



Uppföljning av kvalitetsförändringar i ängs- och betesmarker – Fjärilar och humlor

– Tillstånd och förändringar baserade på data
för åren 2006 – 2020

Saskia Sandring, Pernilla Christensen, Sven Adler, Marlene
Lidén, Erik Cronvall, Åsa Ranlund och Henrik Hedenås

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU

Institutionen för skoglig resurshushållning

Arbetsrapport / Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshushållning, 571

Umeå 2025



Uppföljning av kvalitetsförändringar i ängs- och betesmarker – Fjärilar och humlor – Tillstånd och förändringar baserade på data för åren 2006 – 2020

Saskia Sandring, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshushållning, <https://orcid.org/0009-0008-6424-0202>

Pernilla Christensen, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshushållning, <https://orcid.org/0009-0005-6723-3161>

Sven Adler, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshushållning, <https://orcid.org/0000-0002-5414-8727>

Marlene Lidén, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshushållning

Erik Cronvall, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshushållning, <https://orcid.org/0000-0001-5332-6360>

Åsa Ranlund, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshushållning, <https://orcid.org/0000-0002-7197-8570>

Henrik Hedenås, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshushållning, <https://orcid.org/0000-0001-5838-9942>

Utgivare:	Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshushållning
Utgivningsår:	2025
Utgivningsort:	Umeå
Omslagsbild:	Erik Cronvall
Serietitel:	Arbetsrapport / Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshushållning,
ISSN:	1401-1204
Delnummer i serien:	571
Nyckelord:	fjärilar, humlor, koordinerat urval, miljöövervakning, naturbetesmarker, transektinventering, TUV

© 2025 Författarna

Detta verk är licensierat under CC BY 4.0, <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>.. Andra licenser eller upphovsrätt kan gälla för illustrationer.

Sammanfattning

Denna rapport sammanställer resultaten från en 15-årig inventering (2006–2020) av dagflygande fjärilar och humlor inom ramen för kvalitetsuppföljningen av ängs- och betesmarker. Inventeringen har genomförts av Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) på uppdrag av Jordbruksverket. Datainsamlingen har skett inom cirka 700 ängs- och betesmarksobjekt som valts ut från Jordbruksverkets databas TUVa. För varje objekt har förekomst av fjärilar och humlor registrerats längs standardiserade transekter, tillsammans med beskrivande miljövariabler såsom typ av hävd, betesdjurslag, blomrikedom och vegetationshöjd. Resultaten presenteras som glidande femårsmedelvärden och förändringar har analyserats genom jämförelser mellan tre tidsperioder: 2006–2010, 2011–2015 och 2016–2020. Syftet är att undersöka långsiktiga trender i artrikedom och abundans i ängs- och betesmarker samt att analysera hur pollinatörers förekomst samvarierar med miljöfaktorer i dessa gräsmarker.

Analyserna visar att både artrikedom och abundans (individental) hos fjärilar och humlor generellt varit stabil eller ökat under perioden. Den positiva trenden drivs i huvudsak av vanliga, generalistarter, medan hotade och specialiserade arter varken ökar eller minskar. Särskilt blomrika, hävdade marker framstår som avgörande för bevarandet av mångfalden av fjärilar och humlor i ängs- och betesmarker.

Fjärilar visar en positiv utveckling i såväl artantal som Shannon-diversitet i alla regioner. Totalt observerades 98 arter, och 11 arter visar signifikant ökad abundans, medan endast tre arter minskar. Det totala individantalet per hektar är stabilt, med vissa regionala variationer. Tidigt flygande arter samt arter beroende av träd- och buskvegetation visar svaga ökningar. Bland enskilda arter har bland annat ängspärlemorfjäril och påfågelläga ökat i abundans, medan puktörneblåvinge har minskat.

Gräsmarksfjärilar visar ingen statistiskt säkerställd förändring i abundans över tid i de ängs- och betesmarker som ingår i TUVa-databasen. Resultatet överensstämmer delvis med observationer från Svensk Dagfjärilsövervakning, där en viss minskning noterats under samma period (Pettersson och Arnberg 2025). Metodiskillnaden mellan Svensk Dagfjärilsövervakningens subjektivt valda inventeringslokaler i alla landskapstyper och Fjärils- och humleinventeringens stickprovsinventering av ängs- och betesmarksobjekt i TUVa gör att skillnader i resultat är förväntade.

Humlor uppvisar liknande mönster, med totalt 33 observerade arter. Både artantal och Shannon-diversitet har ökat, särskilt bland korttungade arter och snylthumlor. De långtungade humlorna har ökat nationellt men det finns regionala skillnader där antalet arter har ökat i Götaland medan Shannon-index visar på en minskad artrikedom i norra Sverige. Ingen humleart visar signifikant minskning i abundans medan 11 arter, såsom åkerhumla och mörk jordhumla, ökar i abundans.

Flera miljövariabler visar starka samband med förekomsten av både fjärilar och humlor. Framför allt är blomrikedom, mätt som andel nektarbärande blommor, positivt korrelerad med såväl artantal som abundans. Blomrikedomen varierar över tid och mellan regioner, och i norra Sverige har en signifikant ökning observerats under inventeringsperioden. Vegetationshöjd uppvisar ett positivt, men svagt, samband med förekomsten av pollinatörer. Höjden har förblivit

relativt konstant under perioden och varierar endast måttligt mellan regionerna. Norra Sverige har dock en lägre andel areal med kort vegetation, vilket överensstämmer med den lägre andelen betade marker i regionen.

Även latitud och markfuktighet har visat sig ha ett samband med populationsstorlek och artantal. Exempelvis minskar både fjärilars artantal och abundans med ökande latitud, medan humlornas abundans följer ett U-format mönster, med lägre förekomst i mellersta Sverige och högre i de södra och norra delarna. Antalet humlearter ökar däremot med latitud, vilket antyder att sammansättningen av humlearter förändras i ett geografiskt mönster.

Jämförelser mellan de två modelltyperna, GLM och GAMM, visar att GAMM generellt ger en mer detaljerad bild av sambanden mellan miljövariabler och populationsstorlek. GAMM-modellen förklarade en större andel av variationen i både fjärils- och humledata och fångade även icke-linjära samband samt variationer mellan år.

Hävdtrycket, särskilt genom bete, har minskat i ängs- och betesmarkerna i TUVAs databasen under den studerade perioden. Betesmarker utgör cirka 90 % av den totala arealen i TUVAs databasen, men andelen marker som betas aktivt har minskat från 85 % under perioden 2006–2010 till 75 % under 2016–2020. Minskningen är särskilt tydlig i Götalands mellanbygder och Mellersta Sverige. I södra Sverige betas ungefär hälften av betesmarksarealen i TUVAs databasen av nötdjur, medan motsvarande andel i norra Sverige endast uppgår till omkring en fjärdedel. I övrigt är djurslagen relativt jämnt fördelade över landet. Norra Sverige utmärker sig dock genom ett generellt lägre hävdtryck och avvikande nyttjandemönster, bland annat en lägre andel aktivt betade marker (cirka 50 %) och en mindre andel marker som betas av nötdjur. Slåttermarker är betydligt ovanligare än betesmarker i hela landet, men förekommer något oftare i de norra delarna. Fördelningen av areal mellan olika vegetationshöjder är jämn på nationell nivå, men regionala skillnader förekommer.

Sammanfattningsvis visar resultaten att fortsatt aktiv hävd är avgörande för att bevara blomrika ängs- och betesmarker och därmed upprätthålla pollinatörers mångfald. Fjärils- och humleinventeringen ger värdefull information om trender för arter och artgrupper i de ängs- och betesmarker som ingår i den omfattande TUVAs databasen. Stickprovet är representativt för dessa marker, som utgör några av Sveriges mest värdefulla gräsmarker med kontinuerlig hävd, och resultaten ger därmed ett viktigt underlag för framtida uppföljning och bevarandearbete.

Förord

En av preciseringarna för miljömålet *Ett rikt odlingslandskap* lyder ”Odlingslandskapet är öppet och variationsrikt med betydande inslag av hävdade naturbetesmarker och slåtterängar, småbiotoper och vattenmiljöer, bland annat som en del i en grön infrastruktur och erbjuder livsmiljöer och spridningsvägar för vilda växt- och djurarter.”

Denna rapport bidrar till uppföljningen av miljömålet genom att analysera utvecklingen i ett stickprov av Sveriges ängs- och betesmarker, registrerade i TUVAs databasen, under åren 2006–2020. Syftet är att undersöka långsiktiga trender i artrikedom och abundans hos dagflygande fjärilar och humlor i ängs- och betesmarker samt att analysera samband mellan pollinatörers förekomst och miljöfaktorer som vegetationsstruktur, blomrikedom och skötsel (exempelvis betessäsongens längd och djurslag) i dessa värdefulla gräsmarker.

Inventeringen har utförts vid avdelningen för landskapsanalys, institutionen för skoglig resurshushållning, SLU, Umeå, i samarbete med avdelningen för biologi/IFM, Linköpings universitet, och institutionen för ekologi, SLU, Uppsala.

Umeå, 20251003

Innehållsförteckning

Förord	6
Innehållsförteckning	7
1. Inledning	8
1.1. Fjärilar och humlor som indikatorer för kvalitet i ängs- och betesmarker	8
1.2. Uppdrag	10
2. Metodik	11
2.1. Urval	11
2.2. Strata- och regionindelning	12
2.3. Datainsamling	12
2.4. Databearbetning inför analyser	13
2.5. Analysmetoder	17
3. Resultat och diskussion	19
3.1. Övergripande sammanställning	19
3.2. Hävd och betesdjur	20
3.3. Fjärilar	27
3.4. Humlor	34
3.5. Artrikedom	40
3.6. Fjärilar och humlors abundans och artantal i relation till miljövariabler	49
3.7. Framtida behov	56
4. Slutsatser	57
4.1. Hävd	57
4.2. Fjärilar	58
4.3. Humlor	58
4.4. Fjärilar och humlors abundans och artrikedom i relation till miljövariabler	59
Tack 61	
Referenser	62
Bilaga 1 Artlistor	65
Bilaga 2 Figurer enskilda arter	69
Bilaga 3 Figurer GAMM	74
Bilaga 4 Årsvisa skattningar	79

1. Inledning

SLU genomför sedan 2006 Kvalitetsuppföljning av ängs- och betesmarker på uppdrag av Jordbruksverket. Ett stickprov av de ängs- och betesmarker som finns i Jordbruksverkets TUVAs-databas inventeras löpande i femåriga inventeringsvarv. Det innebär att en femtedel av stickprovet inventeras årligen och att varje objekt återbesöks vart femte år.

Inventeringen baseras på ett metodförslag som är framtaget av Naturcentrum AB (Naturcentrum 2005) och utlägget är samordnat med det tidigare etablerade utlägget i Nationell Inventering av Landskapet i Sverige (NILS; Ståhl m.fl. 2011).

Under åren 2016-2020 bestod uppdraget av två delar: en inventering av fjärilar och humlor samt en inventering av växter och vegetation. Fjärils- och humleinventeringen utförs av Institutionen för skoglig resurshushållning vid SLU i Umeå. Denna rapport är en fördjupad redovisning av fjärils- och humleinventeringen för tre inventeringsvarv under perioden 2006 till 2020. Tidigare fördjupade redovisningar 2011 och 2017 (Eriksson m.fl. 2011; Hägglund m.fl. 2017).

1.1. Fjärilar och humlor som indikatorer för kvalitet i ängs- och betesmarker

Många dagfjärilsarter är starkt bundna till gräsbevuxen mark och kontinuitet av blommande växtbestånd (Naturcentrum 2003). Dessutom är de flesta dagfjärilarna enkla att artbestämma i fält, och deras korta generationstider gör att förändringar i exempelvis skötsel snabbt slår igenom. Många fjärilsarter är habitat- och värdväxtspecifika och ingår i en mängd interaktioner med andra organismer i ett komplext ekologiskt nätverk. Därför korrelerar en hög artrikedom och abundans av fjärilar ofta med hög biodiversitet generellt (Van Swaay m.fl. 2008).

Humlor är beroende av mängden pollenproducerande blomväxter under hela växtsäsongen (Scheper m.fl. 2015). De kan flyga relativt långt i sitt näringssök och gynnas av en mosaikstruktur på landskapsnivå med både blommande buskar och träd samt örter (Walther-Hellwig & Frankl 2000, Osborne m.fl. 2008, Persson & Smith 2011). Artrikedom och abundans av humlor indikerar därmed landskapets blomresurser (Naturcentrum 2003).

Istället för att följa enskilda arter eller en hel taxonomisk artgrupp kan man studera funktionella grupper där arter med liknande ekologi och egenskaper sammanförs. Fjärilsarter kan delas in i funktionella grupper baserat på deras ekologiska krav. Vissa arter är generalister som kan använda många värdväxter under larvstadiet och nyttjar ett brett utbud av nektarkällor som adulta, medan specialister är beroende av specifika värdväxter och blomresurser. Arterna

skiljer sig även åt i när de flyger under säsongen. I denna rapport har fjärilarna delats in utifrån två funktionella aspekter: 1. Typ av värdväxt fjärilslarven nyttjar; gräs eller halvgräs, örter eller ris alternativt träd eller buskar). 2. fjärilarnas flygperiod under säsongen; hela säsongen, tidigt eller sent).

För humlor är tunglängden en viktig egenskap eftersom den avgör vilka blommor de kan besöka. Korttungade humlor rör sig generellt effektivare mellan blommor och har oftast ett större utbud av nektarkällor som exv. sälg, maskrosor och fruktträd. Långtungade humlor är däremot mer specialiserade på djupa blommor som exv. stormhatt, rödklöver och andra ärtväxter. Denna specialisering gör dem känsligare för förändringar i blomdiversitet och mängden tillgängliga blommor jämfört med de korttungade humlorna. Övriga karaktärer som kan vara av betydelse är kolonistorlek, bohabitat, cykellängden från drottning till nya drottningar, flygtid för den första drottningen. En studie vid Lunds universitet fann ett samband mellan dessa karaktärer och arternas känslighet för förändringar i jordbrukslandskapet i form av minskad komplexitet (Persson m.fl. 2015). I den här rapporten delas humlorna in utifrån tre funktionella aspekter: humlor med korta eller långa tungor, tidig eller sen flygtid för den första drottningen, samt en separat analys för gruppen snylthumlor.

Förutom landskapets komplexitet och markanvändning finns en rad faktorer som påverkar täthet och förekomst av fjärilar och humlor i jordbrukslandskapet. Klimatförändringar kan ha både direkta och indirekta effekter på förekomsten. Direkta effekter kan uppstå genom förändringar i temperatur och nederbörd, medan indirekta effekter kan bero på förändrade utbrednings- eller blomningsmönster hos värdväxter. Likaså kan användningen av växtskyddsmedel påverka förekomsten av fjärilar och humlor på olika sätt. Exponering för kemikalier kan ha direkta effekter på insekternas vitalitet och reproduktion. Indirekta effekter kan uppstå genom förändringar i värdväxternas blomning och bladutveckling, vilket i sin tur påverkar födotillgången för vuxna individer respektive larver.

I denna rapport ligger dock fokus på att följa fjärilar och humlor som indikatorer på ängs- och betesmarkens kvalitet.

1.2. Uppdrag

Syftet med denna rapport är dels att följa förändringar i ängs- och betesmarker som finns registrerade i TUVA-databasen, dels analysera samband mellan pollinatörers förekomst och miljöfaktorer i dessa gräsmarker. Följande analyser och sammanställningar har ingått i uppdraget:

Beskrivande statistik

- Beskrivning av de inventerade objekten, antal per varv och region, antal rutor som ligger till grund för skattningarna
- Beskrivning av ej inventerade objekt, antal objekt per varv och anledning, varför de inte inventerades
- Beskrivning av överlapp av objekt över tid, nationellt och per region, eventuella skillnader mellan objekt, som har tagits bort och övriga

Arealskattningar och klassindelningar

- Tillstånds- och förändringsskattningar för andelen areal indelad efter hävdtyp och tid för hävd, variation mellan varven, variation inom objekten (endast 2016-2020)
- Fuktighetsklasser

Vegetationshöjd och blomrikedom

- Tillstånds- och förändringsskattningar nationellt och regionalt
- Variation under säsongen och inom objektet (heterogenitet)
- Andelen vädd-, tistel- och klintarter

Artobservationer fjärilar och humlor

- Förändringsskattningar och glidande 5-årsmedelvärden för fjärilar och humlor som artgrupp och de vanligaste arterna för sig (antal/ha) nationellt och regionalt,
- Gruppvisa skattningar för arter som ingår i Miljöindikatorn för allmänna fjärilsarter och den Europeiska miljöindikatorn för gräsmarksfjärilar
- Gruppvisa skattningar, indelning efter habitatpreferenser och andra karaktärer
- Artrikedom, eventuellt rarefactionanalyser eller beräkning av index

Analyser av samband

- Modeller som undersöker sambandet mellan fjärilars och humlors artrikedom/abundans och beskrivande variabler och miljöfaktorer

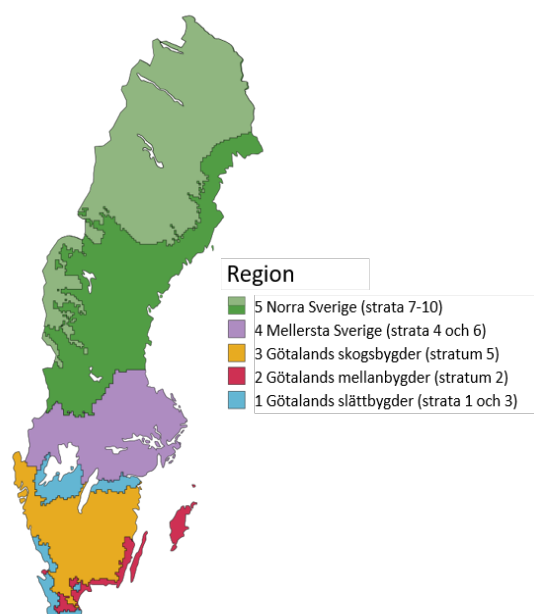
2. Metodik

2.1. Urval

Urvalsramen utgjordes av objekt som inventerades i ängs- och betesmarks-inventeringen i början av 2000-talet och som är registrerade i Jordbruksverkets TUVVA-databas (Nordberg 2014). Urvalet av objekt har gjorts inom NILS dåvarande systematiskt utlagda 5×5 km-rutor (Ståhl m.fl. 2011). Eftersom förekomsten av ängs- och betesmarker är lägre i norra Sverige än i södra, utökades urvalet i de norra delarna genom att inkludera 15×15 km-rutor centrerade kring NILS 5×5 km-rutor. Detta syftade till att öka sannolikheten för att få med relevanta objekt. I inventeringen ingick från början 696 ängs- och betesmarksobjekt fördelade på 402 NILS-rutor (Eriksson m.fl. 2011).

Med anledning av att det har skett förändringar i TUVVA-databasen sedan inventeringens start 2006 genomfördes ett nytt, koordinerat urval inför det tredje inventeringsvarvet som startade 2016. Syftet var att säkerställa att stickprovet förblev representativt (Glimskär m.fl. 2016; Grafström 2016a). Inför detta urval exkluderades vissa objekt som fortfarande fanns i TUVVA-databasen men som inte längre kunde klassificeras som betesmark (Glimskär 2016).

Det innebär dock att några av de tidigare inventerade objekten inte längre ingick i stickprovet och därmed inte återbesöks, istället tillkom ett antal nya objekt enligt metoden för koordinerat urval (Grafström 2016a). Därför finns det vissa skillnader i vilka objekt som inventerades 2016 till 2020 jämfört med motsvarande år i tidigare inventeringsvarv. Användningen av koordinerat urval ökar dock säkerheten i skattningarna och minskar risken för att förbise verkliga förändringar eller att identifiera felaktiga trender.



Figur 1. Regionindelningen som ligger till grund för regionala skattningar. I stratum 9 och 10 (det ljusare området inom region 5) inventeras sedan 2016 enbart humlor.

2.2. Strata- och regionindelning

Landskapsrutorna i tidigare NILS är utlagda med olika täthet i tio olika områden som kallas för strata (Ståhl m.fl. 2011). Stratumgränserna baseras i södra Sverige på jordbrukets produktionsområden (region 1-4, Figur 1; Sjödin 2019). I norra Sverige skiljs Norrlands kustland, södra och norra Norrlands inland samt fjällen och den fjällnära skogsbygden ut (Hedenås m.fl. 2016, Sjödin 2019). För regionala redovisningar i denna rapport har nordliga strata slagits samman till ett område (region 5).

Antal strata och antal rutor som inventerats i vissa strata har ändrats över tiden.

Under 2012 genomfördes ingen inventering i norra Sverige (region 5) pga. budgetskäl och stickprovet minskades från 46 rutor till 36 rutor i södra Sverige (Hägglund m.fl. 2017). Sedan 2016 inventeras inte fjärilar i stratum 9 och 10 i region 5 (Figur 1).

2.3. Datainsamling

Stickprovet har inventerats i femåriga cykler (inventeringsvarv), där ungefär en femtedel av objekten besöktes årligen. Det innebär att de objekt som har ingått i stickprovet under hela inventeringsperioden har inventerats vart femte år, det vill säga totalt tre gånger sedan 2006.

Dagflygande fjärilar och humlor inventerades längs parallella transekter orienterade i nord-sydlig eller öst-västlig riktning. Avståndet mellan transekterna och den totala längden per objekt varierade beroende på objektets storlek. Fjärilarna inventerades vid tre tillfällen under säsongen, medan humlor inventerades vid ett tillfälle i samband med det andra eller tredje fjärilsinventeringstillfället under säsongen. Tidpunkterna för de tre besöken styrdes av fenologin, det vill säga den period då vissa specifika "riktarter" är aktiva och flyger under just den specifika säsongen. Den tidigaste inventeringsstart var den 3 maj (2012), medan den senaste inventeringsstarten inträffade 2 juni (2006). Inventeringssäsongen avslutades som tidigast den 2 augusti (2008) och som senast 26 augusti (2018). Det betyder också att tiderna för besöken skiljer sig mellan olika delar av landet (Cronvall 2012).

Artbestämning utfördes till största delen av personal i fält. Humleindivider som var svåra att artbestämma i fält samlades in för vidare bestämning. I enstaka fall då inventeraren inte lyckades fånga in individen för artbestämning registrerades individen inom respektive artgrupp.

Vid varje inventeringstillfälle noterades även beskrivande variabler (Tabell 1) och faktorer som potentiellt kan påverka både individantal och artrikedom hos fjärils- och humlearter.

Tabell 1. Lista över beskrivande variabler och under vilka år dessa samlades in på objekt- respektive transektnivå.

Variabel	Objekt	Transekt
Vegetationshöjd (täckning inom 3 klasser)	2006	2007-2020
Blomrikedom (Promille)	2006	2007-2020
Andel vädd-, tistel- eller klintarter		2009-2020
Hävdstatus (klasser)	2006-2020	2016-2020
Förekomst av betande djur (får, nötdjur, hästar)	2006-2020	2016-2020

För att kunna tolka trender i analyser över lång tid har inventeringsmetodiken varit så konstant som möjligt över åren. Några förändringar har dock genomförts: Inom variabeln hävdstatus har det gjorts två uppdateringar. En ny klass för objekt med upphörd hävd infördes 2007. Instruktionstexten som beskriver vad som avses med de olika hävdklasserna förtydligades 2013. Jämför fältinstruktionerna Cronvall (2012) och Cronvall (2020).

2.4. Databearbetning inför analyser

2.4.1. Saknade data

Data kan saknas på olika nivåer av olika anledningar (Tabell 4). I några objekt saknas data för ett av besöken för fjärilsinventeringen. Eftersom abundans (antal individer) skattas utifrån medelvärde av alla besök (se nedan) blir det för det året i dessa objekt en underskattning av arter som har sin vanligaste flygtid vid det tillfället och en överskattning av arter som har sin minst vanliga flygtid vid det tillfället, men effekten förväntas vara mindre än när antal observationer summeras för alla besök. Blomrikedom beräknas också som medelvärde mellan besöken. Vid analys av tid för hävd har objekt som saknar ett besök exkluderats.

När ett helt objekt saknar data för ett inventeringsvarv har det korrigerats genom att justera inklusionssannolikheter för övriga objekt i samma ruta.

På grund av minskningen i stickprovet 2012 användes separata viktningsfaktorer för skattningar av alla 5-årsperioder där data från 2012 ingår. Eftersom tillstånds- och förändrings skattningarna inte görs årsvisa utan för 5-årsperioder borde ett minskat stickprov för ett enskilda år inte påverka de generella trenderna i resultaten.

Vid större hinder (vatten, tätt buskage eller liknande) som gör att inventeraren tvingas att gå en omväg och inte kan se in över inventeringsytan utgår respektive transekt eller delar av den. Bara den inventerade längden av transekterna ingår i analyserna och skattningarna viktas med den inventerade arealen. (se avsnitt 2.5.1 nedan). Eftersom skattningar i tidigare rapporter var baserade på teoretiska transektlängder istället för den faktiskt inventerade arealen är skattningarna för individantal (abundans) i denna rapport något högre än tidigare publicerade skattningar (Eriksson m.fl. 2011; Hägglund m.fl. 2017).

2.4.2. Aggregering av fjärilsdata

Vissa arter har en ganska jämn fördelning över säsongen, andra har en relativt kort flygtid, och en del kan ha flera toppar under en säsong. Eftersom olika fjärilsarter flyger under olika perioder under en sommar inventeras varje objekt vid tre olika tillfällen för att täcka in så många arter som möjligt. Det finns olika sätt att aggregera de tre besöken per säsong:

- (1) beräkna medelvärdet mellan besöken för varje objekt
- (2) addera observationer från alla tre besök
- (3) välja besöket med flest antal observationer för respektive art

I den här rapporten presenteras resultat för alternativ 1 för att minska effekten av enskilda besökstillfällen som saknar data. Alla tre varianter visade dock liknande trender över tid. I rapporten för åren 2006-2015 (Hägglund m.fl. 2017) valdes alternativ 3. Jämför exempelvis skattningarna för perioderna 2005-2010 och 2011-2015 i figur 12 i Hägglund m.fl. (2017) med Figur 25 (lukt-, sand- och slåttergräsfjäril), Figur 26 (silverblåvinge), respektive Figur 28 (mindre tåtelsmygare) i bilaga 1 i denna rapport.

2.4.3. Indelning i funktionella grupper

Artkaraktärer för fjärilar, inklusive flygtid och värdväxter, sammanställdes i Bergman m.fl. (2014). De arter som ingår i respektive grupp presenteras i Tabell 10 (bilaga 1).

För humlor valdes tunglängd och flygtid för den första drottningen som karaktärer för indelning i funktionella grupper. Dessa karaktärer valdes eftersom de är lättillgängliga för de flesta arterna. Sammanställningen baserades på Persson m.fl. (2015) med kompletteringar för vissa arter enligt Løken (1973) samt Mossberg och Cederberg (2012). Arter som ingår i respektive grupp redovisas i Tabell 9 (bilaga 1).

2.4.4. Klassningar

För att skatta andelen areal av olika kategorier klassificeras objekten utifrån hävdtyp, djurslag och betessäsongens längd. Dessa klasser baseras i sin tur på variablerna hävdstatus respektive djurslag som registreras i fält för varje objekt vid samtliga tre besök per säsong.

Hävdstatus angavs utifrån den hävdklass som dominerade arealmässigt inom objektet. Till exempel, *Pågående bete* registrerades om betesdjur förekom på 50 % eller mer av objektets areal. Om betesdjur endast förekom på mindre än 50 % av arealen klassificerades objektet som *Betas ej* (Tabell 2). Sedan 2016 registreras hävdstatus även på transeknivå, till skillnad mot tidigare då klassificeringen endast gjordes på objektsnivå. Klassificeringen för respektive objekt, som används i analyserna i denna rapport, använde dock enbart data på objektsnivå där den dominerande hävdstatusen inom respektive objekt ligger till grund för klassificeringen. Objekt som saknar registrerad hävdstatus för ett eller flera inventeringsbesök under en säsong ingår i klassen *okänt*.

Hävdtyp

Objekten tilldelas i sin tur en hävdtyp som utgår från klassificeringen av hävdstatus (baserat på villkoren i Tabell 2).

Tabell 2. Villkor för klassning av hävdtyp i denna rapport utifrån bedömd hävdstatus i fält.

Hävdtyp	Beskrivning	Villkor
<i>Pågående bete</i>	Pågående bete under säsongen	Hävdstatus <i>Pågående bete</i> vid minst ett tillfälle. (5 objekt 2005-2010 och 2 objekt 2011-2015, som är klassade som <i>Bete</i> har hävdstatus <i>Pågående bete</i> vid första eller andra besöket och <i>Slåtter i år</i> vid tredje besöket.)
<i>Bete osäkert</i>	Bete kan ha förekommit under säsongen, men det är osäkert.	Hävdstatus <i>Bete osäkert</i> eller <i>Inget bete</i> vid alla besök.
<i>Betas ej</i>	Inget bete under säsongen, men ingen igenväxning eller andra tecken på att betet har upphört	Hävdstatus <i>Inget bete</i> vid alla besök. Eller: <i>Inget bete</i> vid minst ett besök och <i>Slåtter ej i år</i> vid övriga besök, dvs osäkra slåttermarker har klassats som betesmarker utan pågående bete.
<i>Pågående slåtter</i>	Pågående slåtter eller tydliga spår av slåtter under säsongen. Putsning efter bete ingår ej.	Ej hävdstatus <i>Pågående bete</i> eller <i>Upphörd hävd</i> vid något besök och <i>Slåtter i år</i> vid minst ett besök.
<i>Slås ej</i>	Sköts med slåtter, men har inte slagits under säsongen	Hävdstatus <i>Slåtter ej i år</i> vid alla besök.
<i>Upphörd hävd</i>	Igenväxning eller annan markanvändning.	Hävdstatus <i>Upphört hävd</i> vid alla besök.

Djurslag

Klassificeringen av djurslag baseras på registrerad förekomst av nötkreatur, får eller hästar vid inventeringstillfället. Endast objekt som klassificerats som *Pågående bete* ingår i analyserna av djurslag. Objekt med denna hävdstatus men utan registrerad förekomst av nötkreatur, får eller hästar klassificeras som *Okänt djurslag*.

Betessäsongens längd

Klassificeringen av betessäsongens längd baseras på antalet inventeringstillfällen där hävdstatus *Pågående bete* har registrerats på objektet. *Pågående bete* anges som den arealmässigt dominerande hävdklassen, vilket innebär att om betesdjur endast förekom i en mindre del av objektet klassificerades det som "*Betas ej*" (Tabell 2). Risken för felbedömning till följd av att inventeraren inte observerar betesdjur inom större objekt bedöms som låg, då transekterna är jämnt fördelade över hela objektet och registreringen sker på transektnivå. Objekt i strata 9–10 i Norra Sverige med enbart humleinventering ingår ej i analyserna för betessäsongens längd.

2.4.5. Data som ingår i sambandsanalyser

Vegetationshöjd och blomrikedom ingick som förklarande variabler i analyserna, där både generaliserade linjära modeller (GLM) och generaliserade additiva mixade modeller (GAMM) användes för att undersöka sambanden med fjärilars och humlors förekomst. Båda variablerna bedöms vid varje insektsinventering inom den inventerade ytan (transekt-längden gånger 4 m för humlor, respektive 10 m för fjärilar). Ett medelvärde för blomrikedom beräknades för varje objekt genom viktning med transektarealen. Inför GLM-modellerna beräknades för varje objekt transformerades värdena med en $\log_{10}(x+1)$ -transformation för att uppfylla antagandet om normalfördelning. Syftet med transformationen var att minska skevhet i fördelningen och säkerställa att modellens residualer uppfyller förutsättningarna för linjära analyser. Den klassade variabeln för vegetationshöjd transformerades till en kontinuerlig variabel på samma sätt som i Milberg m.fl. (2016). Först ersattes varje kategori med ett värde. Kategorin $< 5\text{ cm}$ ersattes med 2,5 cm, 5–15 cm med 10 cm och $> 15\text{ cm}$ med 25 cm. Varje värde multiplicerades med den bedömda andelen för respektive klass och summerades till ett medelvärde för varje transekt. Sedan beräknades ett viktat medelvärde per objekt på samma sätt som för blomrikedom.

Heterogenitet inom ett område kan ge fler förutsättningar för olika arter och på så vis påverka diversiteten. Som ett mått på heterogenitet inkluderades standardavvikelsen inom varje objekt för både blomrikedom och vegetationshöjd i modellerna. Även standardavvikelsen viktades med den inventerade ytan.

Latitud och longitud är koordinaterna (RT90) för polygonens mittpunkt för respektive ängs- och betesobjekt.

Markfuktigheten är baserad på markfuktighetsindexet som ingår i Nationella Marktäckedata (*Markfuktighetsindex_NMD* 2019). Med hjälp av ArcGIS-verktyget 'Zonal Statistics As Table' (*ArcGIS Pro* 2021) har medelvärde och standardavvikelse beräknats på alla 10 m-pixlar i rasterskiktet vars centrumpunkt återfinns inom respektive polygon för ängs- och betesmarkerna.

2.5. Analysmetoder

2.5.1. Tillstånds- och förändringsskattningar

Alla beräkningar har genomförts i statistikprogrammet R (R Core Team 2013). Algoritmer för tillstånds- och förändringsskattningar beskrivs i Eriksson (2011) och Grafström (2016b). För alla skattningar anges 95%-iga konfidensintervall som mått på variation. För att visualisera trender över tid beräknades glidande medelvärden för alla 5-årsperioder. Förändringsskattningar gjordes mellan första, respektive mellersta 5-årsperioden och den senaste. En signifikant ökning eller minskning anses ha skett när förändringsskattningens 95%-iga konfidensintervall inte inkluderar 0. Förändringar beräknades på rutanivå. För beräkning av skattningar och konfidensintervall användes R-paketet *survey* (Lumley 2020).

Skattningar för fjärilars och humlors abundans är baserade på antal observationer per objekt delat med den inventerade arealen (ha). Den inventerade arealen är transektlängden gånger 4 m för humlor, respektive 10 m för fjärilar. Antal observationer för fjärilar är medelvärdet över de tre besöken (se 2.4.2 ovan).

Skattningar för fjärilars och humlors artrikedom är baserade på antal observerade arter per objekt delat med den inventerade arealen, respektive Shannon-index för varje objekt. Skattningar av andelen areal är baserade på den inventerade transektarealen inom respektive arealklass på objektsnivå.

2.5.2. Analyser av samband

Sambandet mellan fjärilars, respektive humlors, abundans och olika variabler har analyserats med hjälp av både *generaliserade linjära modeller* och *generaliserade additiva mixade modeller* (GAMM, Hastie och Tibshirani 1990). Sambandet mellan artrikedom och förklarande variabler har analyserats enbart med GAMM. GAMM analyser har tidigare använts i undersökningen om miljöersättning (Glimskär m.fl. 2017; Berg m.fl. 2019).

Generaliserade modeller tar hänsyn till att den beroende variabeln inte är normalfördelad. Skillnaden mellan *linjära* och *additiva modeller* är att de senare kan visa även mer komplexa, icke-linjära samband. En *mixad modell* inkluderar även *random effects*, dvs faktorer som man inte kan kontrollera eller mäta, men som bidrar till att förklara variationen i den beroende variabeln.

GLM – Abundans

Som beroende variabel i modellen användes abundans, uttryckt som antal individer per hektar för varje objekt (samma variabel som i tillståndsskattningarna). Som förklarande variabler har blomrikedom, vegetationshöjd, blomrikedomens och vegetationshöjdens standardavvikelse (som ett mått på variationen inom objektet), samt blomrikedom av vädd-, tistel- eller klintarter inkluderats och inventeringsvarv som faktor. Initialt inkluderades kvadratiske termer och interaktionstermer mellan förklarande variabler och inventeringsvarv i modellen. Ej signifikanta kvadratiske och interaktionstermer exkluderades en i taget för att komma fram till den slutliga modellen. Modellerna är baserade på data från två inventeringsvarv (2011-2020).

Beräkningarna är gjorda med hjälp av funktionen *svyglm* i R-paketet *survey* (Lumley 2020). Funktionen tar hänsyn till inklusionssannolikheter för objekten och viktningsfaktorer enligt den stratifierade designen.

GAMM – Abundans och artrikedom

Vi har använt metoden *kubic smoothing splines* för de kontinuerliga variablerna (vegetationshöjd, blomrikedom, markfuktighet), som interpolerar en kontinuerlig kurva över hela datasetet. För att minska risken för överanpassning av modellen har vi begränsat antalet noder i interpolationen med 4. År och inventeringsvarv inkluderades som *random effect*. Eftersom abundans (antal individer) och artrikedom (antal olika arter per objekt) är heltal antas en poissonfördelning som familjattribut i modellen. I modeller med diversitetsindex (Shannon index) som beroende variabel används quasipoisson. Den inventerade arealen (transektlängd × 4 m för humlor, respektive 10 m för fjärilar) ingår som vikt i modellen. Alla GAMM-beräkningar utfördes med R-paketet *mgcv* (Wood, 2004, 2022).

Inför modelleringen beräknades Variance Inflation Factor (VIF, t.ex. Zuur m.fl. 2007) för att identifiera multikollinjära samband mellan prediktorvariablerna. Ett urval av 27 prediktorer inkluderades i modellerna baserat på VIF-analysen. Vi använde en VIF-tröskel på 7, vilket är ett vanligt förekommande riktvärde enligt etablerad praxis (s.k. "rule of thumb") för att indikera potentiellt problematisk multikollinearitet utan att vara alltför restriktiv.

3. Resultat och diskussion

3.1. Övergripande sammanställning

3.1.1. Inventerade objekt

Data från mellan 673 och 697 ängs- och betesmarksobjekt ingår i analyserna för den här rapporten (Tabell 3). För inventeringsvarv 2011-2015 är antalet lägre, eftersom regionen Norra Sverige plus 21 objekt i resten av landet inte inventerades 2012 på grund av besparingar (Tabell 4). För inventeringsvarv 2016-2020 är antalet lägre för fjärilar, då två strata i regionen Norra Sverige inte inventerades. Antalet rutor är stickprovsstorleken, som ligger till grund för analyserna.

Tabell 3. Antal objekt och antal rutor som ligger till grund för skattningar per inventeringsvarv, region och summerad för hela landet.

		2006-2010			2011-2015			2016-2020		
	Region	Humlor	Fjärilar	Arealer	Humlor	Fjärilar	Arealer	Humlor	Fjärilar	Arealer
Antal objekt	Götalands slättb.	92	93	93	89	91	91	89	88	89
	Göta. mellanb.	121	129	129	124	124	124	122	122	122
	Götalands skogsb.	169	171	171	160	162	162	173	173	173
	Mellersta Sverige	136	136	136	131	133	133	147	147	147
	Norra Sverige	155	156	156	128	131	131	166	96	166
	Totalt	673	685	685	632	641	641	697	626	697
Antal rutor	Götalands slättb.	49	49	49	47	48	48	49	49	49
	Göta. mellanb.	37	37	37	35	35	35	37	37	37
	Götalands skogsb.	99	99	99	94	95	95	99	99	99
	Mellersta Sverige	119	119	119	113	114	114	119	119	119
	Norra Sverige	334	335	335	254	257	257	335	126	335
	Totalt	638	639	639	543	549	549	639	430	639

3.1.2. Ej inventerade objekt och ej genomförda inventeringar

Den största andelen data som saknas återfinns under inventeringsvarv 2005-2010 (Tabell 4). Detta främst på grund av tekniska problem med dåvarande handdatorapplikation och dataöverföring. Utöver nedskärningen 2012 saknas även vissa data från flera år under inventeringsvarvet 2011-2015 huvudsakligen på grund av ihållande dåligt väder främst i norra delen av landet under flera år. Under inventeringsvarvet 2016-2020 har inga större avvikelser i datasamlingen noterats.

Tabell 4. Andelen objekt, som inte blev inventerade, samt inventeringar som inte blev genomförda uppdelade på inventeringsvarv, orsak och typ av inventering

	Orsak	2005-2010	2011-2015	2016-2020
<i>Ej inventerade objekt</i>	Översvämning/våtmark/vatten	0	1	1
	Oframkomlig vegetation	0	1	0
	Betesdjur (tjurar)	3	0	0
	Förbud	0	0	2
	Nedskärning 2012	-	53	-
	Övrigt	8	0	0
	Totalt	11	55	3
<i>Ej genomförda inventeringar</i>	Betesdjur	7	2	0
	Förbud	0	0	5
	Data saknas/tekniska problem	28	3	0
	Dåligt väder	1	29	1
	Övrigt	0	6	1
	Totalt	36	41	7
<i>Ej genomförda inventeringar per typ av inventering</i>	Fjäril 1	8	13	5
	Fjäril 2	2	8	1
	Fjäril 3	14	11	1
	Humlor	12	9	0
	Totalt	36	41	7

3.2. Hävd och betesdjur

3.2.1. Typ av hävd

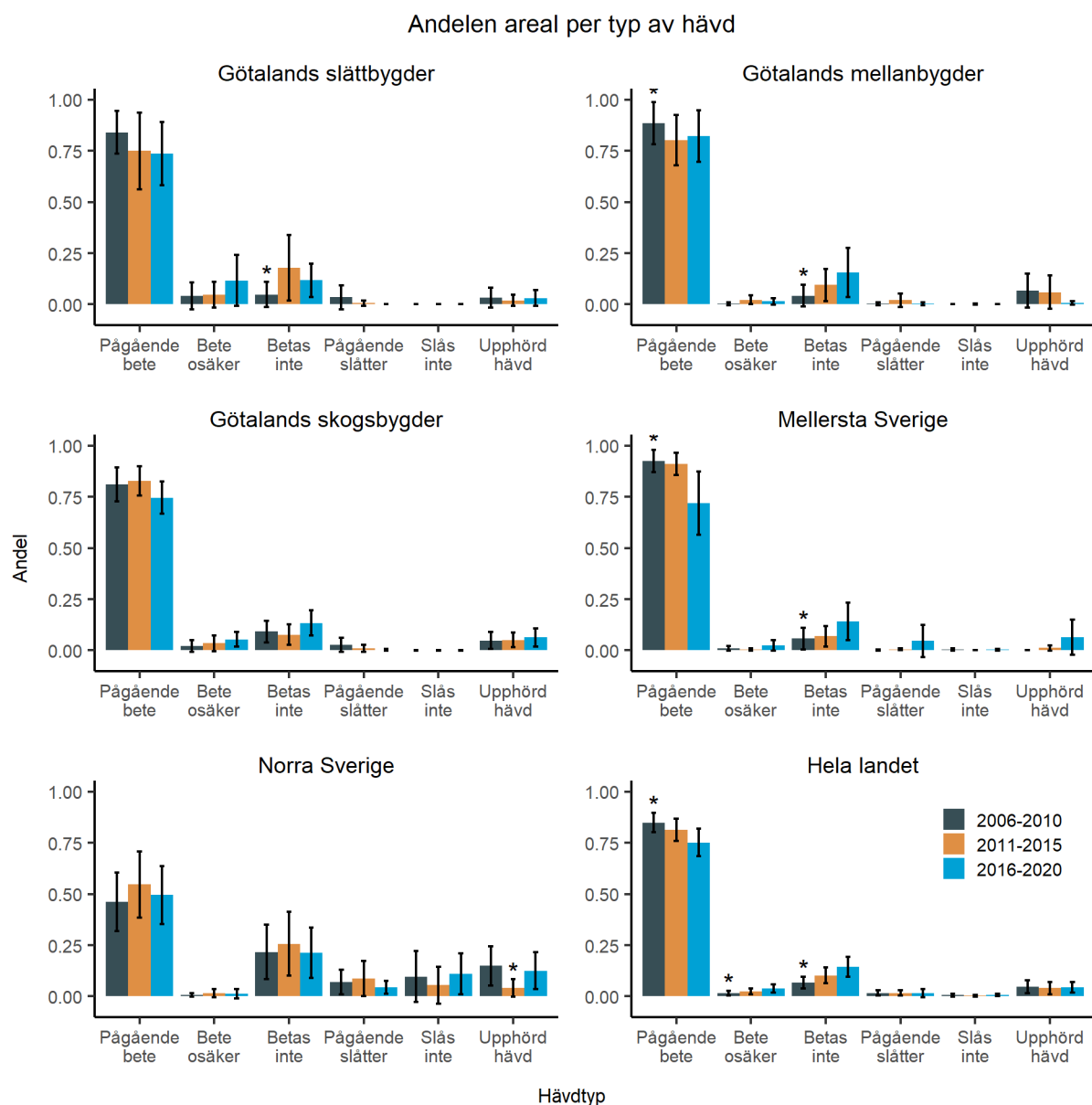
Av den totala arealen av ängs- och betesmarkerna som ingår i TUVAs har 91 till 94 % av den skattade arealen klassats som betesmark över åren. Resterande arealer utgörs av slåttermarker (cirka 2 %) och marker med nedlagd hävd (cirka 5 %). Dessa arealskattningar baserades på klassningar som görs för hela objektet. Skattningarna tar alltså inte hänsyn till om mindre delar av objekten ligger i vatten eller i bebyggd mark.

Andelen av den totala ängs- och betesmarksarealen inom TUVAs som utgörs av betesmarker överstiger 90 % i södra Sverige, medan i norra Sverige varierar denna andel mellan 68 % (2006-2010) och 82 % (2011-2015). På nationell nivå har andelen av den totala arealen av ängs- och betesmarkerna inom TUVAs, med aktivt bete under pågående säsong, minskat signifikant över tid, från 85 % (2006-2010) till 81 % (2011-2015) och vidare till 75 % (2016-2020; Figur 2). Nationellt är minskningen av andelen areal med aktivt bete under säsongen signifikant mellan det första och tredje inventeringsvarvet, medan andelen betesmark utan pågående bete har ökat under samma period. Trenden är minskande för alla regioner i södra delen av landet, även om minskningen mellan första och tredje inventeringsvarv enbart är signifikant för Götalands mellanbygder och Mellersta Sverige. I Norra Sverige ligger andelen marker med pågående bete lägre än i övriga regioner, kring 50 % för hela undersökningsperioden.

Andelen av den totala ängs- och betesmarksarealen inom TUVAs som sköts med slåtter är mycket låg i södra delen av landet (Figur 2). I Norra Sverige ligger den skattade andelen kring

15 %. Osäkerheten är dock väldigt hög och en stor del av slåttermarkerna visade inga tecken på slåtter under pågående säsong vid tidpunkterna för inventeringsbesöken. Eftersom andelen slåttermarker i stickprovet är så litet går det inte att göra fördjupade analyser på enbart dessa marker.

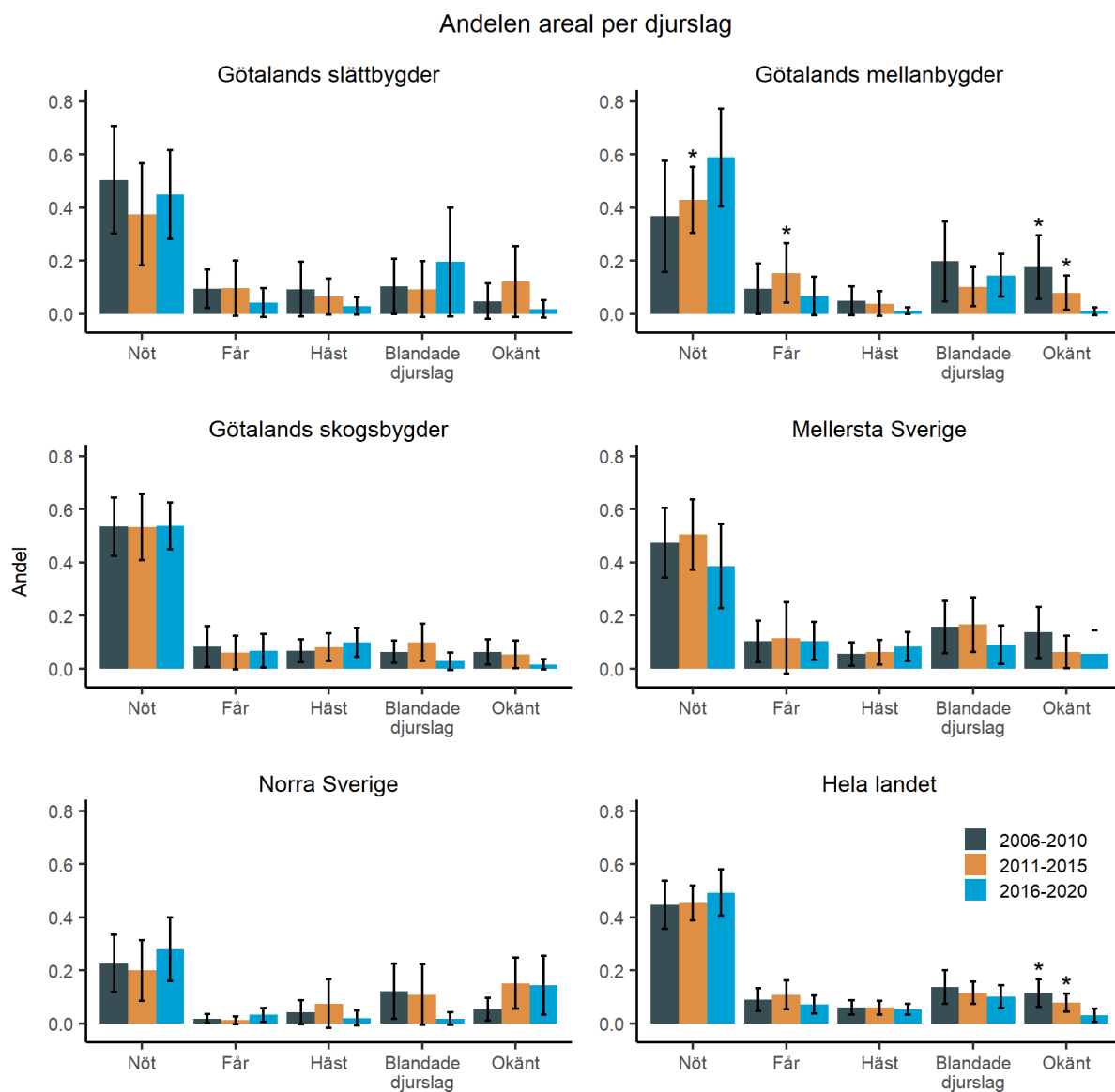
Andelen marker där hävden har bedömts ha upphört ligger mellan 3 och 6 % över tiden. Det finns viss regional variation i andelen areal med upphörd hävd (Figur 2). Felstaplarna är dock höga och inga statistiska jämförelserna mellan regioner har genomförts. Stickprovet är för litet för att kunna uttala sig om markerna med upphörd hävd skiljer sig från övriga marker i exempelvis storlek. I regel är det relativt små marker, som ligger långt från brukningscentrum och har lägre värden, som lantbrukarna först lämnar och därmed slutar söka miljöersättningar för (Wallander m.fl. 2019).



Figur 2. Andelen av den totala arealen av ängs- och betesmarkerna som ingår i TUVAs klassats i hävdtyper under tre 5-årsperioder för fem regioner och hela Sverige. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant skillnad mellan första (2006-2010), respektive andra (2011-2015) och tredje 5-årsperiod (2016-2020).

3.2.2. Djurslag

Ungefär hälften av den totala ängs- och betesmarksarealen inom TUVAs betas av nötdjur (Figur 3). I Norra Sverige, där den totala andelen som betas är lägre än i södra delen av landet, är det ungefär en fjärdedel som betas av nötdjur. I Götalands mellanbygder har andelen som betas av nötdjur ökat mellan andra och tredje inventeringsvarv, medan andelen som betas av får har minskat. I övrigt finns det inga tydliga regionala skillnader eller trender för förändring över tid.

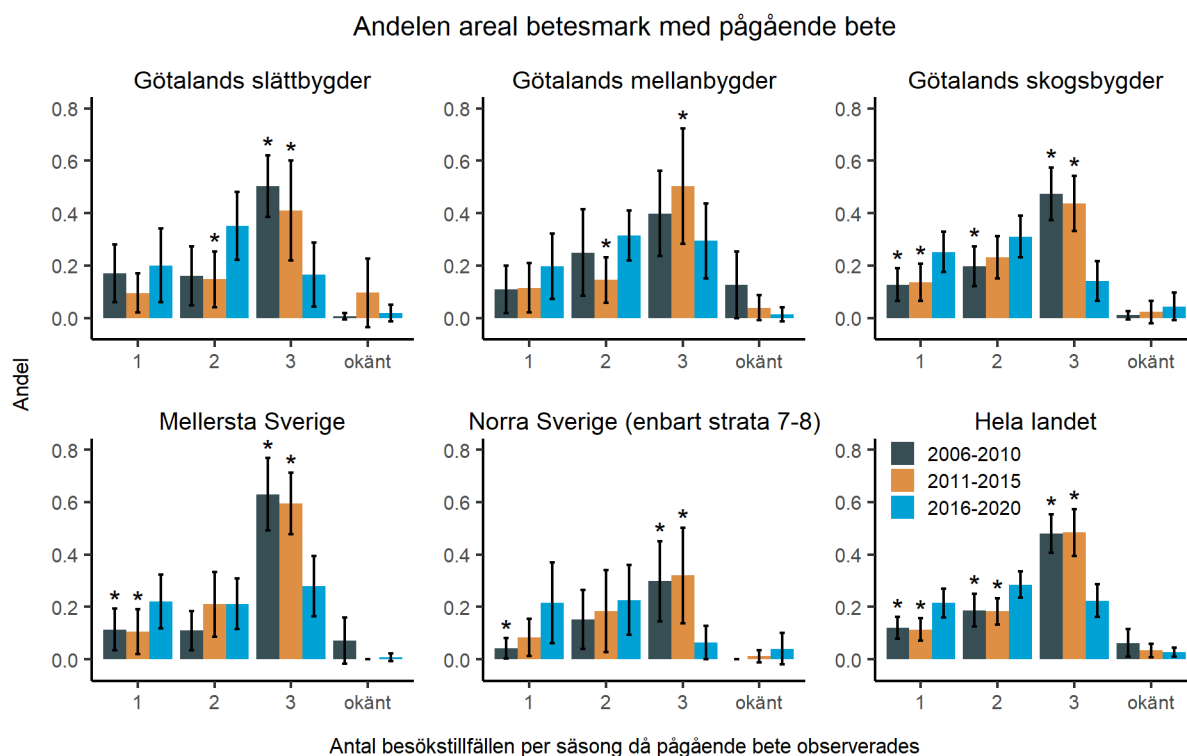


Figur 3. Andelen av den totala arealen av ängs- och betesmarkerna som ingår i TUVAs betas av olika djurslag under tre 5-årsperioder för fem regioner och hela Sverige. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant skillnad mellan första (2006-2010), respektive andra (2011-2015) och tredje 5-årsperiod (2016-2020).

Blandade djurslag – olika djurslag har registrerats vid olika besöksstillfällen. **Okänt** – objektet har klassats som 'pågående bete', men inget djurslag har registrerats.

3.2.3. Betessäsongens längd

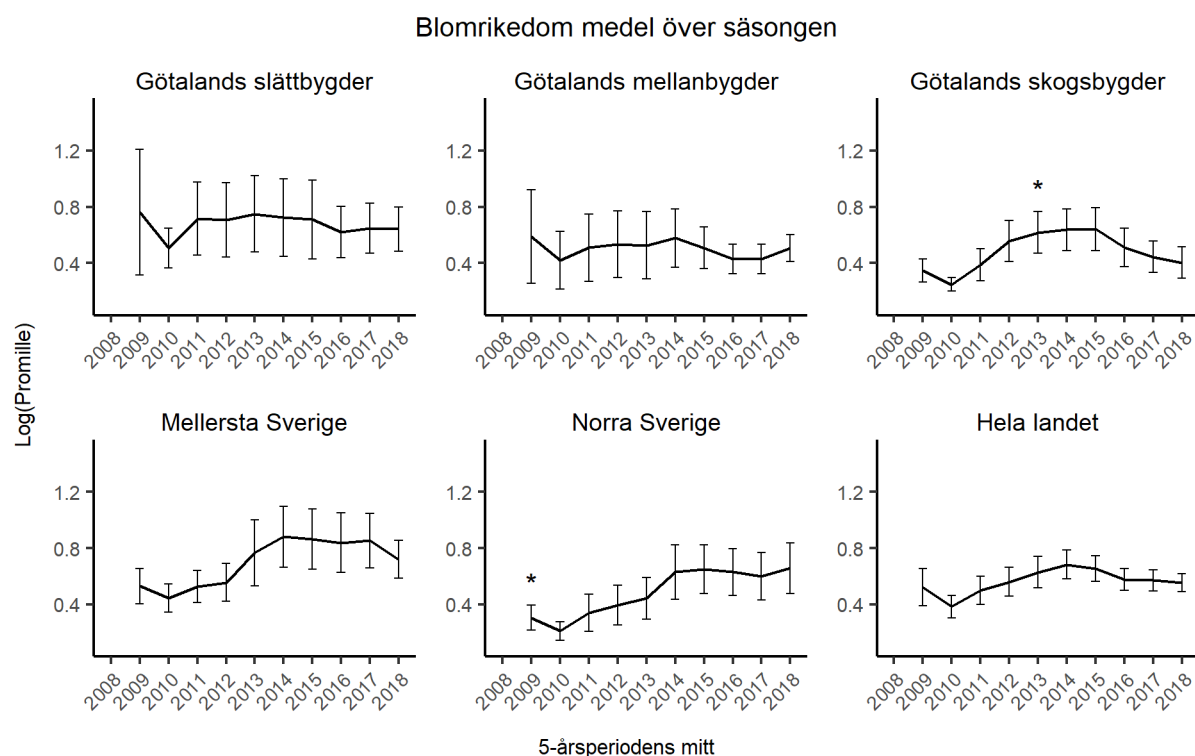
Eftersom de flesta av objekten inventeras vid tre tillfällen under säsongen så går det att använda detta som en indikator över hur lång betessäsongen är. På nationell nivå har andelen areal som betades vid alla tre besökstillfällen minskat vid en jämförelse mellan perioderna 2006-2010 och 2011-2015 med perioden 2016-2020. Samtidigt har andelen areal som betades vid ett, respektive två tillfällen ökat (Figur 4). Under perioden 2006-2015 betades ungefär hälften av arealen vid alla tre inventeringsbesök, medan denna andel minskade till cirka 20 % under 2016–2020. Minskningen är tydlig i samtliga regioner. I Norra Sverige exkluderades strata 9 och 10 från analysen, eftersom objekten där, sedan 2016, enbart besöks en gång per säsong. Under perioden 2006-2015 bedömdes hävdstatus enbart på objektnivå. Areal-skattningar baserade på bedömningar av hela objekt blir dock osäkrare, eftersom det kan finnas olika typer av hävd inom samma objekt. Från och med 2016 bedömdes hävdstatus även på transektnivå. För att undersöka om den tydliga skillnaden mellan de två första femårsperioderna och den sista kan bero på metodikförändringen genomfördes årsvisa skattningar av andelen areal med pågående bete vid alla tre besökstillfällen (Figur 34, bilaga 4). Resultaten visar en relativt stor mellanårsvariation. Det går därför inte att utesluta att åtminstone en del av förändringen är en effekt av metodikändringen 2016. Framöver kan skattningar baserade på bedömningar per transekt ge mer tillförlitliga skattningar med lägre varians.



Figur 4. Andelen av den totala arealen av ängs- och betesmarkerna som ingår i TUVAs som betas vid ett, två eller alla tre besökstillfällen per säsong under tre 5-årsperioder för fem regioner och hela Sverige. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant skillnad mellan första (2006-2010), respektive andra (2011-2015) och tredje 5-årsperiod (2016-2020). 1 – objektet betas enbart vid besök 1, 2 eller 3. 2 – objektet betas vid två av besöken. 3 – objektet betas vid alla tre besök. **okänt** – data saknas för minst ett av besöken.

3.2.4. Blomrikiedom

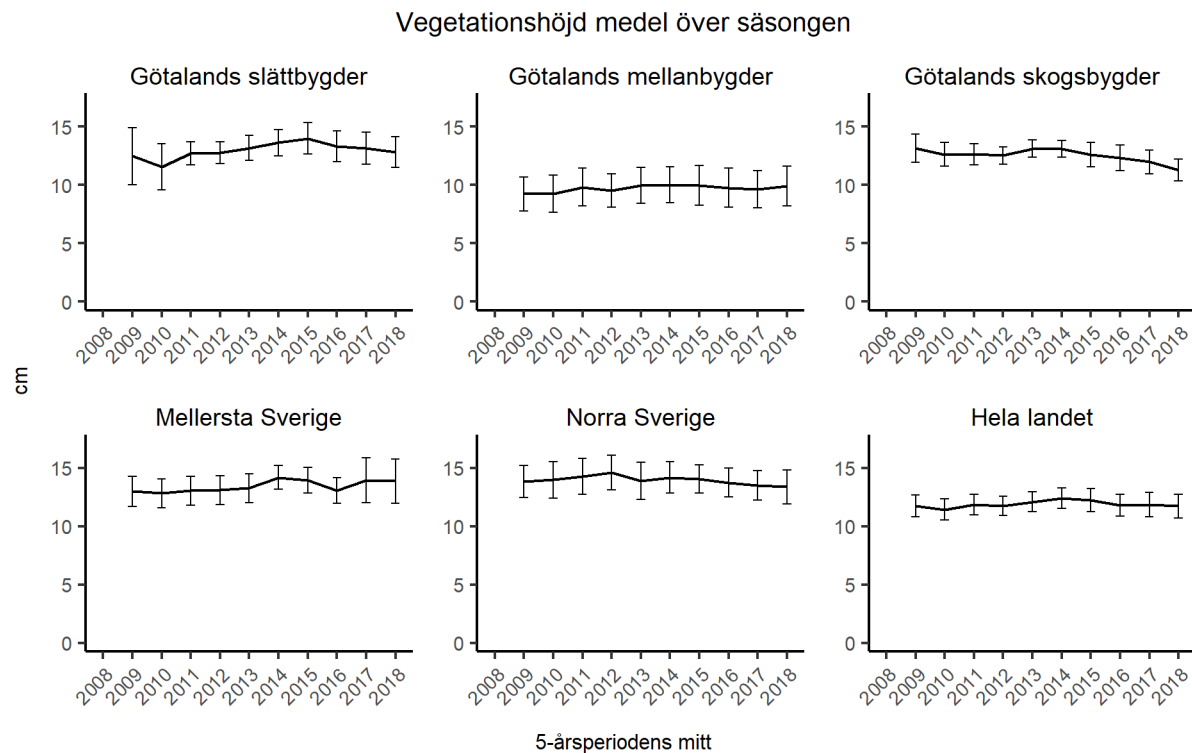
Säsongsmedelvärdet av blomrikiedom (täckning av nektarbärande blommor i promille) varierar både över tid och mellan regioner (Figur 5). Blomrikiedom är en viktig variabel för att förklara abundansen av pollinerande insekter. Samtidigt är den inte helt lätt att bedöma i fält. Variationen är stor eftersom antalet blommor kan ändras fort inom samma objekt beroende på väderförhållanden och hävd. Trots det går det se en signifikant ökande trend i Norra Sverige. I Götalands skogsbygder finns en period med ökad blomrikiedom i mitten av inventeringsperioden.



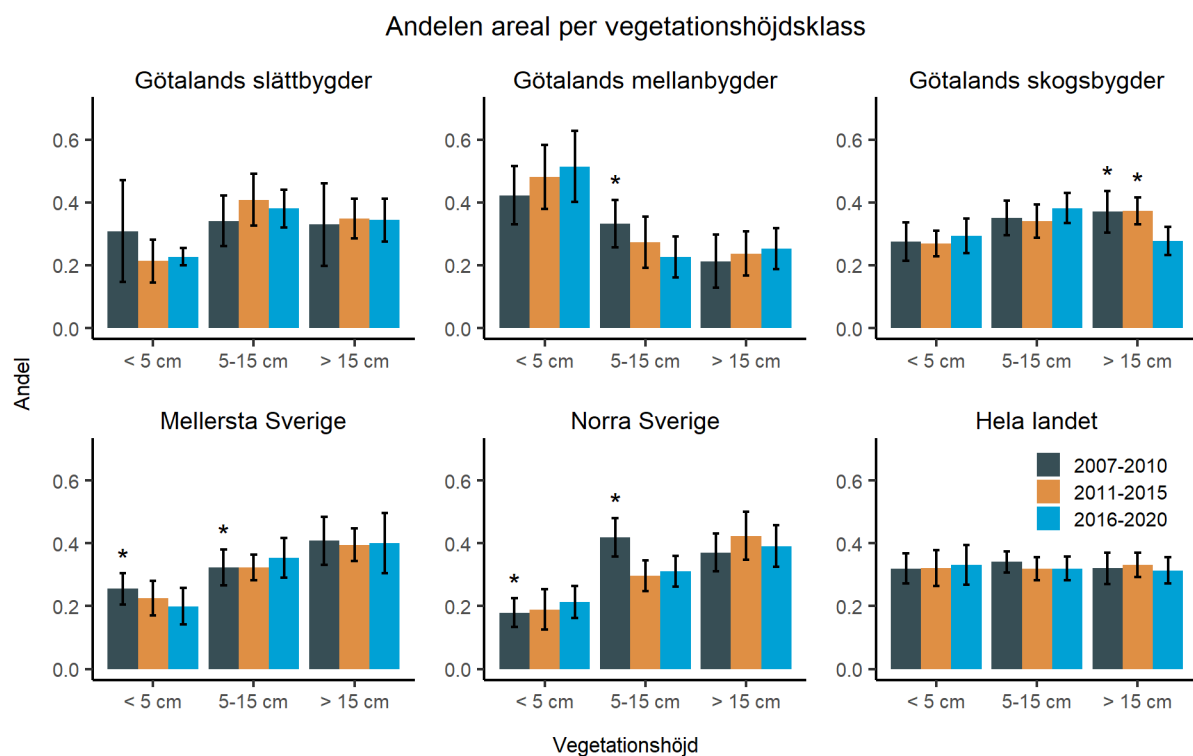
Figur 5. Blomrikiedom i promille (log-transformerad före skattning): Glidande 5-årsmedelvärden över för fem regioner och hela Sverige. Årtalen representerar mitten för varje 5-årsperiod. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant ändring mellan första (mitt 2009), respektive andra (mitt 2013) och tredje 5-årsperiod (mitt 2018). Skattningarna är medelvärden över hela säsongen från tre inventeringsbesök.

3.2.5. Vegetationshöjd

Säsongsmedelvärden för vegetationshöjden är relativt konstant över tiden och även relativt samstämmig mellan regionerna (Figur 6). Skattningar av andelen areal som har bedömts tillhöra en viss höjdklass visar regionala trender, medan skattningen för hela landet är jämn både jämfört mellan andelar och mellan inventeringsvarven (Figur 7). I Götalands mellanbygder har andelen mellanlägg vegetation minskat. I Götalands skogsbygder har andelen låg vegetation minskat. I mellersta Sverige har andelen låg vegetation minskat och andelen mellanlägg vegetation ökat. I Norra Sverige är trenden den motsatta, andelen kort vegetation har ökat och andelen mellanlägg vegetation har minskat. Inga statistiska tester som jämför regioner har genomförts, men Götalands mellanbygder utmärker sig som regionen med högst andel kort vegetation. Den korta vegetationen är dock sannolikt inte enbart resultatet av hög hävdintensitet utan speglar även den höga andelen av naturtyper med tunn jordmån. Norra Sverige är regionen med lägst andel kort vegetation. Det stämmer väl överens med att denna region även är den med lägst andel betade marker (Figur 2).



Figur 6. Vegetationshöjd: Glidande 5-årsmedelvärden över för 5 regioner och hela Sverige. Årtalen representerar mitten för varje 5-årsperiod. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant ändring mellan första (mitt 2009), respektive andra (mitt 2013) och tredje 5-årsperiod (mitt 2018). Skattningarna är medelvärden över hela säsongen från tre inventeringsbesök.



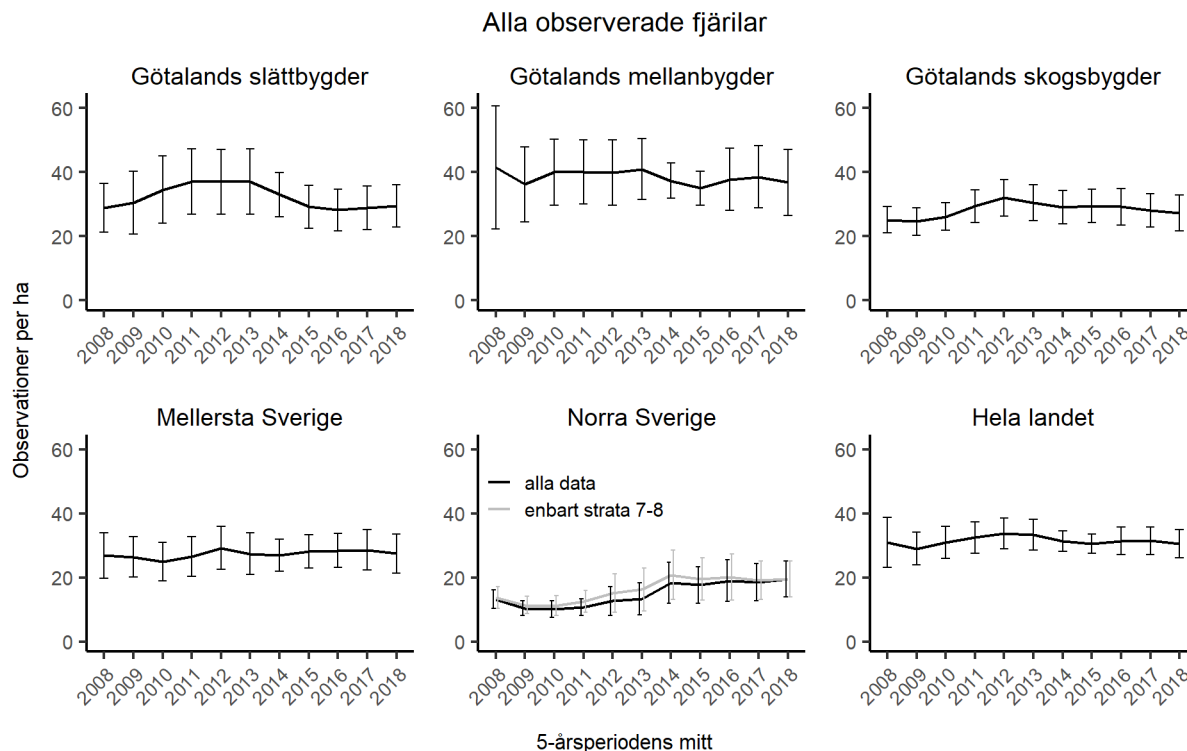
Figur 7. Andelen av den totala arealen av ängs- och betesmarkerna som ingår i TUVAs som täcks av vegetation med olika höjdsklasser under en 4-årsperiod och två 5-årsperioder för de fem regioner och hela Sverige. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant ändring mellan första (2007-2010), respektive andra (2011-2015) och tredje 5-årsperiod (2016-2020).

3.3. Fjärilar

3.3.1. Övergripande mönster

Totalt observerades 98 fjärilsarter under inventeringsperioden. 91 arter observerades totalt under åren 2006-2010. Under åren 2011-2015, respektive 2016-2020 observerades 87 arter. Förändringsskattningarna visar att elva av de observerade fjärilsarterna fördelade över flera taxonomiska grupper uppvisar en signifikant ökning i abundans (antal observationer per ha) i de ängs- och betesmarker som ingår i TUVÅ. Endast tre arter visar en signifikant minskning i abundans. Det är dock viktigt att beakta att stickprovet i inventeringen är relativt glest, vilket begränsar möjligheten att upptäcka trender för de mest ovanliga arterna eftersom variationen i observationer mellan lokaler och år ofta är hög för dessa arter.

Det totala antalet påträffade fjärilar per hektar har över 15 års perioden varit relativt konstant både på regional och på nationell nivå (Figur 8). I Götalands slättbygder ökade antalet fjärilar per hektar mellan första och andra 5-årsperioden (Hägglund m.fl. 2017). Antalet har sjunkit sedan dess och det fanns inga signifikanta skillnader mellan 2006-2010 eller 2011-2015 och 2016-2020. I Götalands mellanbygder är variationen och därmed skattningarnas osäkerhet högre än i övriga landet. Det kan dels bero på ett lägre stickprov än i andra regioner, men tyder också på en hög variation mellan olika objekt. I regionen Norra Sverige kan man se en ökande trend som ej är statistiskt säkerställd, eftersom även osäkerheten för skattningen ökar. Sedan 2016 inventeras fjärilar inte i hela regionen. Skattningar baserade på enbart strata 7-8 för 5-årsperioderna före 2016 har inkluderats för jämförelse (Figur 8).



Figur 8. Antal observationer av alla fjärilsarter i de ängs- och betesmarker som ingår i TUVÅ: Glidande 5-årsmedelvärden över antal/ha för fem regioner och hela Sverige. Årtalen representerar mitten för varje 5-årsperiod. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant ändring mellan första (mitt 2008), respektive andra (mitt 2013) och tredje 5-årsperiod (mitt 2018).

3.3.2. Funktionella grupper

Ur ett ekologiskt perspektiv är det intressant att kategorisera arter i funktionella grupper baserade på gemensamma egenskaper som habitatpreferenser eller livscykel. För fjärilsarterna i denna studie har vi inkluderat flygtid och värdväxtgrupp som klassificeringsvariabel (Tabell 10, bilaga 1).

Analyserna visar att de fjärilar som föredrar träd eller buskar generellt visar en mycket låg abundans i de ängs- och betesmarker som ingår i TUVA (Figur 9a). Det finns dock en liten men statistiskt signifikant ökning på nationell nivå samt i samtliga regioner utom mellersta och norra Sverige. Trenden i abundans av arter som föredrar gräs och halvgräs påverkas i hög grad av den höga abundansen av luktgräsfjäril under vissa år i Götalands slättbygder och skogsbygder (Figur 11). Fjärilar knutna till örter och ris visar däremot på en relativt jämn abundans, både mellan regioner och över tid.

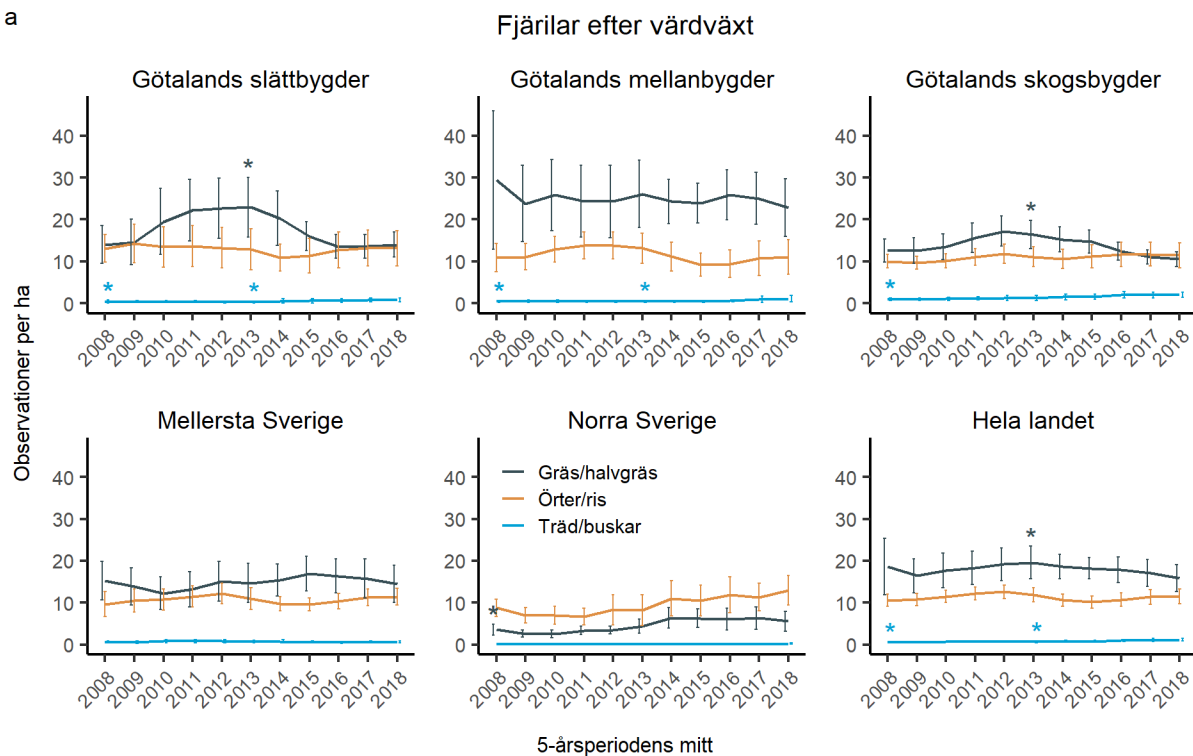
När det gäller flygtid är de tidiga arterna de mest sällsynta, men en svag signifikant ökning observeras i samtliga regioner utom i norra Sverige (Figur 9b). För sent flygande arter påverkas trenden, i Götalands slättbygder och skogsbygder, främst av luktgräsfjärilens stora variation mellan åren (Figur 11). För arter som flyger under hela säsongen kan inga tydliga trender påvisas. Det är svårt att dra generella slutsatser utifrån resultaten så här långt, eftersom enstaka arter dominerar flera av trenderna. Ett alternativ skulle kunna vara att analysera trenden för andelen areal där arter med specifika karaktärer eller typiska gräsmarksarter förekommer.

3.3.3. Miljöindikatorer

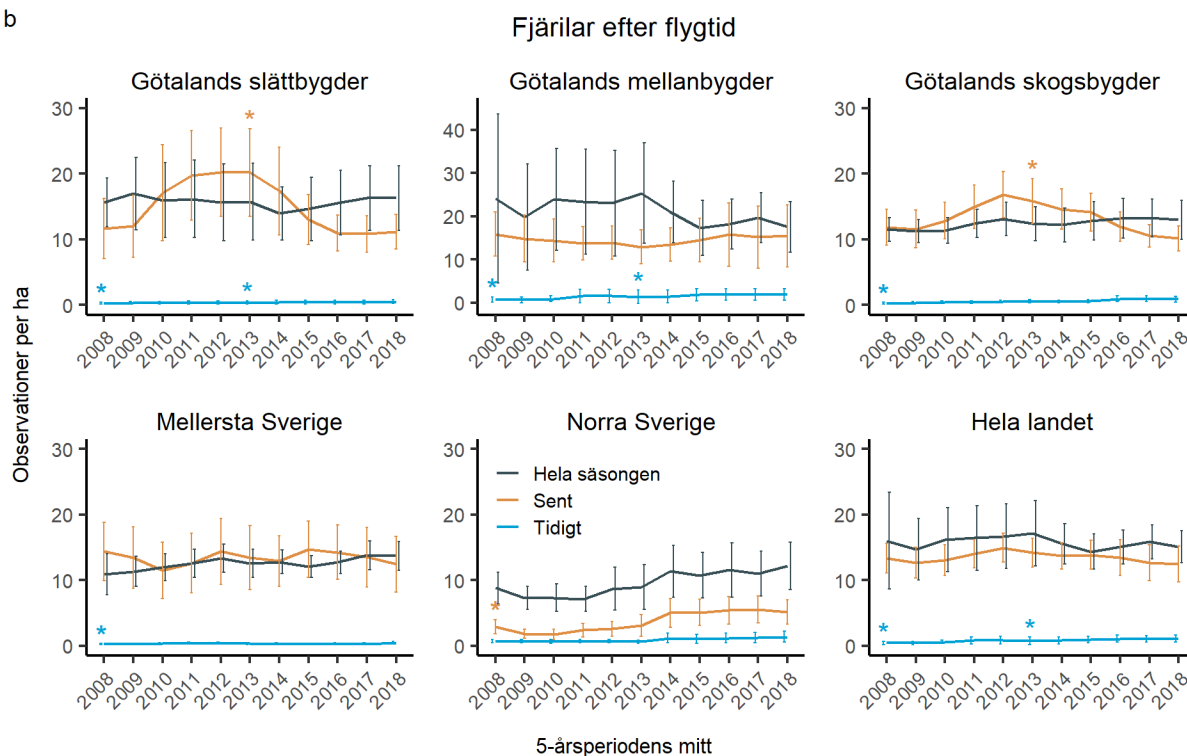
Miljöindikatorn för allmänna fjärilsarter inkluderar de 20 vanligast rapporterade arterna inom Svensk dagfjärilsövervakning (Pettersson m.fl. 2019, Tabell 10, bilaga 1). Analysen av denna indikator, genomförd på nationell nivå, visar att det totala antalet observationer per hektar för dessa arter har varit relativt stabil i de ängs- och betesmarker som ingår i TUVA (Figur 10a). En signifikant ökning observerades mellan perioderna 2006-2010 och 2011-2015 (Hägglund m.fl. 2017), men skattningarna i Figur 10a visar en efterföljande minskning under perioden 2016-2020. Detta mönster överensstämmer med miljöindikatorindexet för observationer inom Svensk Dagfjärilsövervakning som inte heller visar några nämnvärda förändringar mellan 2010 och 2018 (Pettersson m.fl. 2019).

Tolv svenska arter (Tabell 10, bilaga 1) ingår i den *Europeiska miljöindikatorn för gräsmarksfjärilar* (Van Swaay m.fl. 2019). Analysen av denna indikator, genomförd på nationell nivå, visar att det totala antalet observationer per hektar för dessa gräsmarksarter inte visar på några statistiskt säkerställda förändringar över tid i de ängs- och betesmarker som ingår i TUVA (Figur 10b). Abundansen har förblivit konstant låg i Götalands slätt- och skogsbygder samt i Mellersta Sverige. I Götalands mellanbygder är variationen däremot hög, vilket kan förklaras av att slåttergräsfjäril, vars abundans varierar mellan åren i detta område, ingår i gruppen (Figur 11). Dessa resultat överensstämmer delvis med beräkningar från Svensk Dagfjärilsövervakning, som dock noterade en svag minskning under samma period (Pettersson m.fl. 2019).

a



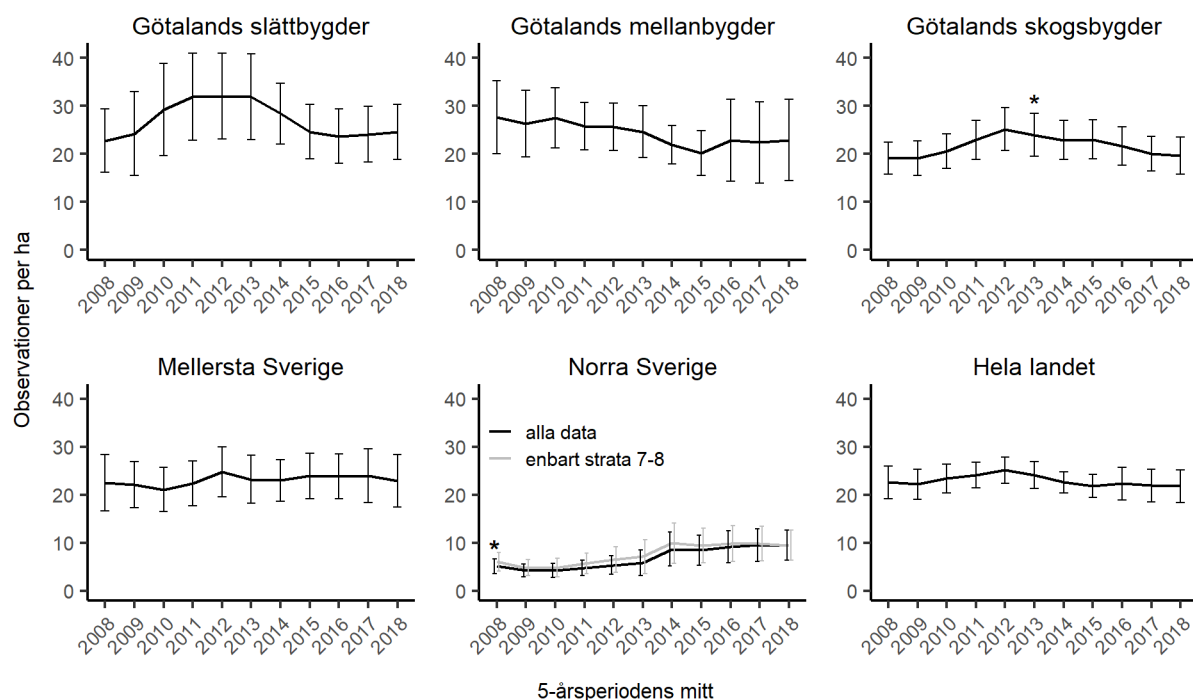
b



Figur 9. Antal observationer av alla fjärilsarter i de ängs- och betesmarker som ingår i TUVAs fördelat på funktionella grupper värdväxt (a) och flygtid (b): Glidande 5-årsmedelvärden över antal fjärilar/ha för fem regioner och hela Sverige. Årtalen representerar mitten för varje 5-årsperiod. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant ändring mellan första (mitten 2008), respektive andra (mitten 2013) och tredje 5-årsperiod (mitten 2018).

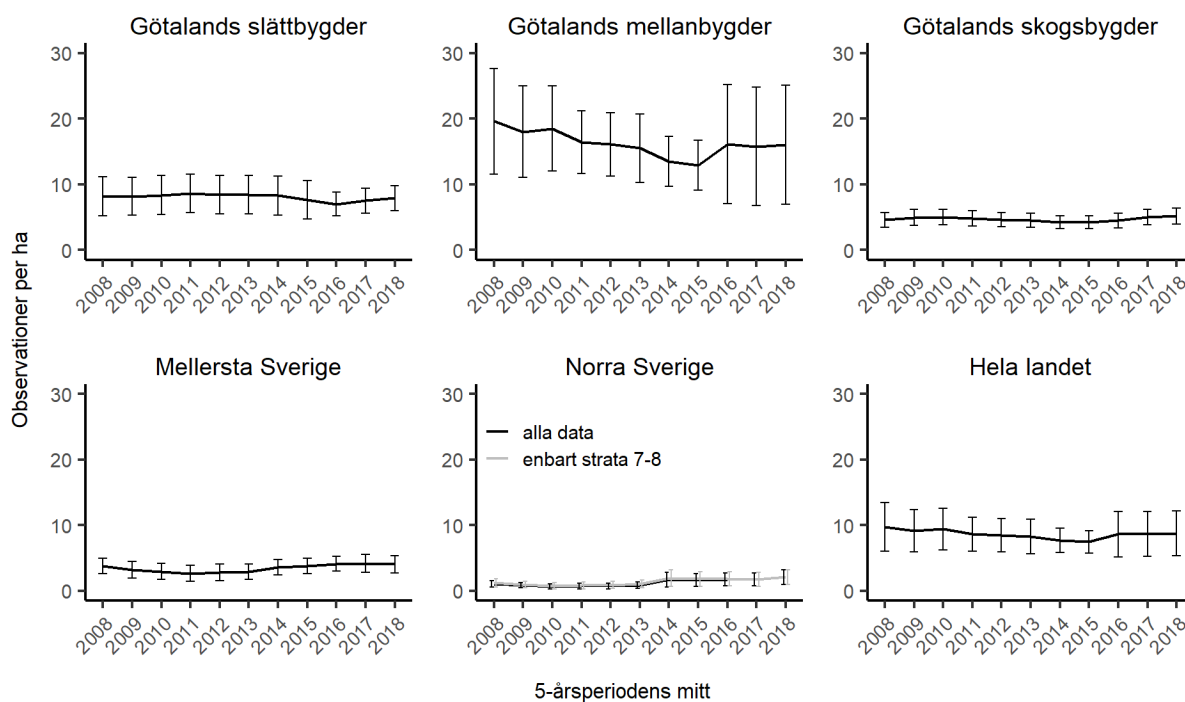
a

Miljöindikator Allmänna fjärilsarter



b

Europeisk miljöindikator för gräsmarksfjärilar



Figur 10. Antal observationer av de arter som ingår i miljöindikatorerna för allmänna fjärilsarter (a) och gräsmarksfjärilar (b) i de ängs- och betesmarker som ingår i TUVÅ. Glidande 5-årsmedelvärden över antal fjärilar/ha för fem regioner och hela Sverige. Årtalen representerar mitten för varje 5-årsperiod. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant ändring mellan första (mitt 2008), respektive andra (mitt 2013) och tredje 5-årsperiod (mitt 2018).

3.3.4. Enskilda arter

Vid analys av enskilda arter uppvisar de en dynamik i abundans både över tid och mellan regioner (Figur 12). Flera arter har en period med ökad variation under ett eller några få år, t.ex. slåttergräsfjäril, sandgräsfjäril och kamgräsfjäril (Figur 25, bilaga 2), puktörneblåvinge, ljungblåvinge/hedblåvinge och mindre blåvinge (Figur 26, bilaga 2) samt tistelfjäril och nässelfjäril (Figur 28, bilaga 2).

Inom vissa taxonomiska grupper identifieras dock tydliga trender i abundans för enskilda arter trots att abundansen (antalet individer per hektar) är relativt låg (bilaga 2). Bland pärlemorfjärilarna observeras en signifikant ökande abundanstrend för tre arter ängspärlemorfjäril, silverstreckad pärlemorfjäril och storfläckig pärlemorfjäril, medan abundansen av brunfläckig pärlemorfjäril och skogspärlemorfjäril har minskat på nationell nivå. De två sistnämnda är främst skogsarter (Figur 27. Pärlemorfjärilar: Glidande 5-årsmedelvärden över antal fjärilar/ha för fem regioner och hela Sverige. Årtalen representerar mitten för varje 5-årsperiod. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant ändring mellan första (mitt 2008), respektive andra (mitt 2013) och tredje 5-årsperiod (mitt 2018)., bilaga 2).

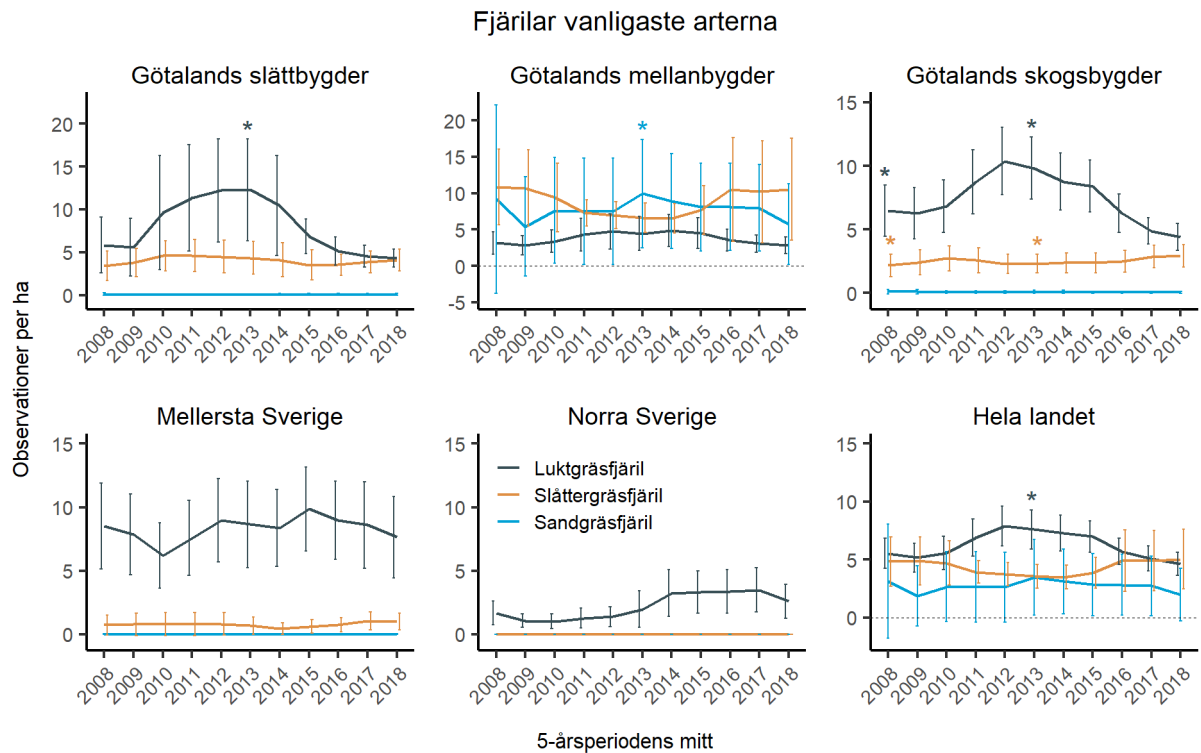
Även inom blåvingarna finns arter med signifikanta skillnader i abundans över tid (Figur 26, bilaga 2). Två arter som främst förekommer i andra miljöer än typiska ängs- och betesmarker, tostblåvinge och brun blåvinge, har ökat i abundans på nationell nivå. Puktörneblåvinge visar en signifikant minskning, trots en stor variation mellan lokaler vilket indikeras av stora konfidensintervall. Under senare år har extrema förekomster av vissa arter uteblivit vilket bidrar till ett sänkt medelvärde.

Bland gräsfjärilarna observeras en signifikant ökande abundanstrend för två arter, berggräsfjäril och kvickgräsfjäril (Figur 25, bilaga 2). Kvickgräsfjäril är i huvudsak knuten till mer träd- och buskklädda marker, vilket även delvis gäller för berggräsfjäril. Det är dock osäkert om ökningen främst beror på igenväxning eller mer komplexa faktorer. De tre vanligaste gräsfjärilsarterna, luktgräsfjäril, slåttergräsfjäril och sandgräsfjäril, är även de vanligaste arterna, på nationell nivå, i ängs- och betesmarker som ingår i TUVÅ (Figur 11). På regional nivå är det enbart Götalands mellanbygder som har nämnvärda förekomster av sandgräsfjäril. Luktgräsfjäril, som är minst vanlig bland de tre i Götalands mellanbygder är vanligast i övriga regioner.

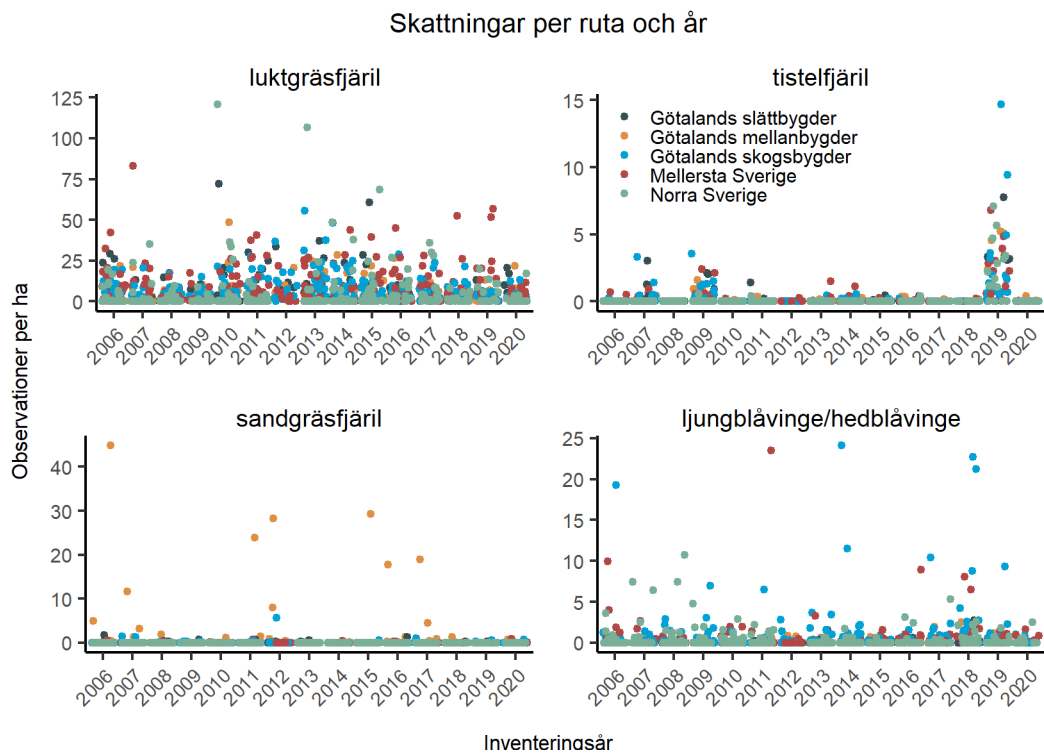
Bland de övriga vanligt förekommande fjärilsarterna observerades en signifikant ökande trend i abundans för rovfjäril, citronfjäril, påfågelläga och tistelfjäril (Figur 28, bilaga 2).

Vissa arter uppvisar dock en högre osäkerhet i skattningarna under specifika perioder (Figur 12). Exempelvis har luktgräsfjärilen och sandgräsfjärilen i Götalands slättbygder stora konfidensintervall (Figur 12). Om en ökad skattad abundans, av en viss fjärilsart, sammanfaller med högre konfidensintervall tyder det på ökad årlig variation. Detta beror ofta på att enstaka år med höga individantal påverkar medelvärdet, vilket indikerar att variationen främst drivs av ett fåtal lokaler med hög abundans, snarare än en generell ökning i hela området. Luktgräsfjärilen har de högsta extremförekomsterna i Norra Sverige, Mellersta Sverige och Götalands skogsbygder (Figur 12). Konfidensintervallerna är trots hög variation mindre i Norra Sverige än övriga regioner, vilket beror på att stickprovstorleken är större i Norra Sverige

(Tabell 3). Sandgräsfjäril som enbart förekommer i sydligaste Sverige, har uppvisat några extremt höga förekomster under vissa år i Götalands mellanbygder (Figur 12), vilket syns tydligt även på konfidensintervallen för skattningarna i den regionen (Figur 11). Eftersom skattningarna är beräknade över femårsperioder så visar de medelvärden över både år med lägre och högre abundans. Konfidensintervallen blir högre om det är stor variation mellan år eller mellan lokaler. Ett exempel är den i Sverige ej bofasta tistelfjärilen, som vissa år migrerar in i Sverige i stora antal och andra år knappt förekommer alls, 2019 var ett riktigt toppår för arten (Figur 12, Figur 28, bilaga 2).



Figur 11. Vanligaste fjärilsarter: Glidande 5-årsmedelvärden över antal /ha för fem regioner och hela Sverige. Årtalen representerar mitten för varje 5-årsperiod. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant ändring mellan första (mitt 2008), respektive andra (mitt 2013) och tredje 5-årsperiod (mitt 2018).



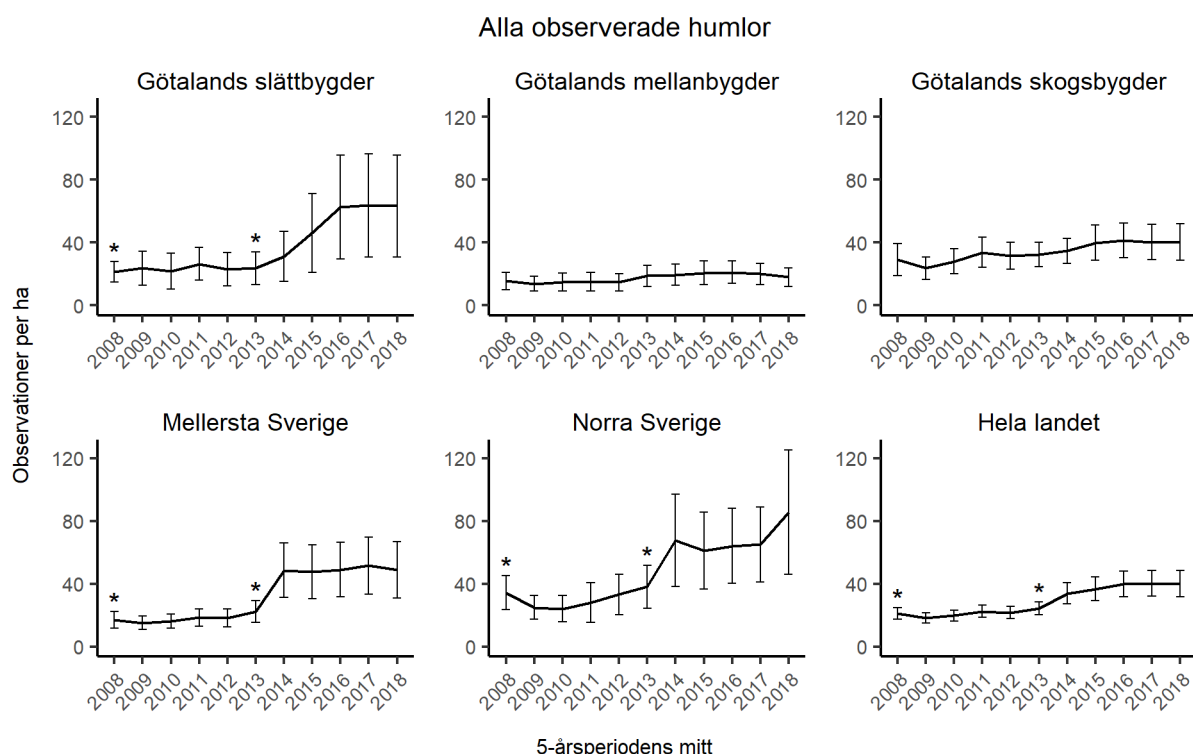
Figur 12. Skattningar av antal fjärilar per ha på rutanivå för 4 exempelarter för att illustrera variationen i antal observationer mellan år och regioner. Färgerna symboliserar de 5 regionerna. Observera att delfigurerna har olika skalor på x-axeln.

3.4. Humlor

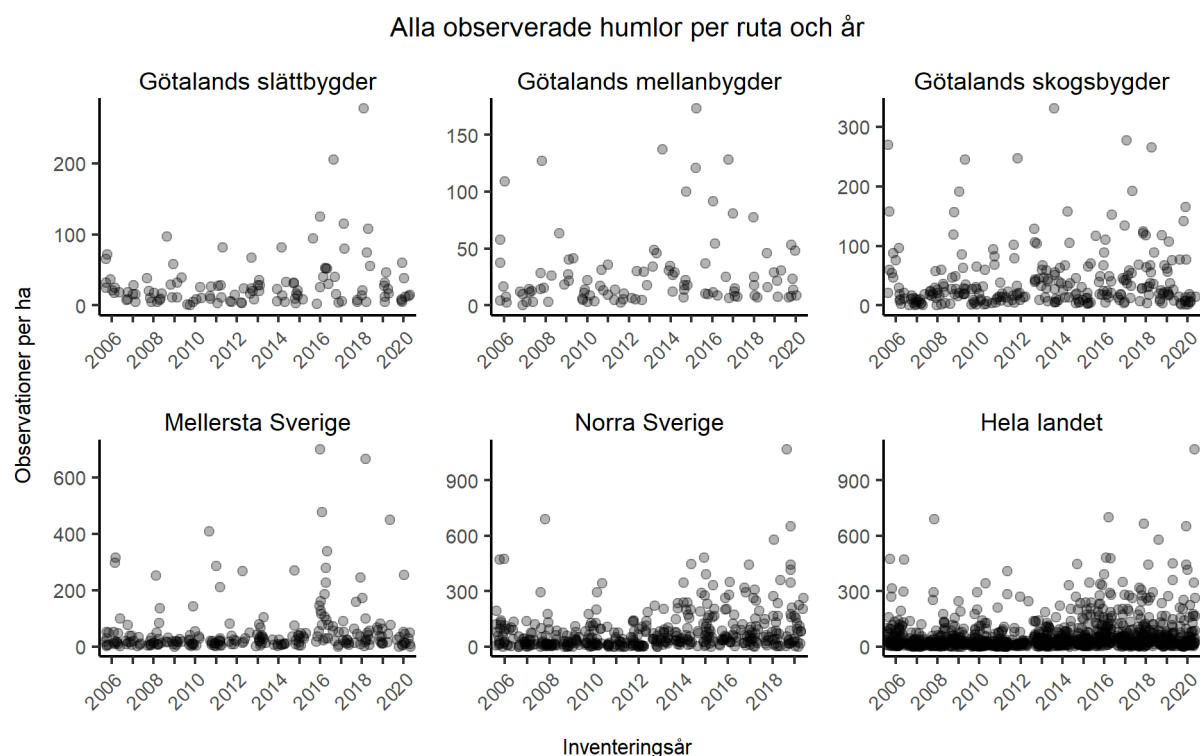
3.4.1. Övergripande mönster för abundans

Under inventeringsperioden registrerades total 33 humlearter. Av dessa observerades alla 33 arter under perioden 2006-2010, medan 32 arter noterades 2011-2015 och 31 arter 2016-2020. Förändringsskattningar på nationell nivå visar att 11 arter uppvisar en signifikant ökning i abundans (antal observationer per ha) i de ängs- och betesmarker som ingår i TUVA. Av dessa är sju sociala humlearter, samtliga korttungade generalister, och fyra är snylthumlor. Däremot uppvisade ingen av de observerade humlearterna någon signifikant minskning under perioden.

Likasa har det totala antalet observerade humlor ökat markant under den senaste 10-årsperioden i Götalands slättbygder, Mellersta Sverige och Norra Sverige (Figur 13). Samtidigt har konfidensintervallen för skattningarna ökat, vilket indikerar att variationen mellan objekt har ökat. Denna variation kan troligen förklaras med att det blivit vanligare med höga individantal i vissa objekt (Figur 14), snarare än en jämn ökning i hela regionen. I kontrast till detta uppvisar Götalands mellanbygder och Götalands skogsbygder inga motsvarande signifikanta trender. Eftersom varken skattningen av antal observerade humlor eller variationen mellan objekt har förändrats nämnvärt under de senaste 15 åren (Figur 13 & Figur 14).



Figur 13. Antal humleobservationer för alla arter: Glidande 5-årsmedelvärden över antal/ha för fem regioner och hela Sverige. Årtalen representerar mitten för varje 5-årsperiod. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant ändring mellan första (mitt 2008), respektive andra (mitt 2013) och tredje 5-årsperiod (mitt 2018).



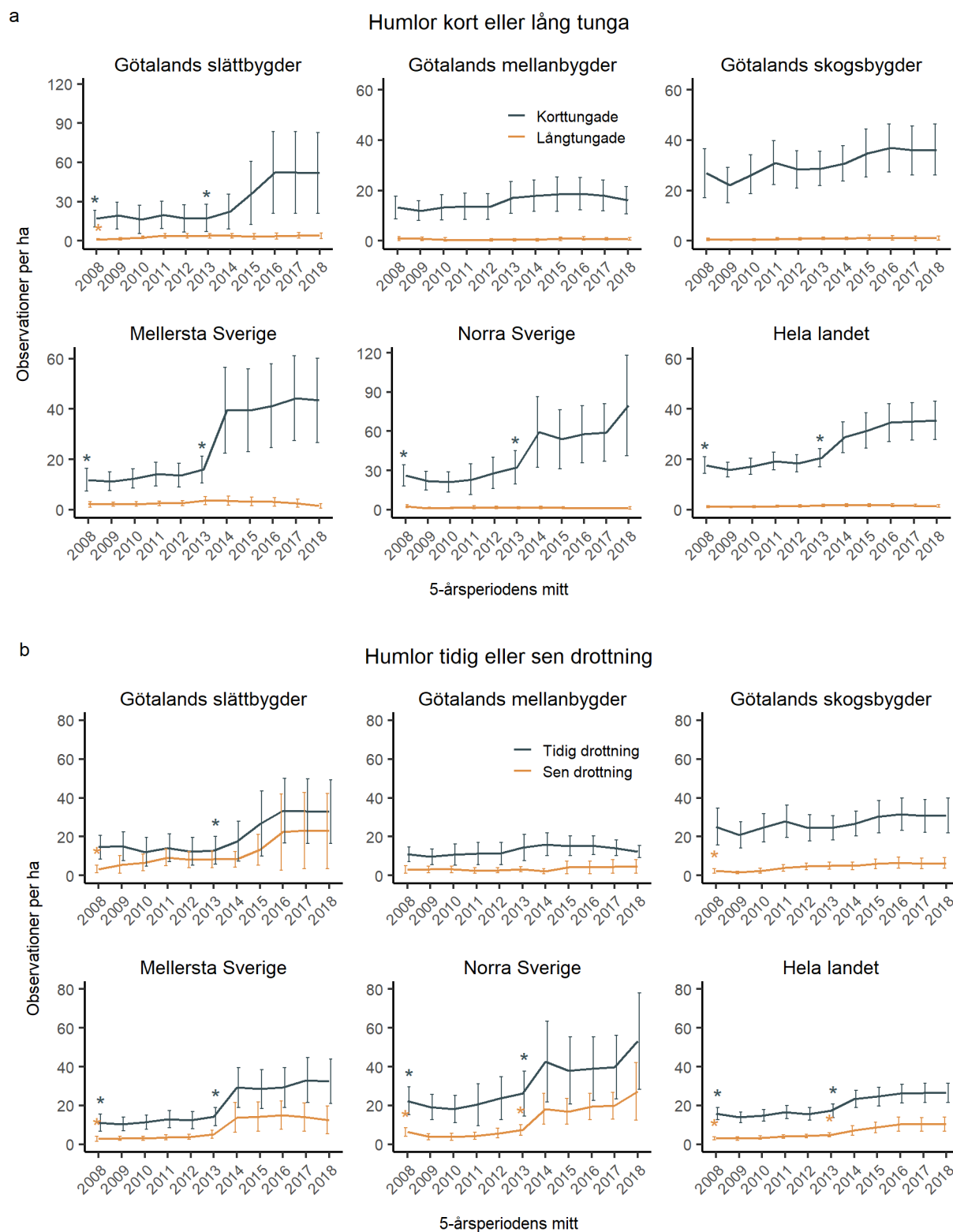
Figur 14. Antal humleobservationer för alla arter: Skattningar av antal/ha på rutanivå för att illustrera variationen i antal observationer mellan rutor och år. Observera att delfiguren har olika skalor på x-axeln.

3.4.2. Funktionella grupper

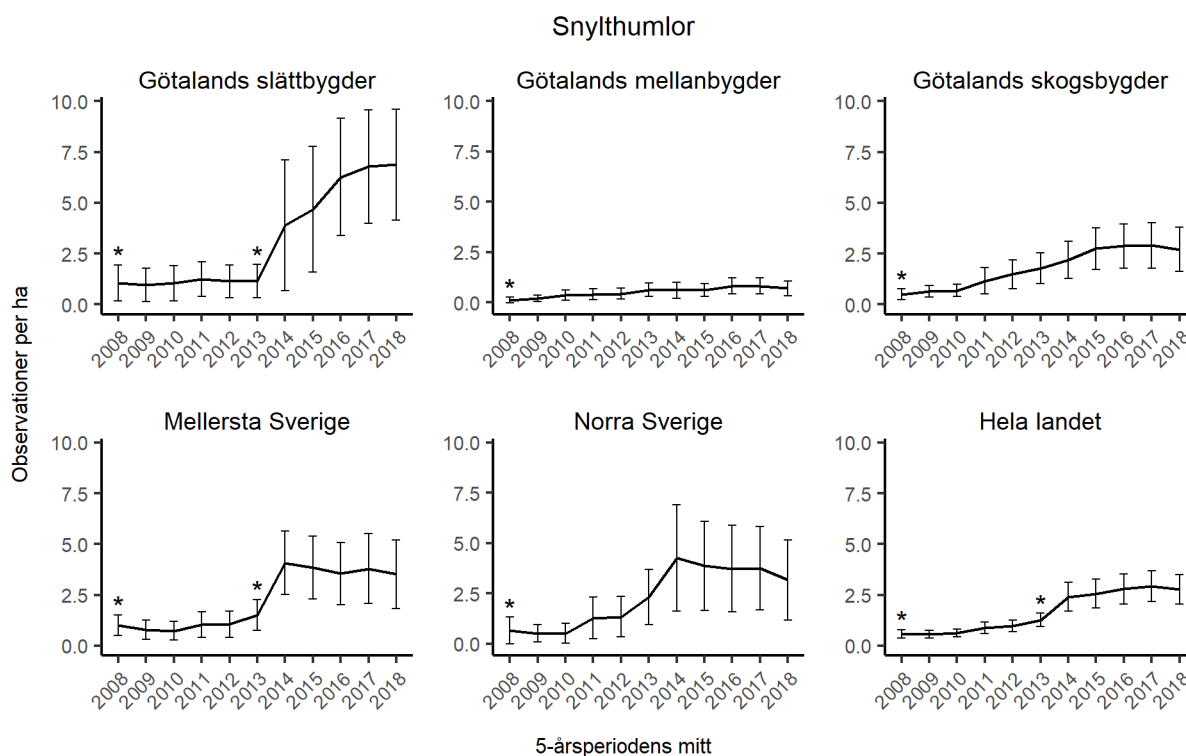
Korttungade humlor ökar i hela landet, särskilt i Götalands slättbygder, Mellersta Sverige och Norra Sverige (Figur 15a). Eftersom de vanligaste humlearterna ingår i denna grupp (Tabell 9, bilaga 1) speglar trenden för korttungade humlor den ökning som observerats för det totala antalet humlor (Figur 13). Gruppen långtungade humlor uppvisar dock en relativt låg och konstant nivå i samtliga regioner. Dessa arter är specialiserade på djupa blommor och är därmed mer känsliga för förändringar i biodiversitet och blomrikedom. Korttungade humlor, som rör sig effektivare mellan blommor och oftast har ett större utbud av nektarkällor (t.ex. sälj, maskrosor, fruktträd), påverkas i mindre utsträckning av blomrikedom.

Trenderna för humlor som har en tidig respektive sen första drottning följer samma mönster i hela landet (Figur 15b). Arter med en tidig drottning är generellt vanligare i alla regioner.

Snylthumlor som inte har egna bon eller arbetare och som istället parasiterar på andra humlearter, visar en ökande trend i de flesta regioner (Tabell 9 i bilaga 1; Figur 16). Snylthumlor är särskilt känsliga för förändringar i värdpopulationerna, då en minskning av värdarten direkt påverkar deras överlevnad och fortplantning (Suhonen m.fl. 2015). Deras värdval varierar dock från hög specialisering på en specifik humleart till generalister som parasiterar flera olika humlearter (Lhomme & Hines 2019).



Figur 15. Funktionella grupper tunglängd (a) och tidpunkt för den första drottningen (b): Glidande 5-årsmedelvärden över antal fjärilar/ha för fem regioner och hela Sverige. Årtalen representerar mitten för varje 5-årsperiod. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant ändring mellan första (mitt 2008), respektive andra (mitt 2013) och tredje 5-årsperiod (mitt 2018).



Figur 16. Snylthumlor som grupp: Glidande 5-årsmedelvärden över antal humlor/ha för fem regioner och hela Sverige. Årtalen representerar mitten för varje 5-årsperiod. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant ändring mellan första (mitt 2008), respektive andra (mitt 2013) och tredje 5-årsperiod (mitt 2018).

3.4.3. Enskilda arter

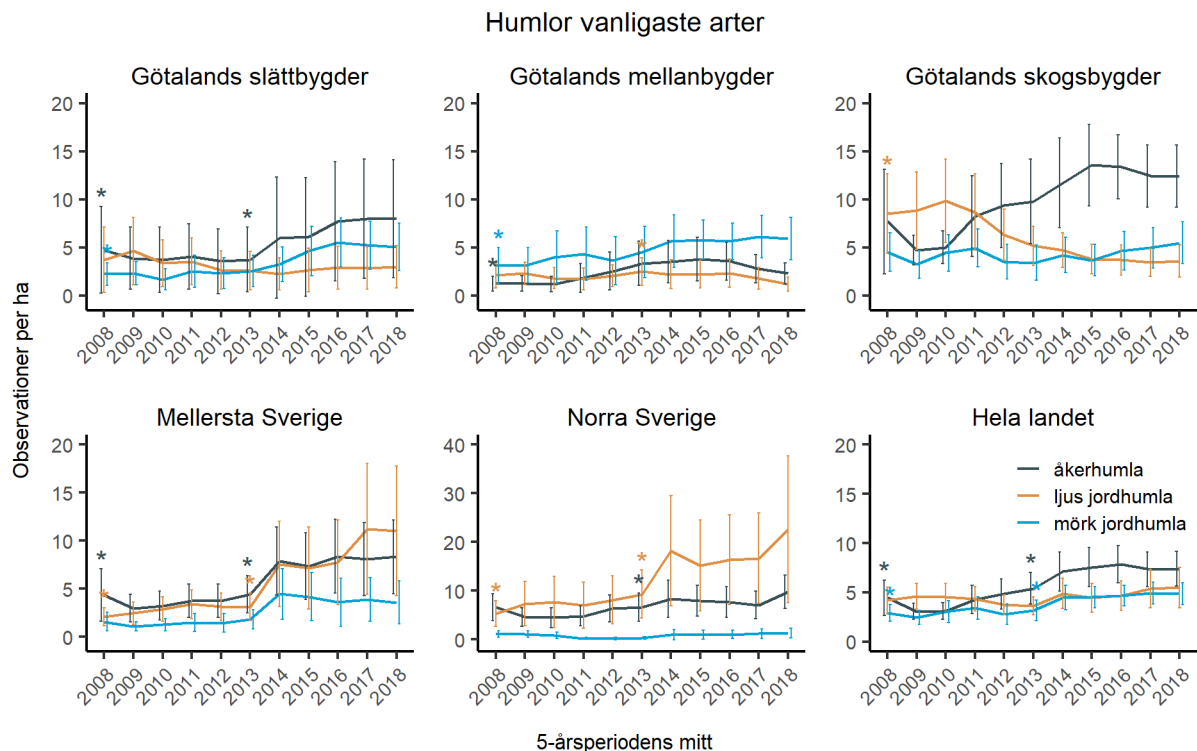
Precis som för fjärilarna finns det även för humlorna skillnader i trenderna mellan olika arter på nationell och regional nivå. De tre vanligaste sociala humelarterna i ängs- och betesobjekten är åkerhumla, ljus jordhumla och mörk jordhumla (Figur 17). Både åkerhumla och mörk jordhumla uppvisar en ökande trend på nationell nivå. Åkerhumla ökar i samtliga regioner även om ökningen inte är signifikant i Götalands skogsbygder. Trenden är mindre tydlig för mörk jordhumla, men det finns en signifikant ökning både i Götalands slättbygder och Götalands mellanbygder. Tidigare studier har även de visat på en historisk ökning av mörk jordhumla i Sverige (Bommarco m.fl. 2012, Herbertsson m.fl. 2021). Herbertsson m.fl. (2021) fann att trenden var korrelerad med ökningen i årsmedeltemperatur i Sverige samt att ökningen var starkare i enklare landskap dominerade av stora åkrar. Både åkerhumla och mörk jordhumla är korttunga generalister.

Abundansen av ljus jordhumla har inte förändrats på nationell nivå. På regional nivå finns det däremot en minskning i Götalands skogsbygder och en ökning i Mellersta och Norra Sverige (Figur 17). Ljus jordhumla är den art som har ökat mest i Norra Sverige, men variationen är stor och ökningen bygger på en stor ökning av abundansen i vissa lokaler (Figur 18).

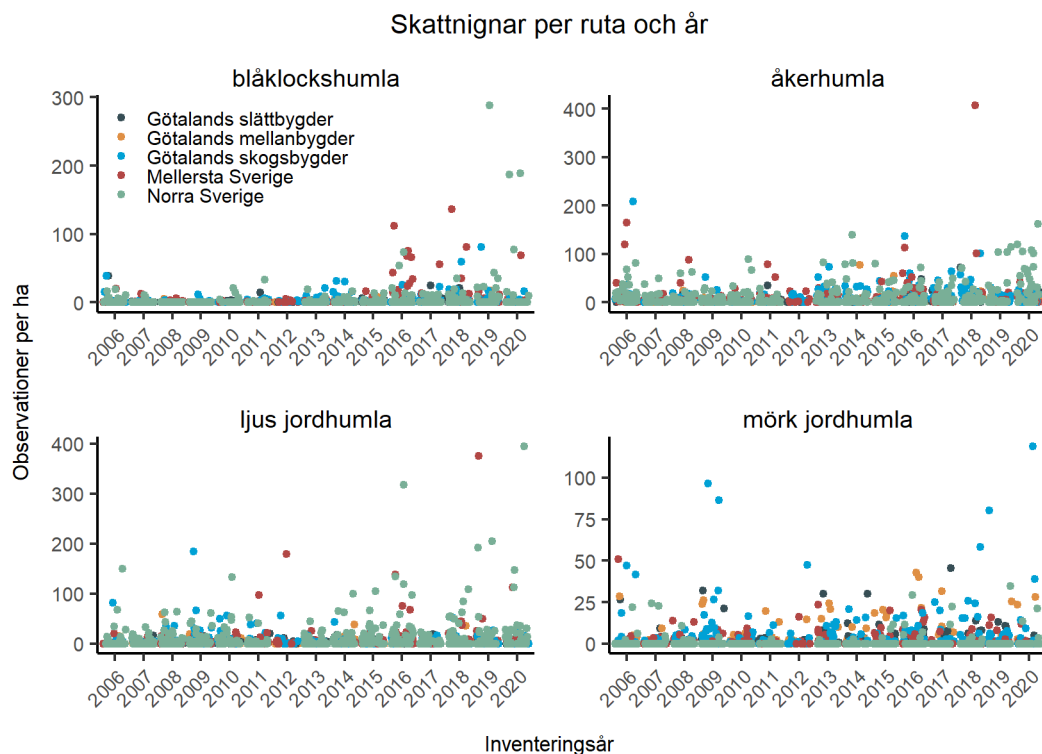
Även stenhumla, haghumla, blåklockshumla, ängshumla och ljunghumla har ökat i antal (Figur 29). Samtliga av dessa arter tillhör gruppen korttunga generalister. I vissa objekt i Norra Sverige har blåklockshumlan noterats med särskilt hög abundans, vilket delvis förklarar den ökande trenden av det totala antalet humlor i regionen (Figur 13).

Bland snylthumlorna har jordsnylthumla, åkersnylthumla, stensnylthumla och ängssnylthumla ökat signifikant. Dessa arter parasiterar på specifika humlearter, och ökningen sammanfaller med en ökning av respektive värdart.

Sammanfattningsvis observeras en signifikant ökning i abundans hos elva humlearter, främst bland korttungade generalister och snylthumlor, medan ingen art uppvisar någon signifikant minskning. Detta tyder på att ökningen hos korttungade generalister inte nödvändigtvis sker på bekostnad av andra arter, utan snarare återspeglar att dessa arter är bättre anpassade till de rådande miljöförhållandena (cf. Herbertsson m.fl. 2021).



Figur 17. De tre vanligaste arterna: Glidande 5-årsmedelvärden över antal humlor/ha för fem regioner och hela Sverige. Årtalen representerar mitten för varje 5-årsperiod. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant ändring mellan första (mitt 2008), respektive andra (mitt 2013) och tredje 5-årsperiod (mitt 2018).



Figur 18. Skattningar av antal humlor per ha på rutnivå för fyra vanliga arter för att illustrera variationen i antal observationer mellan år och regioner. Färgerna symboliserar de 5 regionerna. Observera att delfigurerna har olika skalar på x-axeln.

3.5. Artrikedom

Biodiversitet kan mätas med olika mått och på olika geografiska skalor. För att kunna jämföra artrikedom mellan lokaler eller över tid behöver man ta hänsyn till de samband som finns mellan inventeringens intensitet (transektlängd i vårt fall), abundans och artantal (Roswell m.fl. 2021). I tidigare rapporter har inga värden för artrikedom presenterats eftersom den inventerade transektlängden varierar mellan olika objekt. Skattningar av enbart abundans för enskilda arter och artgrupper har sina begränsningar för att dra slutsatser om ängs- och betesmarkernas kvalitet. Därför har ett av målen i den här rapporten varit att testa mått för fjärilars och humlors artantal som går att följa över tiden.

En standardiserad inventeringsmetod är grundläggande för att kunna följa trender över tid, men den innebär också att alla arter som förekommer på en lokal sällan registreras. Sannolikheten att påträffa fler arter i ett stickprov ökar både med inventerings-intensiteten (transektlängd) och individantal. Det betyder att även om samma transektlängd används för alla lokaler kan det finnas en bias för individantal (Roswell m.fl. 2021). Framför allt finns en risk för underskattning av artantalet, då färre observerade individer oftare innebär färre arter enbart av slumpmässiga skäl.

Ett vanligt sätt att standardisera abundansen i en biodiversitetsanalys är genom *rarefaction*, en metod som tidigare har använts för bland annat fjärilar och humlor (Glimskär m.fl. 2017). Rarefaction uppskattar det förväntade totala antalet arter vid en given provstorlek, vilket möjliggör jämförelser mellan prover av olika omfattning. Metoden lämpar sig inte för att beräkna artantalet för enskilda rutor för att sedan skatta en tidserie. Däremot kan metoden vara användbar för att göra jämförelser på en större skala. Noterbart är dock att även *rarefaction*-metoden kan introducera viss bias i skattningen av artantalet (Willis 2019). Eftersom metoden endast utgår från de arter som observerats i inventeringen, underskattas ofta det verkliga artantalet. Rarefaction påverkas även av fördelningen av individantal mellan arter. Om vissa arter är mycket vanliga och andra mycket sällsynta kan resultatet snedvridas ytterligare. Detta kan leda till falska skillnader i artantal mellan två miljöer, även om de i själva verket hyser lika många arter.

Ekologer har under lång tid försökt utveckla metoder som fångar de olika aspekterna av diversitet, som inte bara tar hänsyn till artrikedom (DeJong 1975). Inom ekologin är det vanligt att använda diversitetsindex, som tar hänsyn till både artrikedom och den relativa abundansen av arter. De mest använda indexen är Shannons diversitetsindex (Shannon & Weaver 1963) och Simpsons diversitetsindex (Simpson 1949). Ett problem med dessa index är att tolkningen av resultaten inte alltid är intuitiv och att de i många fall inte beter sig som förväntat vid förändringar av artantalet. Till exempel kan en relativt stor procentuell skillnad i antal arter leda till en avsevärt mindre förändring i indexvärdet. (Roswell m.fl. 2021). Det innebär att diversitetsindex kan vara mindre känsliga för förändringar i artrikedom vilket begränsar deras användning för att följa förändringar över tid.

I denna rapport har vi valt att testa två mått för att kvantifiera artrikedom. Det första är det observerade artantalet, vilket är enkelt att både beräkna och tolka. Eftersom huvudsyftet är att följa artrikedomen över tid är olika transektlängder ett mindre problem när man återbesöker samma objekt. På grund av det nya koordinerade urvalet har dock sammansättningen av ängs-

och betesobjekt förändrats, vilket har lett en viss ökning av den genomsnittliga transektlängden i stickprovet. För att korrigera för denna förändring har vi viktat artantalet med respektive inventerad transektareal. Det är välkänt att antalet arter i ett stickprov i genomsnitt ökar med individantalet och att individantalet kan variera kraftigt mellan provytor för både fjärilar och humlor. För att undersöka hur trenderna påverkas när man kompenserar för olika antal individer valde vi som andra mått att använda Shannons-diversitetsindex.

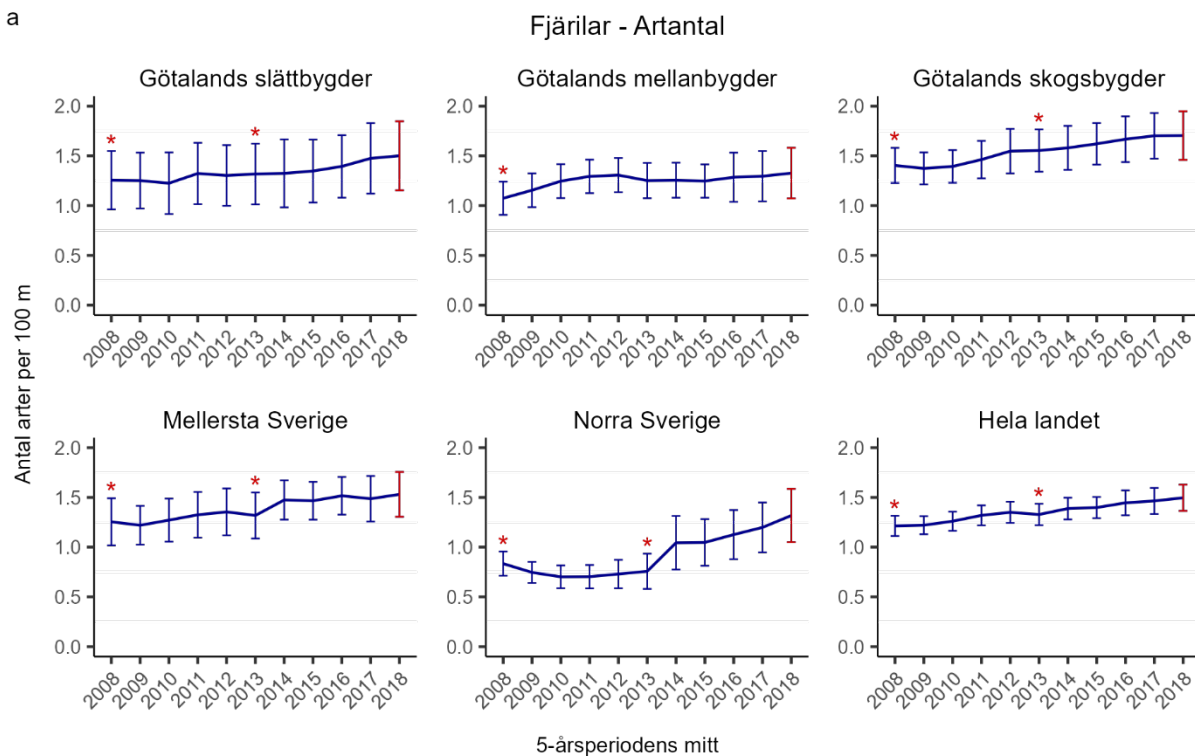
3.5.1. Fjärilar

Det genomsnittliga antalet arter per 100 m inventerad transekt har ökat över tid inom varje region och sett för landet som helhet, vilket återspeglas i Shannon-indexet som visar samma trend (Figur 19). Eftersom abundansen (det totala individantalet) har varit oförändrat för fjärilar (Figur 8) och båda metoderna ger samma resultat, kan vi anta att artrikedomen faktiskt har ökat de senaste åren. En möjlig förklaring är att många fjärilsarter har expanderat sina utbredningsområden som ett resultat av ökade medeltemperaturer (Sunde m.fl. 2023).

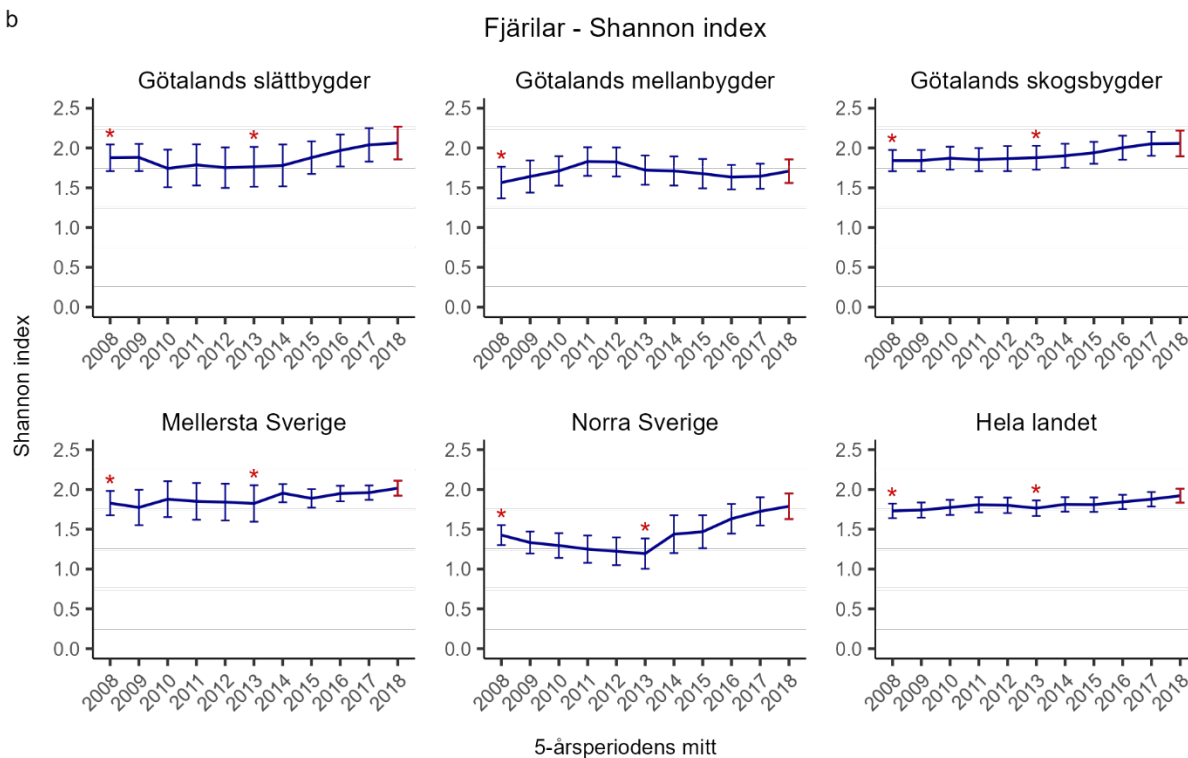
Om vi enbart väljer arter som ingår i *Miljöindikatorn för allmänna fjärilsarter* så ser vi även där en ökning av antalet arter i hela landet samt i vissa regioner. Resultaten är dock inte lika tydliga för Shannon-indexet (Figur 20). För urvalet av arter som ingår i den *Europeiska miljöindikatorn för gräsmarksfjärilar* observeras likaså en ökning om än svag av det genomsnittliga artantalet i vissa regioner och för hela landet. Shannon-indexet är däremot konstant för hela landet och de flesta regionerna (Figur 21). Eftersom det inte finns en tydlig samstämmighet mellan båda måtten för artrikedomen och inte heller ett tydligt mönster som stämmer överens med ändringar i abundans (Figur 10) är det svårare att tolka resultaten utan att studera enskilda arters förekomst i detalj. Vi kan dock konstatera att artrikedomen inom dessa grupper förmodligen inte har minskat inom ängs- och betesmarker inom TUVÅ.

För alla tre exempel kan vi se att trenderna för artantal är antingen svagare eller obefintliga mätt med Shannon-index, vilket stämmer överens med förväntningarna, se avsnitt 3.6 och exemplen i Roswell m.fl. (2021).

a



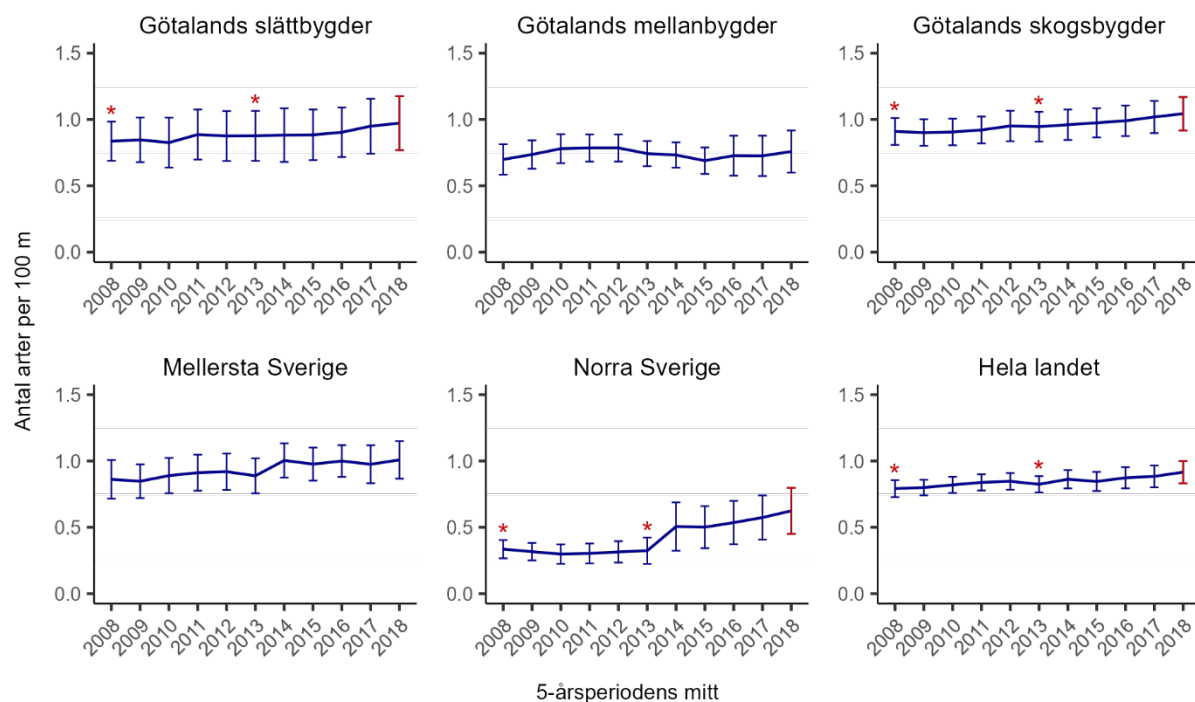
b



Figur 19. Alla fjärilsarter: Antal arter per transektenhet (a) och Shannon-index (b): Glidande 5-årsmedelvärden över antal arter/100 m för fem regioner och hela Sverige. Årtalen representerar mitten för varje 5-årsperiod. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant skillnad mellan första (mitt 2008), respektive andra (mitt 2013) och tredje 5-årsperiod (mitt 2018).

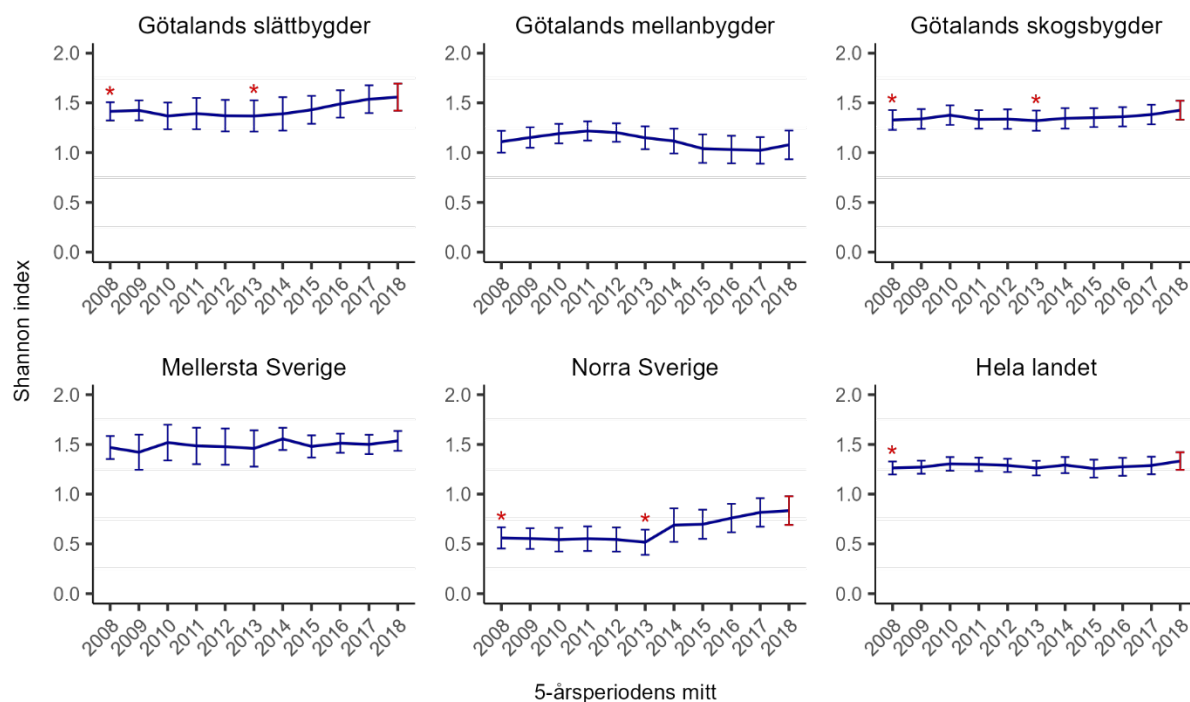
a

Miljöindikator Allmänna arter - Artantal



b

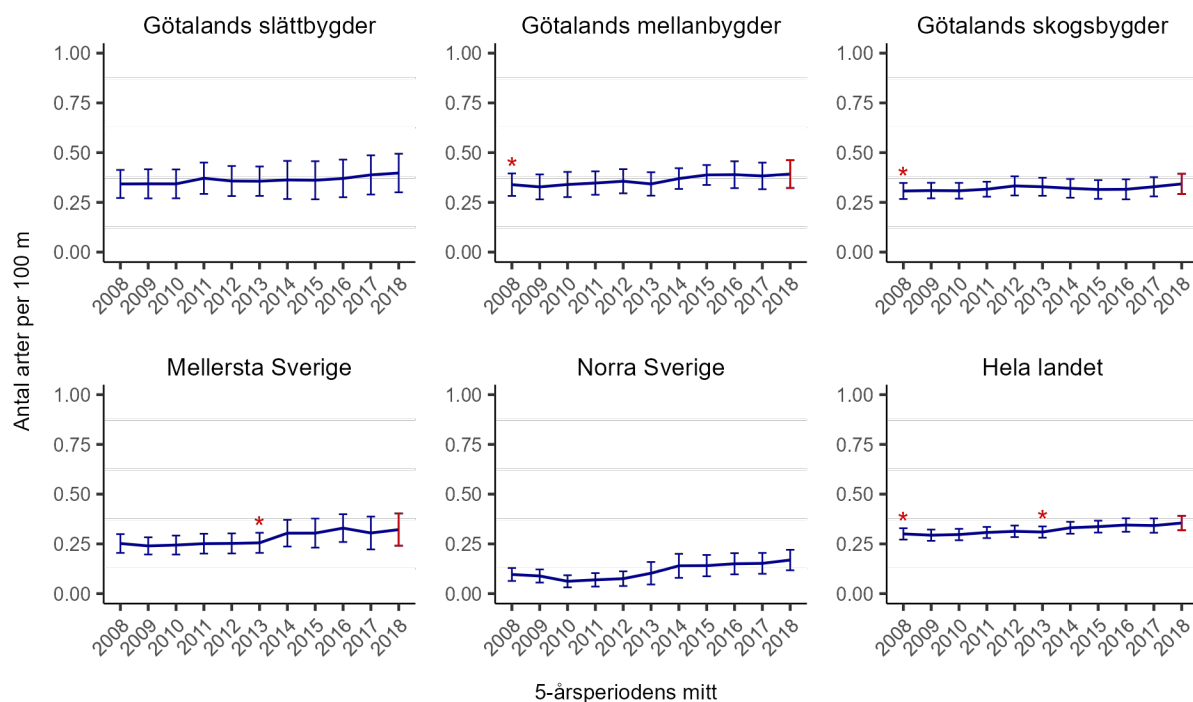
Miljöindikator Allmänna arter - Shannon index



Figur 20. Miljöindikator Allmänna arter: Antal arter per transektenhet (a) och Shannon-index (b): Glidande 5-årsmedelvärden över antal arter/100 m för fem regioner och hela Sverige. Årtalen representerar mitten för varje 5-årsperiod. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant skillnad mellan första (mitt 2008), respektive andra (mitt 2013) och tredje 5-årsperiod (mitt 2018).

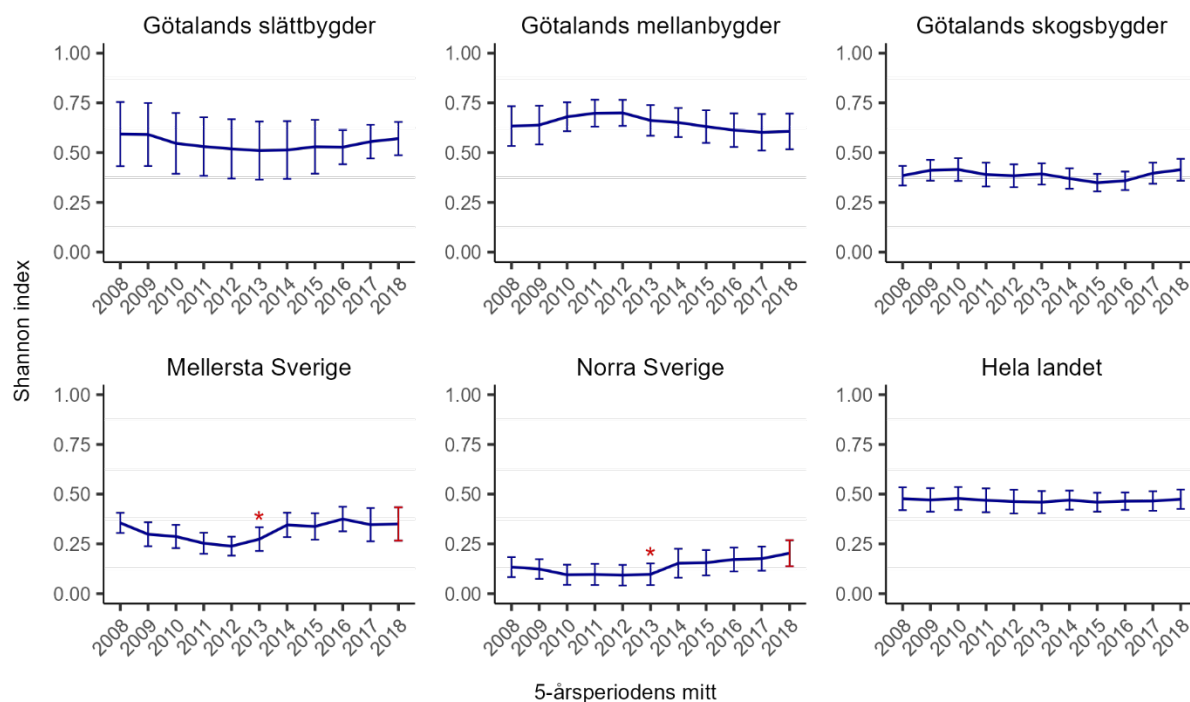
a

Miljöindikator Gräsmarksarter - Artantal



b

Miljöindikator Gräsmarksarter - Shannon index



Figur 21. Miljöindikator för gräsmarksarter: Antal arter per transektenhet (a) och Shannon-index (b): Glidande 5-årsmedelvärden över antal arter/100 m för fem regioner och hela Sverige. Årtalen representerar mitten för varje 5-årsperiod. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant skillnad mellan första (mitt 2008), respektive andra (mitt 2013) och tredje 5-årsperiod (mitt 2018).

3.5.2. Humlor

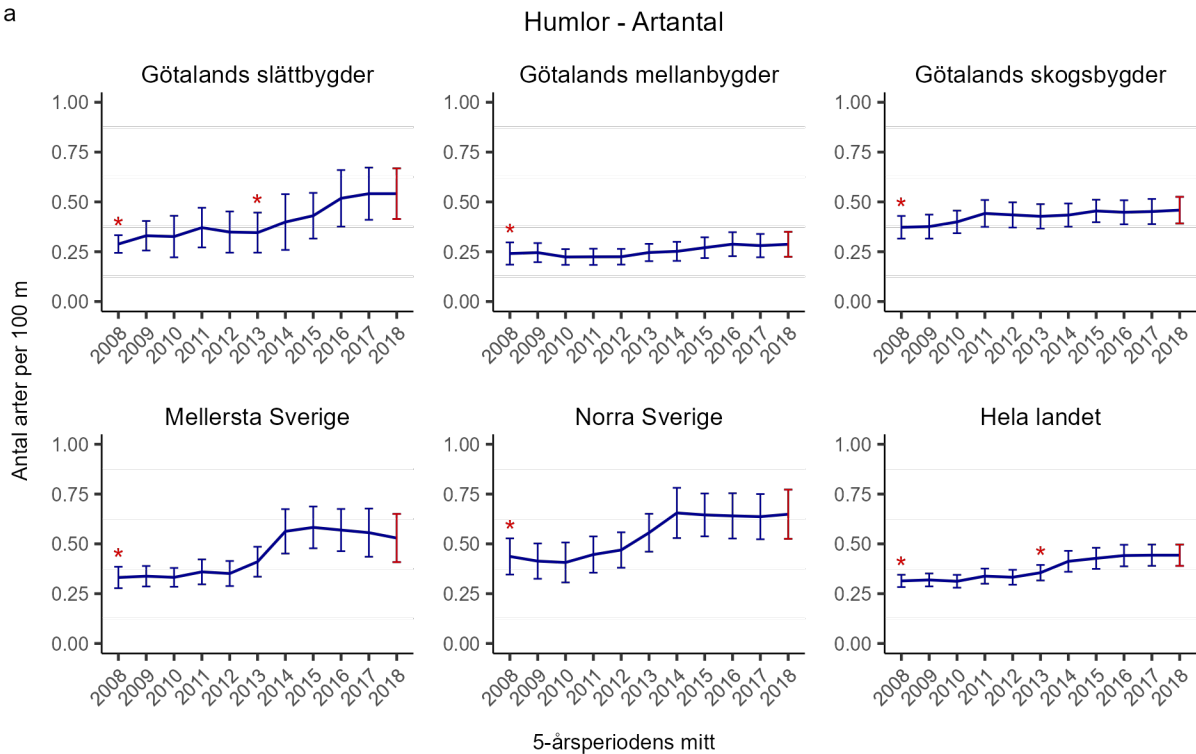
Som för fjärilar har det observerade artantalet för humlor ökat över tid, både för hela landet och inom varje region. Shannon-indexet visar samma mönster med undantag för Götalands mellanbygder där Shannon-indexet har varit oförändrat över tiden (Figur 22). Även här tyder samstämmigheten mellan de två diversitetsmått på att den genomsnittliga artrikedomen per ängs- och betesobjekt har ökat i flertalet av regionerna.

Vid indelning av humlor efter tunglängd blir fördelningen relativt ojämn, eftersom de flesta av de observerade arterna är korttungade (Tabell 9, bilaga 1). Det är därför inte förvånande att trenderna för artrikedomen för gruppen korttungade humlor (Figur 23) i stort sett följer samma mönster som den totala artrikedomen för humlor (Figur 22). Trenderna för antal arter för korttungade arter visar även de samma mönster som trenderna för abundansen (Figur 15a), medan Shannon-indexet antingen inte ökar lika kraftigt eller inte förändras alls. Det tyder på att det ökade antalet korttungade arter som observerades till stor del är relaterat till det större antalet observerade individer. Shannon-indexet visar att artrikedomen för de korttungade arterna har ökat i vissa regioner. De långtungade arterna utgör en mindre grupp och omfattar sex arter (Tabell 9). Trots det begränsade antalet arter, observeras en signifikant ökning av artantalet nationellt, vilken främst beror på en ökning av artantalet i Götalandsregionerna (Figur 22). Shannon-indexet visar dock inga tydliga trender förutom en minskning i artrikedomen i regionen Norra Sverige, vilket är den enda grupp i denna rapport som uppvisar en sådan minskning.

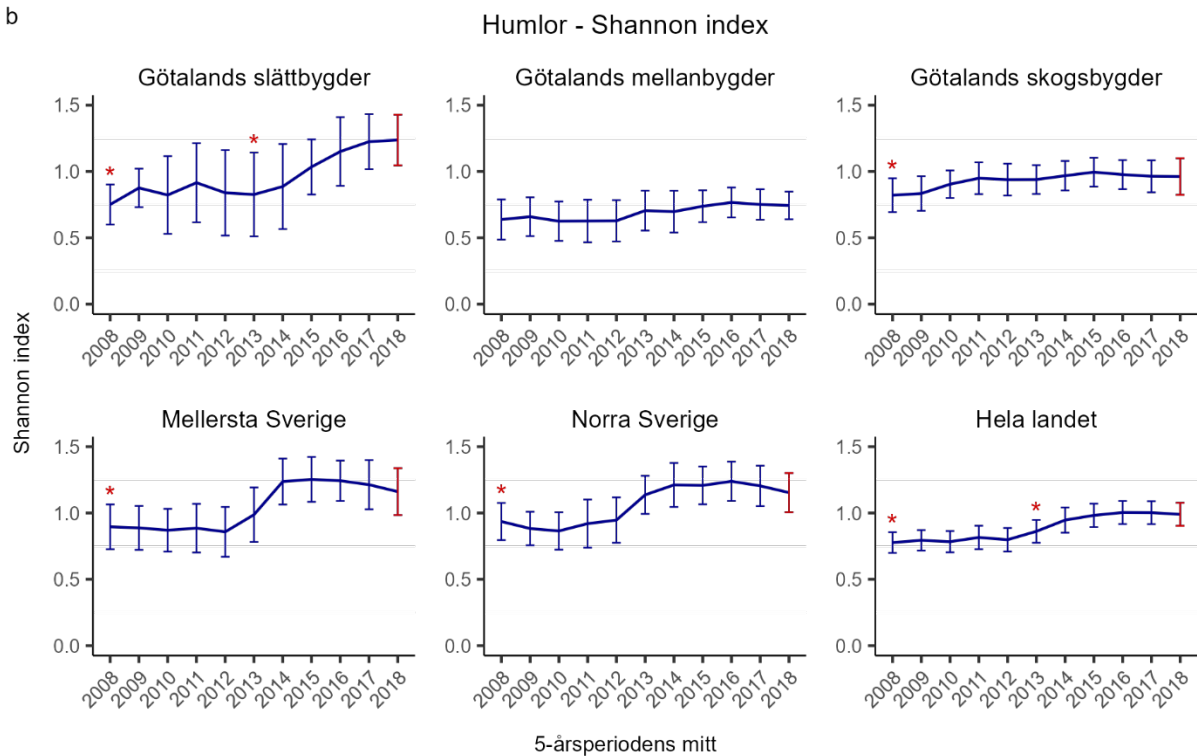
Vid indelning efter den första drottningens flygtid visar båda grupperna en ökning i artantal i vissa regioner och landet som helhet (Figur 24). Här sammanfaller de största ökningarna i antal arter med en ökning av abundansen i regionerna Götalands slättbygder, Mellersta Sverige och Norra Sverige (Figur 15b). Shannon-indexet bekräftar att det ökade antalet observerade arter till största delen kan förklaras av det ökande antalet observerade individer i dessa regioner. Trenden för Shannon-indexet visar en mindre ökning eller ingen förändring över tid (Figur 24).

Sammanfattningsvis kan vi konstatera att våra analyser visar statistiskt signifikanta trender för både artantal och Shannon-index, vilket indikerar en ökning i artrikedom utifrån båda dessa mått för flertalet av de undersökta artgrupperna och regionerna inom urvalsramen för ängs- och betesmarker i TUVÅ. Uppföljning av artrikedom över tid utgör därmed ett värdefullt komplement till skattningar av abundans för enskilda arter och artgrupper, eftersom det bidrar till en mer nyanserad bild av hur ängs- och betesmarkernas kvalitet förändras över tid.

a



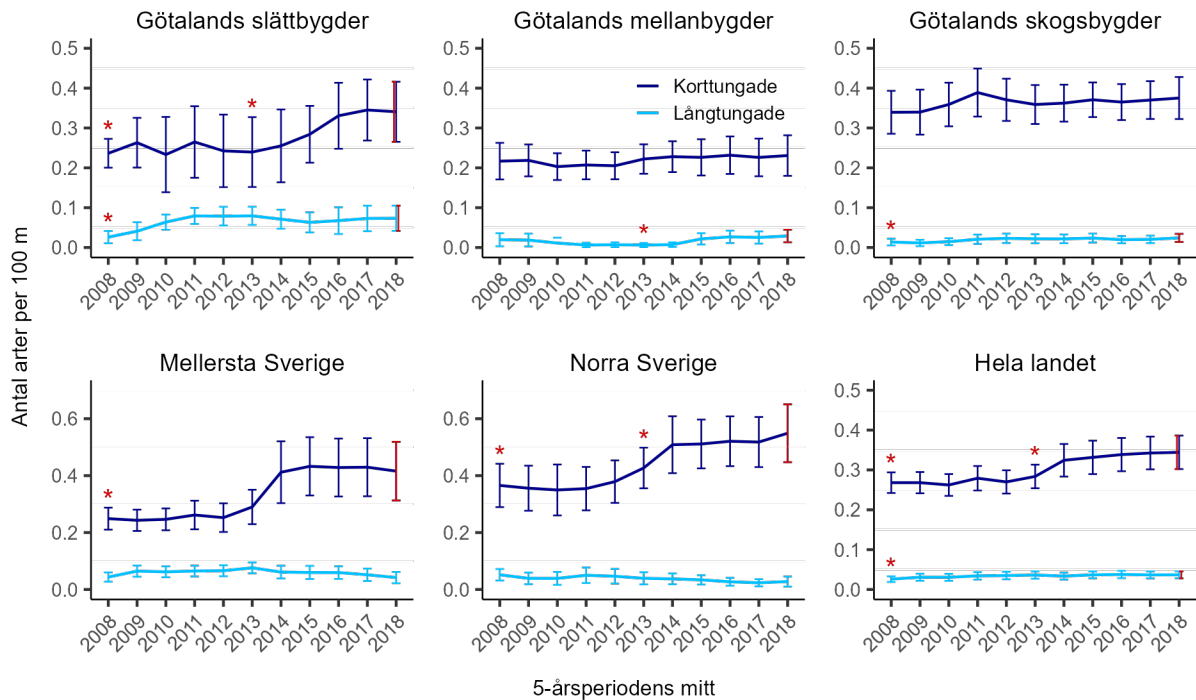
b



Figur 22. Humlor alla arter: Antal arter per transektenhet (a) och Shannon-index (b): Glidande 5-årsmedelvärden över antal arter/100 m för fem regioner och hela Sverige. Årtalen representerar mitten för varje 5-årsperiod. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant skillnad mellan första (mitt 2008), respektive andra (mitt 2013) och tredje 5-årsperiod (mitt 2018).

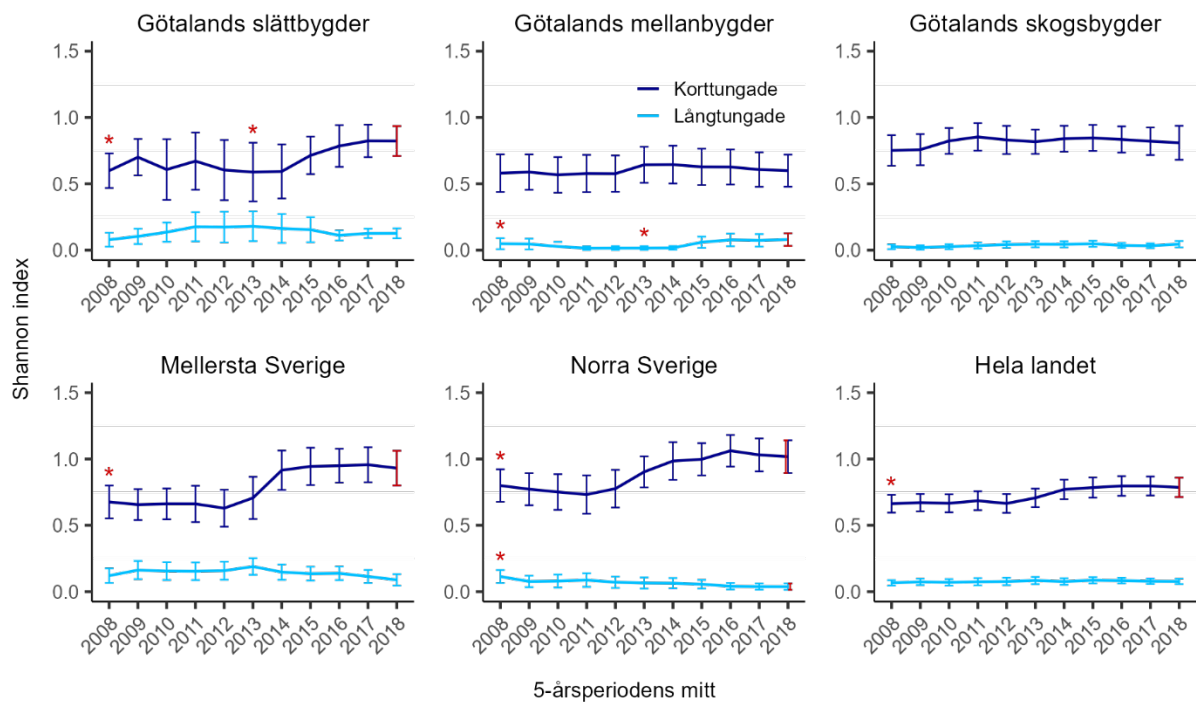
a

Humlor kort eller lång tunga - Artantal



b

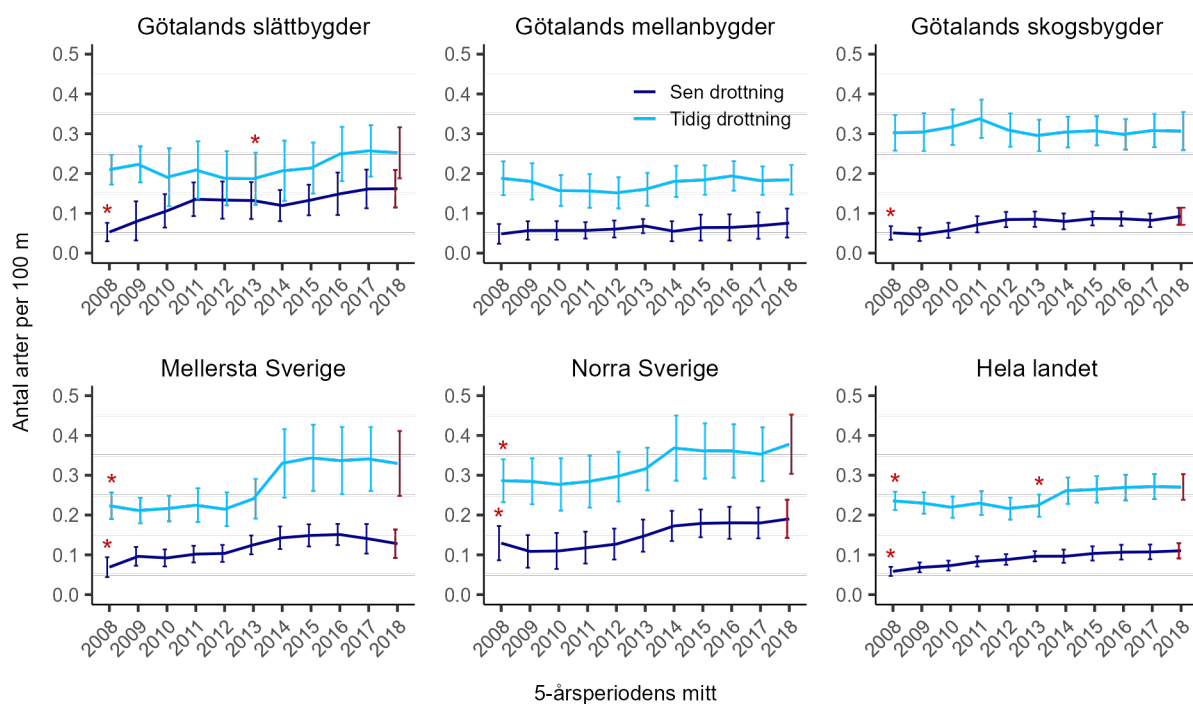
Humlor kort eller lång tunga - Shannon index



Figur 23. Humlor efter tunglängd: Antal arter per transektenheter (a) och Shannon-index (b): Glidande 5-årsmedelvärden över antal arter/100 m för fem regioner och hela Sverige. Årtalen representerar mitten för varje 5-årsperiod. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant skillnad mellan första (mitt 2008), respektive andra (mitt 2013) och tredje 5-årsperiod (mitt 2018).

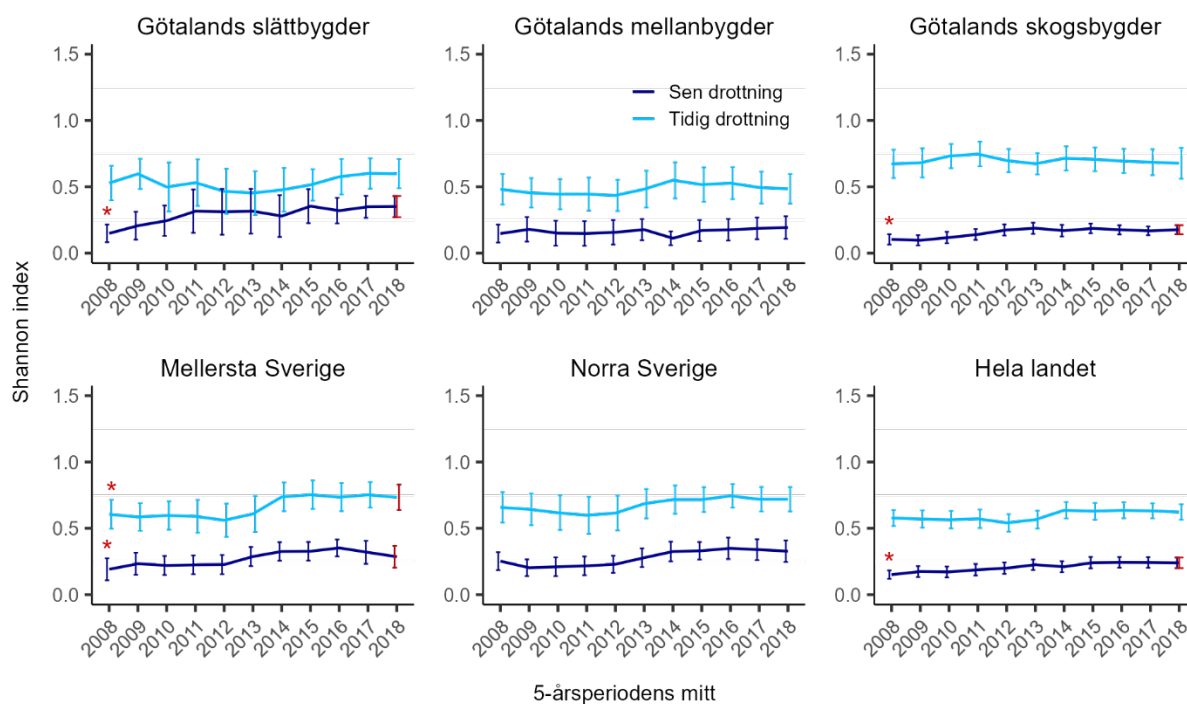
a

Humlor tidig eller sen drottning - Artantal



b

Humlor tidig eller sen drottning - Shannon index



Figur 24. Humlor efter flygtid för den första drottningen: Antal arter per transektenhet (a) och Shannon-index (b): Glidande 5-årsmedelvärden över antal arter/100 m för fem regioner och hela Sverige. Årtalen representerar mitten för varje 5-årsperiod. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant skillnad mellan första (mitt 2008), respektive andra (mitt 2013) och tredje 5-årsperiod (mitt 2018).

3.6. Fjärilar och humlors abundans och artantal i relation till miljövariabler

För att analysera samband mellan miljövariabler fjärilar och humlors abundans och artantal har generaliserade linjära modeller (GLM) och generaliserade additiva mixade modeller (GAMM) använts. GLM användes för att analysera linjära samband, medan GAMM används för att analysera mer komplexa och icke-linjära samband. Genom att använda dessa modeller kan man identifiera vilka miljövariabler som är viktigast för fjärilars och humlors förekomst.

3.6.1. Fjärilsabundans i relation till miljövariabler: GLM

En generaliserad linjär modell (GLM) har använts för att analysera sambandet mellan miljövariabler och fjärilarnas abundans (antal individer per hektar). I modellen för fjärilar används säsongsmedelvärden för samtliga variabler. Resultaten visar ett starkt positivt samband mellan fjärilarnas abundans och blomrikedom (Estimat = 0,47, $p < 0,001$), vilket visar att områden med högre blomrikedom generellt har fler fjärilsindivider (Tabell 5). Resultaten visar även att objekt med hög variation i blomrikedom har färre fjärilsindivider per hektar (Estimat = -0,23, $p = 0,015$).

Blomrikedomens andel av vädd, tistlar och klint har dock inget signifikant samband ($p = 0,426$) med fjärilarnas abundans, och detsamma gäller för vegetationshöjd ($p = 0,961$) samt vegetationshöjdens standardavvikelse ($p = 0,851$). Detta innebär att fjärilsindividentalet inte har något tydligt samband med vegetationshöjd eller dess variation. Vidare visar analysen att det inte heller finns någon signifikant skillnad mellan de två inventeringsvarven 2011-2015 och 2016-2020 ($p = 0,506$).

Den totala modellen förklarar endast 14 % av variationen i antalet fjärilar per hektar, vilket indikerar att andra faktorer eventuellt bör inkluderas i analysen. Möjliga förklarande variabler som inte beaktats i denna modell är regionala skillnader, såsom latitud och longitud, vilka potentiellt kan ha en betydande inverkan på fjärilspopulationerna.

Tidigare studier av Milberg m.fl. (2016), baserade på data från kvalitetsuppföljningen 2007–2010 (exklusive norra Sverige), identifierade också ett starkt positivt samband med blomrikedom i en metaanalys som kombinerade data från samtliga arter. Deras analys visade dessutom ett positivt samband med vegetationshöjd och dess standardavvikelse. Dock var regressionskoefficienten i metaanalysen för alla arter sammantagna relativt låg, vilket kan förklara varför vegetationshöjd inte har någon signifikant effekt i vår modell när den totala abundansen av alla arter analyseras.

Tabell 5. Fjärilar: Tabellen visar resultaten från den generaliserade linjära modellen (GLM), quasipoisson med log-länk, där sambandet mellan abundans (observerat individantal) och variabler för blomrikedom samt vegetationshöjd analyseras. Modellen baseras på data från hela landet för åren 2011–2020.

	Estimat	SE	T	p-värde	
Fjärilar i hela landet (antal individer per ha)					
(Intercept)	3.14	0.23	13.67	0.0000	***
log(Blomrikedom)	0.47	0.10	4.96	0.0000	***
Blomrikedom standardavvikelse	-0.23	0.09	-2.43	0.0154	*
Blomrikedom vädd, tistlar, klint	0.10	0.12	0.80	0.4258	
Vegetationshöjd	0.00	0.01	0.05	0.9612	
Vegetationshöjd standardavvikelse	-0.02	0.10	-0.19	0.8507	
Inventeringsvarv 3	-0.06	0.09	-0.67	0.5056	

3.6.2. Fjärilsabundans och artantal i relation till miljövariabler: GAMM-analys

För att analysera sambandet mellan miljövariabler och fjärilars förekomst användes generaliserade additiva mixade modeller (GAMM) för både abundans (individantal) och artantal per objekt. Endast signifikanta variabler har behållits i de slutgiltiga modellerna (Tabell 6a och 6b). Variablernas relativa betydelse indikeras av χ^2 -värdet, men dessa värden är inte jämförbara mellan olika modeller.

Som förklarande variabler inkluderades blomrikedom, standardavvikelse i blomrikedom, blomrikedom av vädd, tistlar eller klint, vegetationshöjd, standardavvikelse i vegetationshöjd, markfuktighet, latitud, longitud, transektareal (den inventerade arealen) och areal (objektets storlek).

Fjärilar: Modellen för abundans

Den slutgiltiga modellen för abundans (antal observationer per ha) förklarar 47,2 % av variansen i individantal (Tabell 6a), vilket är en avsevärt högre förklaringsgrad än den generaliserade linjära modellen. Transektareal har det högsta förklaringsvärdet ($\chi^2 = 5414,6$), följt av latitud ($\chi^2 = 4497,4$). Transektareal har ett tydligt positivt samband med abundansen, vilket är förväntat eftersom en större inventerad yta generellt resulterar i fler observerade individer. Det är dock viktigt att notera att transektareal främst ingår i modellen för att kontrollera för variation i inventeringsintensitet. Genom att inkludera denna variabel säkerställs att de skattade effekterna av övriga faktorer inte snedvrids av skillnader i transektstorlek. Latitud har ett negativt samband, vilket innebär att individantalet minskar vid högre latituder, det vill säga norrut (Bilaga 3, Figur 30).

Andra viktiga variabler är blomrikedom, vegetationshöjd och longitud. Blomrikedom har ett starkt positivt samband med abundansen, vilket framgår av den branta lutningen i figuren (Bilaga 3, Figur 30). Vegetationshöjd påverkar också positivt, medan longitud visar ett unimodalt samband, där abundansen är högre i inlandstrakter jämfört med fjäll- och kusttrakter.

Blomrikedomens standardavvikelse har istället ett tydligt negativt samband med abundansen, vilket kan indikera att stora variationer i blomrikedom leder till en mer osäker tillgång på födoresurser för fjärilar. Inventeringsår och inventeringsvarv har också signifikanta samband med abundansen, vilket speglar att fjärilarnas abundans kan påverkas av olika omständigheter som varierar mellan år. Genom att inkludera dessa som slumpmässiga variabler i modellen kan vi bättre tolka de genomsnittliga effekterna av andra variabler, utan att behöva utgå från att fjärilspopulationerna måste följas varje år. Modellen beskriver därmed hur fjärilars abundans samvarierar med olika miljövariabler under ett visst år, oberoende av större populationsvariationer över tid.

Fjärilar: Modellen för artantal

Modellen för artantal förklarar 49,5 % av variansen i artantalet (Tabell 6b). Variablerna med högst förklaringsvärde är longitud ($\chi^2 = 469,3$) och latitud ($\chi^2 = 386,5$), följt av transektareal ($\chi^2 = 293,4$) och blomrikedom ($\chi^2 = 178,8$). Latitud har en tydligt negativt samband med artantal, vilket innebär att antalet fjärilsarter minskar vid högre latituder det vill säga norrut (Bilaga 3, Figur 31). Sambandet mellan artantal och longitud är mer komplex och uppvisar ett unimodalt samband, där artantalet är lägre i de västligaste delarna av landet, ökar i de mellersta delarna och åter sjunker i östra Sverige. Transektareal har ett positivt samband, vilket speglar att fler arter observeras i större ytor. Variabeln ingår dock främst för att kontrollera för skillnader i inventeringsintensitet och säkerställa att övriga effekter inte påverkas av inventerad areal.

Blomrikedom visar ett övergripande positivt samband med artantalet, men grafen har ett brett konfidensintervall som överlappar noll för en stor del av kurvan. Det tyder på att modellen saknar säker prediktiv förmåga för denna variabel i vissa intervall. Detta beror på att enstaka objekt med extremt hög blomrikedom påverkar kurvans högra del negativt. Om man enbart betraktar den vänstra delen av kurvan, där de flesta datapunkterna ligger, är sambandet positivt. Vegetationshöjd har ett positivt samband med artantalet, medan standardavvikelsen i vegetationshöjd och markfuktighet har negativa samband. Det negativa sambandet för vegetationshöjdens standardavvikelse kan indikera att stora variationer i vegetationsstruktur skapar ogynnsamma förhållanden för fjärilsarter.

Interaktionen inventeringsår och inventeringsvarv har ett signifikant samband med artantalet ($\chi^2 = 158,2$), vilket återspeglar en tydlig variation mellan år i fjärilssamhällena. Genom att inkludera dessa som slumpmässiga variabler i modellen tar analysen hänsyn till denna mellanårs- och mellanvarvsvariation. Det innebär att effekterna av de övriga variablerna kan tolkas som genomsnittliga effekter, beräknade över flera års data. Detta stärker resultaten genom att minska påverkan från tillfälliga variationer ett enskilt år eller varv, och gör dem mer generella och robusta över tid.

Tabell 6. Fjärilar: Generaliserade additiva mixade modeller (GAMM) för abundans (antal observerade individer) och antal arter i relation till miljövariabler. Modellerna baserar på data från hela landet för åren 2009-2020.

	edf df	χ^2	p-värde	
(a) Antal individer per ha (förklaringsvärde 47,2 %)				
Blomrikedom	2,99	1366,7	0,000	***
Blomrikedom standardavvikelse	2,99	346,6	0,000	***
Blomrikedom vädd, tistlar, klint	2,47	68,7	0,000	***
Blomrikedom vädd, tistlar, klint standardavvikelse	2,93	241,9	0,000	***
Vegetationshöjd	2,79	1555,7	0,000	***
Vegetationshöjd standardavvikelse	2,94	164,1	0,000	***
Markfuktighet	2,93	108,9	0,000	***
Area	1,99	388,0	0,000	***
Latitud	3,74	4497,4	0,000	***
Longitud	3,88	1720,4	0,000	***
Transektareal	8,85	5414,6	0,000	***
Inventeringsvarv + År	10,96	2290,5	0,000	***
(b) Antal arter (förklaringsvärde 49,5 %)				
Blomrikedom	2,92	178,8	0,000	***
Blomrikedom vädd, tistlar, klint	2,56	26,3	0,000	***
Vegetationshöjd	2,79	66,3	0,000	***
Vegetationshöjd standardavvikelse	2,37	14,2	0,001	**
Markfuktighet	1,71	43,5	0,000	***
Latitud	3,87	386,5	0,000	***
Longitud	3,91	469,3	0,000	***
Transektareal	5,32	293,4	0,000	***
Inventeringsvarv + År	10,16	158,2	0,000	***

3.6.3. Humleabundans i relation till miljövariabler. GLM

För humlor har vi gjort två modeller, en som inkluderar variabler som bedömdes vid besöket för humleinventeringen och en som inkluderar samma säsongsmedelvärden som i fjärilsmodellen. Analysen av den första modellen visar att det finns ett starkt positivt samband mellan blomrikedom och blomrikedomen av vädd-, tistel- och klintarter och abundansen, samt ett svagt positivt samband med vegetationshöjd. Som för fjärilar finns det även ett negativt samband mellan blomrikedomens standardavvikelse och abundansen (Tabell 7a). I modellen finns dessutom en signifikant interaktionseffekt av blomrikedom och inventeringsvarv. Det betyder att sambandet mellan abundans av humlor och blomrikedom skiljer sig mellan inventeringsvarven. Milbergs (2016) metaanalys av humlearters förekomst under perioden 2007–2010 visar att majoriteten av de analyserade arterna inte uppvisar någon signifikant effekt av blomrikedom. Undantag utgörs av två arter, gräshumla och stenhumla, som båda uppvisar en signifikant positiv respons på blomrikedom. Vår analys visar dock på att effekten av

blomrikedom kan vara olika stor under olika perioder. Modellen förklarar 30 % av variationen, vilket är mer än för fjärilarna. Det är dock fortfarande låg förklaringsgrad och även för humlorna finns regional variation och andra faktorer som bör inkluderas i analysen. Ytterligare ett intressant resultat är att skillnaden i antal humlor per hektar som finns mellan perioderna 2011-2015 och 2016-2020 (Figur 13) inte träder fram i modellen när man inkluderar interaktionen mellan blomrikedom och inventeringsvarv. Det tyder på att en ökning i blomrikedom åtminstone delvis förklarar ökningen i antal humlor. Även om vi inte kan se en tydlig trend för ökande blomrikedom i hela landet, så finns det en ökning i de regioner (Götalands slättbygder, Mellersta Sverige och Norra Sverige) där abundansen av humlor har ökat (Figur 5 & Figur 13).

Precis som för fjärilarna så visar inte modellen för humlor det förväntade positiva sambandet med heterogenitet i form av blomrikedomens och vegetationshöjdens standardavvikelse.

I modellen som inkluderade värden som bedömdes vid besöket för humleinventeringen istället för säsongsmedelvärden är mönstret ganska likartat (Tabell 7b). Modellen har lite högre förklaringsvärde (38 %).

Tabell 7. Generaliserade linjära modeller (GLM), med quasipoisson loglink, där sambandet mellan abundans (antalet observerade humleindivider) och variabler relaterade till blomrikedom och vegetationshöjd analyseras. Den första modellen bygger på variabler som bedömdes vid tillfället för humleinventeringen. Den andra modellen baseras på variablernas medel över säsongen. Båda modellerna baseras på data från hela landet under åren 2011-2020.

	Estimat	SE	T	p-värde	
Humlor i hela landet (antal individer per ha)					
(a) Förklarande variabler medel över säsongen					
(Intercept)	2.28	0.23	10.00	0.0000	***
log(Blomrikedom)	0.70	0.11	6.44	0.0000	***
Blomrikedom standardavvikelse	-0.84	0.18	-4.72	0.0000	***
Blomrikedom vädd, tistlar, klint	0.42	0.06	7.25	0.0000	***
Vegetationshöjd	0.04	0.01	3.04	0.0026	**
Vegetationshöjd standardavvikelse	0.00	0.19	-0.01	0.9926	
Inventeringsvarv 3	0.10	0.19	0.53	0.5967	
log(Blomrikedom) + Inventeringsvarv 3	0.35	0.14	2.51	0.0124	*
(b) Förklarande variabler bedömda vid humleinventeringen					
(Intercept)	2.32	0.18	13.23	0.0000	***
log(Blomrikedom)	0.66	0.08	7.98	0.0000	***
Blomrikedom standardavvikelse	-0.37	0.08	-4.89	0.0000	***
Blomrikedom vädd, tistlar, klint	0.20	0.03	5.90	0.0000	***
Vegetationshöjd	0.04	0.01	3.48	0.0006	***
Vegetationshöjd standardavvikelse	-0.08	0.10	-0.84	0.4029	
Inventeringsvarv 3	0.15	0.13	1.16	0.2482	
log(Blomrikedom) + Inventeringsvarv 3	0.33	0.10	3.47	0.0006	***

3.6.4. Humleabundans och artantal i relation till miljövariabler: GAMM

Precis som för fjärilar analyserades sambandet mellan miljövariabler och humlors abundans och artantal med generaliserade additiva mixade modeller (GAMM). Endast signifikanta variabler har behållits i de slutgiltiga modellerna (Tabell 8a och 8b). Som förklarande variabler ingick blomrikedom, blomrikedomens standardavvikelse, andel blomrikedom bestående av vädd, tistlar eller klint, vegetationshöjd, standardavvikelse i vegetationshöjd, markfuktighet, latitud, longitud, transektareal (den inventerade arealen) och areal (objektets storlek).

Humlor: Modellen för abundans

Den slutgiltiga modellen för humlors abundans förklarar 42 % av variansen i individantalet (Tabell 8a), vilket är betydligt bättre än den generaliserade linjära modellen. Interaktionen inventeringsår och varv har det högsta förklaringsvärdet ($\chi^2 = 1949,8$), följt av latitud ($\chi^2 = 725,3$), transektareal ($\chi^2 = 601,7$), blomrikedom ($\chi^2 = 600,7$) och andel blomrikedom som utgörs av vädd, tistlar och klint ($\chi^2 = 563,3$).

Blomrikedom har ett signifikant positivt samband med abundansen, vilket framgår av den branta lutningen i grafen (Bilaga 3, Figur 32). Andelen vädd, tistlar och klint inom blomrikedomen visar också på ett signifikant positivt samband. Standardavvikelsen i blomrikedom uppvisar däremot ett negativt samband, vilket kan indikera att stora variationer i blomrikedom inom en yta leder till en mer ojämn och därmed mindre förutsägbar tillgång på födoresurser. Latitud uppvisar ett kurvlinjärt, U-format samband med individantalet. Lägst individantal återfinns vid mellanhöga latituder, medan både sydligare och nordligare områden har högre nivåer. Transektareal har en generellt positivt samband med det observerade individantalet, vilket är förväntat eftersom större areal ger fler observerade individer. Transektareal ingår dock främst för att kontrollera för skillnader i inventeringsintensitet och säkerställa att övriga effekter inte påverkas av inventerad areal.

Markfuktighet har ett unimodalt samband med abundans, där abundansen är högst vid medelhöga fuktnivåer. Sambandet mellan abundans och vegetationshöjd är övergripande positiv, medan vegetationshöjdens standardavvikelse uppvisar ett negativt samband. Detta kan tyda på att stora variationer i vegetationens struktur skapar mindre gynnsamma förhållanden för humlor.

Interaktionen inventeringsår och inventeringsvarv har ett signifikant samband med abundansen, vilket återspeglar humlepopulationers årsvariation. När de variablerna är inkluderade som slumpmässiga variabler i modellen så kan övriga variablers påverkan ses som medeleffekter över alla år och varv som ingår i analysen.

Humlor: Modellen för artantal

Modellen för artantal förklarar 31,6 % av variansen i artantal (Tabell 8b). Variablerna med högst förklaringsvärde är interaktionen mellan inventeringsår och varv ($\chi^2 = 82,8$), transektareal ($\chi^2 = 62,6$), blomrikedom ($\chi^2 = 55,1$) och latitud ($\chi^2 = 52,7$).

Blomrikedom har ett övergripande positivt samband med artantalet (Bilaga 3, Figur 33), men standardavvikelsen i blomrikedom uppvisar ett svagt negativt samband, vilket kan tyda på att variationer i blomförekomst skapar osäkra förhållanden för humlor. Andelen vädd, tistlar och klint inom blomrikedomen uppvisar även de ett positivt samband med artantalet, samtidigt som även vegetationshöjd också visar ett signifikant positivt samband.

Markfuktighet har ett negativt samband med artantalet, vilket kan indikera att fuktigare miljöer är mindre gynnsamma för humlor. Latitud har istället ett tydligt positivt samband med artantalet, vilket innebär att antalet humlearter ökar vid högre latituder, till skillnad från fjärilar som minskar med latitud.

Inventeringsår och inventeringsvarv uppvisar även här ett signifikant samband ($\chi^2 = 82,8$), vilket betyder att humlesamhällena varierar mellan år. När de är inkluderade i modellen kan effekterna av övriga variabler ses som medeleffekter över alla år och varv.

Tabell 8. Humlor: Generaliserade additiva mixade modeller (GAMM) för antal observerade individer och antal arter i relation till miljövariabler. Modellerna baserar på data från hela landet för åren 2007-2020.

	edf df	χ^2	p-värde	
(a) Antal individer per ha (förklaringsvärde 42 %)				
Blomrikedom	2,98	600,7	0,000	***
Blomrikedom standardavvikelse	2,97	189,8	0,000	***
Blomrikedom vädd, tistlar, klint	2,99	563,3	0,000	***
Blomrikedom vädd, tistlar, klint standardavvikelse	2,93	141,1	0,000	***
Vegetationshöjd standardavvikelse	2,99	220,7	0,000	***
Markfuktighet	2,97	124,2	0,000	***
Area	1,91	34,0	0,000	***
Latitud	3,93	725,3	0,000	***
Longitud	3,88	320,7	0,000	***
Transektareal	8,52	601,7	0,000	***
Inventeringsvarv + År	10,89	1949,8	0,000	***
(b) Antal arter (förklaringsvärde 31,6)				
Blomrikedom	2,86	55,1	0,000	***
Blomrikedom standardavvikelse	2,01	9,2	0,033	*
Blomrikedom vädd, tistlar, klint	2,68	35,9	0,000	***
Vegetationshöjd	2,31	18,0	0,001	***
Markfuktighet	1,00	4,3	0,039	*
Latitud	2,73	52,7	0,000	***
Longitud	3,22	32,3	0,000	***
Transektareal	2,91	62,6	0,000	***
Inventeringsvarv + År	9,51	82,8	0,000	***

3.7. Framtida behov

Den ökade informationstillgängligheten och utvecklingen av statistiska metoder har möjliggjort att nationella inventeringar har förbättrat sin design. Ett balanserat urval av representativa landskapsrutor med hjälp av heltäckande landskapsinformation skulle vara intressant för en fortsatt kvalitetsuppföljning av ängs- och betesmarker med bättre möjligheter att utvärdera åtgärder, upptäcka regionala skillnader och följa förändringar i mer ovanliga naturtyper. Fjärilar och humlor är inte bara indikatorer för biodiversitet och andra kvaliteter i landskapet utan även värdefulla pollinatörer. Det finns därför stora vinster med att samordna kvalitetsuppföljningen av ängs- och betesmarker med en eventuell nationell pollinatörsövervakning.

Det finns ett stort intresse av att kunna mäta, jämföra och följa biodiversitet över tid, vilket har lett till fortsatt metodutveckling inom området (Roswell m.fl. 2021). I denna rapport har Shannon-diversitetsindex använts, men framtida studier skulle kunna kompletteras med Hill-diversitet (Hill 1973; Jost 2006), som erbjuder ett alternativt sätt att tolka mångfald. Hill-diversitet bygger på det effektiva antalet arter, där mångfalden uttrycks som det antal hypotetiskt jämnstora populationer som skulle ge upphov till samma diversitet som observerats i provet (Roswell m.fl. 2021). Eftersom Hill-diversitet kan formuleras för olika känslighetsnivåer avseende artdominans, ger det en möjlighet att nyansera mångfaldsanalysen ytterligare jämfört med Shannon-index, som är ett specialfall inom Hill-ramverket. Att inkludera Hill-diversitet skulle därmed kunna bidra med en fördjupad förståelse för hur både artrikedom och jämnhet påverkar den observerade biodiversiteten.

GAMM-modellerna, som beaktar både icke-linjära samband och slumpmässiga variationer mellan år, ger en robust och nyanserad beskrivning av de ekologiska sambanden. Även om modellerna identifierar flera betydelsefulla miljöfaktorer, förklarar de inte all variation i individantal och artförekomst, vilket är förväntat för denna typ av ekologiska analyser. Resultaten antyder att modellen potentiellt kan förbättras genom att inkludera andra relevanta variabler, såsom landskapsegenskaper. Tidigare studier har också lyft fram detta, tex så har Glimskär m.fl. (2017) betonat det omgivande landskapets sammansättning som en viktig faktor för arters förekomst. Fördjupade analyser av sådana faktorer, exempelvis med hjälp av fjärranalys, kan ge ytterligare insikter i hur landskapets struktur och sammansättning påverkar populationsutvecklingen hos fjärilar och humlor.

4. Slutsatser

Efter 15 års inventeringar (2006–2020) är det nu möjligt att analysera trender i abundans och artikedom av fjärilar och humlor i TUVAs ängs- och betesmarker. Resultaten visar att både artikedom och abundans hos dessa pollinatörer generellt har varit stabila eller ökat över tid. Den positiva utvecklingen tycks i huvudsak drivas av vanliga och generalistiska arter. När det gäller hotade eller mer specialiserade arter uppvisar de en stabil trend och varken ökar eller minskar signifikant. Precis som förväntat framstår blomrika, hävdade ängs- och betesmarker framstår som särskilt viktiga för bevarandet av många arter.

Analyserna visar dessutom att arternas förekomstmönster har signifikanta samband med rumsliga främst latitud. För fjärilar observeras till exempel ett negativt samband med latitud, vilket innebär att både artantal och individantal minskar längre norrut. För individantalet av humlor identifierades ett U-format samband med latitud, där antalet observationer av humlor är lägre i mellersta Sverige, men högre i både de norra och södra delarna. Däremot tycks artantalet hos humlor öka med ökande latitud.

4.1. Hävd

Av den totala arealen ängs- och betesmarker i TUVAs databasen klassificeras mellan 91 och 94 % som betesmark under inventeringsperioden 2006–2020. Slåttermarker utgör cirka 2 %, medan marker med upphörd hävd utgör cirka 5 %. Andelen marker med aktivt bete har minskat signifikant på nationell nivå, från 85 % under perioden 2006–2010 till 75 % under 2016–2020. Minskningen är särskilt tydlig i Götalands mellanbygder och Mellersta Sverige. I Norra Sverige är andelen aktivt betade marker i TUVAs databasen generellt lägre, omkring 50 %. Slåttermarker är ovanliga i södra Sverige men utgör upp till 15 % av arealen i norra delarna.

Analysen av vegetationshöjd visar en relativt jämn fördelning mellan kort, mellanhög och hög vegetation nationellt, vilket tyder på ett relativt stabilt hävdtryck över tid. Det finns dock regionala skillnader. I Norra Sverige är andelen kort vegetation lägst, vilket stämmer överens med den lägre andelen aktivt betade marker. Samtidigt har andelen kort vegetation ökat, medan mellanhög vegetation minskat över tid. I Götalands mellanbygder har andelen mellanhög vegetation minskat och andelen kort vegetation är högst i landet. I Mellersta Sverige har andelen kort vegetation minskat, medan andelen mellanhög ökat. Förekomsten av kort vegetation i vissa regioner kan förmodligen inte enbart förklaras av högt hävdtryck utan kan även reflektera markförhållanden och andra miljöfaktorer som jordmån, markfuktighet m.m.

4.2. Fjärilar

Fjärilsfaunan i TUVAs ängs- och betesmarker har under perioden 2006–2020 uppvisat en relativt stabil till positiv utveckling vad gäller både artrikedom och abundans. Totalt har 98 arter observerats under perioden. Både det observerade artantalet och Shannon-diversitetsindex har visat en tydlig ökning i samtliga regioner och nationellt. Även för de artgrupper som ingår i nationella och europeiska miljöindikatorer noteras öknings i artantal, även om trenden i Shannon-index för dessa grupper är svagare eller uteblir. Detta tyder på att ökningen troligen drivs av en ökad abundans av vissa vanliga arter. Samtidigt finns inga tecken på minskad artrikedom inom dessa indikatorgrupper. En möjlig bakomliggande orsak till utvecklingen är klimatförändringar, i synnerhet ökade årsmedeltemperaturer (Sunde m.fl 2023).

Avseende abundans visar 11 arter en signifikant ökning medan endast tre arter uppvisar en signifikant minskning. Det totala antalet fjärilsindivider per hektar har varit relativt konstant under perioden, även om regionala variationer förekommit. Funktionella grupper av fjärilar uppvisar överlag stabila populationer, med svaga öknings hos tidigt flygande arter som är beroende av träd- och buskar. Vissa enskilda arter, som ängspärlemorfjäril och påfågelläga, har ökat, medan t.ex. puktörneblåvinge har minskat.

4.3. Humlor

När det gäller artantal har totalt 33 humlearter observerats inom TUVAs ängs- och betesmarker. Humlorna uppvisar en ökande artrikedom över tid, där både det observerade artantalet och Shannon-diversitetsindex visar tydliga öknings i flera regioner samt på nationell nivå. Den dominerande gruppen, korttungade humlor, följer samma mönster. Ökningen i artantal för dessa verkar i huvudsak bero på ett ökat antal observerade individer snarare än en verklig ökning av mångfalden, vilket framgår av att Shannon-index endast ökar svagt eller inte alls. För de långtungade humlorna, som utgör en mindre delmängd av populationen, noteras en signifikant ökning av artantalet nationellt, vilken främst beror på en ökning av artantalet i Götalandsregionerna (Figur 22). Shannon-index påvisar dock en minskning i Norra Sverige, den enda region där en nedgång i artrikedom observerats. Vid uppdelning baserad på drottningars flygtid ses öknings i artantal i vissa regioner, men dessa förändringar verkar främst kopplade till ökat individantal snarare än till faktisk diversitet.

När det gäller abundans visar, precis som för fjärilar, 11 humlearter en signifikant ökning, främst bland korttungade generalister och snylthumlor, medan ingen art uppvisar signifikant minskning. Ökningarna är särskilt tydliga i Götalands slättbygder, Mellersta Sverige och Norra Sverige, medan andra regioner varit mer stabila. Korttungade humlor ökar tydligt, medan de långtungade förblir fåtaliga. Bland enskilda arter noteras öknings för åkerhumla och mörk jordhumla, medan ljus jordhumla uppvisar regionala variationer. Även flera andra korttungade generalister och snylthumlor har visat positiva trender.

4.4. Fjärilar och humlors abundans och artrikedom i relation till miljövariabler

Resultaten visar att både fjärilar och humlor gynnas av miljöer med hög blomrikedom (dvs. täckning av nektarbärande blommor inom ett objekt) och måttlig vegetationshöjd. Analyserna visar även att arternas geografiska förekomstmönster speglas i signifikanta samband med både latitud och longitud. Vidare framgår det att GAMM-modellerna, som tar hänsyn till såväl icke-linjära samband som slumpmässiga variationer mellan år, ger en mer heltäckande och tillförlitlig beskrivning av de ekologiska sambanden jämfört med enklare modeller såsom GLM. Analyserna visade betydande variation mellan år i både individantal och artantal, vilket understryker behovet av att inkludera mellanårsvariation i modeller för populationsanalys.

Även transektareal är en viktig variabel att inkludera i modellerna, eftersom en större inventerad areal generellt leder till fler observerade individer och arter. Genom att kontrollera för detta samband minskas risken att överskatta betydelsen av andra miljöfaktorer. GAMM-modellerna bör därför föredras vid framtida analyser av fjärils- och humlepopulationers miljöberoende.

4.4.1. Fjärilar

Analysen av fjärilars abundans och artantal i relation till miljövariabler visade att blomrikedom (täckning av nektarbärande blommor inom ett objekt) är en central faktor med ett tydligt positivt samband med både individantal och artantal. Två statistiska modeller användes: en generaliserad linjär modell (GLM) och en generaliserad additiv mixad modell (GAMM). Resultaten från dessa modeller pekar på både överensstämmelser och skillnader.

Båda modellerna visade ett positivt samband mellan fjärilars förekomst och hög blomrikedom, men GAMM, fångade även icke-linjära mönster och inkluderade fler miljövariabler samt slumpmässiga effekter. I GLM var endast blomrikedom och dess variation signifikanta, och modellen förklarade en relativt liten del (14 %) av variationen i individantal. I kontrast förklarade GAMM-modellen för abundans hela 47,2 % av variansen, och modellen för artantal 49,5 %. Här framkom att latitud, longitud och vegetationshöjd också spelade viktiga roller. Latitud visade ett negativt samband med både individantal och artantal, vilket tyder på en lägre abundans längre norrut.

En viktig skillnad mellan modellerna var att GLM inte visade några signifikanta samband mellan vegetationshöjd eller geografiska faktorer och fjärilarnas abundans och artantal, medan dessa variabler var tydligt betydelsefulla i GAMM. Dessutom fångade GAMM-modellerna negativa samband mellan abundans och artantal samt mellan dessa och blomrikedom och vegetationshöjd, vilket kan tyda på att stora variationer i resurstillgång och struktur skapar mindre gynnsamma förhållanden. Precis som i vår studie har en tidigare studie (Glimskär et al. 2017) visat att låg hävd i kombination med hög blomrikedom har stor betydelse för såväl fjärilar som humlor.

4.4.2. Humlor

Analysen av humlors abundans och artantal i relation till miljövariabler visar att de bägge genomgående uppvisar positiva samband med blomrikedom. Både generaliserade linjära modeller (GLM) och generaliserade additiva mixade modeller (GAMM) identifierade blomrikedom som en viktig variabel, men modellerna skiljer sig åt i förklaringsgrad, antal betydelsefulla variabler och modellkomplexitet.

GLM-modellen för humleabundans visade ett tydligt positivt samband med blomrikedom och av växtsläkten som väd, tistlar och klint, samt ett svagare positivt samband med vegetationshöjd. Däremot uppvisar variation i blomrikedom ett negativt samband med abundans, vilket tyder på att en ojämn tillgång på blomresurser är ogynnsam. Modellen förklarade 30 %–38 % av variationen i humleabundans, beroende på om säsongsmedelvärden eller fältbedömda data användes.

GAMM-modellen förklarade 42 % av variationen i humleabundans. Även här visade humleabundans ett tydligt positivt samband med blomrikedom och av växtsläkten som väd, tistlar och klint, samt ett svagt positivt samband med vegetationshöjd. Här framkom dock fler signifikanta miljövariabler än i GLM, såsom latitud, markfuktighet och transektareal. Sambanden var ofta icke-linjära, latitud visade exempelvis ett U-format samband med individantalet, medan markfuktighet hade ett unimodal samband där medelnivåer var mest gynnsamma.

En viktig likhet mellan modellerna är att båda visade negativa samband mellan abundansen och variation i blomrikedom, vilket tyder på att stabilitet i resurstillgång är viktig för humlor. En skillnad är att GAMM-modellen fångade fler komplexa samband och inkluderade år och inventeringsvarv som slumpmässiga faktorer, vilket möjliggjorde en mer robust och generaliserbar tolkning över tid.

Tack

Ett stort tack riktas till alla som bidragit till arbetet under åren 2006 till 2020. Ett särskilt tack går till all säsongsanställd fältpersonal, vars kunskaper om fjärils- och humlearter har varit avgörande för det praktiska fältarbetet under samtliga år. Tack till Karl-Olof Bergman (Linköpings universitet) och Jens Montelius Risberg (Länsstyrelsen Dalarna) för deras insatser i att utbilda fältpersonalen i artkunskap och inventeringsteknik. Tack även till Sven Hellqvist (Umeå) för artbestämning av insamlade humlor. Erik Öckinger och Anders Glimskär (båda vid SLU, Uppsala) har haft en viktig roll i planeringen av sammanställningen. Vidare tackas Anton Grafström för framtagandet av beräkningsmetoder för förändringsskattningar och värdefull statistisk expertis, samt Anders Pettersson (SLU, Umeå) för genomförda GIS-analyser. Tack även till Ben Feit (SLU, Uppsala) och Andreas Press (SLU, Umeå) för viktiga kommentarer kring innehållet. Slutligen riktas ett tack till Lisa Karlson och Johan Wallander (Jordbruksverket) för granskning av tidigare versioner av rapporten och för konstruktiva kommentarer.

Referenser

- Ahrné, K., Glimskär, A., Öckinger, E., Axelsson Linkowski, V., Chapurlat, E., Daniel Ferreira, J., Johansson, N., Jonsson, M. & Bommarco, R. (2020). *Förslag till övervakning av pollinatörer i jordbrukslandskapet - med syfte att följa upp CAP*. (Arbetsmaterial). SLU Artdatabanken.
- ArcGIS Pro (2.8.3) (2021). ESRI Inc.
- Berg, Å., Cronvall, E., Eriksson, Å., Glimskär, A., Hiron, M., Knape, J., Pärt, T., Wissman, J., Żmihorski, M. & Öckinger, E. (2019). Assessing agri-environmental schemes for semi-natural grasslands during a 5-year period: can we see positive effects for vascular plants and pollinators? *Biodiversity and Conservation*, 28 (14), 3989–4005. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01861-1>
- Bergman, K.-O., Cronvall, E., Daniel-Ferreira, J., Jonason, D., Milberg, P. & Westerberg, L. (2014). *Grannsamverkan för bättre naturvård! Utveckling av nya landskapsbaserade ersättningar för ängs- och betesmarker*. (Slutrapport Innovativ Naturvård 2014 WWF). Linköpings universitet och SLU Umeå.
- Bommarco, R., Lundin, O., Smith, H. G. & Rundlöf, M. (2012). Drastic historic shifts in bumble-bee community composition in Sweden. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279, 309–315.
- Cronvall, E. (red.) (2012). *Fältinstruktion för fjärilar och humlor i ängs- och betesmarker, NILS 2012*. Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU.
- Cronvall, E. (red.) (2020). *Fältinstruktion för fjärilar och humlor i ängs- och betesmarker 2020*. Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU.
- DeJong, T. M. (1975). A Comparison of Three Diversity Indices Based on Their Components of Richness and Evenness. *Oikos*, 26, (2), 222–227.
- Ekström, M., Esseen, P.-A., Westerlund, B., Grafström, A., Jonsson, B.G. & Ståhl, G. (2018). Logistic regression for clustered data from environmental monitoring programs. *Ecological Informatics*, 43, 165–173. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2017.10.006>
- Eriksson, Å., Sandring, S., Gallegos Torell, Å., Glimskär, A., Bergman, K.-O., Hedström Ringvall, A. & Svensson, J. (2011). *Uppföljning av kvalitetsförändringar i ängs- och betesmark via NILS år 2010*. (Arbetsrapport, 316). SLU, Institutionen för skoglig resurshushållning.
- Forsmo, J., Anderson, K., Macleod, C.J.A., Wilkinson, M.E. & Brazier, R. (2018). Drone-based structure-from-motion photogrammetry captures grassland sward height variability. Smit, I. (red.) (Smit, I., red.) *Journal of Applied Ecology*, 55 (6), 2587–2599. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13148>
- Glimskär, A., Berg, Å., Żmihorski, M., Cronvall, E. & Eriksson, Å. (2017). *Kvalitetsförändringar i ängs- och betesmarker med och utan miljöersättning*. (Utvärderingsrapport, 2017:4). Jordbruksverket.
- Glimskär, A., Cronvall, E., Lundin, A., Sjödin, M. & Christensen, P. (2016). *Uppföljning av kvalitetsförändringar i ängs- och betesmarker – revidering och utvärdering 2016*. Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU.
- Glimskär, A., Löfgren, P. & Ringvall, A. (2005). *Uppföljning av naturvärden i ängs- och betesmarker via NILS - statistisk utvärdering och förslag till design*. (Arbetsrapport, 146). SLU, Institutionen för skoglig resurshushållning och geomatik.
- Grafström, A. (2016a). Metodbeskrivning 02: Beskrivning av 2016 års koordinerade urval av objekt till AoB

- Grafström, A. (2016b). Metodbeskrivning 03: Förändringsskattning inom ÄoB vid koordinerat urval.
- Hedenås, H., Christensen, P. & Svensson, J. (2016). Changes in vegetation cover and composition in the Swedish mountain region. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188, 452. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5457-2>
- Herbertsson, L., Khalaf, R., Johnson, K., Bygebjerg, R., Blomqvist, S. & Persson, A.S. (2021). Long-term data shows increasing dominance of *Bombus terrestris* with climate warming. *Basic and Applied Ecology*, 53, 116–123. <https://doi.org/10.1016/j.baec.2021.03.008>
- Hill, M. O. (1973). Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. – *Ecology* 54: 427–432. DOI10.2307/1934352
- Hägglund, R., Adler, S., Gardfjell, H., Christensen, P. & Cronvall, E. (2017). *Uppföljning av kvalitetsförändringar i ängs- och betesmarker via NILS - Tillstånds- och förändringsskattningar baserade på data insamlade 2006-2015*. (Arbetsrapport, 472). SLU, Institutionen för skoglig resurshushållning.
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113: 363–375.
- Lhomme, P. & Hines, H.M. (2019). Ecology and Evolution of Cuckoo Bumble Bees. *Annals of the Entomological Society of America*, 112, 122–140. doi: 10.1093/aesa/say031
- Lumley, T. (2020). "survey: analysis of complex survey samples". *R package*. (4.0).
- Løken, A. (1973). Studies on Scandinavian Bumble Bees (Hymenoptera, Apidae). *Norsk entomologisk tidsskrift*, 20 (1), 1–218
- Markfuktighetsindex NMD (2019). (Nationella Marktäckedata, 06c6bb03-220a-4367-a568-e897e7205522). Naturvårdsverket. <https://metadatakatalogen.naturvardsverket.se/metadatakatalogen/GetMetaDataById?id=cae71f45-b463-447f-804f-2847869b19b0>
- Milberg, P., Bergman, K.-O., Cronvall, E., Eriksson, Å.I., Glimskär, A., Islamovic, A., Jonason, D., Löfqvist, Z. & Westerberg, L. (2016). Flower abundance and vegetation height as predictors for nectar-feeding insect occurrence in Swedish semi-natural grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 230, 47–54. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.05.029>
- Mossberg, B. & Cederberg, B. (2012). *Humlor i Sverige*. Bonnier Fakta.
- Naturcentrum, A. (2003). *Indikatorarter – metodutveckling för nationell övervakning av biologisk mångfald i ängs- och betesmarker*. (Rapport, 2003:1). Jordbruksverket.
- Naturcentrum, A. (2005). *Indikatorssystem för ängs- och betesmarker – metodutveckling för nationell övervakning av biologisk mångfald*. (Rapport, 2005:8). Jordbruksverket.
- Nordberg, A. (2014). *Utvärdering av ängs- och betesmarksinventeringen och databasen TIVA*. (Rapport, 2013:32). Jordbruksverket.
- Osborne J.L., Martin, A.P., Carreck, N.L., Swain, J.L., Knight, M.E., Goulson, D., Hale, R.J., Sanderson, R.A. (2008). Bumblebee flight distances in relation to the forage landscape. *Journal of Animal Ecology*, 77, 406–415. doi: 10.1111/j.1365-2656.2007.01333.x
- Persson, A.S., Rundlöf, M., Clough, Y. & Smith, H.G. (2015). Bumble bees show trait-dependent vulnerability to landscape simplification. *Biodiversity and Conservation*, 24 (14), 3469–3489. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-1008-3>
- Pettersson, L.B., Arnberg, H. & Mellbrand, K. (2019). *Svensk Dagfjärilsövervakning, Årsrapport 2018*. Lunds universitet.
- Pettersson, L. B. & Arnberg, H. (2025). *Svensk Dagfjärilsövervakning, Årsrapport för 2024*. Biologiska institutionen, Lunds universitet. https://www.dagfjarilar.lu.se/sites/default/files/public/pdf/sebms_2024.pdf
- Persson, A.S., & Smith, H.G. (2011). Bumblebee colonies produce larger foragers in complex landscapes. *Basic and Applied Ecology*, 12, (8), 695–702.
- R Core Team (2013). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/>
- Roswell, M., Dushoff, J. & Winfree, R. (2021). A conceptual guide to measuring species diversity. *Oikos*, 130 (3), 321–338. <https://doi.org/10.1111/oik.07202>

- Sahlin, U., Stjernman, M., Roger, F., Tyler, T., Olsson, O., Pettersson, L., Lindström, Å. & Smith, H.G. (2020). *Utveckling och test av index för biologisk mångfald i ängs- och betesmarker*. (Utvärderingsrapport, 2020:4). Jordbruksverket.
- Scheper, J., Bommarco, R., Holzschuh, A., Potts, S.G., Riedinger, V., Roberts, S.P.M., Rundlöf, M., Smith, H.G., Steffan-Dewenter, I., Wickens, J.B., Wickens, V.J., & Kleijn, D. (2015). Local and landscape-level floral resources explain effects of wildflower strips on wild bees across four European countries. *Journal of Applied Ecology*, 52, 1165–1175 doi: 10.1111/1365-2664.12479.
- Shannon, C. & Weaver, W. (1963). The Mathematical Theory of Communication.
- Simpson, E.H. (1949). Measurement of Diversity. *Nature*, 163 (4148), 688–688.
<https://doi.org/10.1038/163688a0>
- Sjödin, M. (red) 2019. Fältinstruktion för Nationell Inventering av Landskapet i Sverige, NILS år 2019.
https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/nils/publikationer/2019/nils_faltinstruktion_webb_ht_2019_2.pdf
- Ståhl, G., Allard, Å., Esseén, P.-Å., Glimskär, A., Ringvall, A., Svensson, J., Sundquist, S., Christensen, P., Torell, Å.G., Högstöm, M., Lagerqvist, K., Marklund, L., Nilsson, B. & Inghe, O. (2011). National Inventory of Landscapes in Sweden (NILS)—scope, design, and experiences from establishing a multiscale biodiversity monitoring system. *Environmental Monitoring and Assessment*, 173 (1–4), 579–595.
<https://doi.org/10.1007/s10661-010-1406-7>
- Suhonen, J., Rannikko, J. & Sorvari, J. (2015). The rarity of host species affects the co-extinction risk in socially parasitic bumblebee *Bombus* (*Psithyrus*) species. *Annales Zoologici Fennici*, 52, 236–242.
- Sunde, J., Franzén, M., Betzholtz, P.-E., Francioli, Y., Pettersson, L.B., Pöyry, J., Ryrholm, N. & Forsman, A. (2023). Century-long butterfly range expansions in northern Europe depend on climate, land use and species traits. *Communications Biology*, 6 (1), 601.
<https://doi.org/10.1038/s42003-023-04967-z>
- Van Swaay, C.A.M., Dennis, E.B., Schmucki, R., Sevilleja, C.G., Balalaikins, M., Botham, M., Bourn, N.A.D., Brereton, T.M., Cancela, J.P., Carlisle, B., Chambers, P., Collins, S., Dopagne, C., Escobés, R., Feldmann, R., Fernández-García, J.M., Fontaine, B., Gracianteparaluceta, A., Harrower, C., Harpke, A., Heliölä, J., Komac, B., Kühn, E., Lang, A., Maes, D., Mestdagh, X., Middlebrook, I., Monasterio-León, Y., Munguira, M.L., Murray, T., Musche, M., Öunap, E., Paramo, F., Pettersson, L., Piqueray, J., Settele, J., Stefanescu, C., Švitra, G., Tiitsaar, A., Verovnik, R., Warren, M.S., Wynhoff, I. & Roy, D.B. (2019). *The EU Butterfly Indicator for Grassland species: 1990-2017: Technical Report*. Butterfly Conservation Europe.
- Van Swaay, C.A.M., Nowicki, P., Settele, J. & van Strien, A.J. (2008). Butterfly monitoring in Europe: methods, applications and perspectives. *Biodiversity and Conservation*, 17 (14), 3455–3469. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9491-4>
- Wallander, J., Karlsson, L., Berglund, H., Mebus, F., Nilsson, L., Bruun, M. & Johansson, L. (2019). *Plan för odlingslandskapets biologiska mångfald*. (Rapport, 2019:1). Jordbruksverket.
- Walther-Hellwig, K. & Frankl, R. (2000). Foraging habitats and foraging distances of bumblebees, *Bombus* spp. (Hym., Apidae), in an agricultural landscape. *Journal of Applied Entomology*, 124, 299–306.
- Willis, A. D. (2019). Rarefaction, alpha diversity, and statistics. *Frontiers in Microbiology* 10:2407. doi: 10.3389/fmicb.2019.02407
- Wood, S.N. (2004) Stable and efficient multiple smoothing parameter estimation for generalized additive models. *Journal of the American Statistical Association*. 99:673–686.
- Wood, S. (2022). *Mixed GAM Computation Vehicle with Automatic Smoothness Estimation - R package "mgcv"* (1.8).
- Zuur, A.F., Ieno, E.N. & Smith, G.M. (2007) *Analysing Ecological Data*. Springer, New York.

Bilaga 1 Artlistor

Tabell 9: Humlearterna som ingår i inventeringen och indelning i funktionella grupper som används i analyserna.

Trivialnamn	Vetenskapligt namn	Tunglängd [mm]	Grupp tunglängd	Grupp flygtid drottning
Alphumla	<i>Bombus alpinus</i>	9,6	kort	tidig
Fjällhumla	<i>Bombus balteatus</i>	17,8	lång	
Tajgahumla	<i>Bombus cingulatus</i>	10,7	kort	
Stormhattshumla	<i>Bombus consobrinus</i>	17,3	lång	sen
Klöverhumla	<i>Bombus distinguendus</i>	11,2	lång	sen
Trädgårdshumla	<i>Bombus hortorum</i>	14,6	lång	sen
Backhumla	<i>Bombus humilis</i>	10,7	kort	tidig
Tundrahumla ¹	<i>Bombus hyperboreus</i>	18,4	lång	sen
Hushumla	<i>Bombus hypnorum</i>	9,2	kort	tidig
Ljunghumla	<i>Bombus jonellus</i>	8,1	kort	sen
Stenhumla	<i>Bombus lapidarius</i>	10,9	kort	tidig
Lapphumla	<i>Bombus lapponicus</i>	8,4	kort	tidig
Ljus jordhumla	<i>Bombus lucorum</i>	8,5	kort	tidig
Berghumla	<i>Bombus monticola</i>	8,3	kort	tidig
Mosshumla	<i>Bombus muscorum</i>	10,4	kort	sen
Åkerhumla	<i>Bombus pascuorum</i>	10,6	kort	tidig
Ängshumla	<i>Bombus pratorum</i>	9,3	kort	tidig
Polarhumla	<i>Bombus pyrrhopygus</i>	9,6	kort	sen
Gräshumla	<i>Bombus ruderarius</i>	11,1	lång	sen
Blåklockshumla	<i>Bombus soroensis</i>	8,8	kort	sen
Rallarjordhumla	<i>Bombus sporadicus</i>	9,7	kort	sen
Vallhumla	<i>Bombus subterraneus</i>	11,6	lång	sen
Haghumla	<i>Bombus sylvarum</i>	10,6	kort	sen
Mörk jordhumla	<i>Bombus terrestris</i>	10,1	kort	tidig
Sandhumla ¹	<i>Bombus veteranus</i>	10,6	kort	
Tjuvhumla	<i>Bombus wurflenii</i>	11,0	kort	sen
Snylthumlor				
Trädgårdssnylthumla	<i>Bombus barbutellus</i>	Broksnylthumla	<i>Bombus quadricolor</i>	
Jordsnylthumla	<i>Bombus bohemicus</i>	Stensnylthumla	<i>Bombus rupestris</i>	
Åkersnylthumla	<i>Bombus campestris</i>	Ängssnylthumla	<i>Bombus sylvestris</i>	
Lappsnylthumla	<i>Bombus flavidus</i>	Sydsnylthumla	<i>Bombus vestalis</i>	
Hussnylthumla	<i>Bombus norvegicus</i>			

¹ Arten har inte observerats i stickprovet.

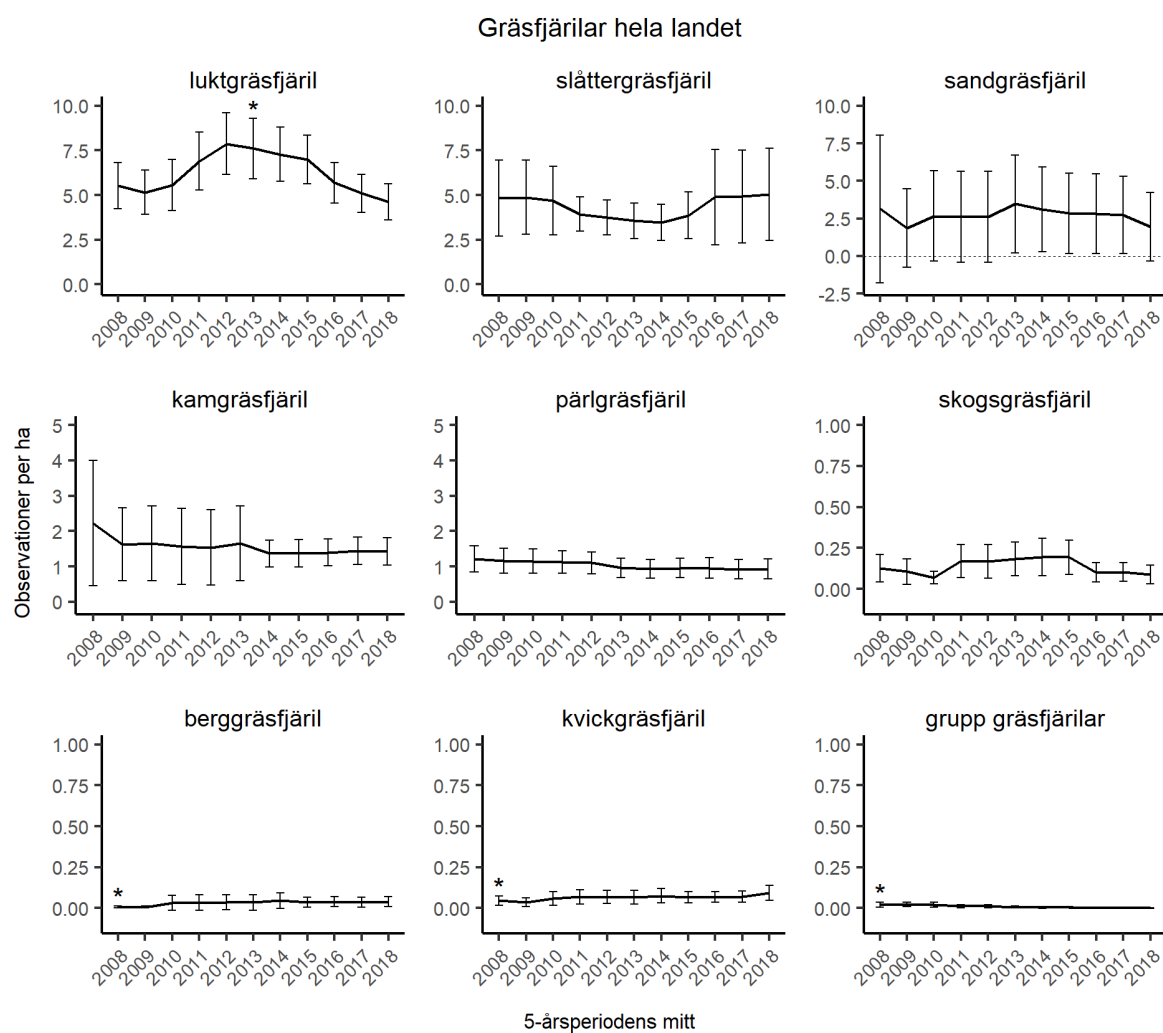
Tabell 10: Fjärilsarter som ingår i inventeringen, indelning i funktionella grupper och arter som ingår i den europeiska miljöindikatorn för gräsmarksarter (G) och miljöindikatorn för allmänna fjärilsarter (A). Arter som tidigare saknat uppgifter om flygtid eller värdväxt, detta rör mestadels nordliga arter, bastardsvärmare och dagsvärmare, har inte ingått i respektive analys. I framtida analyser kommer även flygtider och värdväxtinformation tas med om dessa arter.

Trivialnamn	Vetenskapligt namn	Flygtid	Värdväxt	G	A
Ängsmetallvinge	<i>Adscita statices</i>				
Påfågelöga	<i>Aglais io</i>	hela säsongen	örter/ris		x
Nässelfjäril	<i>Aglais urticae</i>	hela säsongen	örter/ris		x
Aurorafjäril	<i>Anthocharis cardamines</i>	tidigt	örter/ris	x	
Sälgskimmerfjäril	<i>Apatura iris</i>				
Luktgräsfjäril	<i>Aphantopus hyperantus</i>	sent	gräs/halvgräs		x
Hagtornsfjäril	<i>Aporia crataegi</i>	sent	träd/buskar		
Kartfjäril	<i>Araschnia levana</i>	hela säsongen	örter/ris		
Skogspärlemorfjäril	<i>Argynnis adippe</i>	hela säsongen	örter/ris		x
Ängspärlemorfjäril	<i>Argynnis aglaja</i>	hela säsongen	örter/ris		x
Hedpärlemorfjäril	<i>Argynnis niobe</i>				
Silverstreckad pärlemorfjäril	<i>Argynnis paphia</i>	hela säsongen	örter/ris		x
Rödfläckig blåvinge	<i>Aricia agestis</i>				
Midsommarblåvinge	<i>Aricia artaxerxes</i>	hela säsongen	örter/ris		
Brun blåvinge	<i>Aricia eumedon</i>	sent	örter/ris		
Turkos blåvinge	<i>Aricia nicias</i>	hela säsongen	örter/ris		
Myrpärlemorfjäril	<i>Boloria aquilonaris</i>	hela säsongen	örter/ris		
Arktisk pärlemorfjäril	<i>Boloria chariclea</i>				
Svartringlad pärlemorfjäril	<i>Boloria eunomia</i>	sent	örter/ris		
Prydlig pärlemorfjäril	<i>Boloria euphrosyne</i>	sent	örter/ris		
Frejas pärlemorfjäril	<i>Boloria freija</i>	tidigt	örter/ris		
Friggas pärlemorfjäril	<i>Boloria frigga</i>	sent	örter/ris		
Dvärgpärlemorfjäril	<i>Boloria improba</i>				
Fjällpärlemorfjäril	<i>Boloria napaea</i>				
Högnordisk pärlemorfjäril	<i>Boloria polaris</i>				
Brunfläckig pärlemorfjäril	<i>Boloria selene</i>	hela säsongen	örter/ris		
Bäckpärlemorfjäril	<i>Boloria thore</i>				
Älggräspärlemorfjäril	<i>Brenthis ino</i>	hela säsongen	örter/ris		x
Grönsnabbvinge	<i>Callophrys rubi</i>	tidigt	örter/ris		x
Gulfläckig glanssmygare	<i>Carterocephalus palaemon</i>	tidigt	gräs/halvgräs		
Svartfläckig glanssmygare	<i>Carterocephalus silvicola</i>	tidigt	gräs/halvgräs		
Tostebåvinge	<i>Celastrina argiolus</i>	hela säsongen	träd/buskar		
Pärlgräsfjäril	<i>Coenonympha arcania</i>	sent	gräs/halvgräs		x
Brun gräsfjäril	<i>Coenonympha hero</i>	sent	gräs/halvgräs		
Kamgräsfjäril	<i>Coenonympha pamphilus</i>	hela säsongen	gräs/halvgräs	x	x
Starrgräsfjäril	<i>Coenonympha tullia</i>	hela säsongen	gräs/halvgräs		
Rödgul höfjäril	<i>Colias croceus</i>				
Högnordisk höfjäril	<i>Colias hecla</i>				
Ljusgul höfjäril	<i>Colias hyale</i>				
Svavelgul höfjäril	<i>Colias palaeno</i>	sent	örter/ris		
Fjällhöfjäril	<i>Colias tyche</i>				
Mindre blåvinge	<i>Cupido minimus</i>	tidigt	örter/ris	x	
Ängsblåvinge	<i>Cyaniris semiargus</i>	sent	örter/ris	x	
Disas gräsfjäril	<i>Erebia disa</i>	sent	gräs/halvgräs		
Gulringad gräsfjäril	<i>Erebia embla</i>				
Skogsgräsfjäril	<i>Erebia ligea</i>	hela säsongen	gräs/halvgräs		
Fjällgräsfjäril	<i>Erebia pandrose</i>	sent	gräs/halvgräs		
Högnordisk gräsfjäril	<i>Erebia polaris</i>				
Skogsvisslare	<i>Erynnis tages</i>	tidigt	örter/ris	x	

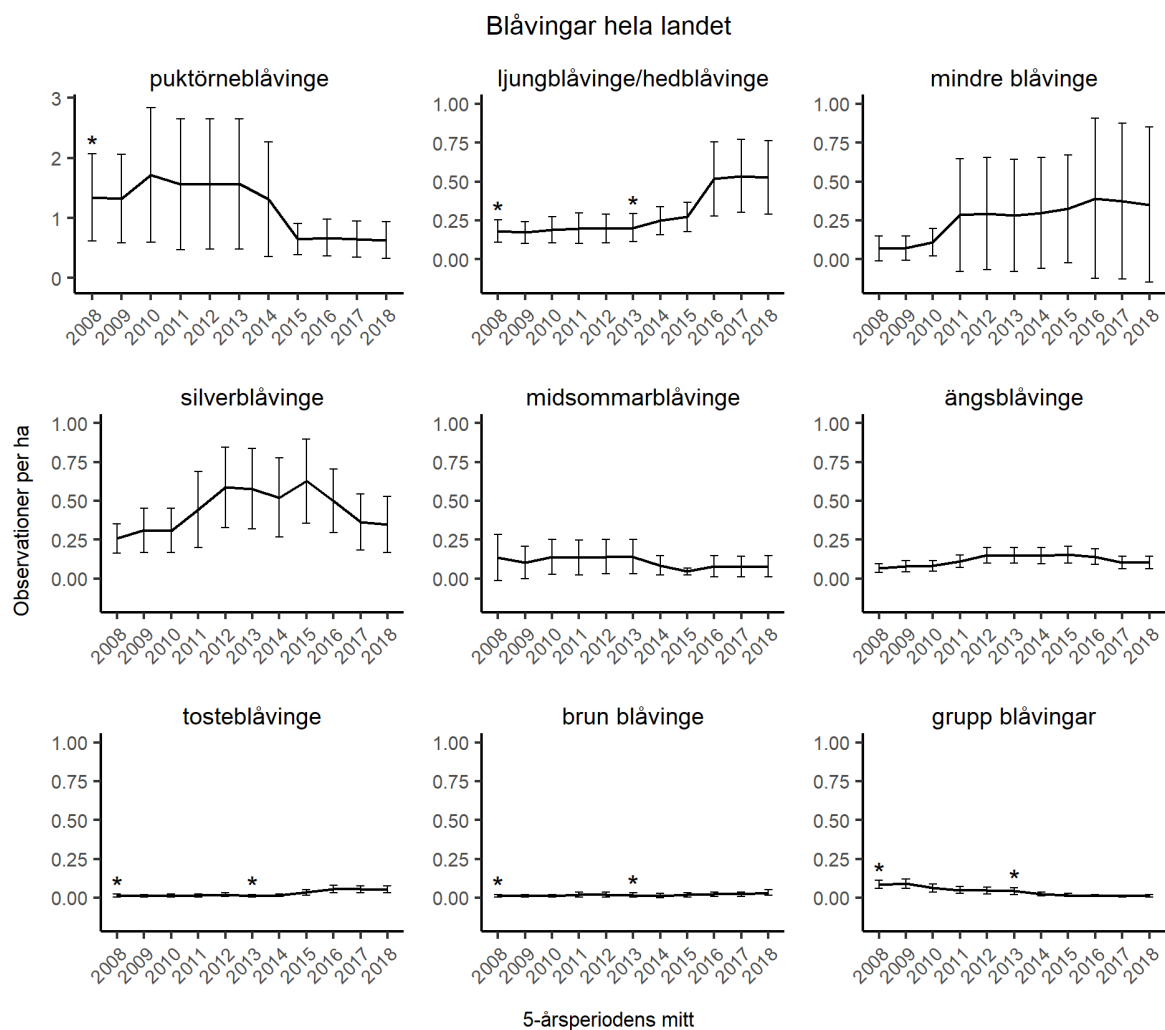
Trivialnamn	Vetenskapligt namn	Flygtid	Värdväxt	G	A
Väddnåtfjäril	<i>Euphydryas aurinia</i>			x	
Lappnåtfjäril	<i>Euphydryas iduna</i>				
Asknåtfjäril	<i>Euphydryas maturna</i>	sent	träd/buskar		
Eksnabbvinge	<i>Favonius quercus</i>	hela säsongen	träd/buskar		
Klöverblåvinge	<i>Glaucopteryx alexis</i>	sent	örter/ris		
Citronfjäril	<i>Gonepteryx rhamni</i>	hela säsongen	träd/buskar		x
Gullvivefjäril	<i>Hamearis lucina</i>	tidigt	örter/ris		
Humlelik dagsvärmare	<i>Hemaris fuciformis</i>				
Svävflugelik dagsvärmare	<i>Hemaris tityus</i>				
Silversmygare	<i>Hesperia comma</i>	hela säsongen	gräs/halvgräs		
Fjällsilversmygare	<i>Hesperia comma ssp. catena</i>				
Spegelsmygare	<i>Heteropterus morpheus</i>				
Sandgräsfjäril	<i>Hipparchia semele</i>	hela säsongen	gräs/halvgräs		
Segelfjäril	<i>Iphiclides podalirius</i>				
Storfläckig pärlemorfjäril	<i>Issoria lathonia</i>	hela säsongen	örter/ris		
Vitgräsfjäril	<i>Lasiommata maera</i>	sent	gräs/halvgräs		
Svingelgräsfjäril	<i>Lasiommata megera</i>	hela säsongen	gräs/halvgräs	x	
Berggräsfjäril	<i>Lasiommata petropolitana</i>	tidigt	gräs/halvgräs		
Skogs-/Ängsvitvinge	<i>Leptidea sinapis/juvernica</i>	hela säsongen	örter/ris		
Aspfjäril	<i>Limenitis populi</i>	sent	träd/buskar		
Dågräsfjäril	<i>Lopinga achine</i>	hela säsongen	gräs/halvgräs		
Violett guldvinge	<i>Lycaena helle</i>	tidigt	örter/ris		
Violettekantad guldvinge	<i>Lycaena hippothoe</i>	sent	örter/ris		
Mindre guldvinge	<i>Lycaena phlaeas</i>	hela säsongen	örter/ris	x	
Vitfläckig guldvinge	<i>Lycaena virgaureae</i>	hela säsongen	örter/ris		
Svartfläckig blåvinge	<i>Maculinea arion</i>	hela säsongen	örter/ris	x	
Slättergräsfjäril	<i>Maniola jurtina</i>	sent	gräs/halvgräs	x	x
Skogsnätfjäril	<i>Melitaea athalia</i>	sent	örter/ris		x
Veronikanåtfjäril	<i>Melitaea britomartis</i>	sent	örter/ris		
Ängsnåtfjäril	<i>Melitaea cinxia</i>	sent	örter/ris		
Sotnätfjäril	<i>Melitaea diamina</i>	sent	örter/ris		
Sorgmantel	<i>Nymphalis antiopa</i>	hela säsongen	träd/buskar		
Körsbärsfuks	<i>Nymphalis polychloros</i>				
Videfuks	<i>Nymphalis xanthomelas</i>				
Ängssmygare	<i>Ochlodes sylvanus</i>	sent	gräs/halvgräs	x	x
Tundragräsfjäril	<i>Oeneis bore</i>				
Tallgräsfjäril	<i>Oeneis jutta</i>				
Myrgräsfjäril	<i>Oeneis norna</i>				
Makaonfjäril	<i>Papilio machaon</i>	tidigt	örter/ris		
Kvickgräsfjäril	<i>Pararge aegeria</i>	hela säsongen	gräs/halvgräs		
Apollofjäril	<i>Parnassius apollo</i>	hela säsongen	örter/ris		
Mnemosynefjäril	<i>Parnassius mnemosyne</i>				
Alkonblåvinge	<i>Phengaris alcon</i>				
Kålfjäril	<i>Pieris brassicae</i>	hela säsongen	örter/ris		x
Rapsfjäril	<i>Pieris napi</i>	hela säsongen	örter/ris		x
Rovfjäril	<i>Pieris rapae</i>	hela säsongen	örter/ris		x
Högnordisk blåvinge	<i>Plebejus aquilo</i>				
Ljung-/Hedblåvinge	<i>Plebejus argus/idas</i>	hela säsongen	örter/ris		x
Kronärtsblåvinge	<i>Plebejus argyrognomon</i>	hela säsongen	örter/ris		
Violett blåvinge	<i>Plebejus optilete</i>	hela säsongen	örter/ris		
Fjällvickerblåvinge	<i>Plebejus orbitulus</i>				
Vinbärsfuks	<i>Polygonia c-album</i>	hela säsongen	örter/ris		
Silverblåvinge	<i>Polyommatus amandus</i>	sent	örter/ris		
Väpplingblåvinge	<i>Polyommatus dorylas</i>	hela säsongen	örter/ris		
Puktörneblåvinge	<i>Polyommatus icarus</i>	hela säsongen	örter/ris	x	x

Trivialnamn	Vetenskapligt namn	Flygtid	Värdväxt	G	A
Grönfläckig vitfjäril	<i>Pontia daplidice</i>				
Kattunvislare	<i>Pyrgus alveus</i>				
Blomvislare	<i>Pyrgus andromedae</i>				
Backvislare	<i>Pyrgus armoricanus</i>	hela säsongen	örter/ris		
Myrvislare	<i>Pyrgus centaureae</i>				
Smultronvislare	<i>Pyrgus malvae</i>	tidigt	örter/ris		
Krattsnabbvinge	<i>Satyrrium ilicis</i>				
Busksnabbvinge	<i>Satyrrium pruni</i>	sent	träd/buskar		
Almsnabbvinge	<i>Satyrrium w-album</i>	hela säsongen	träd/buskar		
Fetörtsblåvinge	<i>Scolitantides orion</i>				
Eldsnabbvinge	<i>Thecla betulae</i>	hela säsongen	träd/buskar		
Mindre tåtelsmygare	<i>Thymelicus lineola</i>	hela säsongen	gräs/halvgräs		x
Större tåtelsmygare	<i>Thymelicus sylvestris</i>				
Amiral	<i>Vanessa atalanta</i>	hela säsongen	örter/ris		
Tistelfjäril	<i>Vanessa cardui</i>	hela säsongen	örter/ris		
Fjällbastardsvärmare	<i>Zygaena exulans</i>				
Sexfläckig bastardsvärmare	<i>Zygaena filipendulae</i>				
Bredbrämad bastardsvärmare	<i>Zygaena lonicerae</i>				
Klubbsprötad bastardsvärmare	<i>Zygaena minos</i>				
Smalsprötad bastardsvärmare	<i>Zygaena osterodensis</i>				
Mindre bastardsvärmare	<i>Zygaena viciae</i>				

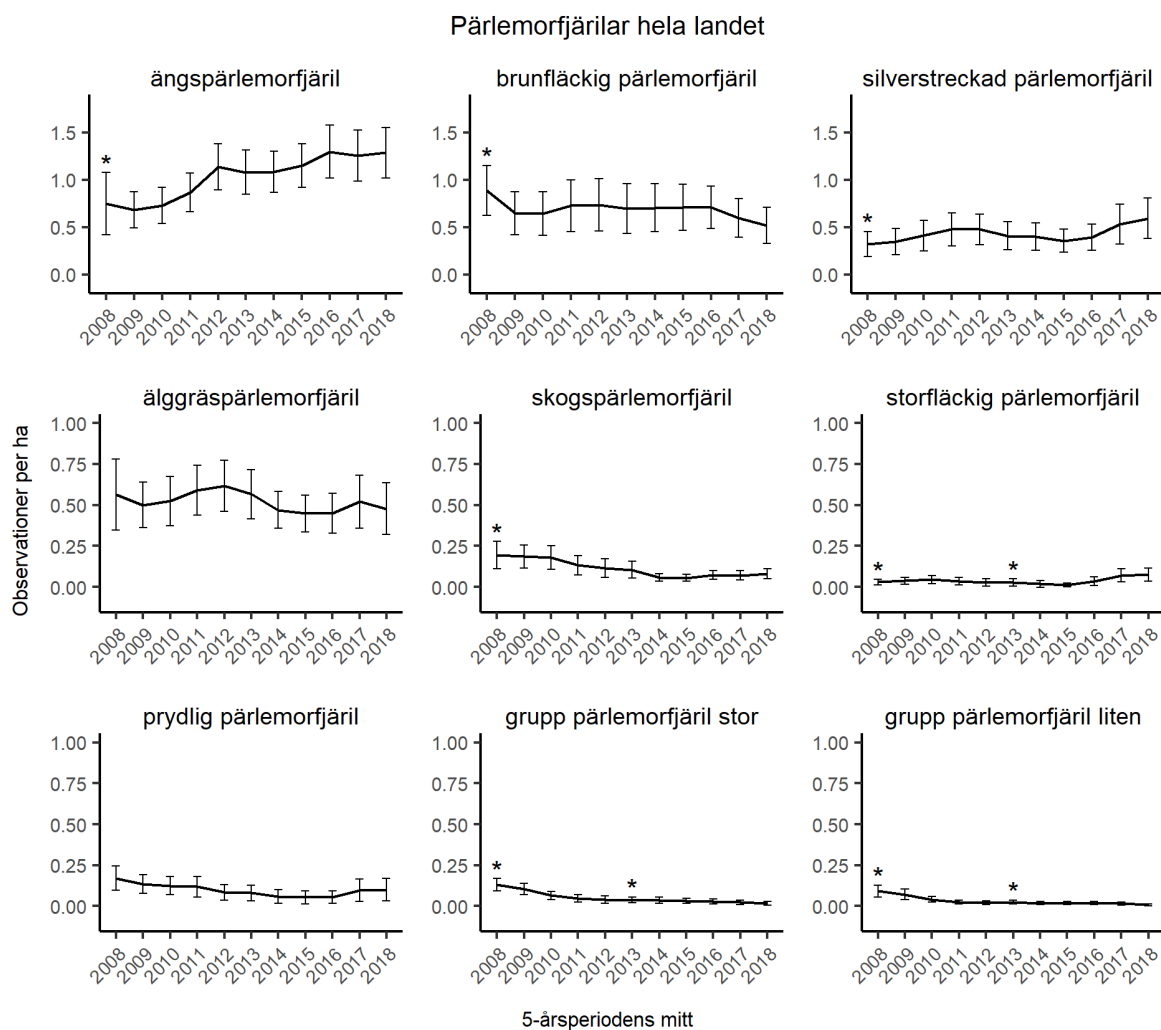
Bilaga 2 Figurer enskilda arter



Figur 25. Gräsfjärilar: Glidande 5-årsmedelvärden över antal fjärilar/ha för fem regioner och hela Sverige. Årtalen representerar mitten för varje 5-årsperiod. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant ändring mellan första (mitt 2008), respektive andra (mitt 2013) och tredje 5-årsperiod (mitt 2018).

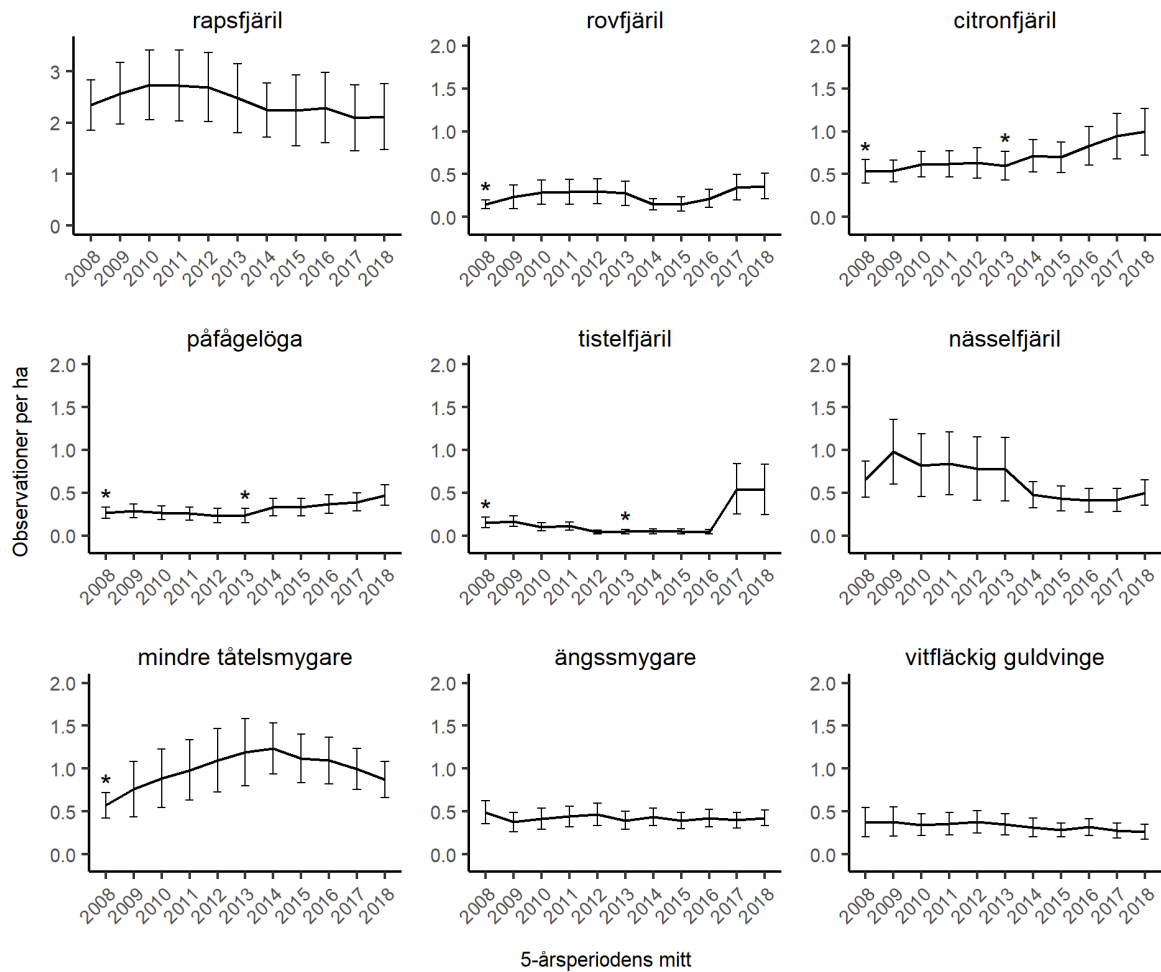


Figur 26. Blåvingar: Glidande 5-årsmedelvärden över antal fjärilar/ha för fem regioner och hela Sverige. Årtalen representerar mitten för varje 5-årsperiod. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant ändring mellan första (mitt 2008), respektive andra (mitt 2013) och tredje 5-årsperiod (mitt 2018).



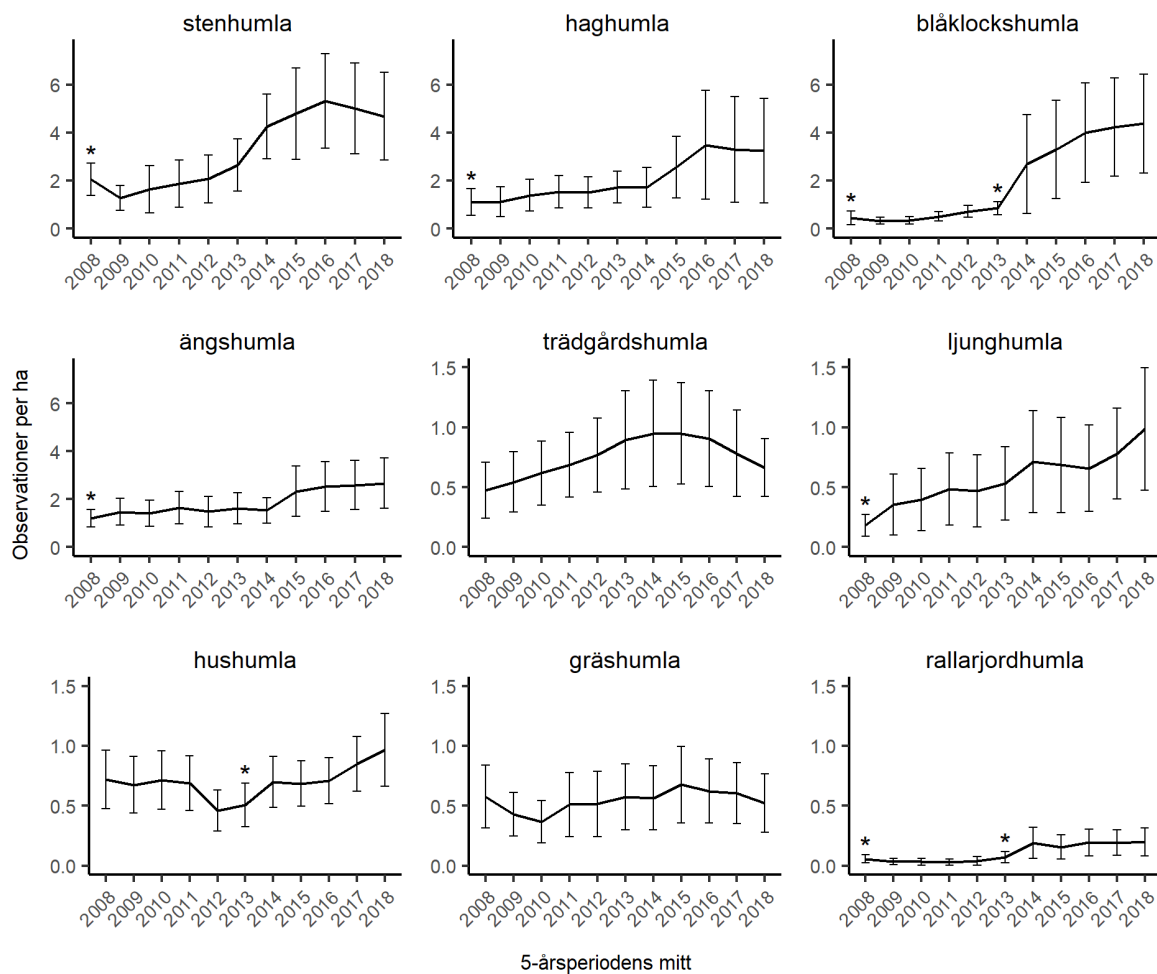
Figur 27. Pärlemorfjärilar: Glidande 5-årsmedelvärden över antal fjärilar/ha för fem regioner och hela Sverige. Årtalen representerar mitten för varje 5-årsperiod. Felstaplarna visar 95%-iga konfidens-intervall. Asterisk visar en signifikant ändring mellan första (mitt 2008), respektive andra (mitt 2013) och tredje 5-årsperiod (mitt 2018).

Övriga vanliga fjärilsarter hela landet



Figur 28. Övriga vanliga fjärilsarter, som inte ingår i någon av grupperna ovan: Glidande 5-årsmedelvärden över antal fjärilar/ha för fem regioner och hela Sverige. Årtalen representerar mitten för varje 5-årsperiod. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant ändring mellan första (mitt 2008), respektive andra (mitt 2013) och tredje 5-årsperiod (mitt 2018).

Övriga vanliga humlearter hela landet



Figur 29. Övriga vanliga humlearter: Glidande 5-årsmedelvärden över antal fjärilar/ha för fem regioner och hela Sverige. Årtalen representerar mitten för varje 5-årsperiod. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall. Asterisk visar en signifikant ändring mellan första (mitt 2008), respektive andra (mitt 2013) och tredje 5-årsperiod (mitt 2018).

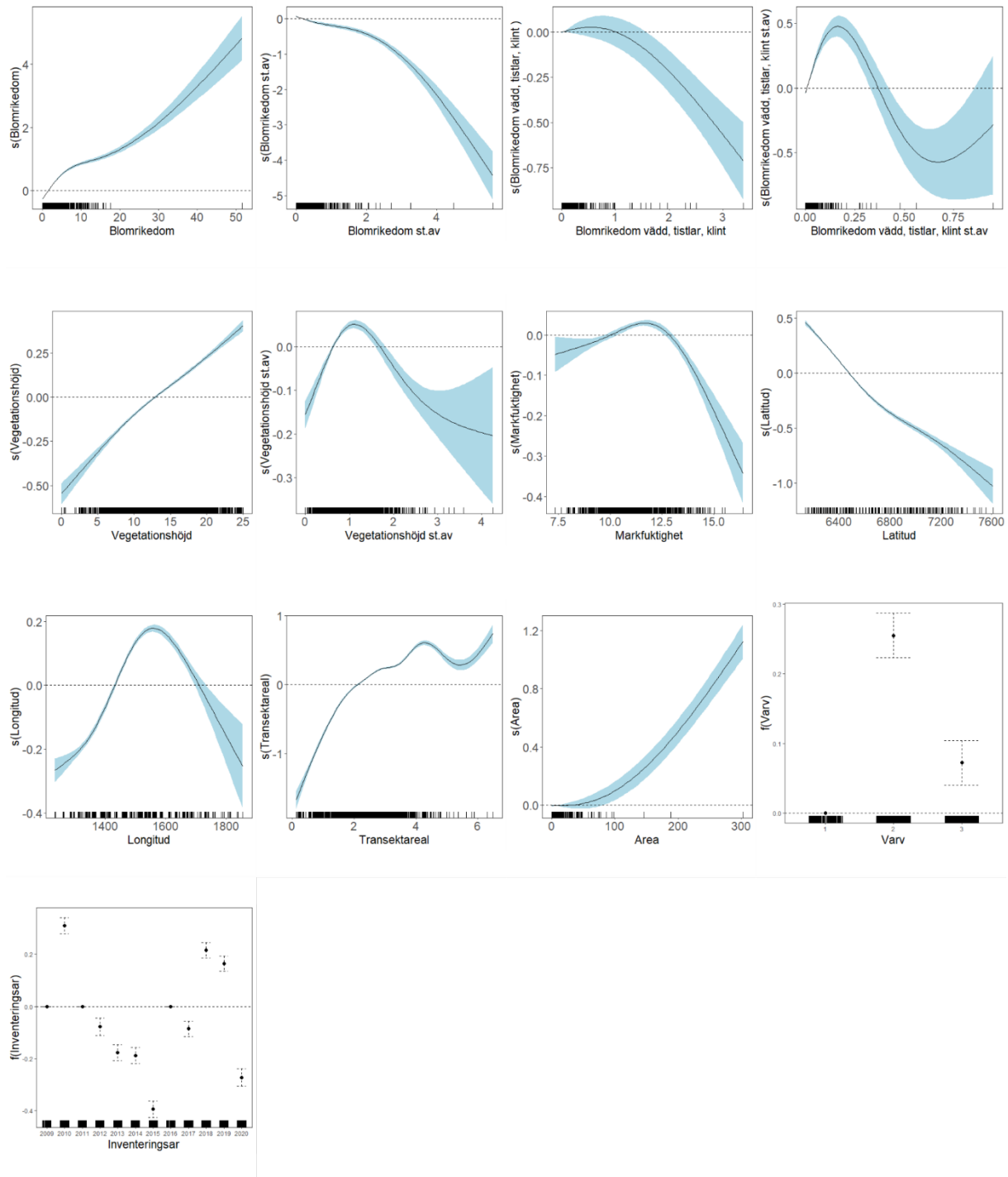
Bilaga 3 Figurer GAMM

Bilagan innehåller grafer som illustrerar modellerna (som beskrivs i kapitel 3.6) och deras samband mellan den beroende variabeln (individantal eller artantal) och respektive förklarande variabel. Graferna ger en visuell representation av hur variablerna påverkar fjärils- och humlepopulationerna.

En stigande kurva indikerar ett positivt samband, medan en fallande kurva visar ett negativt samband. Den streckade 0-linjen representerar modellens intercept och motsvarar baslinjenivån för den beroende variabeln. De blå fälten markerar 95 % konfidensintervall, och om dessa överlappar 0-linjen innebär det att sambandet inte är signifikant i den delen av kurvan.

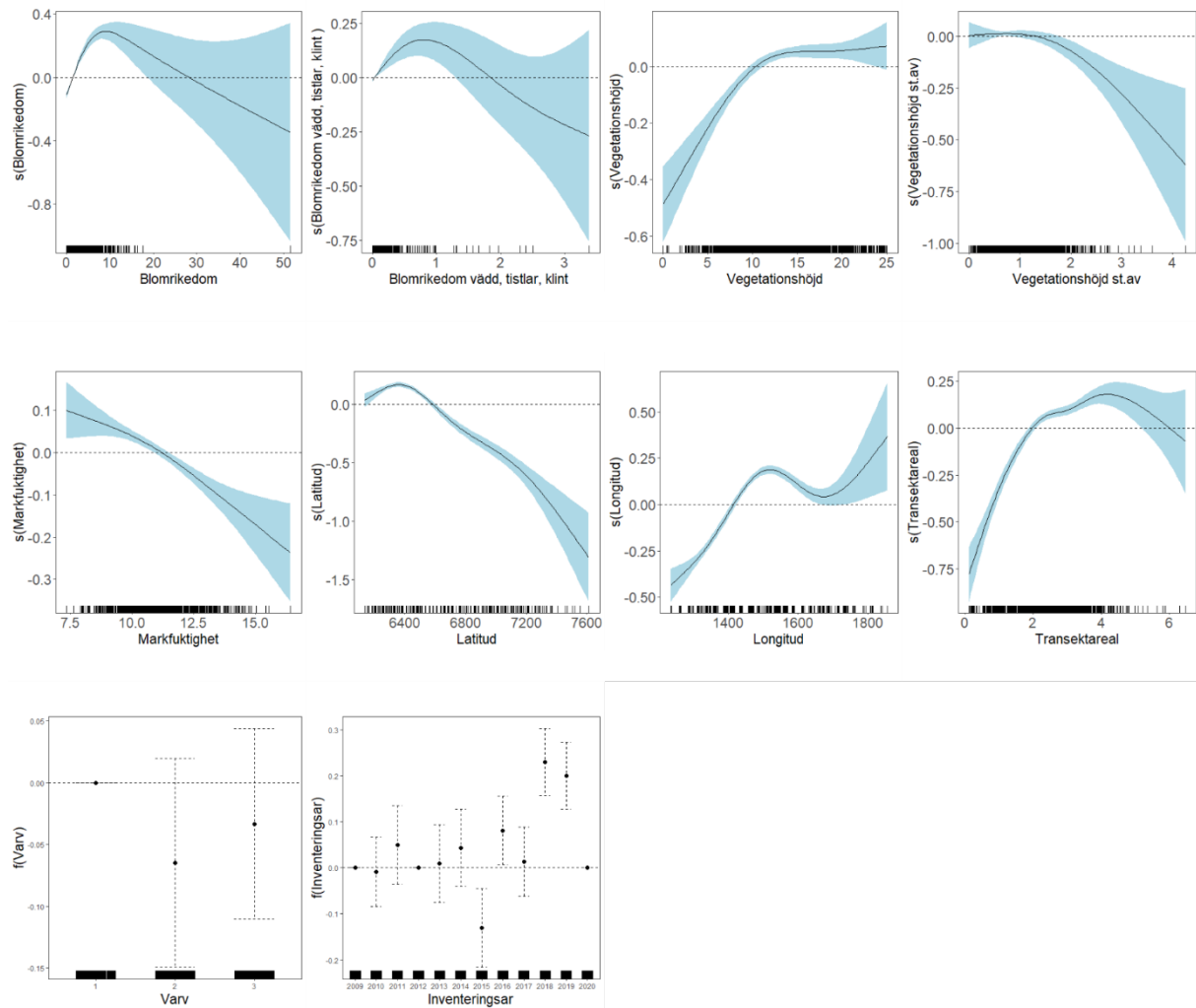
Fördelningen av datapunkter på x-axeln visar den förklarande variabelns spridning, där en jämnare fördelning längs axeln ger en mer tillförlitlig modell. Y-axeln visar effekten av respektive variabel, där effekterna är jämförbara mellan graferna och additiva inom modellen. Det innebär att summan av alla effektvärden vid en viss punkt motsvarar det transformerade värdet av den beroende variabeln.

Fjärilar antal individer



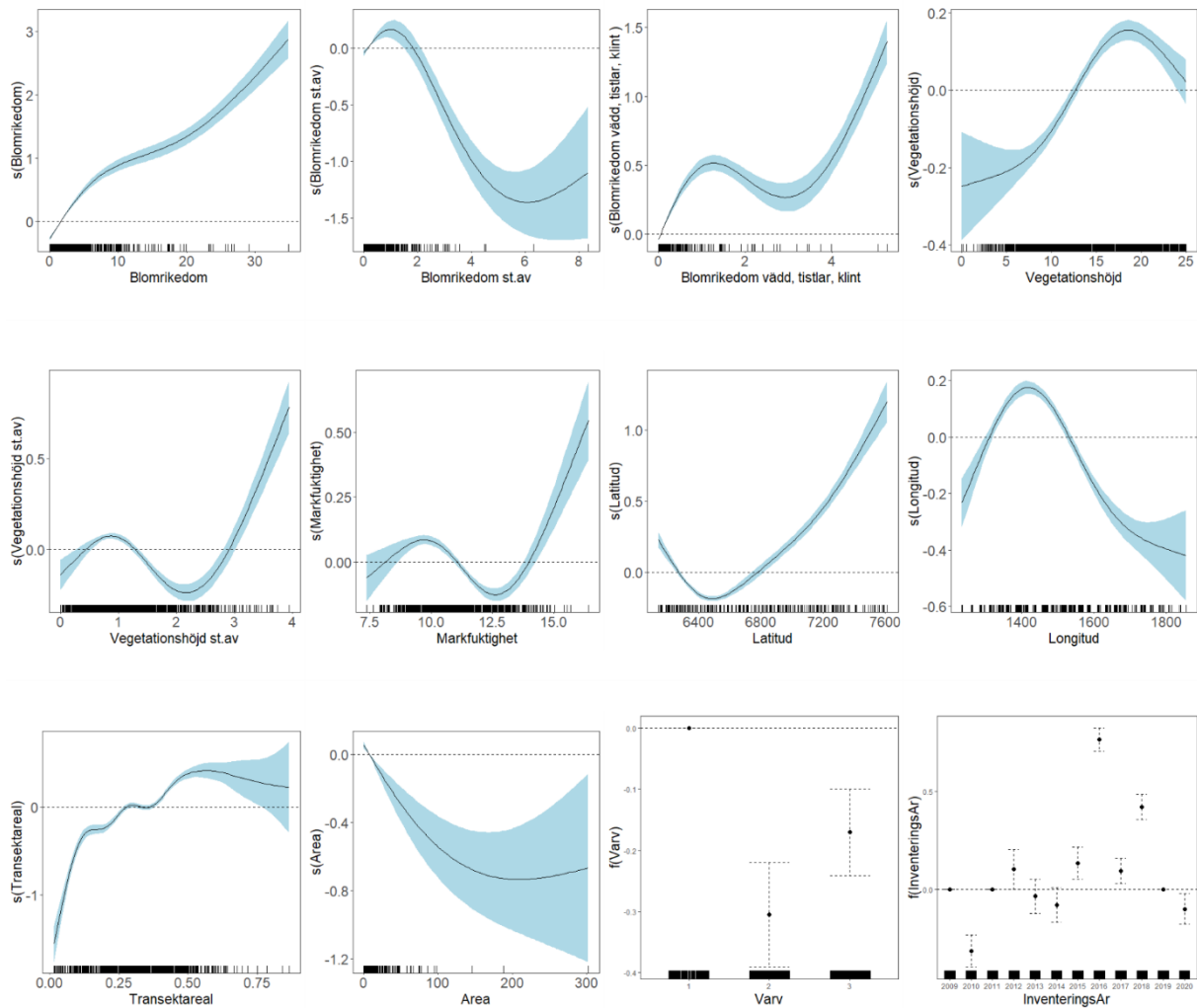
Figur 30. Figurerna visar de skattade effekterna av varje miljövariabel i modellen på fjärilarnas individantal. X-axeln representerar värdena för respektive prediktor (exempelvis blomrikedom, latitud, eller vegetationshöjd). Y-axeln visar den partiella effekten av en given variabel på responsvariabeln (individantalet), där positiva värden innebär en ökning av individantalet och negativa värden en minskning. Den blå linjen visar den skattade trenden för respektive variabel, baserad på den generaliserade additiva modellen. Det skuggade området runt linjen representerar konfidensintervallet, vilket anger osäkerheten i skattningen. Ett bredare område betyder större osäkerhet. Svarta streck längs X-axeln markerar datapunkternas fördelning, vilket ger en indikation om var data är mest koncentrerad.

Fjärilar antal arter



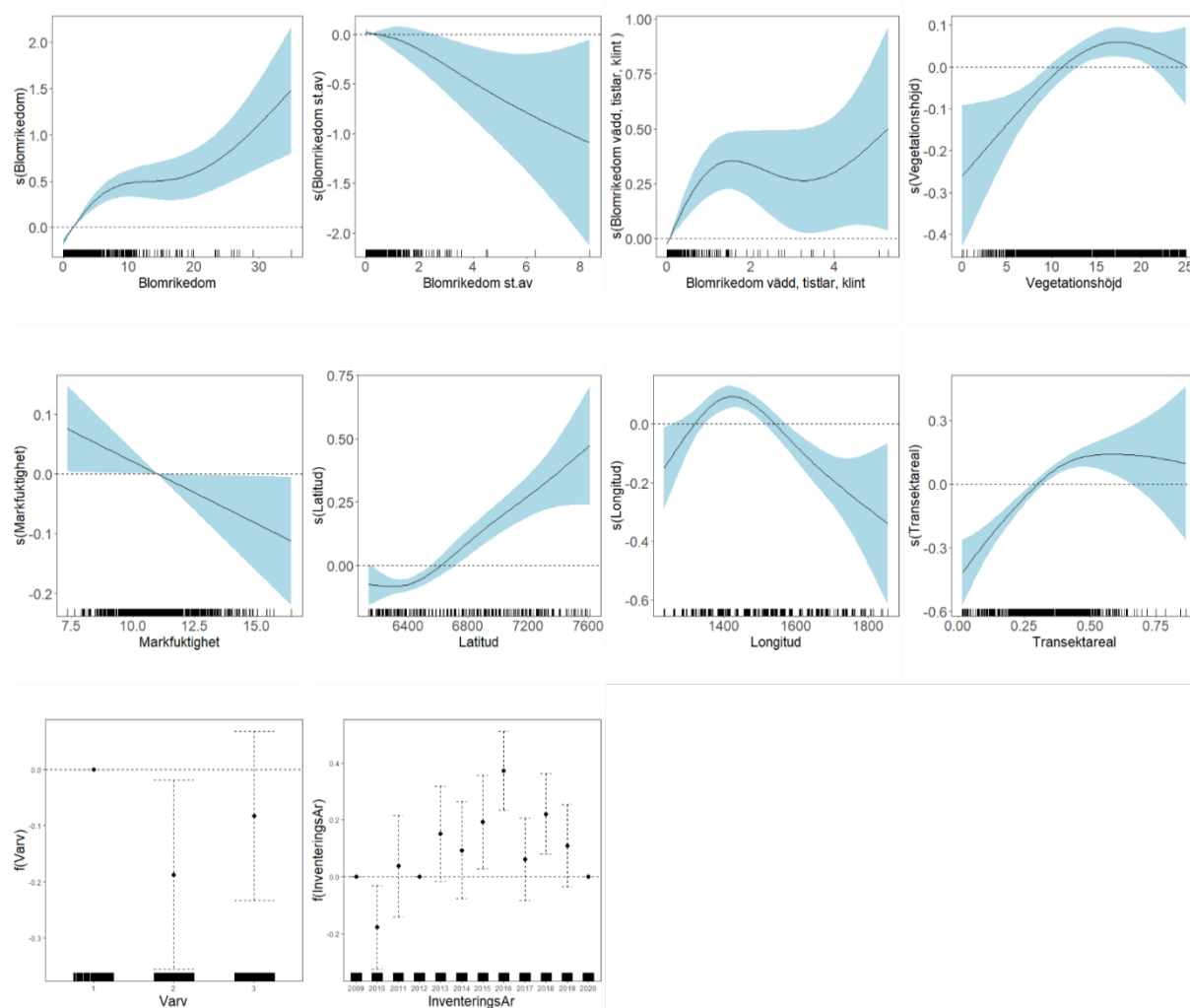
Figur 31. Figurerna visar de skattade effekterna av varje miljövariabel i modellen på fjärilarnas artantal. X-axeln representerar värdena för respektive prediktor (exempelvis blomrikedom, latitud, eller vegetationshöjd). Y-axeln visar den partiella effekten av en given variabel på responsvariabeln (individantalet), där positiva värden innebär en ökning av individantalet och negativa värden en minskning. Den blå linjen visar den skattade trenden för respektive variabel, baserad på den generaliserade additiva modellen. Det skuggade området runt linjen representerar konfidensintervallet, vilket anger osäkerheten i skattningen. Ett bredare område betyder större osäkerhet. Svarta streck längs X-axeln markerar datapunkternas fördelning, vilket ger en indikation om var data är mest koncentrerad.

Humlor antal individer



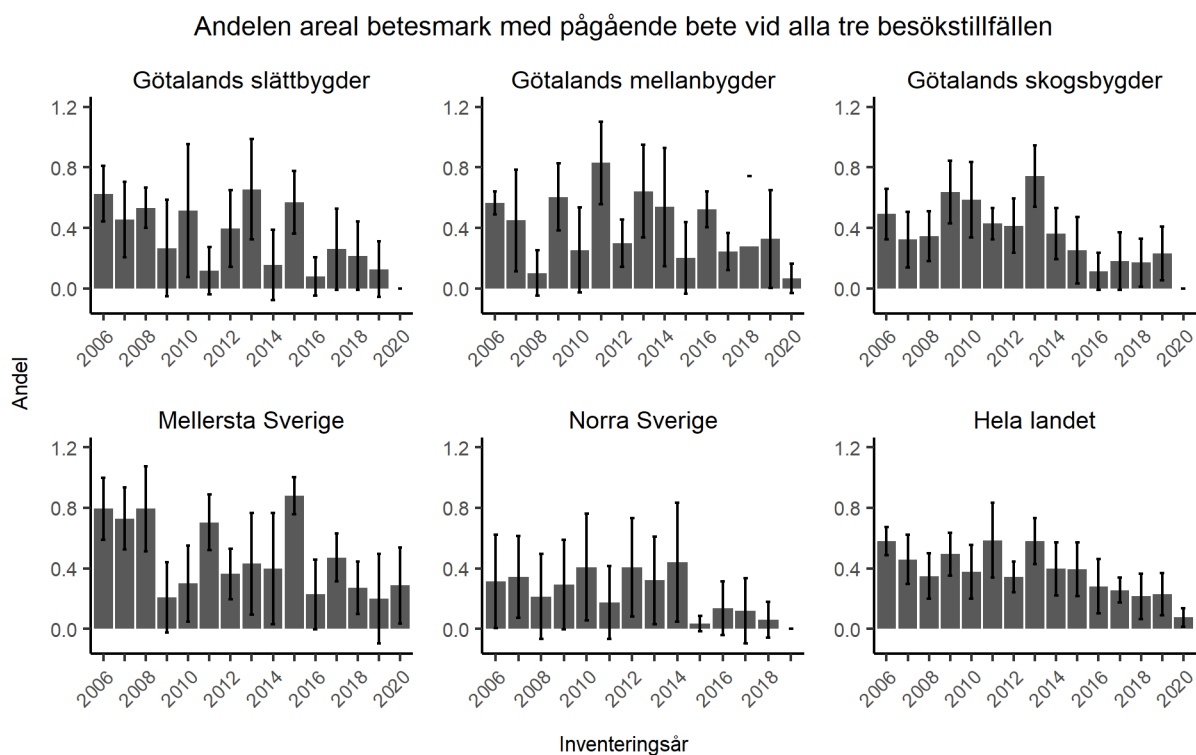
Figur 32. Figurerna visar de skattade effekterna av varje miljövariabel i modellen på humlornas individantal. X-axeln representerar värdena för respektive prediktor (exempelvis blomrikedom, latitud, eller vegetationshöjd). Y-axeln visar den partiella effekten av en given variabel på responsvariabeln (individantalet), där positiva värden innebär en ökning av individantalet och negativa värden en minskning. Den blå linjen visar den skattade trenden för respektive variabel, baserad på den generaliserade additiva modellen. Det skuggade området runt linjen representerar konfidensintervallet, vilket anger osäkerheten i skattningen. Ett bredare område betyder större osäkerhet. Svarta streck längs X-axeln markerar datapunkternas fördelning, vilket ger en indikation om var data är mest koncentrerad.

Humlor antal arter



Figur 33. Figurerna visar de skattade effekterna av varje miljövariabel i modellen på humlornas artantal. X-axeln representerar värdena för respektive prediktor (exempelvis blomrikedom, latitud, eller vegetationshöjd). Y-axeln visar den partiella effekten av en given variabel på responsvariabeln (individantalet), där positiva värden innebär en ökning av individantalet och negativa värden en minskning. Den blå linjen visar den skattade trenden för respektive variabel, baserad på den generaliserade additiva modellen. Det skuggade området runt linjen representerar konfidensintervallet, vilket anger osäkerheten i skattningen. Ett bredare område betyder större osäkerhet. Svarta streck längs X-axeln markerar datapunkternas fördelning, vilket ger en indikation om var data är mest koncentrerad.

Bilaga 4 Årsvisa skattningar



Figur 34. Andelen av totalarealen som betas vid alla tre besökstillfällena under säsongen per år under tre 5-årsperioder för fem regioner och hela Sverige. Felstaplarna visar 95%-iga konfidensintervall.