatta för politisk inblandning.

Flera forskningsstudier har visat att areal och kvalitet är de faktorer som oftast har störst betydelse för att landskap ska vara ekologiskt funktionella och hysa krävande arter. Studier har visat att den totala arealen som finns kvar av en livsmiljö oftast är viktigare än hur de kvarvarande fragmenten ligger i förhållande till varandra (Hodgson et al. 2011). Det betyder att ett ”enkelt” mått bestående av total areal gräsmark i ett landskap skulle kunna räcka för att analysera hur mycket som behövs för att landskap ska vara ekologiskt funktionella för krävande arter. Om kvalitén samt areal av olika gräsmarker i landskapet kan beräknas så pekar flera studier på att det bör vara möjligt att beräkna hur stor areal som behövs för att gräsmarker beroende arter ska kunna överleva.

Ett problem med att göra studier av tröskelvärden har dock varit bristen på data över var arter finns och lika viktigt, var de saknas. Detta tillsammans med bristen på detaljerade data över var lämpliga miljöer finns har omöjliggjort analyser. Det har gjort att det för de flesta miljöer inte funnits några tröskelvärden, vilket gjort det svårt att veta vilka mål man ska arbeta mot för att få ekologiskt funktionella landskap.

Detaljerade gräsmarksdata från regional miljöövervakning

I det regionala miljöövervakningsprogrammet *Gräsmarkernas gröna infrastruktur* inom Remiil (Regional miljöövervakning i landskapsrutor), har olika gräsmarkstyper kartlagts via flygbildstolkning i 380 stycken 3x3 kilometer stora landskapsrutor som är spridda över Sverige. Det ger en unik möjlighet att få data till en av grunderna som behövs – detaljerade data över var lämpliga gräsmarksmiljöer finns samt deras arealer.

Gräsmarksarter i landskapsrutorna inventeras i slumpvis utlagda fältprovytor i de flygbildstolkade gräsmarkspolygonerna. Med dessa data, tillsammans med data från Artportalen och ängs- och betesmarksinventeringen, har vi även ett begränsat dataset över gräsmarksarters (kärlväxter samt dagfjärilar) förekomst i rutorna.

Syfte med projektet

Syftet med detta projekt var att med hjälp av data från det regionala miljöövervakningsprogrammet *Gräsmarkernas gröna infrastruktur* uppskatta arealen av olika typer av gräsmark inom de 3x3 kilometer stora landskapsrutorna och att kvalitetsbestämma varje typ av gräsmark. Målet var sedan att analysera om artinnehållet i samma landskap styrs av mängden av olika typer av gräsmark. Projektet har som mål att svara på nedanstående frågor.

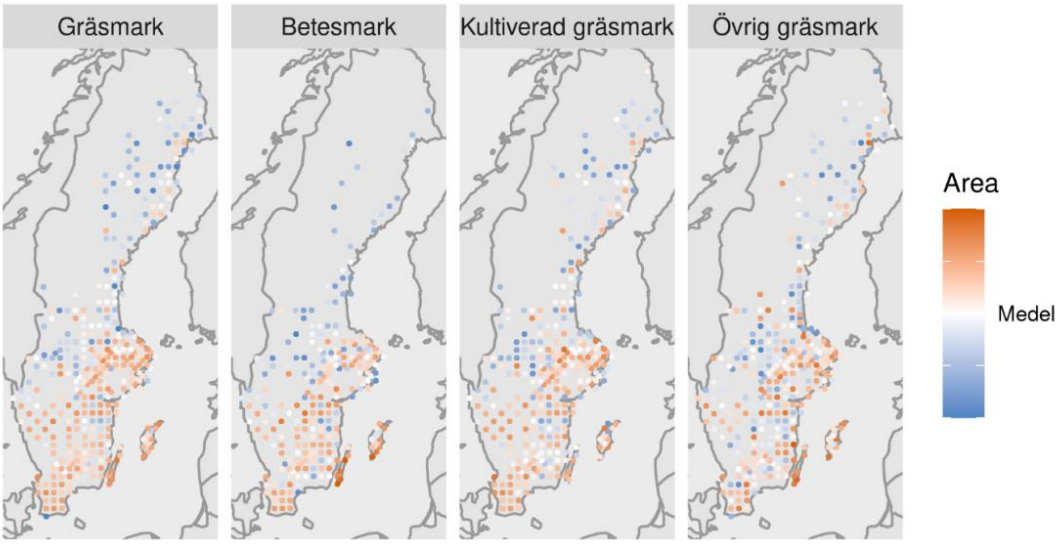
Projektets tre delfrågor:

- Finns det tröskelvärden för den totala mängden av gräsmarker som behövs för ekologiskt funktionella landskap för arter och artgrupper typiska för gräsmarker?
- Finns det tröskelvärden för mängden naturbetesmarker som behövs för att arter och artgrupper typiska för gräsmarker ska kunna överleva?
- Om det finns tröskelvärden av mängden av gräsmarker som behövs för ekologiskt funktionella landskap för arter och artgrupper, hur påverkas de av mängden åkermark i landskapet?

Metoder och dataunderlag

Viktade arealer av gräsmarker

Från det regionala miljöövervakningsprogrammet *Gräsmarkernas gröna infrastruktur*, hämtades data för olika typer av gräsmarker för 380 3x3 kilometer stora landskapsrutor spridda över Sverige (Figur 1).



Figur 1. Area av olika typer av gräsmarker i de 380 landskapsrutor på 3x3 kilometer som använts för att beräkna olika landskaps funktionalitet för gräsmarksarter. Gräsmark =total areal av de olika typerna av gräsmarker.

Betydelsen av kontinuitet för artrikedom i naturbetes- och slåttermarker har visats i många studier (Norderhaug et al 2000, Pärtel et al 2005, Johansson et al 2008). De artrikaste gräsmarkerna präglades av lång kontinuitet av hävd, avsaknad av plöjning och ingen tillförsel av näring. Flera hotade arter är också starkt beroende av dessa typer av naturbetesmarker med kontinuerlig hävd (Hollmann et al 2020, Glav Lundin & Eriksson 2021). Samtidigt visar andra studier att tidigare åkermarker som övergått till gräsmarker över tid även de kan hysa vissa gräsmarksvärden om de inte plöjs eller tillförs mer näring (t ex Ejrnæs et al 2008, Karlík & Poschlod 2019). Det fanns dock en stor variation mellan kultiverade gräsmarker vad gäller artrikedom av krävande gräsmarksarter. För att kunna vikta betydelsen av olika gräsmarker för krävande gräsmarksarter inom landskapsrutorna klassades därför gräsmarkerna in i tre olika kategorier:

- betesmark (hävdad och ohävdad betes-/slåttermark)
- kultiverad gräsmark med bete/slåtter (tidigare åkermark med permanent bete/slåtter)
- kultiverad gräsmark utan hävd (obrukad åkermark och tidigare åkermark)

Flera studier har dock visat att kärlväxters förekomst också påverkas av markfuktighet (Moeslund et al 2013, Milberg et al 2020). Även jordart kan vara viktig då kornstorlek hos jorden påverkar både förmågan att hålla vatten och näringsämnen. Framförallt påverkas artrikedomen av mängden av kväve och fosfor i jorden där högre halter ger artfattigare flora (Ceulemans et al 2014, Soons et al 2017). Är mängden fosfor över en viss mängd verkar en artrik flora ha svårt att (åter)etablera sig (Ceulemans et al 2014). I vår studie delades därför små provytor från de tre gräsmarkstyperna upp i ytterligare kategorier baserat på markfuktighet enligt Nationella marktäckedata och Metrias markfuktighetsindex, MFI som är ett kartskikt med pixelstorlek på 10 x 10 m. Provytorna delades upp enligt följande:

- torr
- frisk
- frisk-fuktig
- fuktig-blöt

Gräsmarkstyperna i dessa olika markfuktighetsklasser delades sedan upp vidare efter jordart med hjälp av SGU:s jordartskarta enligt följande:

- sten/häll
- morän/silt
- lera
- torv/gyttja

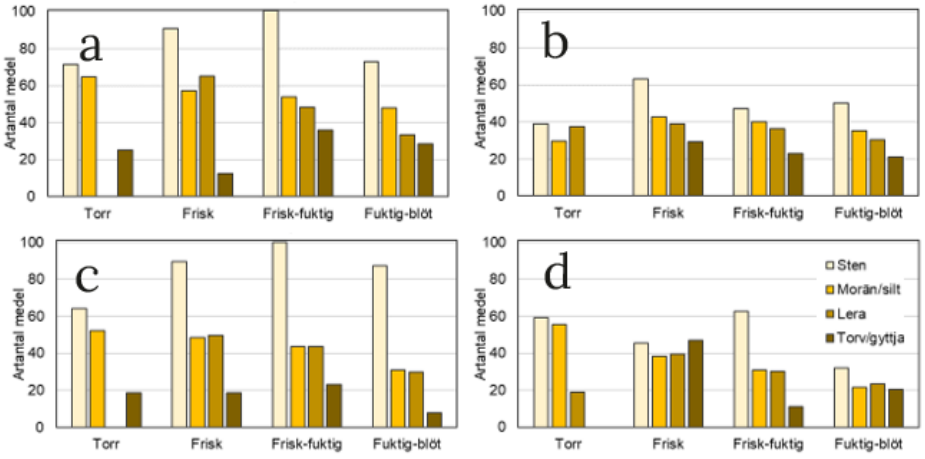
Detta gav 64 olika kombinationer av gräsmarkstyper, markfuktighet och jordart. För alla dessa kombinationer analyserades sedan förekomsten av kärlväxter typiska för gräsmarker för provytor i respektive kombination. För att bedöma kvaliteten hos de 64 olika kombinationerna av gräsmarker användes två olika artlistor av kärlväxter där de ingående arterna är beroende av hävdade ogödslade naturbetesmarker (Bilaga 1). Den första listan grundar sig på en sammanslagning av listan av signalarter för inventering av ängs- och betesmarker från ”Ängs- och betesmarksinventeringen tillsammans med listorna med de karakteristiska och typiska arterna för typiska arter för N2000-naturtyperna” Artrika torra-friska låglandsgräsmarker av fennoskandisk typ” (6270) samt ”Trädklädda betesmarker av fennoskandisk typ” (9070).

Den andra listan grundar sig på en sammanställning av ekologiska indikatorvärden för en rad olika faktorer för samtliga kärlväxter i Sverige, drygt 2400 arter (Tyler et al 2021). Ekologiska indikatorvärden för kväve, hävd, fuktighet, ljus, störning och pH användes för att sålla fram en lista av arter som gynnas av hävd och näringsfattiga och solexponerade förhållanden.

Med hjälp av data från fältprovytor i de 64 olika typerna av gräsmarker har Glimskär et al (opublicerat) viktat betydelsen av de olika typerna (Figur 2). Viktningen gjordes på ett relativt enkelt sätt. Den artrikaste gräsmarkstypen sattes till 100% och de andra typernas procentsats beräknades med hjälp av medelvärdet för artrikedomen. Var medelvärdet av artrikedomen hälften av den artrikaste fick den gräsmarkstypen ett värde på 50%.

Analysen visade att naturbetesmarker på frisk mark med sten/häll-underlag var den artrikaste typen av gräsmarker. Kultiverade gräsmarker på samma underlag hyste bara 63% av artantalet i naturbetesmarker. I våra analyser av totalt antal hektar gräsmark i en ruta bidrar då kultiverade gräsmarker med 63% av sin areal, naturbetesmarker med 100%, mått som speglar de olika gräsmarkstypernas olika kvalité. Det betyder att en hektar kultiverad gräsmark bidrar med 0,63 hektar och en hektar naturbetesmark bidrar med en hektar. På samma sätt har andra gräsmarkstyper viktats.

För varje landskapsruta på 3x3 kilometer beräknades på så sätt en total viktad areal fram med hjälp av vår kvalitetsmodell och data från landskapsrutorna. Total viktad areal gräsmark har sedan använts i vidare analyser.



Figur 2. Exempel på viktning av arealer av olika gräsmarkstyper efter deras innehåll av kärlväxtarter som är beroende av naturbetesmarker. a) naturbetesmarker (viktning efter artstock i Bilaga 1 (Tyler et al 2021)), b) kultiverad gräsmark (viktning efter artstock i Bilaga 1 (Tyler et al 2021)), c) naturbetesmarker (viktning efter indikatorarter för inventering av ängs- och betesmarker samt typiska arter för N2000-naturtyper 6270 samt 9070 i Bilaga 1), d) kultiverad gräsmark utan hävd (viktning efter artstock i Bilaga 1 (Tyler et al 2021)).

Dataunderlag för artförekomster

En utmaning för att kunna analysera tröskelvärden är att artinventeringar varierar i täckning, eller saknas. I detta projekt skulle idealet vara heltäckande inventeringar av samtliga landskapsrutor på 3x3 kilometer som skulle påvisa såväl avsaknad som förekomst av arter typiska för gräsmarker. Sådana inventeringar saknas dock i dagsläget. I detta projekt användes därför data från fyra källor, fjärils- och humleinventeringar från kvalitetsuppföljningen, data från Artportalen över fjärilar, humlor och kärlväxter, kärlväxtdata från TUVA (Ängs- och betesmarksinventeringen) samt kärlväxtdata från fältprovytor i Remiils gräsmarksövervakning

Fjärilsinventeringarna från kvalitetsuppföljningen visade sig överlappa dåligt med landskapsrutorna i Remiils gräsmarksövervakning så de kunde inte användas för analyserna. Artportalsdata ger data för hela landskapsrutan men är i sin tur osäkra på grund av att olika landskapsrutor har olika besöksfrekvens av rapportörer. I Remiils fältprovytor eftersöker inventerarna en viss artstock av kärlväxter och är på så sätt systematiskt genomförda. Dock är provytorna små och få, fem stycken 0,25 m^2 cirkelprovytor per objekt, så de ger en begränsad bild av artinnehållet i hela landskapsrutan. TUVA-inventeringarna eftersöker en viss artstock men är endast gjorda i vissa naturbetesmarker och noggrannheten varierar mellan objekt. Vad gäller förekomster av kärlväxter i rutorna användes slutligen en kombination av Artportalsdata, data från Remiils gräsmarksövervakning och data från TUVA.

Analyserna av artförekomster visade också att många arter har en sydlig utbredning så i de slutgiltiga analyserna användes totalt 221 landskapsrutor från följande län: Skåne, Kalmar, Kronoberg, Västra Götaland, Jönköping, Gotland, Östergötland, Västmanland, Stockholm, Örebro, Södermanland och Uppsala.

Statistiska modeller för beräkningar av tröskelvärden

För att beräkna tröskelvärden för mängd areal av gräsmark som krävs för en viss sannolikhet för förekomst i en landskapsruta användes en binomial regressionsmodell. För att beräkna tröskelvärden använde vi förekomstdata för enskilda arter. Med hjälp av modellernas koefficienter beräknades arealen gräsmark för att en viss art ska finnas i rutan med 50 % sannolikhet. Det är dessa värden som används som gräns för tröskelvärden. En nivå på 50 % kan verka lågt men precisionen i skattningen är ofta bättre och eventuella skillnader mellan arter framträder tydligare. Även om de inbördes förhållandena mellan arter potentiellt sett kan variera med olika nivåer så kommer det inte ändra det övergripande mönstret.

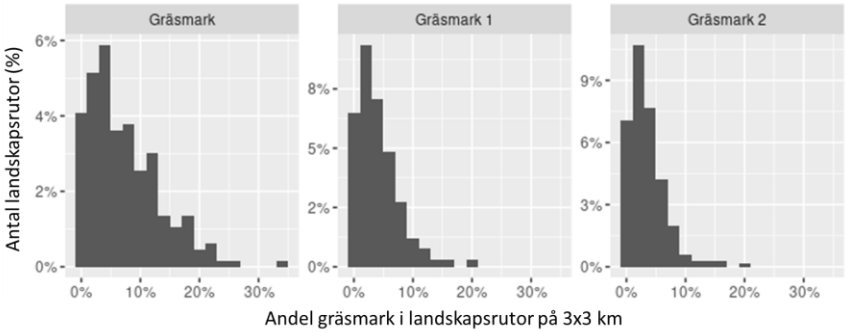
Osäkerheten i tröskelvärden beräknades genom att skapa konfidensintervall med hjälp av en bootstrap-metod: nya tröskelvärden beräknas från 10 000 slumpvist omordnade data och variationen i dessa tröskelvärden motsvarar osäkerheten i förekomstdata. Tröskelvärden beräknas för mängden gräsmarker och sambandet mellan förekomster av en art och mängden gräsmark är i den absoluta majoriteten av fallen positiva. Alla arter i analyserna är dock inte gräsmarksarter, till exempel svavelgul höfjäril som är knuten till mossar. Denna typ av arter uppvisar då ett negativt samband med mängden gräsmarker i landskapet, något som kan ge upphov till ett negativt tröskelvärde: Det ser märkligt ut men innebar för alla fall i vårt material att förekomst av arten hade negativt samband med mängd gräsmark och att 50% nivån låg till vänster om 0 ha gräsmark (det vill säga förekom oftare i landskap med mindre gräsmarker). Vad gäller grupper av arter har vi analyserat om mer än ett visst antal arter typiska för gräsmarker finns eller saknas i landskapsrutorna. För varje landskapsruta har vi tagit fram om mer än 1, 2, 3, 4 osv arter inom gruppen finns eller saknas.

Kvaliteten på data över artförekomster som vi har tillgång till är beroende av undersökningsgrad i rutorna. Ofta inkluderas undersökningsgrad i denna typ av modeller, det vill säga hur många rapporter som finns från landskapsrutan i Artportalen eller antal gräsmarker i TUVA-databasen. För observationsdata är det vanligt att bara inkludera rapporter från observatörer som rapporterar förekomst av en fördefinierad lista med arter. Det förbättrar kunskapen om undersökningsgrad. Här valde vi dock att ta med alla, även enstaka observationer, för att öka antalet observationer och områden som annars skulle exkluderats på grund av saknade data. Undersökningsgraden kan även ingå som en förklarande faktor vars effekt man vill ”ta bort” innan effekter av till exempel habitatkvalitet skattas (så kallad ”confounding factor” eller förväxlingsfaktor). Här väljer vi dock att även beräkna tröskelvärden på artförekomstdata som inte tar hänsyn till undersökningsgraden. Orsaken är att antal besök korrelerar positivt både med habitatkvalitet och landskapets kvalitet, där till exempel rutor med få gräsmarker har färre rapporter för att det finns mindre att besöka och mindre att rapportera. Det blir därför svårt att skilja på effekten av besöksgrad och bra områden.

Resultat

Resultaten baserades på totalt 17 266 artförekomster av kärlväxter, 16 039 av fjärilar och 1 113 av humlor. Tröskelvärden beräknades för totalt 131 arter av kärlväxter, 72 arter av fjärilar och 18 arter av humlor.

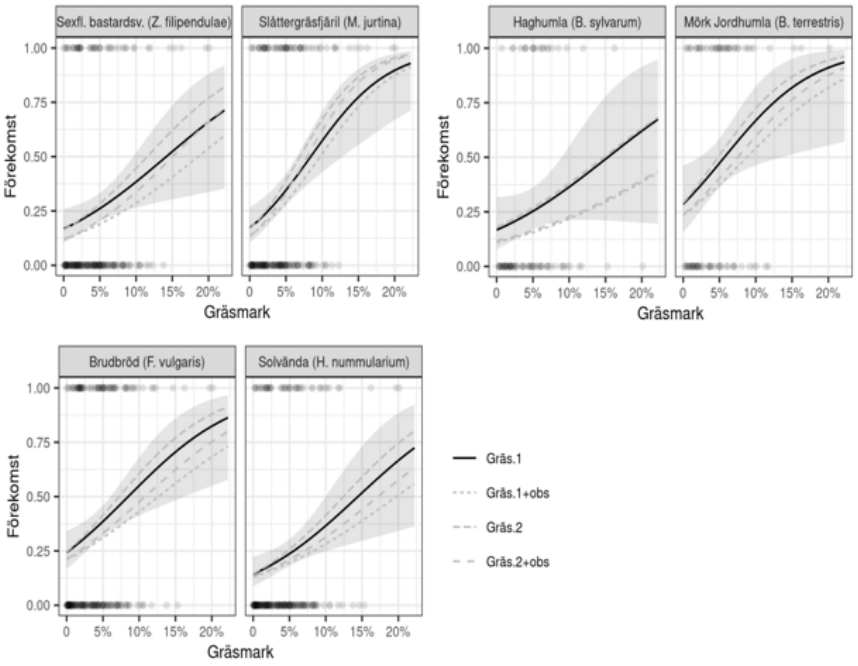
För de 221 undersökta 3x3 kilometerrutorna nedanför Norrlandsgränsen var andel oviktad areal gräsmark i medel 7,3 % (+/-6% standardavvikelse) och 5,8 % i median (2,6 %-10,4 % för 25/75 percentil) (Figur 3).



Figur 3. Fördelningen av andel gräsmark i 221 landskapsrutor i länen Skåne, Kalmar, Kronoberg, Västra Götaland, Jönköping, Gotland, Östergötland, Västmanland, Stockholm, Örebro, Södermanland och Uppsala. Gräsmark =total areal av de olika typerna av gräsmarker. Gräsmark 1 = gräsmarksarealen viktad efter Tyler et al (2021), Gräsmark 2 = gräsmarksarealen viktad efter indikatorarter (ängs- och betesmarksinventeringen + typiska arter N2000).

Exempel på tröskelvärden för enskilda arter

Sannolikheten för förekomst i landskapsrutorna ökade signifikant med ökande mängd gräsmark i rutan för många arter av både fjärilar, humlor och kärlväxter oavsett vilken viktning som användes eller om besöksfrekvensen vägdes in i modellen. Kurvornas utseende skiljer sig åt mellan arter och ger en indikation om vilka krav de har på arealer i landskapet. Några exempel ges i Figur 4 där några typiska kurvor illustreras tillsammans med konfidensintervallen. Slåttergräsfjäril kräver att cirka 8 % av landskapet ska vara gräsmarker medan den rödlistade sexfläckiga bastardsvärmaren kräver att cirka 14 % är gräsmarker. På samma sätt ser relationen mellan mörk jordhumla och haghumla ut, cirka 5 % respektive 14 % samt mellan brudbröd (ca 8 %) och den rödlistade solvändan (ca 14 %). Liknande kurvor har beräknats för samtliga arter i materialet och sammanfattas under nästa rubrik.



Figur 4. Sannolikhet för förekomst av sex arter i förhållande till andelen gräsmarker i en ruta på 3x3 kilometer. Tröskelvärdet är punkten på x-axeln där förekomsten är 0.5 för respektive linje. Gräsmark 1 = gräsmarksarealen viktad efter Tyler et al (2021), Gräsmark 2 = gräsmarksarealen viktad efter indikatorarter (ängs- och betesmarksinventeringen + typiska arter N2000). obs = modeller med effekt av besöksfrekvens.

Samlade tröskelvärden för arter av kärlväxter

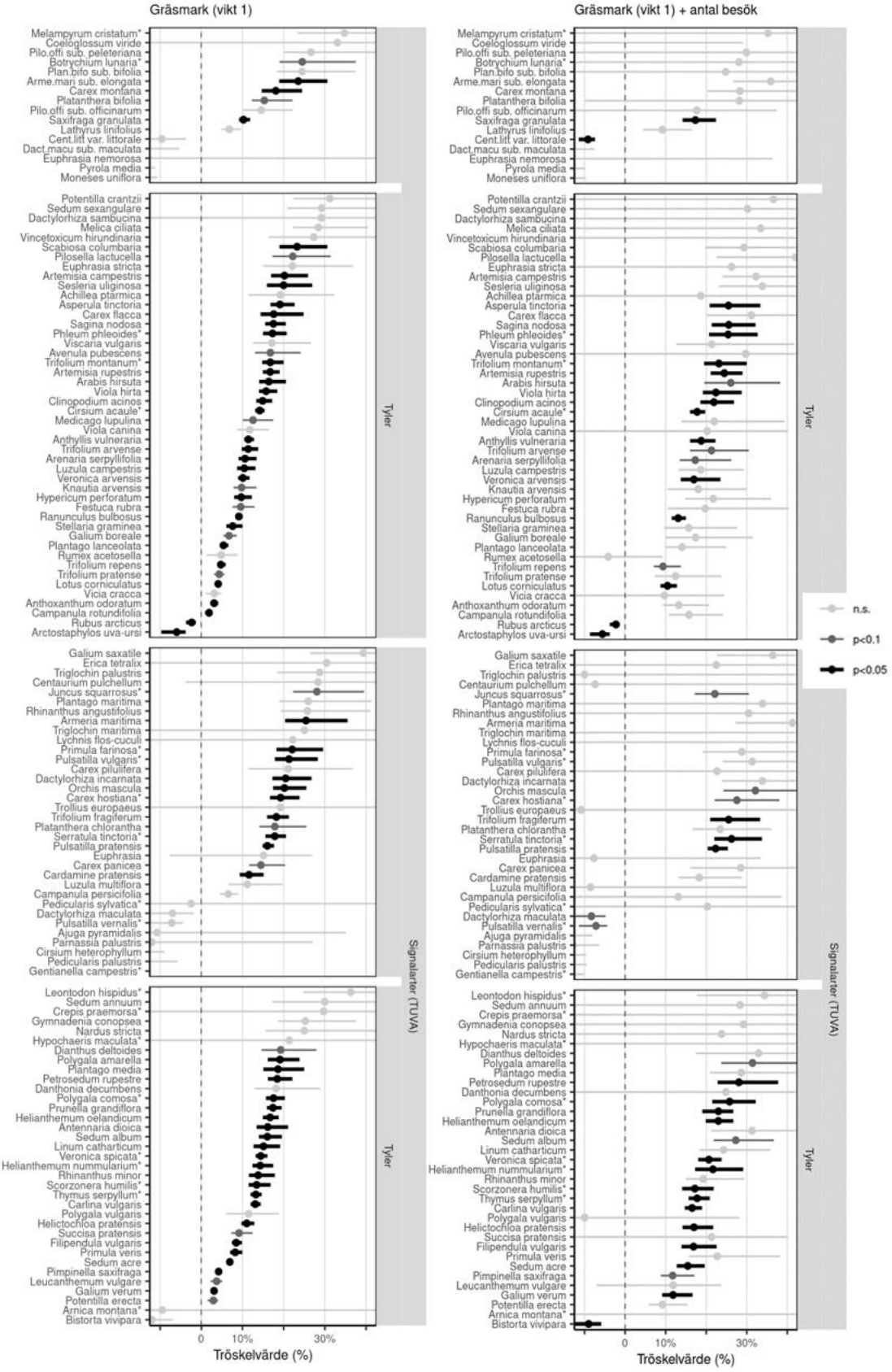
Av de totalt 149 kärlväxtarter som identifierats som gräsmarksarter (Bilaga 1) förekom 131 i fler än fem av rutorna och testades om de påverkades av mängden gräsmarker i landskapsrutorna.

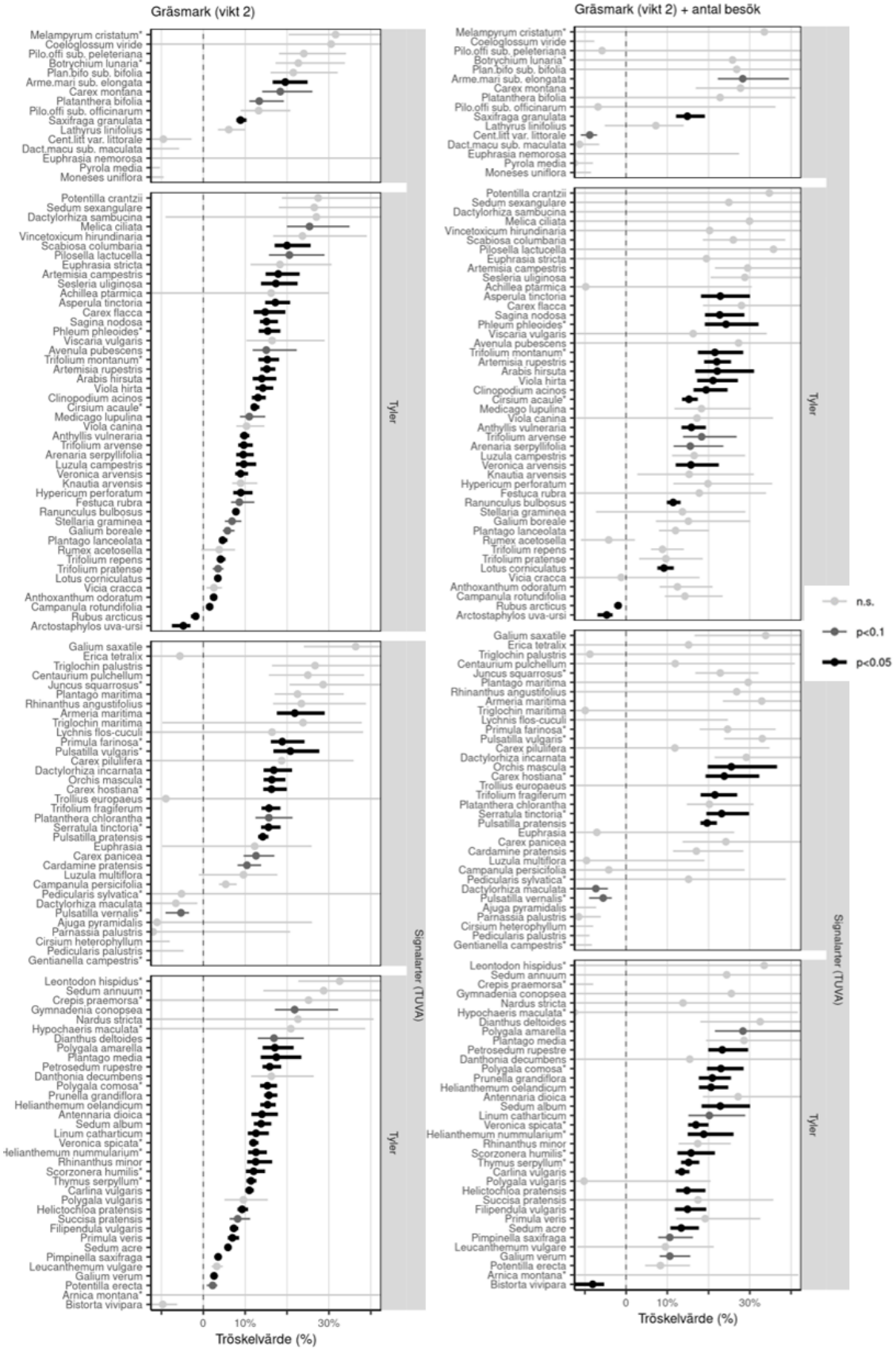
Sannolikheten för förekomst av en majoritet av enskilda kärlväxtarter i landskapsrutorna på 3x3 kilometer påverkades signifikant av mängden gräsmarker i landskapet, speciellt för de modeller som inte tog hänsyn till antal besök i rutan (Figur 5).

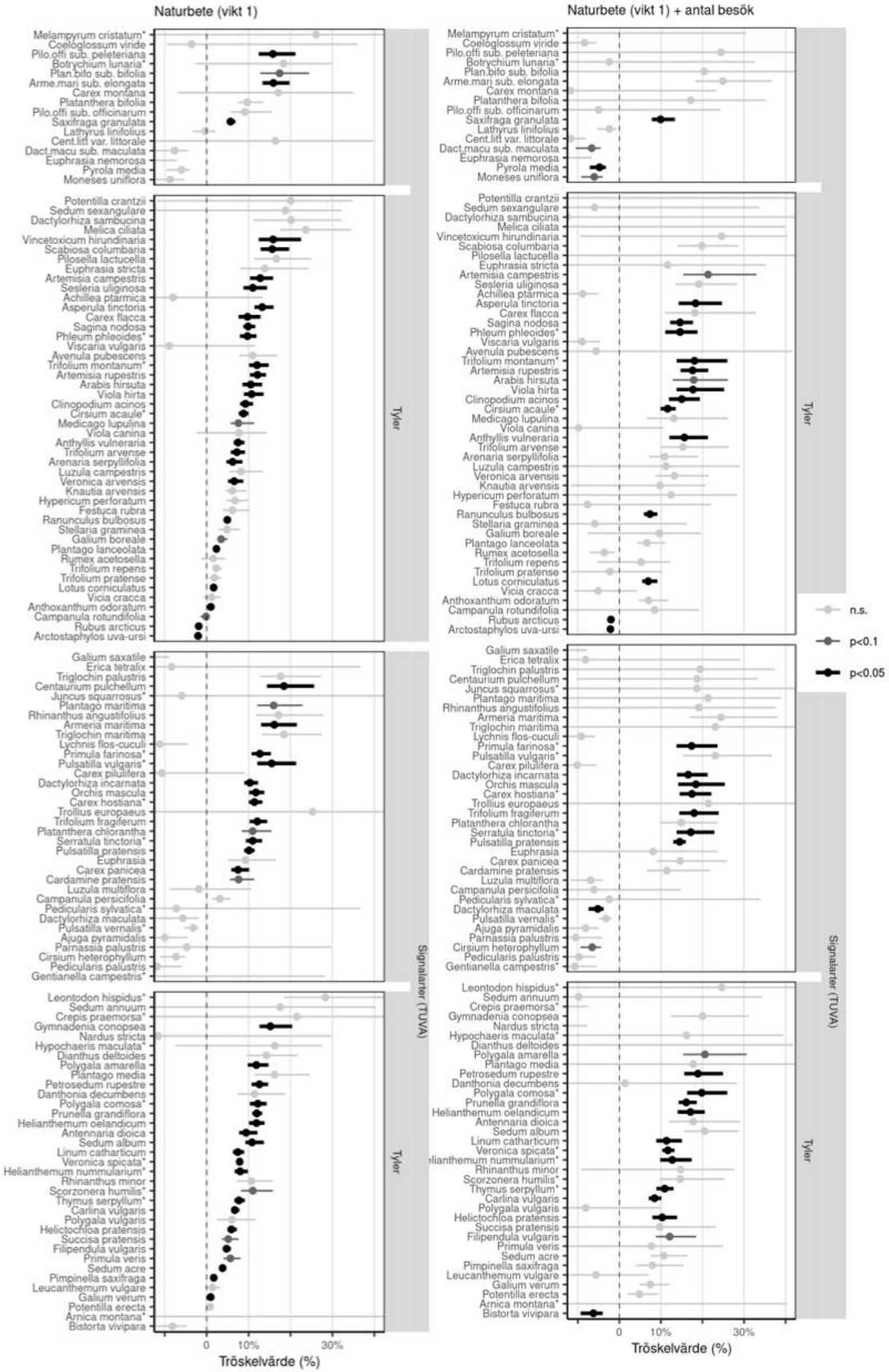
Med effekten av besök minskar antalet arter som påverkas signifikant av mängden gräsmarker i landskapsrutorna. När besöksfrekvens inkluderas kan det även fånga variation i kvalitet i och med att det är fler besök till områden med gräsmarker. Eftersom det i vår modell är mängden gräsmark som ska beskriva kvalitén i rutan så minskar effekten om en del av variation redan beskrivs av besöksfrekvens. Dock pekar resultaten generellt sett åt samma håll och det övergripande mönstret förändras mycket lite.

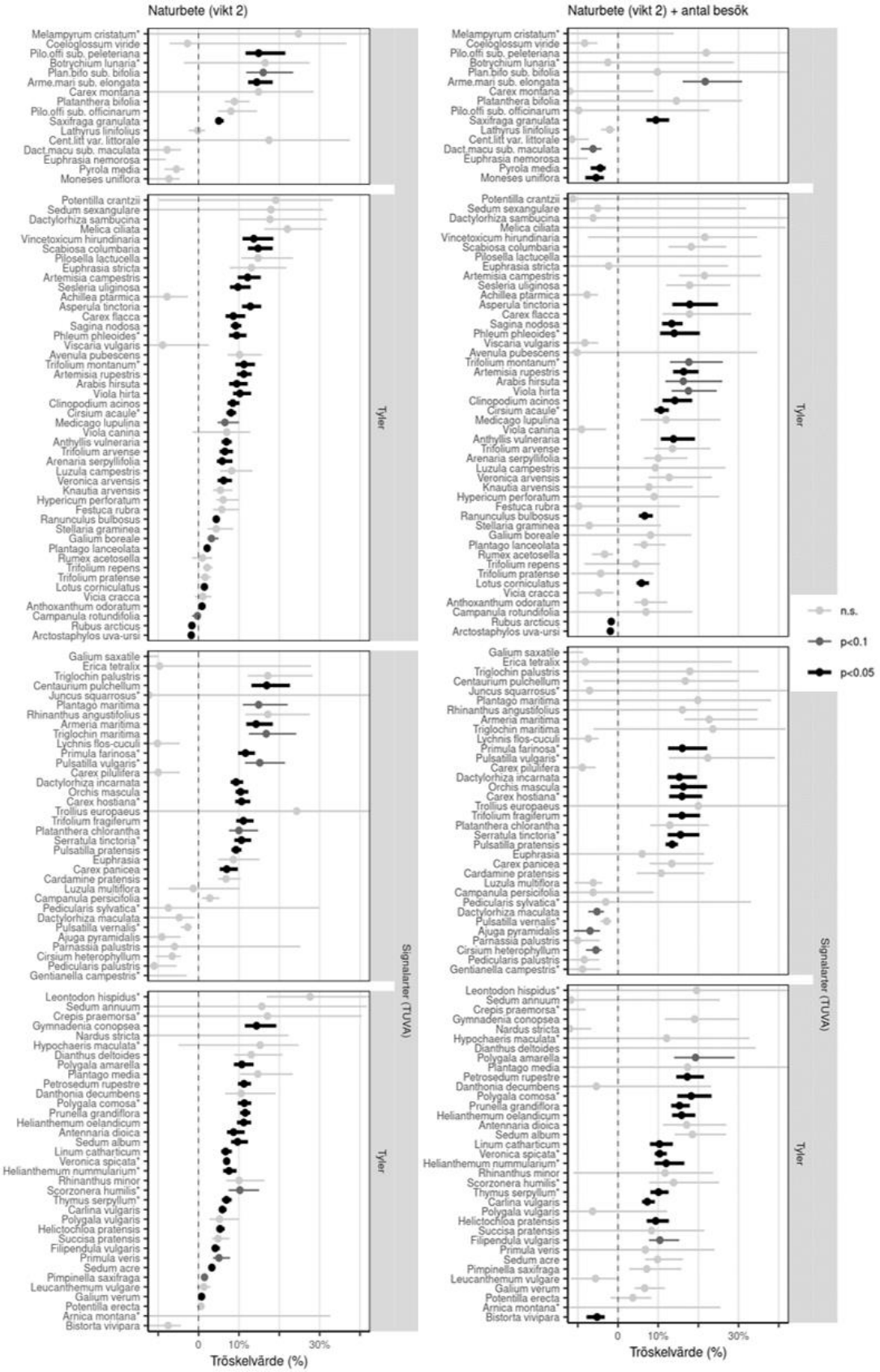
Tröskelvärdena för mängden gräsmark i landskapet för att sannolikheten för förekomst skulle överstiga 50 % för enskilda arter varierade mellan enstaka procent upp till cirka 25 %. De flesta arterna hade tröskelvärden mellan 10 och 20 %.

Många arter av kärlväxter påverkades också signifikant av mängden naturbetesmarker (inga andra gräsmarker med i modellen) i landskapsrutorna. Här varierade tröskelvärden mellan enstaka procent upp till cirka 20 %, med de flesta av arterna mellan 5 och 15 %.


Gräsmark (vikt 1)
Gräsmark (vikt 1) + antal besök
Tyler
Signalarter (TUVA)
n.s.
p<0.1
p<0.05
0
10%
30%
Tröskelvärde (%)


Gräsmark (vikt 2)
Gräsmark (vikt 2) + antal besök
Tyler
Signalarter (TUVA)
n.s.
p<0.1
p<0.05
0
10%
30%
Tröskelvärde (%)


Naturbete (vikt 1)
Naturbete (vikt 1) + antal besök
Melampyrum cristatum*
Coeloglossum viride
Pilo.offi sub. peleteriana
Botrychium lunaria*
Plan.bifo sub. bifolia
Arme.mari sub. elongata
Carex montana
Platanthera bifolia
Pilo.offi sub. officinarum
Saxifraga granulata
Lathyrus linifolius
Cent.litt var. littorale
Dact.macu sub. maculata
Euphrasia nemorosa
Pyrola media
Moneses uniflora
Potentilla crantzii
Sedum sexangulare
Dactylorhiza sambucina
Melica ciliata
Vincetoxicum hirundinaria
Scabiosa columbaria
Pilosella lactucella
Euphrasia stricta
Artemisia campestris
Sesleria uliginosa
Achillea ptarmica
Asperula tinctoria
Carex flacca
Sagina nodosa
Phleum phleoides*
Viscaria vulgaris
Avenula pubescens
Trifolium montanum*
Artemisia rupestris
Arabis hirsuta
Viola hirta
Clinopodium acinos
Cirsium acaule*
Medicago lupulina
Viola canina
Anthyllis vulneraria
Trifolium arvense
Arenaria serpyllifolia
Luzula campestris
Veronica arvensis
Knautia arvensis
Hypericum perforatum
Festuca rubra
Ranunculus bulbosus
Stellaria graminea
Galium boreale
Plantago lanceolata
Rumex acetosella
Trifolium repens
Trifolium pratense
Lotus corniculatus
Vicia cracca
Anthoxanthum odoratum
Campanula rotundifolia
Rubus arcticus
Arctostaphylos uva-ursi
Galium saxatile
Erica tetralix
Triglochin palustris
Centaurium pulchellum
Juncus squarrosus*
Plantago maritima
Rhinanthus angustifolius
Armeria maritima
Triglochin maritima
Lychnis flos-cuculi
Primula farinosa*
Pulsatilla vulgaris*
Carex pilulifera
Dactylorhiza incarnata
Orchis mascula
Carex hostiana*
Trollius europaeus
Trifolium fragiferum
Platanthera chlorantha
Serratula tinctoria*
Pulsatilla pratensis
Euphrasia
Carex panicea
Cardamine pratensis
Luzula multiflora
Campanula persicifolia
Pedicularis sylvatica*
Dactylorhiza maculata
Pulsatilla vernalis*
Ajuga pyramidalis
Parnassia palustris
Cirsium heterophyllum
Pedicularis palustris
Gentianella campestris*
Leontodon hispidus*
Sedum annuum
Crepis praemorsa*
Gymnadenia conopsea
Nardus stricta
Hypochaeris maculata*
Dianthus deltoides
Polygala amarella
Plantago media
Petrosedum rupestre
Danthonia decumbens
Polygala comosa*
Prunella grandiflora
Helianthemum oelandicum
Antennaria dioica
Sedum album
Linum catharticum
Veronica spicata*
Helianthemum nummularium*
Rhinanthus minor
Scorzonera humilis*
Thymus serpyllum*
Carlina vulgaris
Polygala vulgaris
Helictochloa pratensis
Succisa pratensis
Filipendula vulgaris
Primula veris
Sedum acre
Pimpinella saxifraga
Leucanthemum vulgare
Galium verum
Potentilla erecta
Arnica montana*
Bistorta vivipara
Tyler
Signalarter (TUVA)
n.s.
p<0.1
p<0.05
0
10%
30%
Tröskelvärde (%)


Naturbete (vikt 2)
Naturbete (vikt 2) + antal besök
Melampyrum cristatum*
Coeloglossum viride
Pilo.offi sub. peleteriana
Botrychium lunaria*
Plan.bifo sub. bifolia
Arme.mari sub. elongata
Carex montana
Platanthera bifolia
Pilo.offi sub. officinarum
Saxifraga granulata
Lathyrus linifolius
Cent.litt var. littorale
Dact.macu sub. maculata
Euphrasia nemorosa
Pyrola media
Moneses uniflora
Potentilla crantzii
Sedum sexangulare
Dactylorhiza sambucina
Melica ciliata
Vincetoxicum hirundinaria
Scabiosa columbaria
Pilosella lactucella
Euphrasia stricta
Artemisia campestris
Sesleria uliginosa
Achillea ptarmica
Asperula tinctoria
Carex flacca
Sagina nodosa
Phleum phleoides*
Viscaria vulgaris
Avenula pubescens
Trifolium montanum*
Artemisia rupestris
Arabis hirsuta
Viola hirta
Clinopodium acinos
Cirsium acaule*
Medicago lupulina
Viola canina
Anthyllis vulneraria
Trifolium arvense
Arenaria serpyllifolia
Luzula campestris
Veronica arvensis
Knautia arvensis
Hypericum perforatum
Festuca rubra
Ranunculus bulbosus
Stellaria graminea
Galium boreale
Plantago lanceolata
Rumex acetosella
Trifolium repens
Trifolium pratense
Lotus corniculatus
Vicia cracca
Anthoxanthum odoratum
Campanula rotundifolia
Rubus arcticus
Arctostaphylos uva-ursi
Galium saxatile
Erica tetralix
Triglochin palustris
Centaurium pulchellum
Juncus squarrosus*
Plantago maritima
Rhinanthus angustifolius
Armeria maritima
Triglochin maritima
Lychnis flos-cuculi
Primula farinosa*
Pulsatilla vulgaris*
Carex pilulifera
Dactylorhiza incarnata
Orchis mascula
Carex hostiana*
Trollius europaeus
Trifolium fragiferum
Platanthera chlorantha
Serratula tinctoria*
Pulsatilla pratensis
Euphrasia
Carex panicea
Cardamine pratensis
Luzula multiflora
Campanula persicifolia
Pedicularis sylvatica*
Dactylorhiza maculata
Pulsatilla vernalis*
Ajuga pyramidalis
Parnassia palustris
Cirsium heterophyllum
Pedicularis palustris
Gentianella campestris*
Leontodon hispidus*
Sedum annuum
Crepis praemorsa*
Gymnadenia conopsea
Nardus stricta
Hypochaeris maculata*
Dianthus deltoides
Polygala amarella
Plantago media
Petrosedum rupestre
Danthonia decumbens
Polygala comosa*
Prunella grandiflora
Helianthemum oelandicum
Antennaria dioica
Sedum album
Linum catharticum
Veronica spicata*
Helianthemum nummularium*
Rhinanthus minor
Scorzonera humilis*
Thymus serpyllum*
Carlina vulgaris
Polygala vulgaris
Helictochloa pratensis
Succisa pratensis
Filipendula vulgaris
Primula veris
Sedum acre
Pimpinella saxifraga
Leucanthemum vulgare
Galium verum
Potentilla erecta
Arnica montana*
Bistorta vivipara
Tyler
Signalarter (TUVA)
n.s.
p<0.1
p<0.05
0
10%
30%
Tröskelvärde (%)

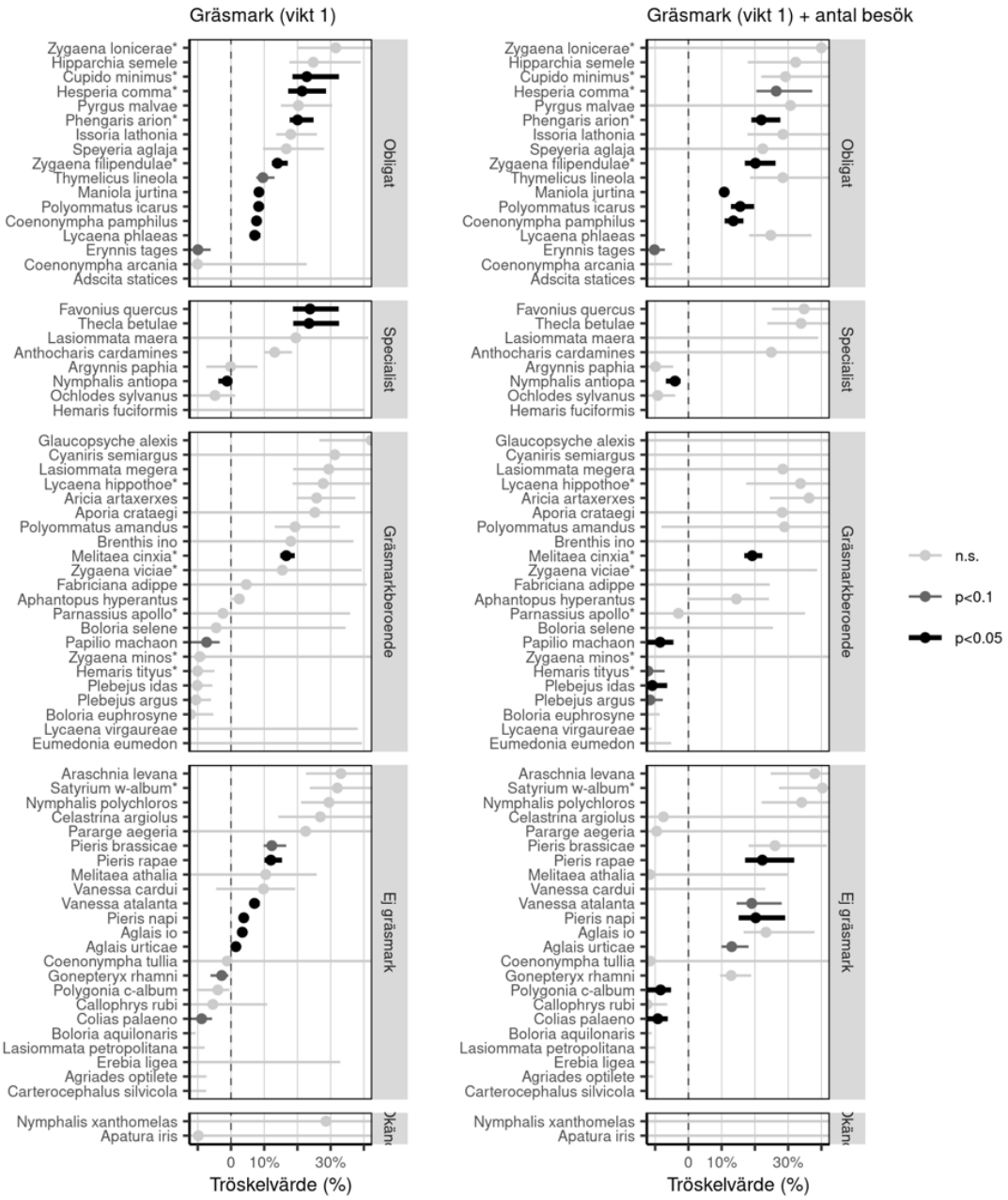
Figur 5 (Sidan 18-21). Samlade tröskelvärden (median 25%/75% bootstrap konfidensintervall) för kärlväxter för olika modeller. Vikt 1 = gräsmarksarealen viktad efter Tyler et al (2021), vikt 2 = gräsmarksarealen viktad efter indikatorarter (ängs- och betesmarksinventeringen + typiska arter N2000), Naturbete = enbart arealen av naturbetesmarker samt modeller med eller utan effekt av besöksfrekvens.

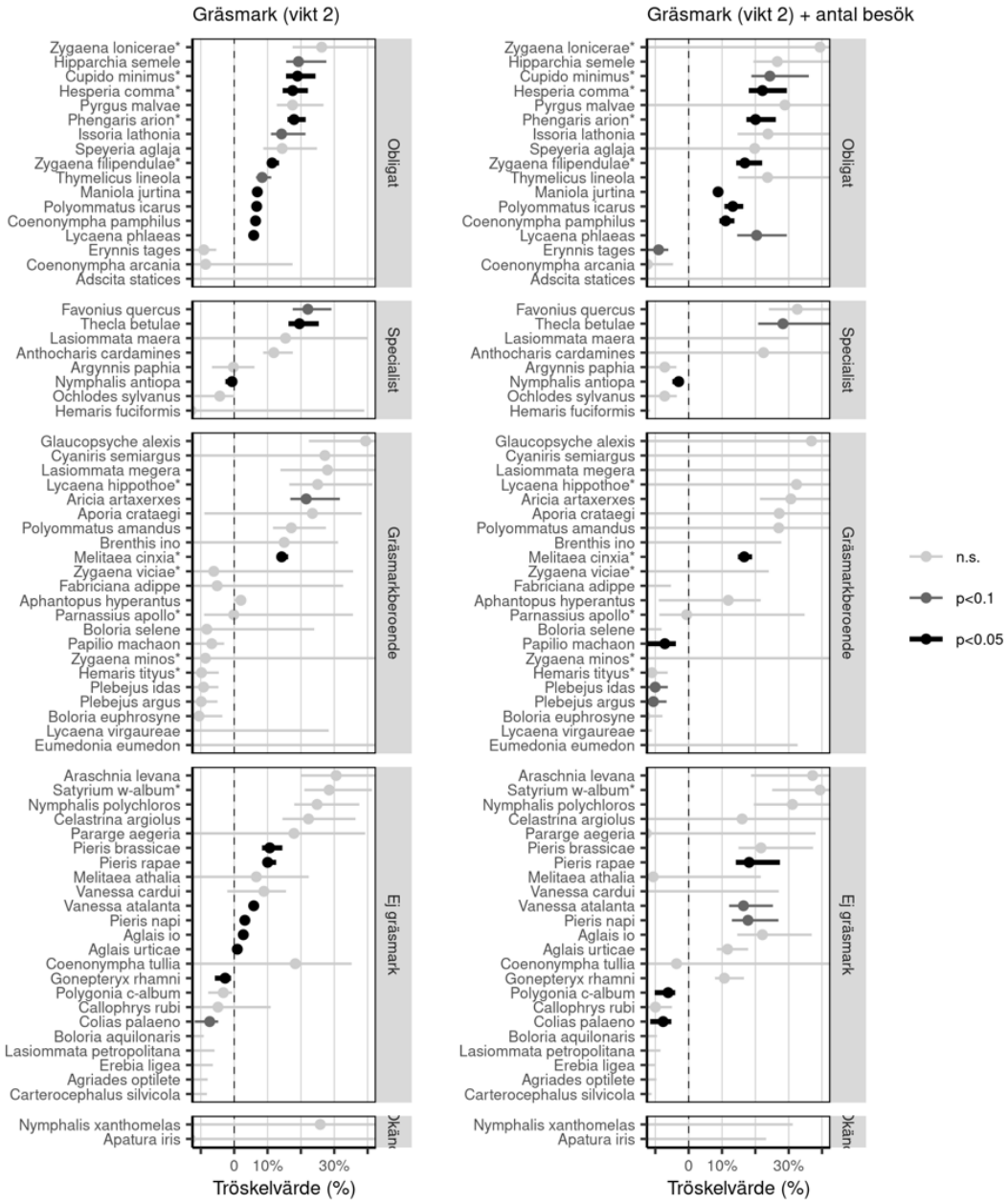
Samlade tröskelvärden för arter av fjärilar

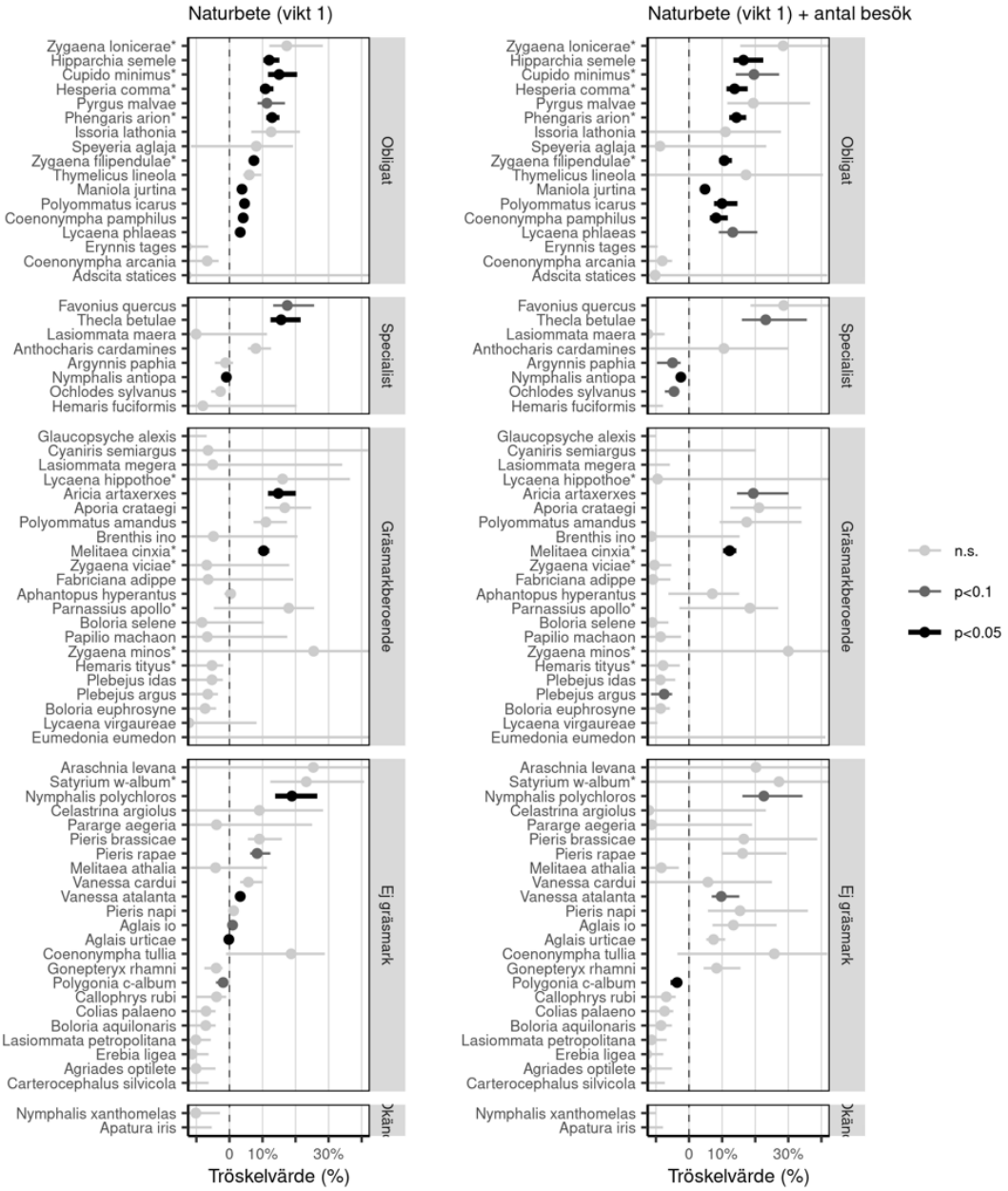
Tröskelvärden kunde beräknas för 72 arter av fjärilar. Sannolikheten för förekomst av en majoritet av enskilda fjärilsarter som klassats som specialister och gräsmarksberoende i landskapsrutorna på 3x3 kilometer påverkades signifikant av mängden gräsmarker i landskapet (

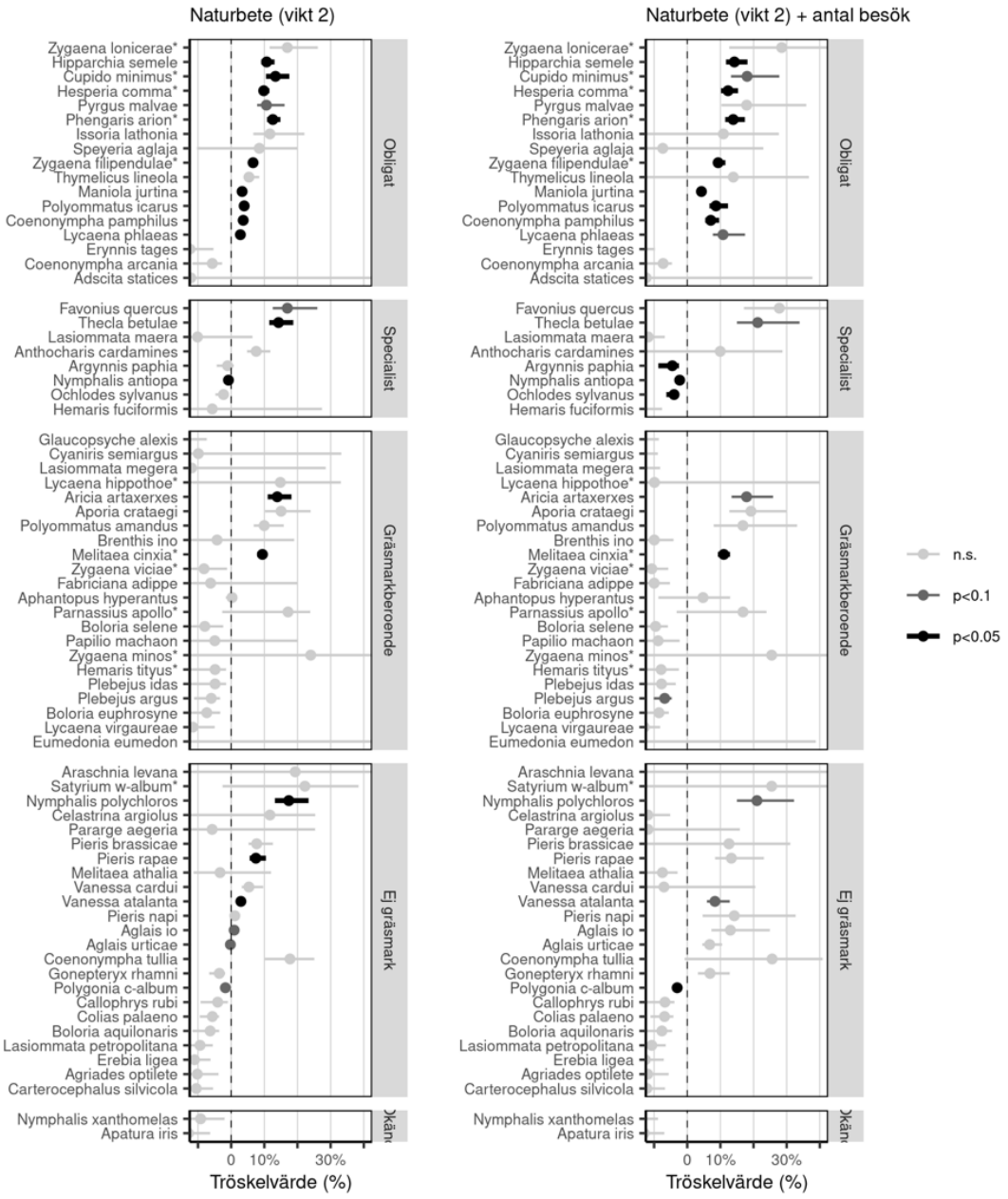
Figur 6). Tröskelvärdena för mängden gräsmark i landskapet för att sannolikheten för förekomst skulle överstiga 50 % för enskilda arter varierade mellan ca 8 % upp till drygt 20 %. Rödlistade arter som mindre blåvinge och silversmygare hade tröskelvärden på ca 20 % medan arter som slåttergräsfjäril och mindre guldvinge hade tröskelvärden på ca 8 %. Många arter av fjärilar i gruppen som klassats som specialister och gräsmarksberoende påverkades också signifikant av mängden naturbetesmarker (inga andra gräsmarker med i modellen) i landskapsrutorna. Här varierade tröskelvärden mellan enstaka procent upp till cirka 15 %, med de flesta av arterna mellan 5–15 %.

För övriga artgrupper som inte klassats som specialister och gräsmarksberoende bland fjärilarna var mönstret inte lika tydligt. De flesta av arterna uppvisar inga signifikanta tröskelvärden. Några av undantagen är rapsfjäril, rovfjäril och nässelfjäril med tröskelvärden på ca 2–10 %.


Gräsmark (vikt 1)
Gräsmark (vikt 1) + antal besök
Zygaena lonicerae*
Hipparchia semele
Cupido minimus*
Hesperia comma*
Pyrgus malvae
Phengaris arion*
Issoria lathonia
Speyeria aglaja
Zygaena filipendulae*
Thymelicus lineola
Maniola jurtina
Polyommatus icarus
Coenonympha pamphilus
Lycaena phlaeas
Erynnis tages
Coenonympha arcania
Adscita statices
Obligat
Favonius quercus
Thecla betulae
Lasiommata maera
Anthocharis cardamines
Argynnis paphia
Nymphalis antiopa
Ochlodes sylvanus
Hemaris fuciformis
Specialist
Glaucopsyche alexis
Cyaniris semiargus
Lasiommata megera
Lycaena hippothoe*
Aricia artaxerxes
Aporia crataegi
Polyommatus amandus
Brenthis ino
Melitaea cinxia*
Zygaena viciae*
Fabriciana adippe
Aphantopus hyperantus
Parnassius apollo*
Boloria selene
Papilio machaon
Zygaena minos*
Hemaris tityus*
Plebejus idas
Plebejus argus
Boloria euphrosyne
Lycaena virgaureae
Eumedonia eumedon
Gräsmarkberoende
Araschnia levana
Satyrium w-album*
Nymphalis polychloros
Celastrina argiolus
Pararge aegeria
Pieris brassicae
Pieris rapae
Melitaea athalia
Vanessa cardui
Vanessa atalanta
Pieris napi
Aglais io
Aglais urticae
Coenonympha tullia
Gonepteryx rhamni
Polygonia c-album
Callophrys rubi
Colias palaeno
Boloria aquilonaris
Lasiommata petropolitana
Erebia ligea
Agriades optilete
Carterocephalus silvicola
Ej gräsmark
Nymphalis xanthomelas
Apatura iris
0 10% 30%
Tröskelvärde (%)
n.s.
p<0.1
p<0.05


Gräsmark (vikt 2)
Gräsmark (vikt 2) + antal besök
Zygaena lonicerae*
Hipparchia semele
Cupido minimus*
Hesperia comma*
Pyrgus malvae
Phengaris arion*
Issoria lathonia
Speyeria aglaja
Zygaena filipendulae*
Thymelicus lineola
Maniola jurtina
Polyommatus icarus
Coenonympha pamphilus
Lycaena phlaeas
Erynnis tages
Coenonympha arcania
Adscita statices
Obligat
Favonius quercus
Thecla betulae
Lasiommata maera
Anthocharis cardamines
Argynnis paphia
Nymphalis antiopa
Ochlodes sylvanus
Hemaris fuciformis
Specialist
Glaucopsyche alexis
Cyaniris semiargus
Lasiommata megera
Lycaena hippothoe*
Aricia artaxerxes
Aporia crataegi
Polyommatus amandus
Brenthis ino
Melitaea cinxia*
Zygaena viciae*
Fabriciana adippe
Aphantopus hyperantus
Parnassius apollo*
Boloria selene
Papilio machaon
Zygaena minos*
Hemaris tityus*
Plebejus idas
Plebejus argus
Boloria euphrosyne
Lycaena virgaureae
Eumedonia eumedon
Gräsmarkberoende
Araschnia levana
Satyrium w-album*
Nymphalis polychloros
Celastrina argiolus
Pararge aegeria
Pieris brassicae
Pieris rapae
Melitaea athalia
Vanessa cardui
Vanessa atalanta
Pieris napi
Aglais io
Aglais urticae
Coenonympha tullia
Gonepteryx rhamni
Polygonia c-album
Callophrys rubi
Colias palaeno
Boloria aquilonaris
Lasiommata petropolitana
Erebia ligea
Agriades optilete
Carterocephalus silvicola
Ej gräsmark
Nymphalis xanthomelas
Apatura iris
0
10%
30%
Tröskelvärde (%)
n.s.
p<0.1
p<0.05


Naturbete (vikt 1)
Naturbete (vikt 1) + antal besök
Zygaena lonicerae*
Hipparchia semele
Cupido minimus*
Hesperia comma*
Pyrgus malvae
Phengaris arion*
Issoria lathonia
Speyeria aglaja
Zygaena filipendulae*
Thymelicus lineola
Maniola jurtina
Polyommatus icarus
Coenonympha pamphilus
Lycaena phlaeas
Erynnis tages
Coenonympha arcania
Adscita statices
Obligat
Favonius quercus
Thecla betulae
Lasiommata maera
Anthocharis cardamines
Argynnis paphia
Nymphalis antiopa
Ochlodes sylvanus
Hemaris fuciformis
Specialist
Glaucopsyche alexis
Cyaniris semiargus
Lasiommata megera
Lycaena hippothoe*
Aricia artaxerxes
Aporia crataegi
Polyommatus amandus
Brenthis ino
Melitaea cinxia*
Zygaena viciae*
Fabriciana adippe
Aphantopus hyperantus
Parnassius apollo*
Boloria selene
Papilio machaon
Zygaena minos*
Hemaris tityus*
Plebejus idas
Plebejus argus
Boloria euphrosyne
Lycaena virgaureae
Eumedonia eumedon
Gräsmarksberoende
Araschnia levana
Satyrium w-album*
Nymphalis polychloros
Celastrina argiolus
Pararge aegeria
Pieris brassicae
Pieris rapae
Melitaea athalia
Vanessa cardui
Vanessa atalanta
Pieris napi
Aglais io
Aglais urticae
Coenonympha tullia
Gonepteryx rhamni
Polygonia c-album
Callophrys rubi
Colias palaeno
Boloria aquilonaris
Lasiommata petropolitana
Erebia ligea
Agriades optilete
Carterocephalus silvicola
Ej gräsmark
Nymphalis xanthomelas
Apatura iris
0
10%
30%
Tröskelvärde (%)
n.s.
p<0.1
p<0.05

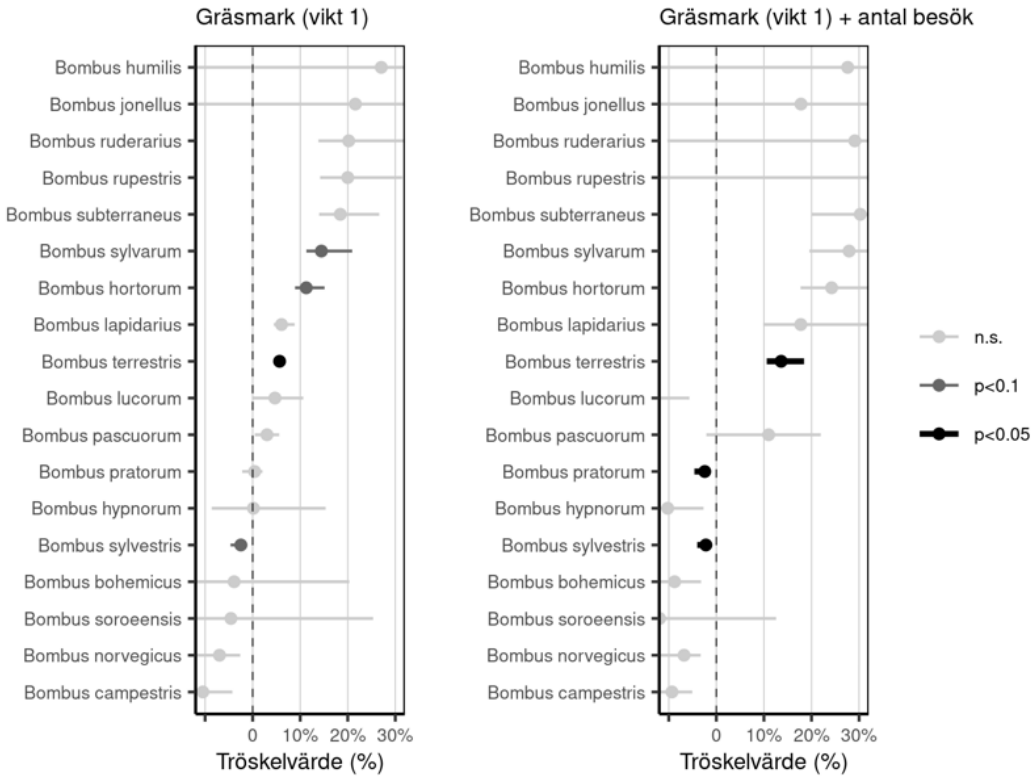


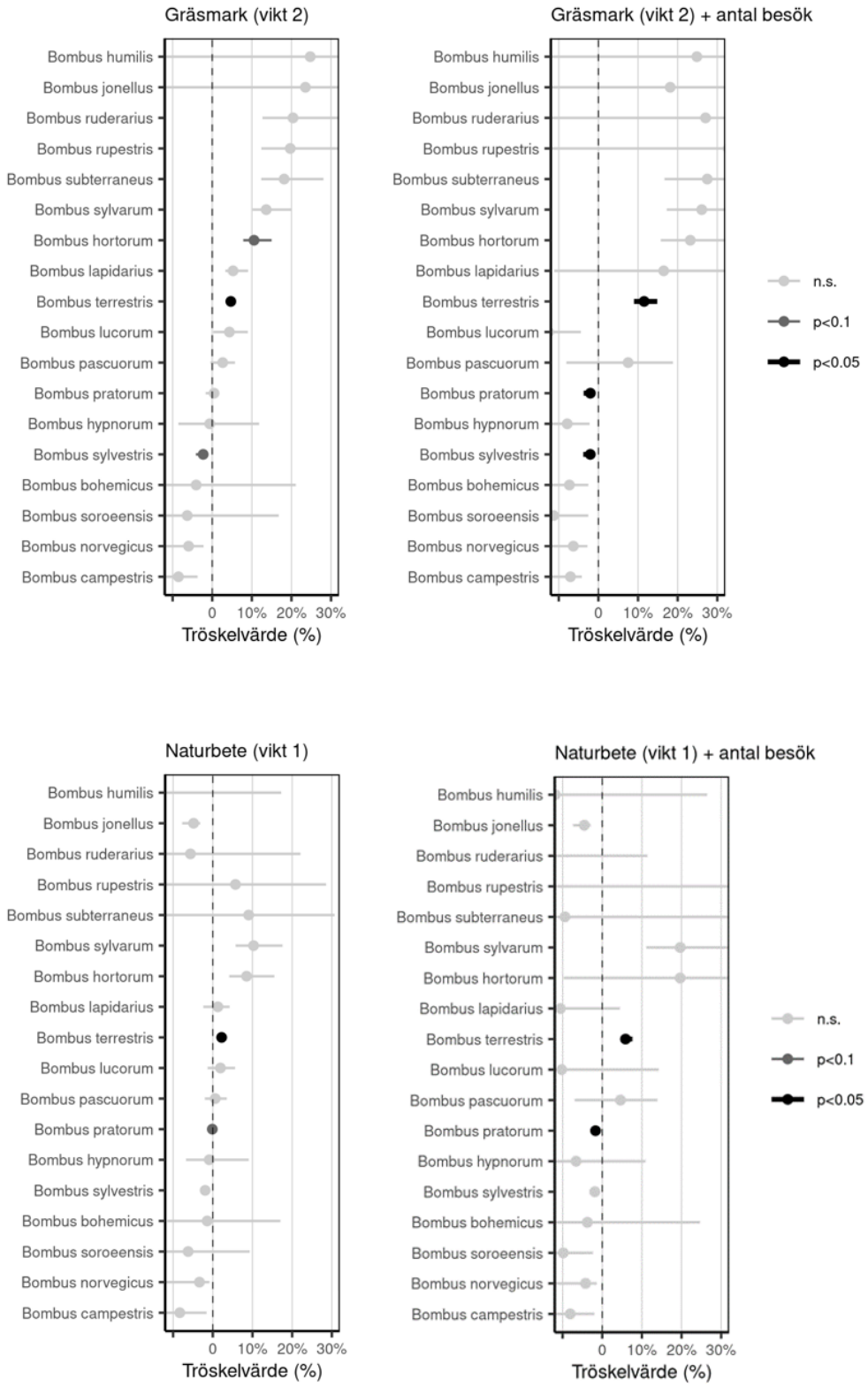
Figur 6 (Sidan 23-26). Samlade tröskelvärden (median 25%/75% bootstrap konfidensintervall) för fjärilar för olika modeller. Vikt 1 = gräsmarksarealen viktad efter Tyler et al (2021), vikt 2 = gräsmarksarealen viktad efter indikatorarter (ängs- och betesmarksinventeringen + typiska arter N2000), Naturbete = enbart arealen av naturbetesmarker samt modeller med eller utan effekt av besöksfrekvens.

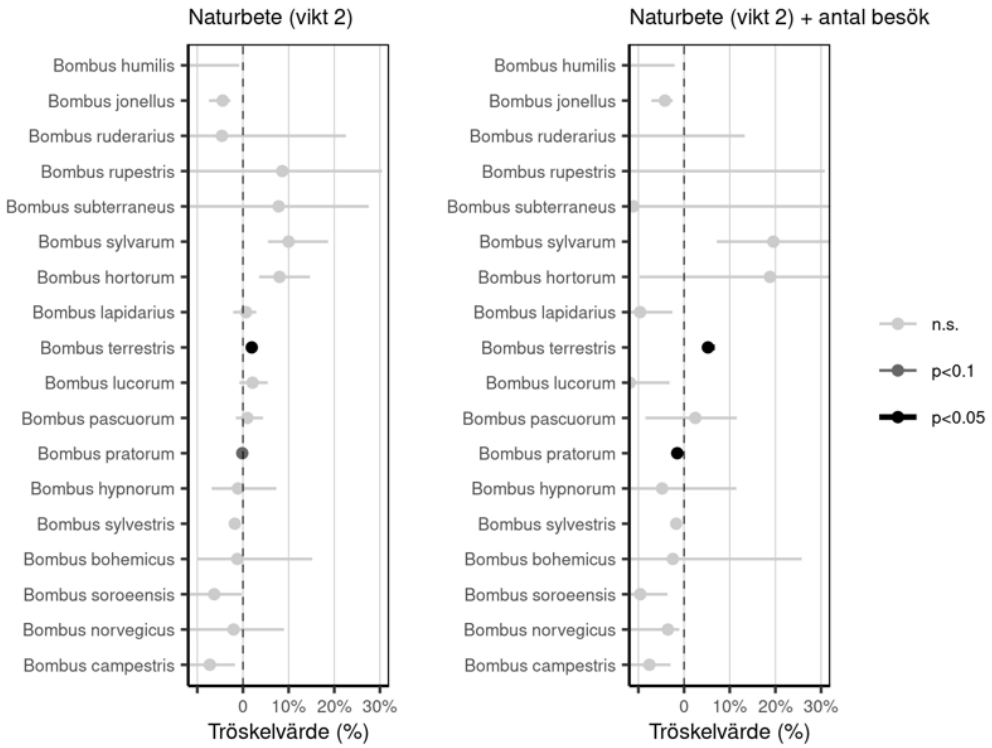
Samlade tröskelvärden för arter av humlor

Tröskelvärden kunde beräknas för 18 arter av humlor. De flesta av arterna uppvisar inga signifikanta tröskelvärden, troligen på grund av att antal rapporter av humlor på Artportalen är för lågt för att få bra data till analyserna. Undantaget är mörk jordhumla som har ett signifikant tröskelvärde i alla modeller (

Figur 7). Tröskelvärdet för mörk jordhumla varierar mellan ca 5–13 % beroende på modell för gräsmarker och ca 1–5 % för naturbetesmarker.



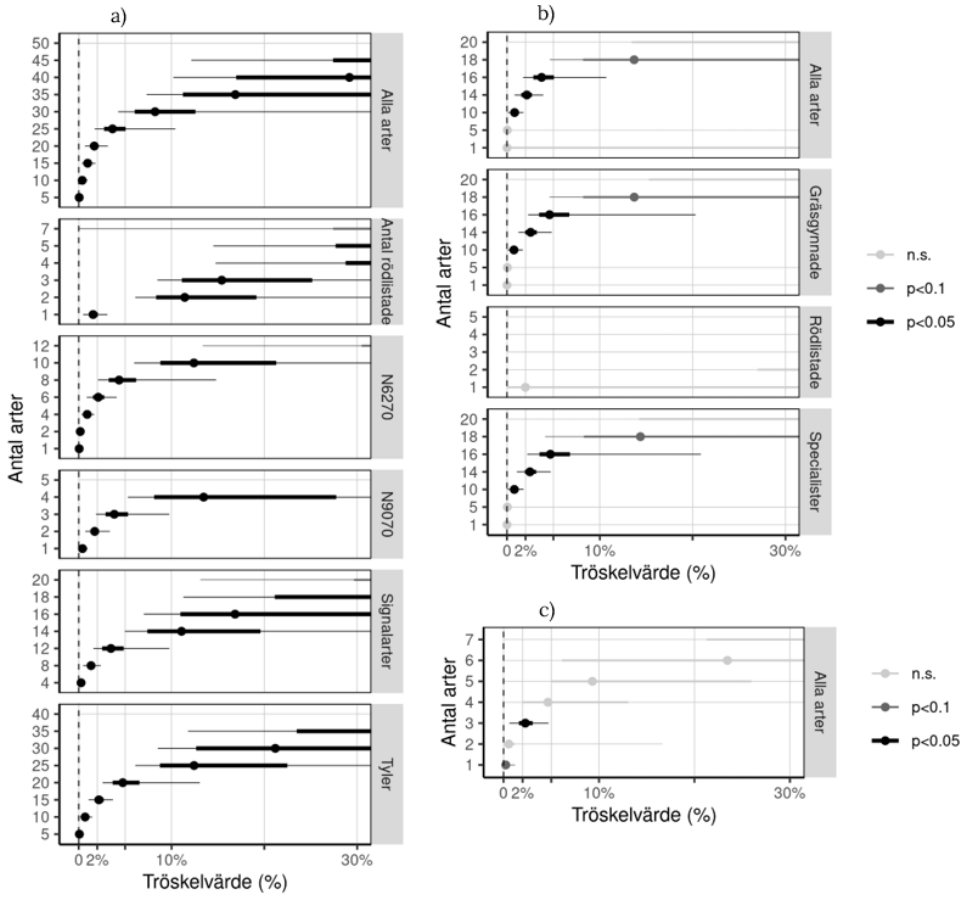

Gräsmark (vikt 2)
Gräsmark (vikt 2) + antal besök
Naturbete (vikt 1)
Naturbete (vikt 1) + antal besök
Bombus humilis
Bombus jonellus
Bombus ruderarius
Bombus rupestris
Bombus subterraneus
Bombus sylvarum
Bombus hortorum
Bombus lapidarius
Bombus terrestris
Bombus lucorum
Bombus pascuorum
Bombus pratorum
Bombus hypnorum
Bombus sylvestris
Bombus bohemicus
Bombus soroeensis
Bombus norvegicus
Bombus campestris
0 10% 20% 30%
Tröskelvärde (%)
n.s.
p<0.1
p<0.05



Figur 7 (Sidan 27-29). Samlade tröskelvärden (median 25%/75% bootstrap konfidensintervall) för humlor för olika modeller. Vikt 1 = gräsmarksarealen viktad efter Tyler et al (2021), vikt 2 = gräsmarksarealen viktad efter indikatorarter (ängs- och betesmarksinventeringen + typiska arter N2000), Naturbete = enbart arealen av naturbetesmarker samt modeller med eller utan effekt av besöksfrekvens.

Tröskelvärden för grupper av arter

När data över förekomster är osäkra kan beräkningar för tröskelvärden för grupper av arter vara ett alternativ. Här har tröskelvärden för förekomst av minst 1, 2, 3, 4 arter osv i gruppen beräknats, oavsett vilka arter som förekommer (Figur 8). Tröskelvärdet för att hitta minst 25 arter från hela listan av kärlväxter var ca 4 % och ökar till 8 % vid minst 30 arter. Tröskelvärdet för att hitta 16 arter av gräsmarksspecialister bland fjärilarna var ca 5 % och att hitta 3 arter av humlor ca 2 %.

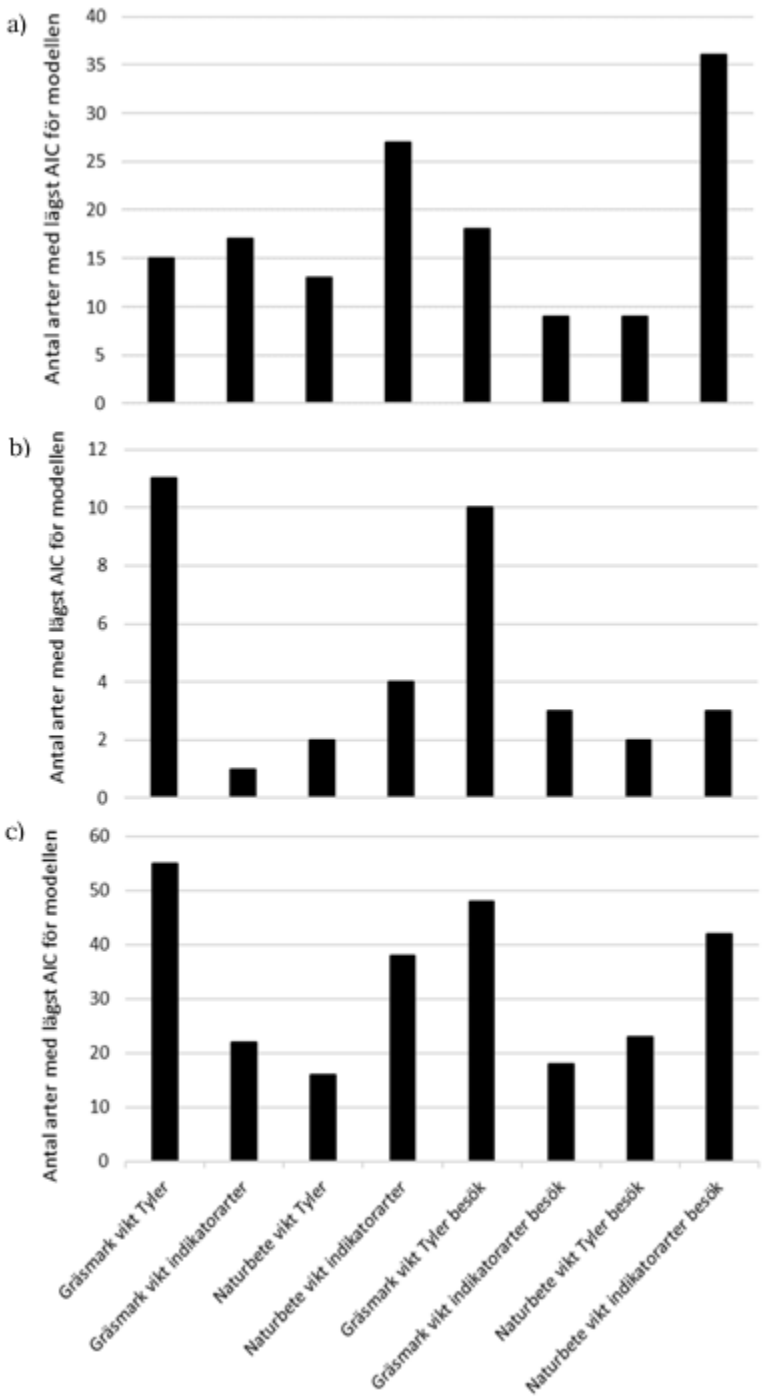


Figur 8. Tröskelvärden (median, bootstrap konfidensintervall: 25%/75% tjock linje, 5%/95% tunn linje) för grupper av arter som visar tröskelvärdet för 50% sannolikhet att minst 1, 2, 3, 4 arter osv i gruppen (oavsett vilka) ska finnas, a) kärlväxter, b) fjärilar, c) humlor.

Effekter av viktning och gräsmarkstyp på modellernas passning till data

I studien har fyra olika modeller körts med och utan effekt av antalet besök i rutan, totalt åtta modeller. Modeller med besöksfrekvens hade alltid lägre AIC (”Akaike information criterion” som uppskattar en modells kvalitet).

Eftersom fokus inte var att utvärdera om besöksgrad ska vara med, jämförde vi de båda grupperna separat. De modeller med lägst AIC (de modeller som bäst passar data) för respektive grupp (med och utan besök) har beräknats (Figur 9). Modellen som bäst passade data för flest antal kärlväxter och humlor baserades på viktad areal gräsmark enligt Tyler et al (2021), för både grupper av analyser med och utan besök. För fjärilar var modellen som bäst passade data för flest antal arter den med areal naturbetesmarker viktade efter indikatorarter för naturbetesmarker och med effekten av besök.

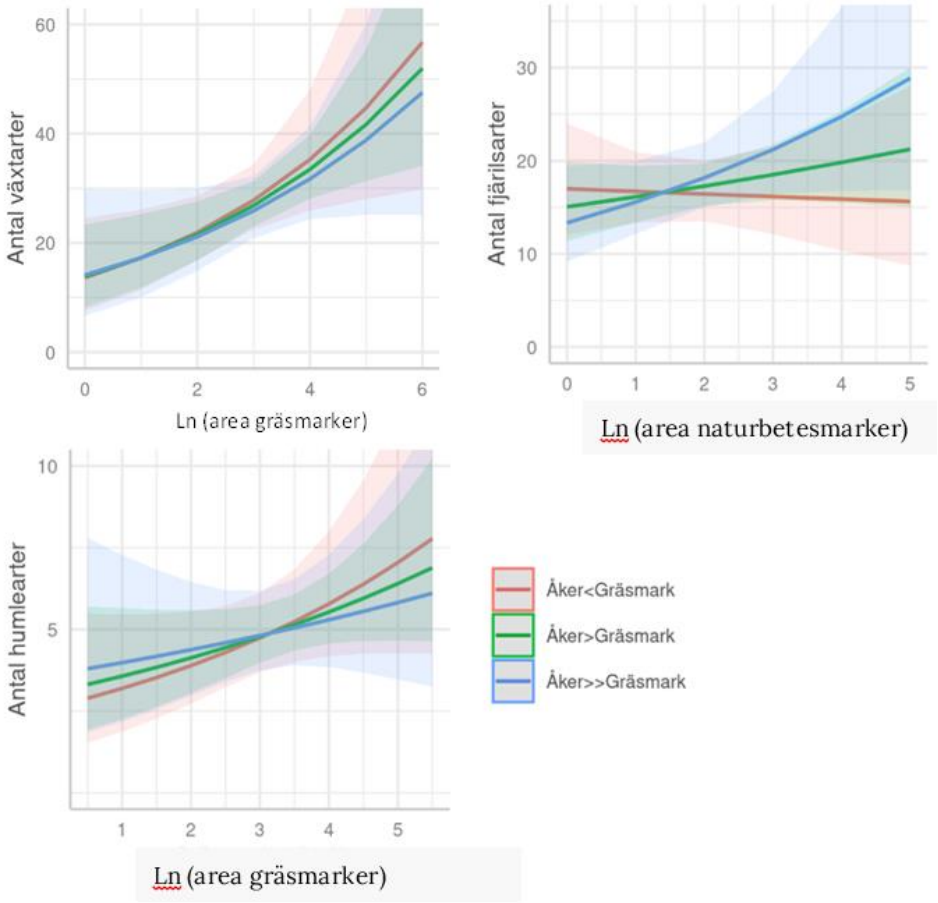


Figur 9. Antal arter med lägst AIC för modellen. Modellerna har testats för två grupper, med och utan effekt av besöksfrekvens, för a) fjärilar, b) humlor och c) kärlväxter.

Effekten av mängden åkermark i landskapet på artförekomster

I landskapsrutor med mycket mer åkermark (här alla ytor i blockdatabasen 2015, det vill säga åker, långliggande vall, träda etc) än gräsmarker fanns en viss negativ effekt på artrikedomen av kärlväxter och humlor när landskapet samtidigt innehåller mycket gräsmarker (

Figur 10). Fjärilar visar motsatt effekt, där mängden åkermark i landskapet har en positiv effekt. Konfidensintervallen är dock stora och effekten osäker för alla tre grupper.



Figur 10. Effekten av mängden gräsmark på artrikedom i landskapsrutor med olika mängd åkermark.

Diskussion

Sannolikheten för förekomst ökade signifikant med ökande mängd gräsmarker i landskapet för en majoritet av kärlväxtarterna i studien och även för gräsmarksspecialister bland fjärilar. Det var därmed möjligt att identifiera tröskelvärden för mängden gräsmarker för många arter.

Att identifiera hur mycket habitat olika arter kräver för att kunna överleva när landskap börjar förändras av jordbruk, skogsbruk, infrastruktur, bebyggelse mm, har varit och är en huvudfråga inom bevarandearbete världen över (Fahrig 2001, Rodrigues och Gaston 2001). Många studier har visat hur utdöenderisken hos en population minskar med ökande populationsstorlek (Shaffer 1981, Thomas 1990, Reed 2004, Johansson et al. 2017, 2019, 2020, 2022). I en fågelstudie beskriver Thomas (1990) att 39 % av de studerade fågelpopulationerna som hade under 10 par dog ut under en 80-årsperiod. Om populationerna bestod av 10–100 par sjönk utdöenderisken till 10 %, och bara en population som hade 100-1000 par dog ut. Över 1000 par var det ingen population som hade dött. Liknande resultat med minskande utdöenderisk för stora populationer har visats för fältgentiana i svenska naturbetesmarker (Lennartsson och Oostermeijer 2001).

De mönster som vi ser i vår studie kan troligen delvis förklaras med att arter med små populationer löper större risk att dö ut. Små arealer av gräsmarker i våra analyserade rutor innebär små populationer av de kärlväxter, fjärilar och humlor som är beroende av gräsmarker. Ökar arealen gräsmark i en ruta ökar också populationsstorlekarna för arter, vilket leder till en minskad utdöenderisk och sannolikheten för förekomst av gräsmarksberoende arter ökar då i dessa rutor. Det här har visats för en rad arter, bland annat dagfjärilar i naturbetesmarker (Öckinger och Smith 2006) och för kärlväxter i tyska kalkgräsmarker. Små populationer kan i sin tur sedan leda till försämrad frösättning hos växter. Exempelvis så hade gullvivor i populationer under 200 individer sämre frösättning än gullvivor från större populationer (Kéry, et al 2000). Även fjärilars reproduktion kan påverkas i små populationer. Hos ängsnätfjärilen påverkades äggöverlevnad, larvöverlevnad och vuxna fjärilars livslängd negativt av inavel vilket bidrog till en ökande utdöenderisk (Saccheri et al 1998). Sannolikheten för förekomst för ängsnätfjärilen ökade med ökande areal naturbetesmarker även i vår studie.

I vår studie har vi fokuserat på den totala mängden av gräsmarker i de 3x3 kilometer stora landskapsrutorna i stället för på storleken hos enskilda gräsmarker. I början på 1990-talet utvecklades teorier anpassade för fragmenterade landskap med fler än en population i ett större landskap (Hanski 1994). Många studier har visat att arters överlevnad i landskap påverkas av antal områden med passande habitat, deras kvalité samt deras konnektivitet (Bergman och Kindvall 2004, Schooley och Branch 2011). Flera

fjärilsarter som dårgräsfjäril, ängsnätfjäril, silversmygare och ljungblåvinge har visat sig kräva minst 15–20 områden som dessutom har kontakt med varandra för långsiktig överlevnad (Thomas 1994, Thomas och Hanski 1997, Bergman och Kindvall 2004).

Individuella studier av enskilda arters krav på arealer och konnektivitet ger naturligtvis det bästa underlaget för artbevarande. Att genomföra den typen av studier för ett stort antal arter är tidsödande och i praktiken omöjligt. Studier har dock visat att den totala arealen som finns kvar av en livsmiljö oftast är viktigare än exakt hur de kvarvarande fragmenten ligger i förhållande till varandra (Hodgson et al. 2011), bara den rumsliga skalan är korrekt. Den här studien visar att total mängd gräsmark skulle kunna användas för att uppskatta funktionaliteten hos ett landskap, då det var möjligt att identifiera tröskelvärden för många av arterna.

Slutsatser

Kan vi då använda de tröskelvärden vi fått fram i studien för att över större regioner beräkna funktionaliteten i landskapet? Kvalitetsbestämda arealer av olika typer av gräsmarker som vi använt i detta projekt är ett viktigt steg för att skapa bättre underlag. Detta har lyfts fram också i andra studier av organismer i fragmenterade miljöer, där effektiv area (area viktad efter kvalité) har visat sig ge bättre prediktioner av arters överlevnad, vanlighet och kolonisationer (Visconti och Elkin 2009, Schooley och Branch 2011, Johansson et al 2019).

Däremot behöver artförekomstdata förbättras för att bli praktiskt användbara. I denna studie fick vi använda artportalsdata som huvudkälla. Det är en bra resurs, utan detta data hade denna studie varit omöjlig att genomföra. Men artportalsdata är sällan systematiskt insamlad och det är därför svårt att veta om arterna eftersökts och inte hittats. Flera metoder har utvecklats för att hantera detta, till exempel standardiserade artlistor (Henckel et al. 2020), ignorance index (Ruete 2015) eller andra metoder (Rapacciuolo et al. 2021). Observationer med standardlistor förekom sällan i vårt material. De systematiskt utförda inventeringar som fanns hade alltför små provytor för detta ändamål, eller så fanns inte inventeringar i just våra undersökta landskapsrutor.

Vi var i detta projekt dessutom begränsade till landskapsrutor på 3x3 kilometer. Den rumsliga skalan som arter reagerar på varierar mellan arter men har för fjärilar visat sig vara betydligt större. I en tidigare studie reagerade fjärilar på mängden gräsmarker inom 6310 m från den undersökta hagmarken, det vill säga ca 125 kvadratkilometer (Bergman et al 2015) jämfört med 9 kvadratkilometer i denna studie. Vi skulle behöva testa olika rumsliga skalor för att fånga upp på vilken skala olika artgrupper reagerar. Med rätt rumslig skala skulle funktionaliteten bättre kunna beräknas.

Metoden bygger också på att arter finns i funktionella landskap och saknas i landskap som förlorat så mycket habitat att arterna dött ut. Flera studier har dock visat att kärlväxter i betesmarker kan leva kvar länge i så kallade ”levande döda” populationer (Lindborg och Eriksson 2004). Populationerna är så små att de kommer att dö ut men det tar lång tid innan de gör det, landskapen har en utdöendeskuld (Kuussaari et al 2009). Det gör att tröskelvärdena kan underskattas, då arter finns i icke funktionella landskap. Fjärilar och humlor som har snabba livscykler, de flesta ettåriga, reagerar dock snabbare på minskad mängd habitat i landskapet.

Ytterligare en orsak till att fjärilar är känsligare än växter är att de som larver är beroende av en tillräcklig mängd passande värdväxter (Thomas et al 2011).

I många fall kan bara en delmängd av värdväxterna utnyttjas av larverna då de behöver vara av tillräcklig storlek, vara tillräckligt många för larvens spridningsförmåga, växa i ett visst mikroklimat eller vara tillräckligt näringsrika (Bergman 1999, Turner et al 2009, Sarin och Bergman 2010, Johansson et al 2019). Växterna kan stå kvar i enstaka exemplar och överleva i åtskilliga decennier men fjärilarna som är beroende av dem har då sedan länge förvunnit. Det gör att det är nödvändigt att ha data på andra grupper än kärlväxter då funktionaliteten i ett landskap ska utvärderas.

Figur 11 sammanfattar osäkerheter och möjligheter med de tröskelvärden vi fått fram i studien.

Figur 11. Sammanfattning av osäkerheter och möjligheter utifrån studien av att beräkna tröskelvärden med data från delprogrammet Gräsmarkernas gröna infrastruktur inom Regional miljöövervakning i landskapsrutor (Remiil) som underlag.

Referenser

Bergman, K.O. (1999). Habitat utilization by Lopinga achine (Nymphalidae: Satyrinae) larvae and ovipositing females: implications for conservation. Biological Conservation, 88(1), 69-74.

Bergman, K-O., Daniel-Ferreira, J., & Westerberg, L (2015). Analys av fjärilsdata från ängs- och betesmarker i Syd- och Mellansverige. Rapport nr: 2015:5. Länsstyrelserna.

Bergman, K. O., & Kindvall, O. (2004). Population viability analysis of the butterfly Lopinga achine in a changing landscape in Sweden. Ecography, 27(1), 49-58.

Carlson, A. (2000). The effect of habitat loss on a deciduous forest specialist species: the White-backed Woodpecker (Dendrocopos leucotos). Forest ecology and Management, 131(1-3), 215-221.

Díaz, S. M., Settele, J., Brondízio, E., Ngo, H., Guèze, M., Agard, J., ... & Zayas, C. (2019). The global assessment report on biodiversity and ecosystem services: Summary for policy makers.

Ceulemans, T., Stevens, C. J., Duchateau, L., Jacquemyn, H., Gowing, D. J., Merckx, R., ... & Honnay, O. (2014). Soil phosphorus constrains biodiversity across European grasslands. Global Change Biology, 20(12), 3814-3822.

Eide, W. m.fl. (red.) 2020. Tillstånd och trender för arter och deras livsmiljöer – rödlistade arter i Sverige 2020. SLU Artdatabanken rapporterar 24. SLU Artdatabanken, Uppsala.

Ejrnæs, R., Liira, J., Poulsen, R. S., & Nygaard, B. (2008). When has an abandoned field become a semi-natural grassland or heathland?. Environmental Management, 42(4), 707-716.

Eriksson O., Cousins S. A. O. 2014. Historical landscape perspectives on grasslands in Sweden and the Baltic region. – Land 3: 300– 321.

Fahrig, L. (2001). How much habitat is enough?. Biological conservation, 100(1), 65-74.

Glav Lundin, L., & Eriksson, O. (2021). The decline of Gentianella campestris: three decades of population development of an endangered grassland plant in Sweden. Nordic Journal of Botany, 39(3).

Hanski, I. (1994). A practical model of metapopulation dynamics. Journal of animal ecology, 151-162.

Hanski, I. (2011). Habitat loss, the dynamics of biodiversity, and a perspective on conservation. Ambio, 40(3), 248-255.

Henckel, L., Bradter, U., Jönsson, M., Isaac, N. J., & Snäll, T. (2020). Assessing the usefulness of citizen science data for habitat suitability modelling: Opportunistic reporting versus sampling based on a systematic protocol. Diversity and Distributions, 26(10), 1276-1290.

Hodgson, J. A., Moilanen, A., Wintle, B. A., & Thomas, C. D. (2011). Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. Journal of Applied Ecology, 48(1), 148-152.

Hollmann, V., Donath, T. W., Grammel, F., Himmighofen, T., Zerahn, U., & Leyer, I. (2020). From nutrients to competition processes: Habitat specific threats to Arnica montana L. populations in Hesse, Germany. PloS one, 15(5), e0233709.

Johansson, L. J., Hall, K., Prentice, H. C., Ihse, M., Reitalu, T., Sykes, M. T., & Kindström, M. (2008). Semi-natural grassland continuity, long-term land-use change and plant species richness in an agricultural landscape on Öland, Sweden. Landscape and Urban Planning, 84(3-4), 200-211.

Johansson, V., Knape, J., & Franzén, M. (2017). Population dynamics and future persistence of the clouded Apollo butterfly in southern Scandinavia: the importance of low intensity grazing and creation of habitat patches. Biological Conservation, 206, 120-131.

Johansson, V., Kindvall, O., Askling, J., Franzén, M. (2019). Intense grazing of calcareous grasslands has negative consequences for the threatened marsh fritillary butterfly. Biological Conservation, 239, p.108280.

Johansson, V., Kindvall, O., Askling, J., & Franzén, M. (2020). Extreme weather affects colonization–extinction dynamics and the persistence of a threatened butterfly. Journal of Applied Ecology, 57(6), 1068-1077.

Johansson, V., Kindvall, O., Askling, J., Säwenfalk, D. S., Norman, H., & Franzén, M. (2022). Quick recovery of a threatened butterfly in well-connected patches following an extreme drought. Insect Conservation and Diversity.

Karlík, P., & Poschlod, P. (2019). Identifying plant and environmental indicators of ancient and recent calcareous grasslands. Ecological Indicators, 104, 405-421.

Kéry, M., Matthies, D., & Spillmann, H. H. (2000). Reduced fecundity and offspring performance in small populations of the declining grassland plants Primula veris and Gentiana lutea. Journal of Ecology, 88(1), 17-30.

Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R. K., Helm, A., Kuussaari, M., ... & Steffan-Dewenter, I. (2010). Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. Ecology letters, 13(5), 597-605.

Kuussaari, M., Heliölä, J., Pöyry, J., & Saarinen, K. (2007). Contrasting trends of butterfly species preferring semi-natural grasslands, field margins and forest edges in northern Europe. Journal of Insect Conservation, 11(4), 351-366.

Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R. K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., ... & Steffan-Dewenter, I. (2009). Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. Trends in ecology & evolution, 24(10), 564-571.

Lennartsson, T., & Oostermeijer, J. G. B. (2001). Demographic variation and population viability in Gentianella campestris: effects of grassland management and environmental stochasticity. Journal of Ecology, 451-463.

Lindborg, R., & Eriksson, O. (2004). Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. Ecology, 85(7), 1840-1845.

Milberg, P., Bergman, K. O., Glimskär, A., Nilsson, S., & Tälle, M. (2020). Site factors are more important than management for indicator species in semi-natural grasslands in southern Sweden. Plant Ecology, 221(7), 577-594.

Moeslund, J. E., Arge, L., Bøcher, P. K., Dalgaard, T., Ejrnæs, R., Odgaard, M. V., & Svenning, J. C. (2013). Topographically controlled soil moisture drives plant diversity patterns within grasslands. Biodiversity and conservation, 22(10), 2151-2166.

Norderhaug, A., Ihse, M., & Pedersen, O. (2000). Biotope patterns and abundance of meadow plant species in a Norwegian rural landscape. Landscape ecology, 15(3), 201-218.

Pärtel, M., Bruun, H. H., & Sammul, M. (2005). Biodiversity in temperate European grasslands: origin and conservation. Grassland science in Europe, 10(1), 14.

Rapacciuolo, G., Young, A., & Johnson, R. (2021). Deriving indicators of biodiversity change from unstructured community-contributed data. Oikos, 130(8), 1225-1239.

Reed, D. H. (2004, May). Extinction risk in fragmented habitats. In Animal Conservation forum (Vol. 7, No. 2, pp. 181-191). Cambridge University Press.

Rodrigues, A. S., & Gaston, K. J. (2001). How large do reserve networks need to be?. Ecology Letters, 4(6), 602-609.

Rondinini, C., & Chiozza, F. (2010). Quantitative methods for defining percentage area targets for habitat types in conservation planning. Biological Conservation, 143(7), 1646-1653.

Ruete, A. (2015). Displaying bias in sampling effort of data accessed from biodiversity databases using ignorance maps. Biodiversity Data Journal, (3).

Sarin, C., Bergman, K.O. (2010). Habitat utilisation of burnet moths (Zygaena spp.) in southern Sweden: a multi-scale and multi-stage perspective. Insect Conservation and Diversity, 3(3), 180-193.

Saccheri, I., Kuussaari, M., Kankare, M., Vikman, P., Fortelius, W., & Hanski, I. (1998). Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. Nature, 392(6675), 491-494.

Schooley, R. L., & Branch, L. C. (2011). Habitat quality of source patches and connectivity in fragmented landscapes. Biodiversity and Conservation, 20(8), 1611-1623.

Shaffer, M. L. (1981). Minimum population sizes for species conservation. BioScience, 31(2), 131-134.

Soons, M. B., Hefting, M. M., Dorland, E., Lamers, L. P., Versteeg, C., & Bobbink, R. (2017). Nitrogen effects on plant species richness in herbaceous communities are more widespread and stronger than those of phosphorus. Biological Conservation, 212, 390-397.

Swift, T. L., & Hannon, S. J. (2010). Critical thresholds associated with habitat loss: a review of the concepts, evidence, and applications. Biological reviews, 85(1), 35-53.

Thomas, C. D. (1990). What do real population dynamics tell us about minimum viable population sizes?. Conservation biology, 4(3), 324-327.

Thomas, C. D.. 1994. Local extinctions, colonisations and distributions: habitat tracking by british butterflies. – In: Leather, S. R. et al (eds), Individuals, populations and patterns in ecology. Intercept, pp. 319–336.

Thomas, C. D. and Hanski, I.. 1997. Butterfly metapopulations. – In: Hanski, I. and Gilpin, M. E. (eds), Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution. Academic Press, pp. 359–386.

Thomas, J.A., Simcox, D.J., Hovestadt, T. (2011). Evidence based conservation of butterflies. Journal of Insect Conservation, 15(1), 241-258.

Turner, E.C., Granroth, H., Johnson, H.R., Lucas, C.B., Thompson, A.M., Froy, H., German, R.N., Holdgate, R. (2009). Habitat preference and dispersal of the Duke of Burgundy butterfly (Hamearis lucina) on an abandoned chalk quarry in Bedfordshire, UK. Journal of Insect Conservation, 13(5), 475-486.

Tyler, T., Herbertsson, L., Olofsson, J., & Olsson, P. A. (2021). Ecological indicator and traits values for Swedish vascular plants. Ecological Indicators, 120, 106923.

Van der Hoek, Y., Zuckerberg, B., & Manne, L. L. (2015). Application of habitat thresholds in conservation: Considerations, limitations, and future directions. Global Ecology and Conservation, 3, 736-743.

Van Swaay, C., Warren, M., & Loïs, G. (2006). Biotope use and trends of European butterflies. Journal of Insect Conservation, 10(2), 189-209.

Visconti, P., & Elkin, C. (2009). Using connectivity metrics in conservation planning–when does habitat quality matter? Diversity and Distributions, 15(4), 602-612.

Wallander, J., Karlsson, L., Berglund, H., Mebus, F., Nilsson, L., Bruun, M., & Johansson L. (2019). Plan för odlingslandskapets biologiska mångfald. Ett samverkansprojekt inom Miljömålsrådet. Jordbruksverket. Rapport 2019:1.

Öckinger, E., & Smith, H. G. (2006). Landscape composition and habitat area affects butterfly species richness in semi-natural grasslands. Oecologia, 149(3), 526-534.

+Bilagor

Bilaga 1. Indikatorartslistor

Indikatorartslista baserat på Tyler et al (2021)

Kriterier:
Soil reaction (pH) = -8
Nitrogen (N) = -4
Moisture = -6
Light = 5-7
Grazing/mowing = 4-8
Soil disturbance = -7

Adam och Eva
alvarmalört
axveronika (NT)
backklöver (NT)
backnejlika
backtimjan (NT)
backtrift
bergsyra
blodrot
bockrot
brudbröd
brudsporre
buskviol
darrgräs
fjällgröe
flentimotej (NT)
fårsvingel
fältmalört
fältveronika
fältvädd
färgmåra
getväppling
gotlands-solvända
grusslok
gräs(„stjärn-blomma
gul fetknopp
gullviva
gulmåra
harklöver
harmynta
humlelusern
jordtistel (NT)
Jungru Marie nycklar
jungfrulin
kantig fetknopp
kattfot
klasefibbla (NT)
knippfryle
knutnarv
knägräs
knölsmör-blomma
kråkvicker
käringtand
lila ögontröst
liten blåklocka
liten fetknopp
luddhavre
lundtrav
mattfibbla
mjölon
nysört
ormrot
praktbrunört
prästkrage
revfibbla
rosettjungfrulin
rödklöver
rödkämpar
rödsvingel
sandnarv
slankstarr
slåtterfibbla (NT)
slåttergubbe (VU)
solvända (NT)
sommarfibbla (NT)
spåtistel
stagg
stenmalört
stor fetknopp
svartkämpar
svinrot (NT)
sydvårbrodd
tjärblomster
toppjungfrulin (VU)
tulkört
vanlig gråfibbla
vildlin
vit fetknopp
vitklöver
vitmåra
vårfingerört
åkerbär
åkervädd
äkta johannesört
älväxing
ängshavre
ängsskallra
ängsviol
ängsvädd
ölandssolvända

Signalarter från ”Ängs- och betesmarksinventeringen - Metodik för inventering från och med 2016”, Jordbruksverket

kustarun
kvärgarun
flockarun
axveronika
backnejlika
backruta (NT)
backtimjan
bergskrabba
blåsuga
blodrot
bockrot
borsttåg
borsttåtel
fältgentiana (EN)
brudborste
brudbröd
brudsporre
barrgräs
vit fetknopp
gul fetknopp
liten fetknopp
stor fetknopp
fjällgröe
fjällskära
fjälltimotej
fläcknycklar
granspira (NT)
gulkämpar
gullviva
gulmåra
gökblomster
havssälting
hirsstarr
jungfrulin
toppjungfrulin
rosettjungfrulin
kattfot
klasefibbla
klockljung
knägräs
kärrspira
kärrsälting
majviva (NT)
myrlilja
grönvit nattviol
ängsnattviol (NT)
ormrot
pillerstarr
praktbrunört
prästkrage
backsippa (VU)
fältsippa
mosippa (EN)
nipsippa (NT)
rödkämpar
Sankt Pers nycklar
ängsskallra
höskallra
slåtterblomma
slåtterfibbla
slåttergubbe
smultronklöver
smörboll
solvända
ölandssolvända
gotlandssolvända
sommarfibbla
spåtistel
stagg
stenmåra
stor blåklocka
strandrödtoppa
svinrot
torta
trift
vildlin
ängsbräsma
ängsfryle
blekfryle
svartfryle
ängshavre
ängsnycklar
ängsskära (NT)
ängsstarr (NT)
ängsvädd
ögontröster

Typiska arter för silikatgräsmarker 6270, Naturvårdsverket

blåsuga	grå ögontröst	äkta nattviol
kattfot	Euphrasia stricta	jungfrulin
slåttergubbe	brudbröd	vårfingerört
ormrot	fältgentiana	gullviva
månlåsbräken(NT)	solvända	backsippa
darrgräs	sommarfibbla	knölsmörblomma
liten blåklocka	prästkrage	ängsskallra
hirsstarr	granspira	höskallra
pillerstarr	fjälltimotej	mandelblom
klasefibbla	revfibbla	svinrot
adam och eva	bockrot	ängsvädd
knägräs	svartkämpar	spindelört (NT)
backnejlika	rödkämpar	backtimjan

Typiska arter för trädklädd betesmark 9070, Naturvårdsverket

blåsuga	knägräs	rödkämpar
kattfot	fältgentiana	gullviva
ormrot	slåtterfibbla	Kkockpyrola
månlåsbräken (NT)	gökärt	ängsvädd
liten blåklocka	korskovall (NT)	ängsskära
lundstarr	ögonpyrola	
grönkulla	stagg	

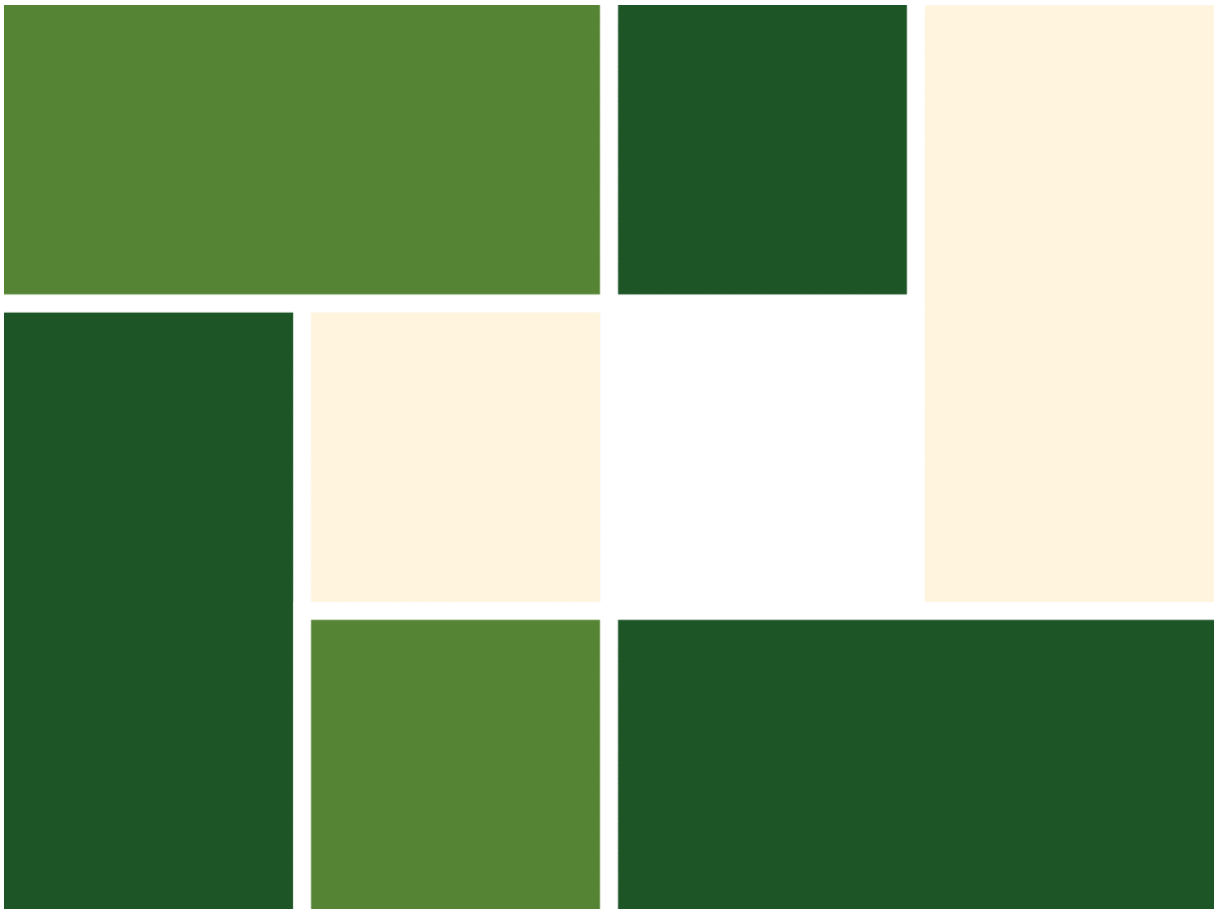
Gräsmarksberoende arter och gräsmarksspecialister bland fjärilar

Klassning baserat på (Van Swaay 2006, Kuussaari et al. 2007, Krauss et al. 2010)

Art	Generellt gräsmarks-beroende arter	Gräsmarks-specialister
Alkonblåvinge		x
Almsnabbvinge		
Amiral		
Apollofjäril	x	
Asknätfjäril		
Aspfjäril		
Aurorafjäril		x
Backvisslare		
Berggräsfjäril		
Bredbrämad bastardsvärmare	x	x
Brun blåvinge	x	
Brun gräsfjäril	x	
Brunfläckig pärlemorfjäril	x	
Busksnabbvinge		x
Bäckpärlemorfjäril		
Citronfjäril		
Disas gräsfjäril		
Dårgräsfjäril		
Eksnabbvinge		x
Eldsnabbvinge		x
Fjällgräsfjäril		
Fjällvickerblåvinge		
Frejas pärlemorfjäril		
Friggas pärlemorfjäril		
Grönsnabbvinge		
Gulfläckig glanssmygare		
Gullvivefjäril	x	
Hagtornsfjäril	x	
Humlelik dagsvärmare		x
Kamgräsfjäril	x	x
Kartfjäril		
Kattunvisslare	x	
Klubbsprötad bastardsv	x	
Klöverblåvinge	x	
Kronärtsblåvinge	x	x

Kvickgräsfjäril		
Kålfjäril		
Körsbärsfuks		
Ljung/Hedblåvinge	x	
Luktgräsfjäril	x	
Makaonfjäril	x	
Metallvingesvärmare	x	x
Midsommarblåvinge	x	
Mindre bastardsvärmare	x	
Mindre blåvinge	x	x
Mindre guldvinge	x	x
Mindre tåtelsmygare	x	x
Myrpärlemorfjäril		
Nässelfjäril		
Prydlig pärlemorfjäril	x	
Puktörneblåvinge	x	x
Påfågelöga		
Pärlgräsfjäril	x	x
Rapsfjäril		
Rovfjäril		
Sandgräsfjäril	x	x
Sexfläckig bastardsv	x	x
Silverblåvinge	x	
Silversmygare	x	x
Silverstreckad pärlemorfjäril		x
Skogs/Ängsvitvinge	x	x
Skogsgräsfjäril		
Skogsnätfjäril		
Skogspärlemorfjäril	x	
Skogsvisslare	x	x
Slåttergräsfjäril	x	x
Smalsprötad bastardsv_	x	
Smultronvisslare	x	x
Sorgmantel		x
Sotnätfjäril	x	
Spegelsmygare		
Starrgräsfjäril		
Storfläckig pärlemorfjäril	x	x
Svartfläckig blåvinge	x	x
Svartfläckig glanssmygare		
Svartringlad pärlemorfjäril		
Svavelgul höfjäril		
Svingelgräsfjäril	x	
Svävflugelik dagsvärmare	x	

Tistelfjäril		
Tosteblåvinge		
Turkos blåvinge	x	
Veronikanätfjäril	x	
Vinbärsfuks		
Violett blåvinge		
Violett guldvinge		
Violettkantad guldvinge	x	
Vitfläckig guldvinge	x	
Vitgräsfjäril		x
Väpplingblåvinge	x	
Älggräspärlemorfjäril	x	
Ängsblåvinge	x	
Ängsnätfjäril	x	
Ängspärlemorfjäril	x	x
Ängssmygare		x



Länsstyrelserna

www.lansstyrelsen.se