Dagfjärilar i sydöstra Sveriges ängs- och betesmarker



Resultat från miljöövervakning 2009–2023

Länsstyrelsen Östergötland
Länsstyrelsen Örebro län
Länsstyrelsen Jönköpings län
Länsstyrelsen Kalmar län
Länsstyrelsen Skåne

Titel:	Dagfjärilar i sydöstra Sveriges ängs- och betesmarker
Författare:	Victor Johansson Linköpings Universitet och Nicklas Jansson Länsstyrelsen Östergötland
ISBN:	978-91-89819-60-3
Rapportnummer:	2026:14
Diarienummer:	16778-2026-1
Utgivningsår:	2026
Omslagsbild:	Brunfläckig pärlemorfjäril. Foto: Nicklas Jansson

Dagfjärilar i sydöstra Sveriges ängs- och betesmarker

Ängar och betesmarker är några av de mest artrika platserna i naturen. De har formats under hundratals år genom att djur har betat där och genom att människor har slått gräset (skördat det för hö). Här trivs massor av växter, insekter och andra smådjur. En särskilt viktig grupp är dagfjärilarna. De är inte bara vackra att se på under sommaren, utan de visar också hur väl naturen mår – lite som en "hälsomätare" för miljön.

Den här rapporten handlar om en stor undersökning av dagfjärilar i södra Sverige mellan 2009 och 2023. Fem olika länsstyrelser har samarbetat och undersökt samma ängar och betesmarker tre gånger under den här perioden, med fem år mellan varje tillfälle. På så sätt har de kunnat se hur fjärilarna har förändrats över tid.

Undersökningen visar att dagfjärilarna blir färre, både vanliga arter och de som redan är ovanliga och hotade (de som finns på den så kallade rödlistan). De arter som redan har det svårt fortsätter att minska. Det här stämmer överens med vad man har sett på andra håll i Sverige och i stora delar av Europa.

Det finns flera orsaker till att dagfjärilarna försvinner: Om det inte finns tillräckligt många djur som betar på ängarna, eller om djuren betar på andra ställen än just de finaste naturmarkerna, kan gräset växa igen. Då försvinner de växter som fjärilarna behöver för att överleva. Även hur djuren betar spelar roll – för hårt bete kan skada växter som fjärilarna gillar, medan för lite bete gör att buskar och träd tar över.

Öppna marker blir färre när skog växer upp. Ängs- och hagmarker där fjärilarna trivs sprids ut, blandas med andra miljöer och blir svårare att nå för fjärilarna. På vissa håll planteras mer skog, ofta barrträd, vilket också påverkar.

Andra problem som påverkar:

• Klimatförändringar (exempelvis torka).

• För mycket näring i marken (kan komma från gödsel).

• Bekämpningsmedel som dödar fjärilar och andra insekter.

Allt detta gör att fjärilarna får svårare att klara sig, både genom att deras hem blir sämre och för att de har svårare att sprida sig till nya platser.

Dagfjärilar är kloka att studera för forskare och andra som vill förstå hur naturen mår. De är lättare att se och räkna än många andra insekter, och de reagerar snabbt på förändringar i naturen. Fjärilarna är beroende av vissa blommor (där larverna växer upp) och nektar (fjärilarnas "mat"). Om det finns många olika fjärilar på en äng är det ofta ett tecken på att platsen är hälsosam. Dessutom tycker många människor om fjärilar – de kan vara fina "ambassadörer" för att visa hur viktigt det är att ta hand om naturen.

Tack till alla som hjälpt till! En stor del av arbetet med att undersöka fjärilarna har gjorts av frivilliga personer som gillar naturen och vet mycket om fjärilar. Utan deras engagemang hade det inte gått att genomföra projektet. Ett stort tack också till alla markägare som låtit undersökarna vara på deras ängar och betesmarker.

Forskare från Linköpings universitet har analyserat resultaten och skrivit den vetenskapliga grunden för rapporten. Sedan har rapporten kompletterats med bilder och annat material.

Hur kan vi hjälpa fjärilarna?

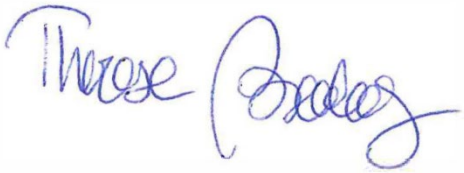
Vi hoppas att rapporten ska hjälpa fler att förstå hur det står till med dagfjärilarna och vad som händer med våra ängar och betesmarker. Framför allt hoppas vi att resultaten ska användas för att göra något åt problemet. För att vända trenden krävs:

• Att vi tänker långsiktigt.

• Att myndigheter, markägare, bönder, forskare och frivilliga samarbetar.

• Att vi alla hjälps åt att ta hand om de öppna, artrika landskapen.

Dagfjärilarnas framtid hänger ihop med framtiden för våra vackra, öppna naturlandskap. Att skydda dem är också att bevara en viktig del av vår natur och vår kulturhistoria.



Therese Booberg

Enhetschef för Enheten Arter, Landskap och Naturvägledning

Länsstyrelsen Östergötland

Innehållsförteckning

DAGFJÄRILAR I SYDÖSTRA SVERIGES ÄNGS- OCH BETESMARKER 3

SAMMANFATTNING 6

INLEDNING 7

METOD 12

Inventering av fjärilar 12

Trim-analys av populationstrender 13

Dataunderlag och artselektion 13

Per-art-länsfilter 14

Modellselektion 14

Tre-stegs-fallback vid icke-konvergens 15

Kvalitetskriterier för rapportering 15

Trender per art och län 15

Sammanslagna trendindex per artgrupp (MSI) 16

RESULTAT 21

Populationstrender 2009–2023 (TRIM) 21

Sammanvägda trender (MSI) 23

Skillnader mellan län 24

Statistisk styrka (minsta detekterbara trend) 24

Skillnader i artrikedom och individantal mellan länen 25

Effekter av lokala miljövariabler 27

Effekter av omgivande landskap 27

Artsammansättning 28

Vilka arter driver mönstret? 30

DISKUSSION 33

SLUTSATS 35

REFERENSER 36

BILAGA 1. .....

BILAGA 2. .....

BILAGA 3. .....

Sammanfattning

I denna studie har vi analyserat data från Länsstyrelsernas regionala miljöövervakning av dagfjärilar (RMÖ) och Jordbruksverkets nationella miljöövervakningsprogram Uppföljning av kvalitetsförändringar i ängs- och betesmarker (utförs av Sveriges lantbruksuniversitet, SLU) för fem län (Östergötland, Örebro, Jönköping, Kalmar och Skåne) under perioden 2009–2023.

Syftet var att undersöka hur artrikedom och individantal påverkas av lokala miljöförhållanden och omgivande landskap, hur fjärilssamhällenas artsammansättning skiljer sig mellan länen, samt hur populationstrenderna har utvecklats över tid.

Fjärilsfaunan har minskat tydligt under perioden. Sammanvägda trender (TRIM-index) visar en nedgång på knappt 27 % för samtliga arter, drygt 35 % för gräsmarksspecialister och nära 46 % för rödlistade arter — nedgången är alltså störst för de mest specialiserade och hotade arterna. Flera rödlistade arter uppvisade kraftiga minskningar, däribland ängsnätfjäril, brunfläckig pärlemorfjäril och ängsblåvinge.

Både lokal habitatkvalitet och omgivande landskap påverkade faunan. Mängden omgivande ängs- och betesmark (TUVA) hade en positiv effekt på artrikedomen, bäst fångad på en skala kring fyra kilometer, medan mängden omgivande åkermark hade en negativ effekt på en mer lokal skala (inom fem kilometer). De två landskapsfaktorerna verkar således på olika skalor och i olika riktning. Effekten av omgivande hagmark var starkast i Jönköping, vilket antyder att konnektivitetens betydelse är störst där hagmarkerna utgör en mindre och mer fragmenterad andel av landskapet. På lokal nivå gav högre vegetation och större mängd blomresurser en artrikare fauna och högre tätheter av fjärilar.

Fjärilssamhällenas artsammansättning skilde sig signifikant mellan länen, även sedan hänsyn tagits till lokala miljövariabler och omgivande landskap. Skåne framträdde som mest avvikande, vilket speglar storskaliga biogeografiska skillnader i arternas utbredning.

En analys av övervakningsprogrammets statistiska styrka visade att en årlig förändring på omkring ±6 % kan upptäckas för en bestämd art, men att upplösningen är starkt beroende av hur många lokaler arten förekommer på. De mest skyddsvärda arterna är därmed också de svåraste att övervaka. Sammantaget understryker den fortsatta tillbakagången, särskilt bland rödlistade arter, att nuvarande insatser inte är tillräckliga för att vända utvecklingen.

Inledning

Under 1900-talet har jordbrukslandskapet i Europa förändrats kraftigt, främst genom jordbrukets rationalisering och genom igenväxning när lågproduktiva marker övergivits (Stoate et al. 2001; Emmerson et al. 2016). Ett tidigare komplext landskap med många markslag har övergått till ett förenklat landskap dominerat av ett fåtal markslag, samtidigt som våtmarker, gräsmarker och linjära element som stenmurar, diken och vägkanter minskat kraftigt och åkrarna blivit större (Ihse 1995). Denna intensifiering och homogenisering av jordbrukslandskapet räknas i dag till de främsta orsakerna bakom den storskaliga tillbakagång av insekter och pollinatörer som dokumenterats över hela världen (Hallmann et al. 2017; van Klink et al. 2020; Wagner 2020; Raven & Wagner 2021).

Dessa förändringar har drabbat den flora och fauna som är beroende av ogödslade ängs- och betesmarker hårt. Bland de grupper som minskat finns fåglar, humlor, kärlväxter och inte minst fjärilar (Cousins 2009; Goulson et al. 2008; Nilsson et al. 2013) och förlusten av naturliga gräsmarker betraktas som den främsta orsaken till fjärilarnas tillbakagång (Van Swaay et al. 2006; Nilsson et al. 2013). Gräsmarker är den viktigaste livsmiljön för mer än hälften av Europas dagfjärilsarter (Van Swaay et al. 2006). I denna rapport inkluderas även bastardsvärmare och dagsvärmare i begreppet dagfjärilar.



Figur 1. De tre olika fjärilsgrupper som i denna rapport inkluderas i begreppet dagfjärilar och som här representeras av: 1. Vinbärsfuks. 2. Humledagsvärmare. 3. Bredbrämad bastardsvärmare. Foto: Nicklas Jansson.

I Sverige minskade de ogödslade hagmarkerna med 87–99 % mellan 1927 och början av 1990-talet, och i dag utgör hagmarker med högt bevarandevärde endast omkring 0,6 % av landets yta (Ekstam & Forshed 2000). Det europeiska övervakningssystemet för gräsmarksberoende dagfjärilar visar en nedgång på 39 % sedan 1990, och europeiska dagfjärilar

lyfts återkommande fram som en av de mest utsatta artgrupperna i jordbrukslandskapet (Warren et al. 2021).

De kvarvarande gräsmarksfragmenten är oftast små och kan därför bara hysa små fjärilspopulationer, vilket leder till en hög risk för lokala utdöenden (Thomas et al. 1992; Hanski 1999). Det är dock inte bara storleken på habitatet som spelar roll, utan även skötseln har stor betydelse för fjärilsfaunan. Om hävden upphör växer många gräsmarker igen, vilket leder till negativa konsekvenser för många arter (Luoto et al. 2003). Bete, som motverkar igenväxningen, är en nödvändig åtgärd för att bevara arterna (Pöyry et al. 2004), men effekten av bete beror mycket på betesintensiteten. Låga till intermediära nivåer är oftast mest gynnsamma, medan alltför intensivt bete kan missgynna många arter (Dumont et al. 2009). Detta är särskilt problematiskt eftersom miljöersättningar inom EU:s gemensamma jordbrukspolitik (CAP) ofta kräver en relativt intensiv betesregim (Brady et al. 2017), vilket innebär att stöd avsedda att gynna biologisk mångfald i vissa fall istället kan missgynna delar av faunan (Johansson et al. 2019, 2020).

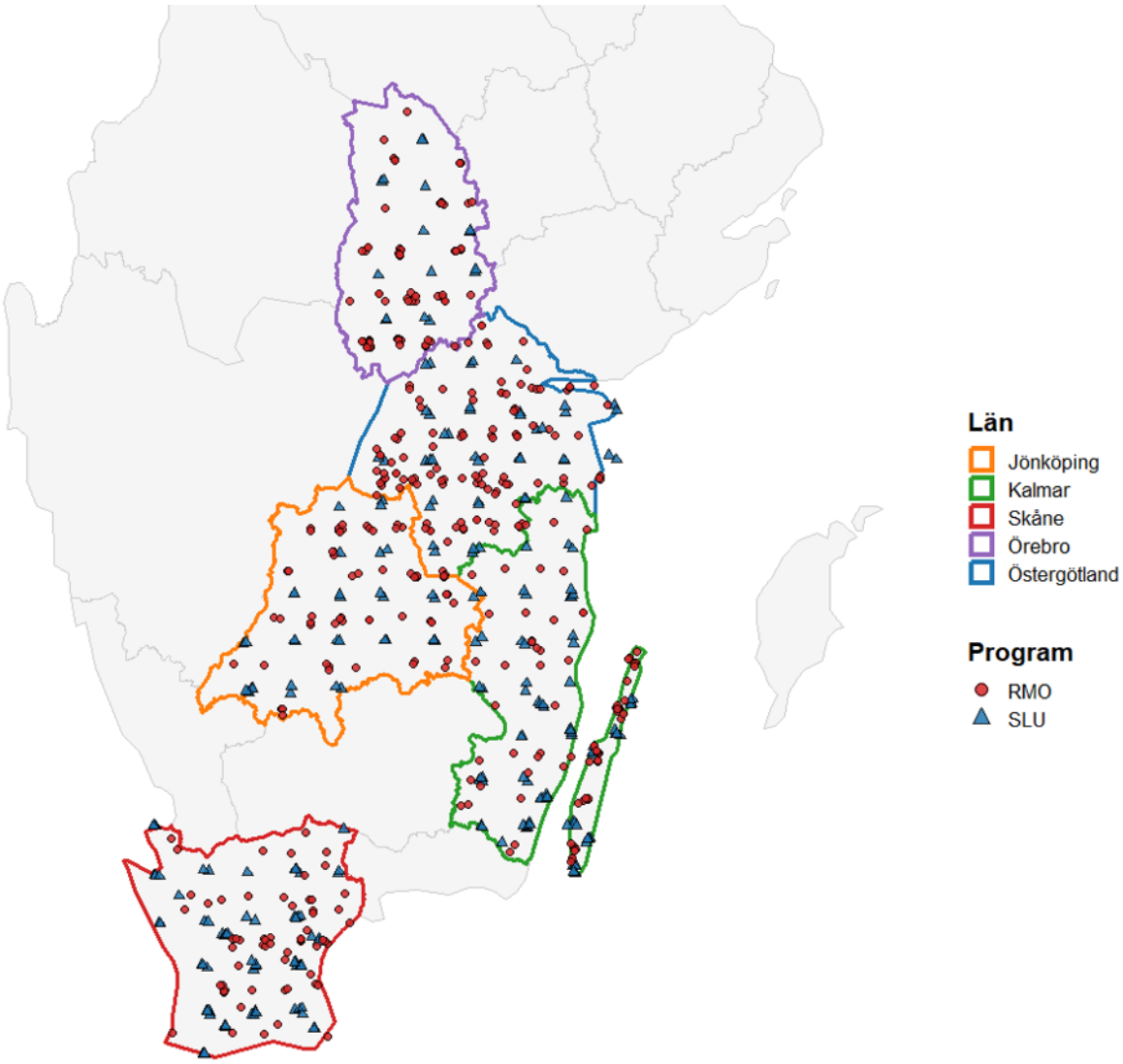
En ytterligare faktor är att de kvarvarande gräsmarksfragmenten ofta ligger isolerade från varandra i ett landskap dominerat av åker eller skog. Eftersom arternas spridnings- och kolonisationsförmåga liksom deras utdöenderisker verkar på större skalor än det enskilda fragmentet, blir mängden lämpliga områden i omgivningen avgörande för långsiktig överlevnad (Hanski 1999; Johansson et al. 2020). Effekten av det omgivande landskapet är dessutom skalberoende, och den skala på vilken landskapet bäst förklarar artförekomster skiljer sig mellan arter och responsvariabler (Jackson & Fahrig 2015). En rad studier i jordbrukslandskap har visat att artrikedomen i en enskild hagmark påverkas av mängden hagmark i det omgivande landskapet (Bergman & Landin 2001; Berg et al. 2011).



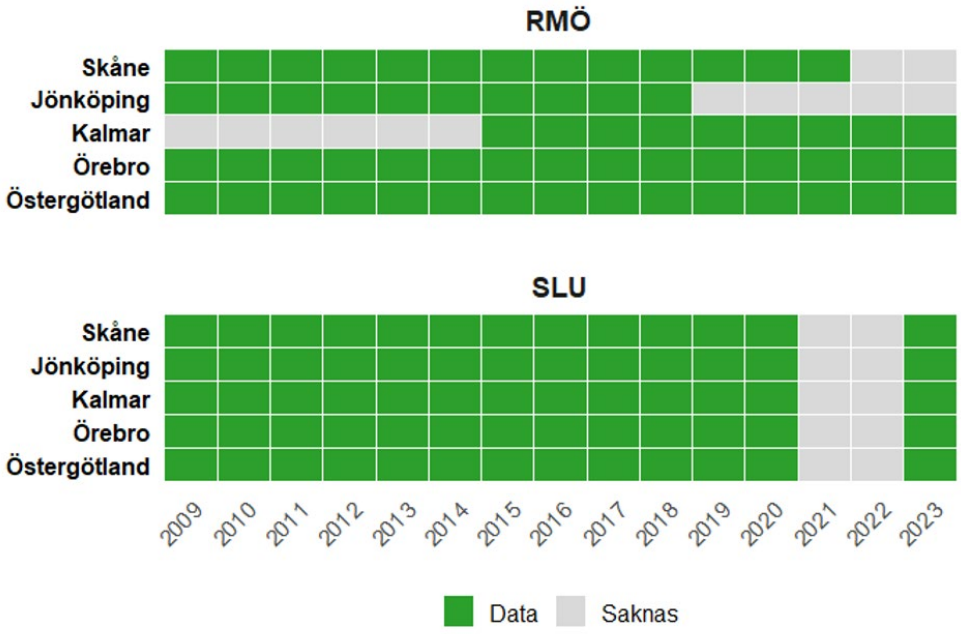
Figur 2. Ett exempel på artrik hagmark vid Gamla måla gård, Kinda kommun. Foto okänd.

Länsstyrelsernas övervakning av dagfjärilar i ängs- och betesmarker startades upp 2009. Syftet med insamlingen av datat är att analysera tillstånd och följa förändringar i Sveriges ängs- och betesmarker och resultatet bidrar vi till uppföljningen av miljömålet Ett rikt odlingslandskap. En tidigare analys av miljöövervakningsdata för dagfjärilar i ängs- och betesmarker omfattade sex sydsvenska län (Skåne, Blekinge, Kronoberg, Jönköping, Östergötland och Örebro) och perioden 2009–2013, och visade bland annat att mängden hagmark inom några kilometers radie hade stor betydelse för artrikedomen, samt att lokalernas vegetationsstruktur och blomrikedom påverkade faunan. Denna studie bygger vidare på samma övervakningsprogram men omfattar en delvis annan länsuppsättning med Östergötland, Örebro, Skåne, Jönköping och Kalmar och en längre tidsserie (2009–2023, Figur 1). Det utvidgade dataunderlaget gör det möjligt att dels uppdatera och precisera skattningarna av hur omgivande landskap påverkar fjärilsfaunan, dels för första gången beräkna populationstrender över tid med TRIM-index för perioden.

Syftet med denna studie är att undersöka hur artrikedom och individantal påverkas av lokala miljöförhållanden och omgivande landskap, hur fjärilssamhällenas artsammansättning skiljer sig mellan länen, samt hur populationstrenderna har utvecklats över tid. Analyserna baseras på data från två övervakningsprogram, den regionala miljöövervakningen (RMÖ) och Jordbruksverkets nationella övervakning av ängs- och betesmarker (som utförs av SLU), som tillsammans omfattar transektinventeringar av dagfjärilar i ängs- och betesmarker i de fem länen under 2009–2023 (Figur 3). Dataunderlagets omfattning i tid skiljer sig mellan länen — främst genom att RMÖ-inventeringar upphört tidigare i vissa län (Figur 4). För varje lokal och år har antal arter och individer registrerats (Figur 3 och 4), tillsammans med uppgifter om lokalernas areal, vegetationshöjd och blomrikedom.



Figur 3. Inventeringslokalernas geografiska läge i de fem mållänen (Östergötland, Jönköping, Kalmar, Skåne och Örebro). Länsgränserna är markerade med olikfärgade ramar. Varje punkt visar en lokal, färgad och symbolsatt efter övervakningsprogram: röda cirklar för den regionala miljöövervakningen (RMÖ) och blå trianglar för SLU:s nationella övervakning. Varje lokal tillhör ett av programmen.



Figur 4. Dataperioder per län och övervakningsprogram (RMÖ = Regional miljöövervakning, SLU = Svensk dagfjärilsövervakning). Gröna rutor visar år där data finns tillgängligt, grå rutor år där data saknas.

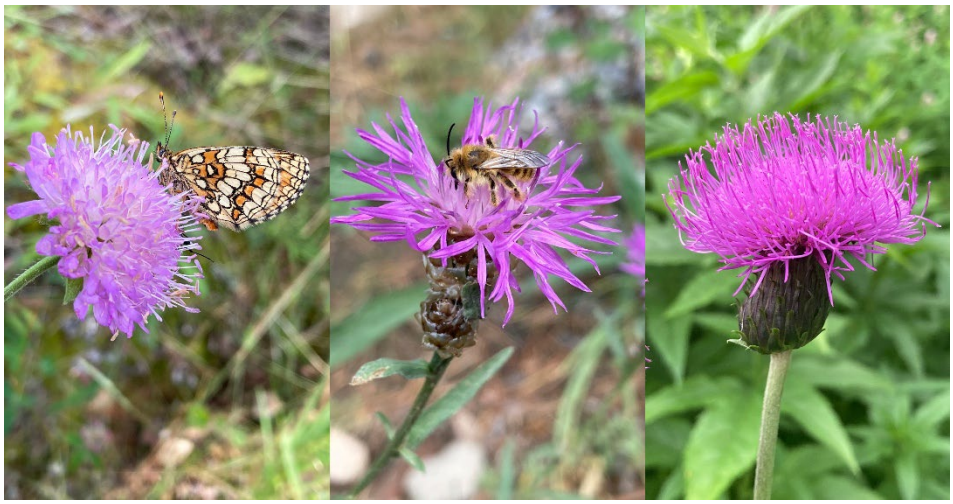
Metod

Inventering av fjärilar

Metodiken beskrivs kort nedan men för den fullständiga hänvisas till Bilaga 1 och 2.

- Urval: Ett systematiskt 5 × 5 km-rutnät används. Inom rutorna väljs ängs- och betesmarker slumpmässigt ut för inventering.
- Inventeringsytor: I varje utvalt område inventeras befintliga transekter i ängs- och betesmarker samt en 1–1,5 km lång slinga i det omgivande landskapet.
- Fjärilsinventering: Alla dagfjärilar inom ett bestämt avstånd från inventeraren räknas. Inventeringen genomförs i jämn takt, 2 minuter per 100 meter.
- Tidpunkt: Varje område besöks tre gånger under säsongen, ungefär i mitten av maj, juni och juli, för att fånga arter med olika flygperioder.
- Väderkrav: Inventering sker vid över 17 °C, utan regn och utan frisk vind, för att säkerställa hög fjärilsaktivitet.
- Miljövariabler: Även hävdtyp, djurslag/antal betesdjur, vegetationshöjd och blomrikedom registreras.
- Slingor utanför objekten: Fjärilsrika biotoper längs slingorna klassas, exempelvis skogsbryn, vägkanter, sandmiljöer och strandmiljöer.
- Datainsamling: Observationerna registreras per art och knyts till respektive transekt eller naturtyp på slingorna. Data samlas och kvalitetssäkras av Lunds universitet.

Varje ängs- och betesobjekt återbesöks vart 5:e år i ett rullande schema där 20% inventeras varje år.



Figur 5. Tre representanter för de nektarrika växtgrupper (väddar, klintar och tistlar) som är allra viktigaste näringskällorna för dagfjärilar och andra pollinatörer: 1. Åkervädd, 2. Rödklint och 3. Brudborste. Foto: Nicklas Jansson.

Trim-analys av populationstrender

För att skatta populationstrender per art användes TRIM (TRends and Indices for Monitoring data; Pannekoek & van Strien 2005), som är den standardmetod som används inom europeiska och nationella övervakningsprogram för fjärilar och fåglar. TRIM bygger på Poisson-regression av räkningsdata där varje observation utgör en kombination av lokal (site) och år (year), och hanterar både oregelbunden närvaro av lokaler över tid (saknade år imputeras baserat på modellens skattningar) och statistiska egenheter typiska för räkningsdata. Analyserna utfördes med R-paketet rtrim.

Dataunderlag och artselektion

Indata till TRIM byggdes från observationer 2009–2023 i de fem mållänen. Båda övervakningsprogrammen (Länsstyrelsernas och Jordbruksverket) slogs ihop till ett gemensamt dataset eftersom båda baseras på transektinventeringar med likvärdig metodik. För fullständig metodik se Bilaga 1. Totalt ingår fynd av 123 069 fjärilsindivider i analysen. Inom denna sammanslagning skapades en site-by-year-matris där varje lokal-år utan registrerad observation av en art kodades som noll (i enlighet med TRIM:s antagande att lokaler som inte registrerar en art trots inventering utgör äkta nollor).

För att en art skulle modelleras krävdes minst tio observationer totalt över hela perioden — en tröskel som ger TRIM tillräckligt med data för att kunna skatta en trend med rimlig precision. Detta gav 74 arter som kandidater för modellering. Arter som inte uppfyllde tröskeln eller där modellanpassning inte konvergerade redovisas separat som "icke modellerade".

Per-art-länsfilter

Eftersom TRIM bygger på imputerade värden för saknade observationer kan modellen bli instabil om vissa kombinationer av län och år har mycket få eller inga observationer. Detta är vanligt för arter med stark regional fördelning där en art kan vara abundant i ett län men närmast saknas i andra. För varje art exkluderades därför län där arten hade färre än tio observationer över hela perioden 2009–2023. Endast län med tillräckligt med data bidrog till modellanpassningen för respektive art.

Detta filter innebär att olika arter modellerades på olika delmängder av länen. För arter med god förekomst i alla fem län (t.ex. Slåttergräsfjäril, Citronfjäril, se figur 6) inkluderades samtliga län, medan arter med snäv utbredning (t.ex. Hedpärlemorfjäril, Klubbsprötad bastardsvärmare) modellerades på två eller tre län. Om endast ett län återstod efter filtreringen kunde länskovariaten inte inkluderas i modellen.



Figur 6. Två av fjärilsarterna som förekom i alla fem inventerade länen: 1. Citronfjäril och 2. Slåttergräsfjäril. Foto: Nicklas Jansson.

Modellselektion

För varje art testades tre modellvarianter parallellt: Model 2 (linjär tidstrend med konstant lutning över hela perioden), Model 3 med fri tidstrend (en separat parameter per år) och Model 3 med automatiska brytpunkter (TRIM identifierar själv var trenden ändrar riktning). Samtliga modeller inkluderade både överspridning (overdisp = TRUE) för att hantera Poisson-fördelningens stränga varianskrav, och seriell korrelation (serialcor = TRUE)

för att redovisa autokorrelation mellan på varandra följande år vid samma lokal.

För varje variant utvärderades goodness-of-fit med ett chi²-test (gof()-funktionen i rtrim). Bland modeller som klarade GoF-testet ($p > 0,05$) valdes den med lägsta AIC. Om ingen modell klarade GoF-testet — vilket är vanligt vid stora och komplexa datamängder där modellens antaganden inte fullt fångar all variation — valdes modellen med lägsta AIC ändå och flaggades som "GoF fail" i resultattabellen. Trendskattningarna är robusta även vid GoF fail enligt TRIM:s standardmetodik (van Strien et al. 2004), men osäkerheten kan vara större än vad konfidensintervallen indikerar.

Tre-stegs-fallback vid icke-konvergens

I de fall ovanstående modellanpassning inte konvergerade tillämpades en sekventiell fallback-procedur. I steg ett inkluderades länskovariaten (lansbokstav) som faktor tillsammans med seriell korrelation. Om ingen variant konvergerade på detta sätt körde steg två modeller utan länskovariat men med seriell korrelation. Steg tre körde slutligen modeller utan både länskovariat och seriell korrelation. Detta tillät modellering av två etableringsarter — Klubbsprötad bastardsvärmare och Mindre blåvinge — som annars hade exkluderats helt.

Kvalitetskriterier för rapportering

Två kvalitetsfilter tillämpades för redovisning av trender: En art klassificerades som pålitligt skattad om dess 95 %-konfidensintervall på årlig procentuell förändring var högst 30 procentenheter brett. Arter med bredare intervall är så osäkra att tolkning är problematisk och flaggas separat.

Länsvis redovisning tillämpades endast för arter som var (i) pålitligt skattade, (ii) hade en signifikant länskovariat enligt Wald-test ($p < 0,05$), och (iii) hade minst fem lokaler per inkluderat län med faktiska observationer av arten. Wald-testet säkerställer att de observerade länsskillnaderna inte är slumpmässiga, och kravet på minst fem lokaler säkerställer att skattningarna inte drivs av enstaka extremvärden.

Trender per art och län

För arter som passerade kvalitetsfiltren för länsvis redovisning extraherades länsspecifika trender med funktionen coefficients(). Varje läns multiplikativa årliga förändring beräknades som produkten av baseline-länets trend och den länsspecifika avvikelsen från baseline. Konfidensintervall för per-läns-trenderna räknades fram via propagering av standardfel.

Sammanslagna trendindex per artgrupp (MSI)

För att kvantifiera den övergripande utvecklingen för olika ekologiska artgrupper beräknades Multi-Species Index (MSI) som det geometriska medelvärdet av artspecifika TRIM-index per år. Metoden är standard inom europeisk fjärils- och fågelövervakning (van Strien et al. 2004, Buckland et al. 2005) och ger ett aggregerat mått på hur en grupp av arter med liknande ekologiska krav utvecklas över tid.

Konfidensintervall skattades genom parametric bootstrap där artspecifika log-index drogs från en normalfördelning med medelvärde log(index) och standardavvikelse SE/index (delta-metoden) i 1000 iterationer. För varje iteration beräknades en ny MSI, och 95 %-konfidensintervall togs som 2,5- och 97,5-percentilen av de bootstrap-baserade MSI-värdena per år. Detta propagerar mätosäkerheten i de artspecifika TRIM-skattningarna till MSI:n.

MSI beräknades för tre artgrupper: (a) alla modellerade arter, (b) gräsmarksspecialister och (c) rödlistade arter (SLU Artdatabanken 2026). Endast arter med pålitliga TRIM-skattningar inkluderades. Antalet rödlistade arter är begränsat eftersom flertalet av de mest hotade arterna (akut hotade och sårbara med snäv utbredning) var för sällsynta för att kunna modelleras med TRIM. MSI för rödlistade representerar därmed de mindre sällsynta rödlistade arterna och underskattar sannolikt den verkliga minskningen av rödlistade fjärilar som grupp.

Statistisk styrka (minsta detekterbara trend, power-analys)

För att bedöma övervakningsprogrammets förmåga att upptäcka populationsförändringar beräknades den minsta detekterbara trenden (minimum detectable trend, MDT) för varje art. MDT definieras som den minsta årliga förändring som kan upptäckas med 80 % statistisk styrka vid ett tvåsidigt test ($\alpha = 0{,}05$), givet artens observerade variation och tidsseriens längd. Beräkningen utgick från standardfelet för den årliga trendlutningen skattad av TRIM, vilket inkluderar både overdispersion och seriell korrelation. På multiplikativ skala upptäcks en trend med 80 % styrka när dess avvikelse från noll överstiger summan av de kritiska z-värdena för 97,5:e och 80:e percentilen ($z = 1{,}96$ respektive $0{,}84$) $\approx 2{,}80$ standardfel; MDT beräknades därför som $2{,}80 \times$ SE för trendlutningen och uttrycktes som procent per år. Eftersom MDT bygger på den sammanfattande linjära trendlutningen är värdet en approximation för de arter där en modell med fri tidstrend (TRIM Model 3) valdes.

Artrikedom och antal individer

Effekt av lokala miljövariabler och omgivande landskap

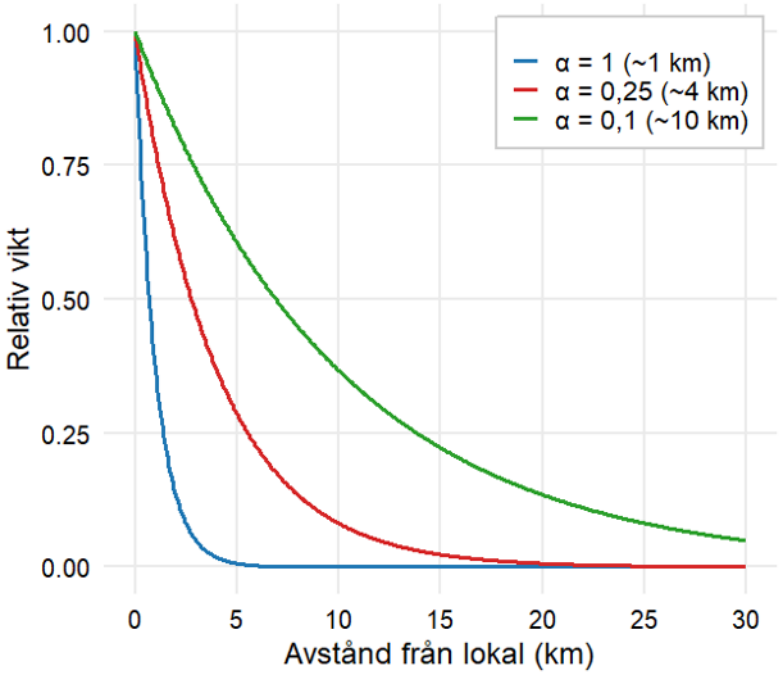
För att kvantifiera effekten av lokala miljövariabler och omgivande landskap på fjärilsfaunan anpassades en utvidgad GLMM för samma sex responser som ovan. Tre lokala kovariater inkluderades som fixed effects: areal ($\log_{10}$-skalad), blomrikedom och vegetationshöjd. Samtliga lokala variabler standardiserades så att koefficienterna kan tolkas som effekt per standardavvikelse och därmed jämföras direkt mellan kovariater.

Två landskapsmått beräknades för varje lokal: konnektivitet till TUVA-objekt (skyddsvärda ängs- och betesmarker enligt Jordbruksverkets databas) och mängden omgivande åkermark (från Naturvårdsverkets nationella marktäckedata, klass 3). Den rumsliga skalan för respektive mått valdes genom AIC-jämförelse på de tre gräsmarksresponserna, där alternativa skalor utvärderades med det andra måttet hållet konstant. För TUVA jämfördes oviktade buffertar (1, 5 och 10 km) med avståndsviktad konnektivitet vid tre decay-parametrar (α = 1, 0,25 och 0,1 km^{-1}, samtliga trunkerade vid 30 km); för åkermark jämfördes oviktade buffertar på 1, 5 och 10 km. Avståndsviktad konnektivitet vid α = 0,25 km^{-1} gav lägst AIC för TUVA och en oviktad 5 km-buffert för åkermark, och valen var ömsesidigt konsistenta.

TUVA-konnektivitet beräknades därför som en avståndsviktad summa av omgivande TUVA-areor med negativ exponentiell decay. För lokal i definierades konnektiviteten som

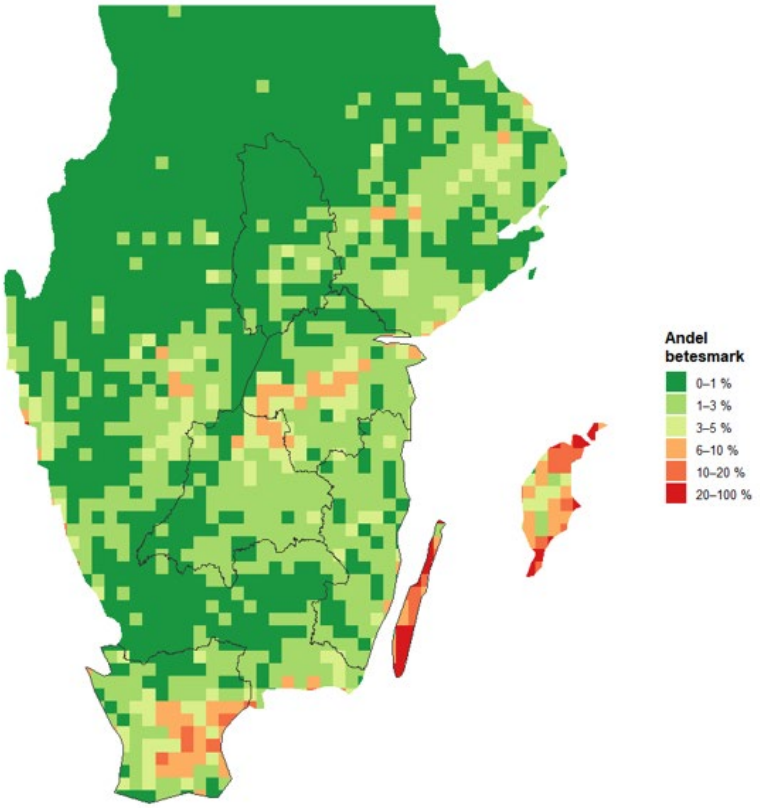
$$C_i = \sum_j A_j \; e^{-\alpha d_{ij}}$$

där summan löper över alla TUVA-objekt j inom 30 km från lokalen (exklusive lokalens egna objekt), Aj är objektets areal (ha), dij är avståndet (km) mellan lokalen och objektets centroid, och α är en decay-parameter som styr hur snabbt vikten avtar med avståndet. Ett valt α = 0,25 km^{-1} innebär att ett objekts bidrag halveras ungefär var 2,8 km och har fallit till cirka 37 % vid 4 km, vilket motsvarar en karakteristisk skala på cirka 4 km (Figur 7). Mängden åkermark beräknades som total åkerareal inom en oviktad buffert på 5 km, vilket motsvarar specialfallet med konstant vikt (e^0 = 1) inom buffertradien och noll utanför. År inkluderades som kontinuerlig fixed effect för att kontrollera för tidstrend, och lokal-ID som random intercept. Modellfamiljer följde samma princip som ovan (negative binomial för räkningsdata, Poisson för antal rödlistade arter).



Figur 7. Viktfunktioner för de tre avståndsberoende skalor som jämfördes vid beräkning av TUVA-konnektivitet. Varje kurva visar den relativa vikt som ett omgivande objekt ges som funktion av avståndet från lokalen, enligt negativ exponentiell decay (vikt = e^(−α·d), där d är avståndet i km och α decay-parametern). Ett högre α ger en snabbare avtagande vikt och därmed en mer lokal skala, medan ett lägre α väger in objekt på längre avstånd. Vid α = 0,25 km^{-1}, som gav bäst modellanpassning för TUVA-konnektivitet, har vikten fallit till cirka 37 % vid 4 km, vilket motsvarar en karakteristisk skala på cirka 4 km.

En interaktion mellan TUVA-konnektivitet och län inkluderades för att tillåta att effekten av omgivande TUVA-habitat varierar mellan länen — motiverat av att TUVA-objekt utgör olika andelar av landskapet i olika län (Figur 8). Interaktionsstrukturen valdes via AIC-jämförelse mellan fyra alternativa modeller (ingen interaktion, TUVA × län, åker × län, båda interaktioner), där modellen med endast TUVA × län-interaktion gav lägst AIC för samtliga sex responser.



Figur 8. Andel betesmark i landskapet i södra Sverige. Kartan visar andelen av landytan som utgörs av ängs- och betesmarksobjekt enligt TUVA-databasen, beräknad per ruta i ett 10 × 10 km-rutnät. Färgskalan går från grönt (låg andel) till rött (hög andel) enligt de angivna klasserna. De fem mållänens gränser (Östergötland, Jönköping, Kalmar, Skåne och Örebro) är inritade i svart.

Artsammansättning mellan län - effekter av miljö och landskap

För att undersöka om fjärilssamhällenas artsammansättning skilde sig mellan de fem länen användes en kombination av ordination och permutationsbaserad variansanalys. Analysen begränsades till lokaler med minst tre års besök för att stabilisera den observerade artlistan per lokal, och till arter registrerade på minst fem lokaler för att utesluta enstaka tillfälliga fynd. För varje lokal beräknades medelantalet individer per art och år, vilket normaliserar för att olika lokaler besökts olika många år.

Olikheten i artsammansättning mellan lokaler kvantifierades med Bray-Curtis-distans, som baseras på relativa abundanser och därmed fångar skillnader i både artförekomst och dominansmönster. Ordinationen visualiserades med principal coordinates analysis (PCoA). Skillnader i artsammansättning mellan län testades med permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA; funktionen adonis2 i R-paketet vegan) med 999 permutationer. Parvisa läns-jämförelser genomfördes på samma sätt och p-värdena justerades för multipla jämförelser med Bonferroni-korrigering.

För att avgöra hur mycket av variationen i artsammansättning som var en ren läns-effekt, snarare än en följd av att länen skiljer sig i lokala miljöförhållanden eller omgivande landskap, anpassades en utvidgad PERMANOVA som inkluderade både lokala miljövariabler (areal, blomrikedom, vegetationshöjd) och landskapsmått (TUVA-konnektivitet och mängd omgivande åkermark, beräknade på de skalor som beskrivs ovan) tillsammans med län. Variablernas unika bidrag bedömdes med marginella (type III) tester, där varje terms förklaringsgrad skattas efter kontroll för samtliga övriga termer.

Sambandet mellan miljö- och landskapsvariabler och ordinationen visualiserades genom att anpassa variablerna som vektorer i PCoA-rummet (funktionen envfit, 999 permutationer); vektorernas riktning anger åt vilket håll variabeln ökar och deras längd är proportionell mot korrelationen med ordinationsaxlarna. Slutligen identifierades de arter som starkast bidrog till skillnaderna mellan länen dels genom envfit av enskilda arter mot ordinationen (r^2), dels med SIMPER-analys, som dekomponerar Bray-Curtis-olikheten mellan länspar i artvisa bidrag.

Resultat

Populationstrender 2009–2023 (TRIM)

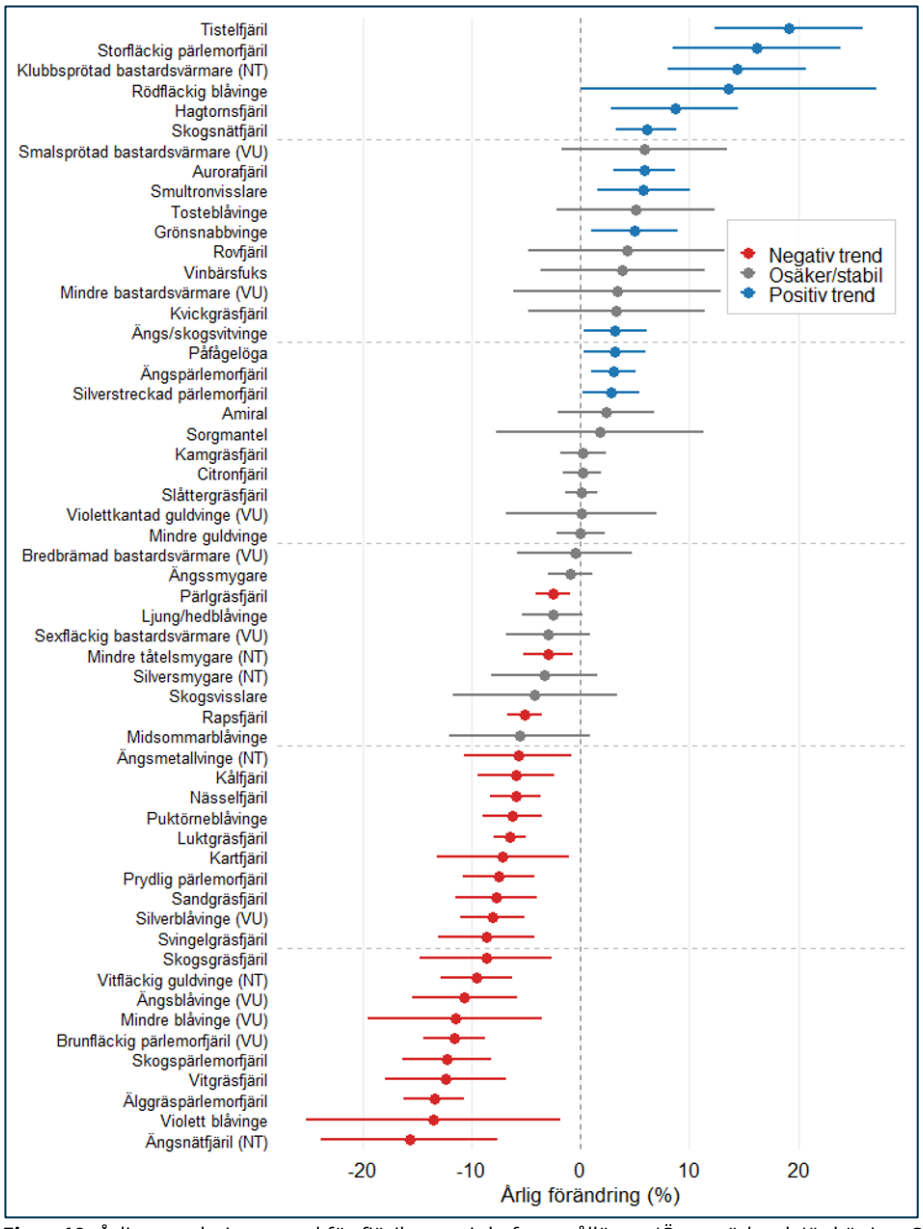
TRIM-modeller anpassades för 59 fjärilsarter som uppfyllde grundkraven på antal observationer, lokaler och år. Av dessa gav 56 arter (Fig 6) tillräckligt precisa trendskattningar för att bedömas som pålitliga (konfidensintervallets bredd ≤ 30 procentenheter på den årliga trenden), och för 30 arter kunde trenden dessutom delas upp per län.

Det övergripande mönstret var negativt, särskilt för gräsmarksfjärilar. Bland de 38 pålitliga gräsmarksarterna minskade 17, medan endast 7 ökade, 4 var stabila och 10 hade osäker trend; den genomsnittliga årliga förändringen var −2,2 % per år. Skogsarter (7 arter) och arter i skräp- och ruderatmark (9 arter) visade inget tydligt riktat mönster — för flertalet av dessa var trenden antingen stabil eller osäker.

Bland de rödlistade arterna var nedgångarna mest uttalade. Av de 15 pålitliga rödlistade arterna uppvisade flera kraftiga minskningar: Ängsnätfjäril (−15,7 % per år), Brunfläckig pärlemorfjäril (−11,6 %), Mindre blåvinge (−11,5 %), Ängsblåvinge (−10,6 %) och Vitfläckig guldvinge (−9,5 %) minskade alla signifikant. Endast en rödlistad art, Klubbsprötad bastardsvärmare, ökade signifikant (+14,3 % per år). Övriga rödlistade arter hade osäkra trender (Figur 9 och 10).



Figur 9. Tre av de rödlistade arter som uppvisade kraftiga minskningar: 1. vitfläckig guldvinge, 2. mindre blåvinge och 3. brunfläckig pärlemorfjäril. Foto: Staffan Carlsson och Nicklas Jansson.



Figur 10. Årlig populationstrend för fjärilsarter i de fem mållänen (Östergötland, Jönköping, Skåne, Kalmar, Örebro) under perioden 2009–2023, skattade med TRIM (TRends and Indices for Monitoring data). Punkterna anger årlig procentuell förändring och horisontella streck visar 95 %-konfidensintervall. Färgen anger om konfidensintervallet utesluter noll: röd = signifikant minskning (CI helt under noll), blå = signifikant ökning (CI helt över noll), grå = osäker eller stabil (CI överlappar noll). Endast arter med pålitliga skattningar (95 %-konfidensintervall ≤ 30 procentenheter brett) inkluderas. Rödlistade arter (enligt ArtDatabankens rödlista 2020) markeras med rödlistekategori i parentes efter artnamnet (NT = nära hotad, VU = sårbar). Arterna är sorterade efter trend, med starkaste ökning överst och starkaste minskning underst.



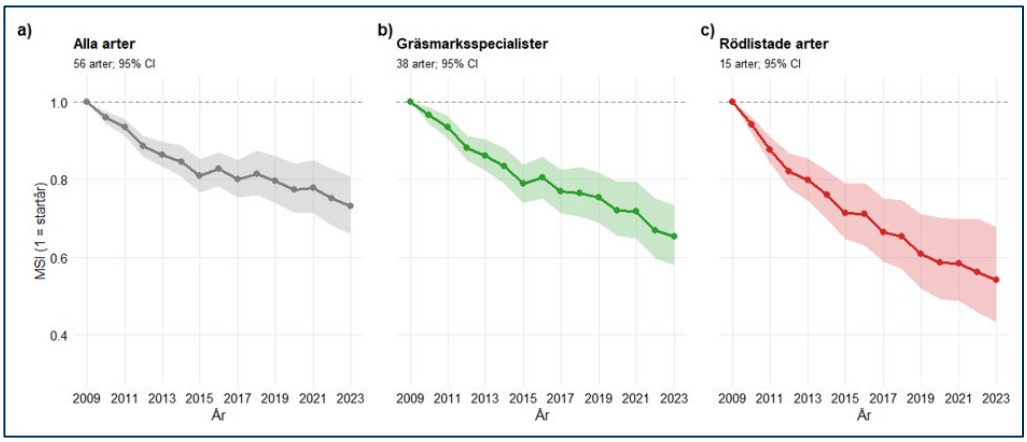
Figur 11. Tre av arterna med tydligt ökande populationstrender i de fem inventerade länen: 1. Tistelfjäril. 2. Storfläckig pärlemo och 3. Hagtornsfjäril. Foto: Nicklas Jansson.



Figur 12. Tre av arterna med tydligt minskande populationstrender i de fem inventerade länen: 1. Vitfläckig guldvinge, 2. Puktörneblåvinge och 3. Ängsmetallvinge. Foto: Staffan Carlsson och Nicklas Jansson.

Sammanvägda trender (MSI)

De sammanvägda multispecies-indexen (MSI) bekräftade den negativa utvecklingen på gruppnivå och visade en tydlig gradient med ökande nedgång för mer specialiserade och hotade arter (Figur 13). För samtliga arter sammantaget minskade indexet med 26,8 % över perioden (MSI 2023 = 0,73; 95 % CI 0,66–0,81). Gräsmarksspecialister minskade mer, med 34,7 % (0,65; 0,58–0,73), och rödlistade arter mest, med 45,8 % (0,54; 0,43–0,68). Samtliga tre nedgångar var statistiskt signifikanta, då konfidensintervallen för slutåret låg helt under startårets nivå.



Figur 13. Multi-Species Index (MSI) för dagfjärilar i de fem mållänen (Östergötland, Jönköping, Skåne, Kalmar, Örebro) under perioden 2009–2023, beräknat som geometriskt medel av artspecifika TRIM-index per år för (a) alla modellerade arter, (b) gräsmarksspecialister och (c) rödlistade arter. Heldragen linje visar MSI och skuggat band 95 %-konfidensintervall, skattat genom propagering av TRIM-skattningarnas osäkerhet via log-normal-bootstrap (1000 iterationer). Värden under den streckade linjen vid MSI = 1 indikerar minskning relativt startåret 2009. Y-axeln är gemensam för alla tre paneler. Endast arter med minst tio observationer totalt och pålitliga TRIM-skattningar inkluderas (n anges i varje panel). Antalet rödlistade arter är begränsat eftersom flertalet av de mest hotade arterna (akut hotade och sårbara med snäv utbredning) inte hade tillräckligt med observationer för att kunna modelleras med TRIM.

Skillnader mellan län

För 30 arter skilde sig trenden signifikant mellan länen (se artvisa figurer i Bilaga 3). I de flesta fall berodde skillnaden på att en art minskade i ett eller två län men var stabil i övriga, snarare än att trendriktningen var motsatt mellan länen. Östergötland och Skåne stod för en stor andel av de signifikanta nedgångarna. Luktgräsfjäril minskade exempelvis tydligast i Östergötland (−6,3 % per år) och Skåne (−12,1 %) men var stabil i de tre övriga länen, och Rapsfjäril följde samma mönster (Östergötland −9,3 %, Skåne −6,5 %, övriga stabila). Älggräspärlemorfjäril uppvisade en av de kraftigaste enskilda länsnedgångarna med −21,2 % per år i Östergötland.

Ett fåtal arter visade motsatta trender mellan län. Skogsnätfjäril ökade i Östergötland (+4,1 %) och Kalmar (+18,4 %) men minskade i Skåne (−18,6 %), och Silverstreckad pärlemorfjäril ökade i Kalmar (+12,2 %) samtidigt som den minskade i Östergötland (−5,2 %) och Skåne (−12,1 %) — vilket förklarar varför dessa två arter hade de starkaste interaktionerna mellan trend och län. Aurorafjäril ökade i Östergötland (+11,5 %) och Kalmar (+14,0 %) utan motsvarande förändring i övriga län.

Statistisk styrka (minsta detekterbara trend)

Den minsta detekterbara trenden (MDT) beräknades för 59 arter. Medianvärdet var ±6,3 % per år, vilket innebär att övervakningsprogrammet för en typisk art kan upptäcka en årlig förändring brantare än cirka ±6 % med minst 80 % styrka, medan svagare trender riskerar att förbli oupptäckta. Upplösningen följde i hög grad antalet lokaler där arten påträffats: för de

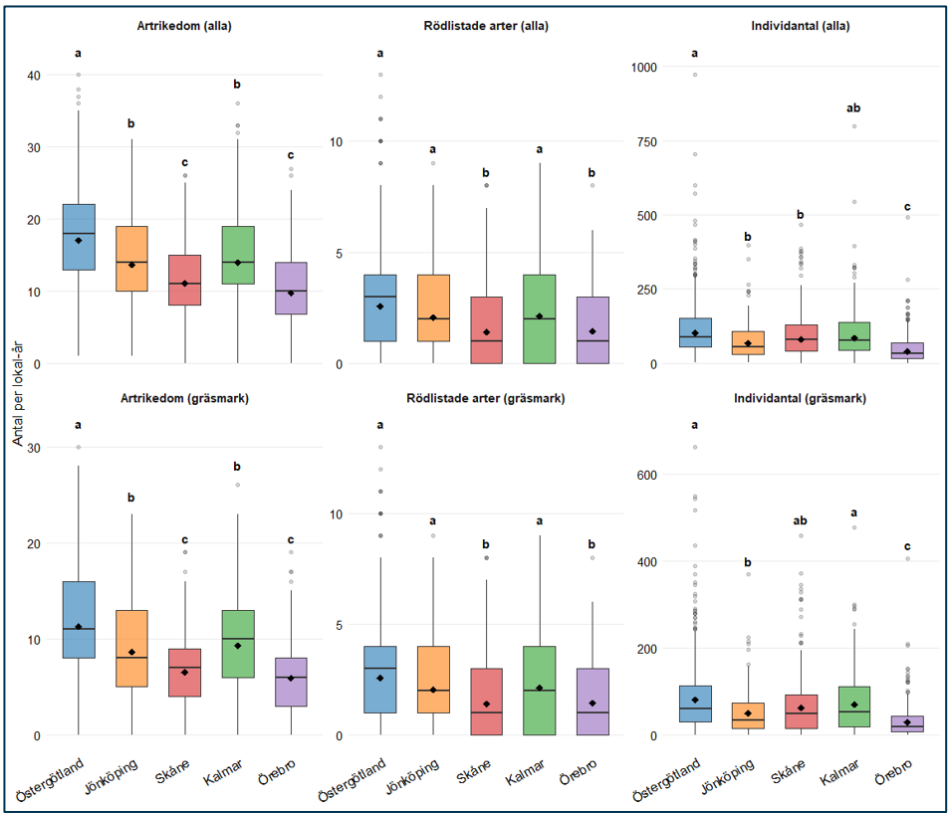
vanligaste arterna (Luktgräsfjäril, Slåttergräsfjäril, Rapsfjäril; närmare 500–600 lokaler) var MDT så låg som ±2 % per år, medan sällsynta arter med få lokaler hade betydligt sämre upplösning — för de tre arter som klassats som opålitliga (21–28 lokaler) översteg MDT ±24 % per år. Gräsmarksarter hade lägst median-MDT (±5,7 %), följt av skräp-/ruderatmark (±6,3 %) och skogsarter (±10,4 %).

Skillnader i artrikedom och individantal mellan länen

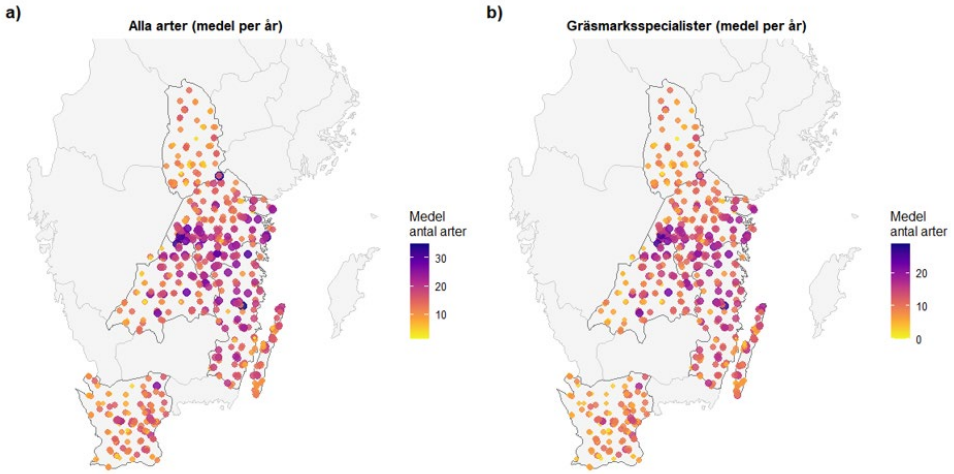
Skillnader mellan länen

Alla sex responsvariabler skilde sig signifikant mellan länen (Figur 14; Tukey-bokstäver visar parvisa jämförelser efter Bonferroni-justering, $\alpha = 0{,}05$). Östergötland hade högst artrikedom och individantal, både för alla arter sammantaget och för gräsmarksspecialister. För artrikedom (alla arter) hade Östergötland i medeltal 17,1 arter per lokal-år, signifikant fler än Jönköping (13,9, grupp b) och Kalmar (14,0, grupp b), vilka i sin tur hade fler arter än Skåne (10,9) och Örebro (10,0; båda grupp c). Samma mönster återfanns för gräsmarksarter (Östergötland 11,1; Jönköping 8,5; Skåne 6,6; Kalmar 9,4; Örebro 5,9), där Östergötland och Kalmar utgjorde toppgrupperna och Skåne och Örebro botten. De regionala mönstren framgår också tydligt av den geografiska fördelningen av artrikedom per lokal (Figur 15), där högre värden är koncentrerade till centrala Östergötland och delar av Kalmar län, medan Skåne och Örebro genomgående uppvisar lägre värden.

För antalet rödlistade arter var skillnaderna mindre uttalade men följde delvis samma mönster: Östergötland, Jönköping och Kalmar låg på likartade nivåer (medel ~3 rödlistade arter per lokal-år), medan Skåne och Örebro hade lägre värden. För individantal hade Östergötland och Örebro de mest extrema värdena, med Östergötland som dominant och Örebro som klar bottennotering (medel ~50 individer per lokal-år mot Östergötlands ~100). Skåne, Jönköping och Kalmar låg mittemellan.
Sammantaget framträder två mönster: Östergötland som det artrikaste och individrikaste länet, och Örebro som det fattigaste — särskilt vad gäller individantal och rödlistade arter.



Figur 14. Skillnader i fjärilsmått mellan de fem mållänen för sex responsvariabler: artrikedom, antal rödlistade arter och individantal, både för alla arter (övre raden) och för gräsmarksspecialister (nedre raden). Boxploten visar rådata per lokal-år. Den svarta diamanten anger modellpredikterat medel från en generaliserad linjär blandad modell (negativ binomial respektive Poisson) med slumpmässig intercept för lokal och län som enda fixed effekt. Bokstäverna ovanför boxplotarna anger Tukey-grupper (Tukey HSD, α = 0,05) — län som delar bokstav skiljer sig inte signifikant åt.



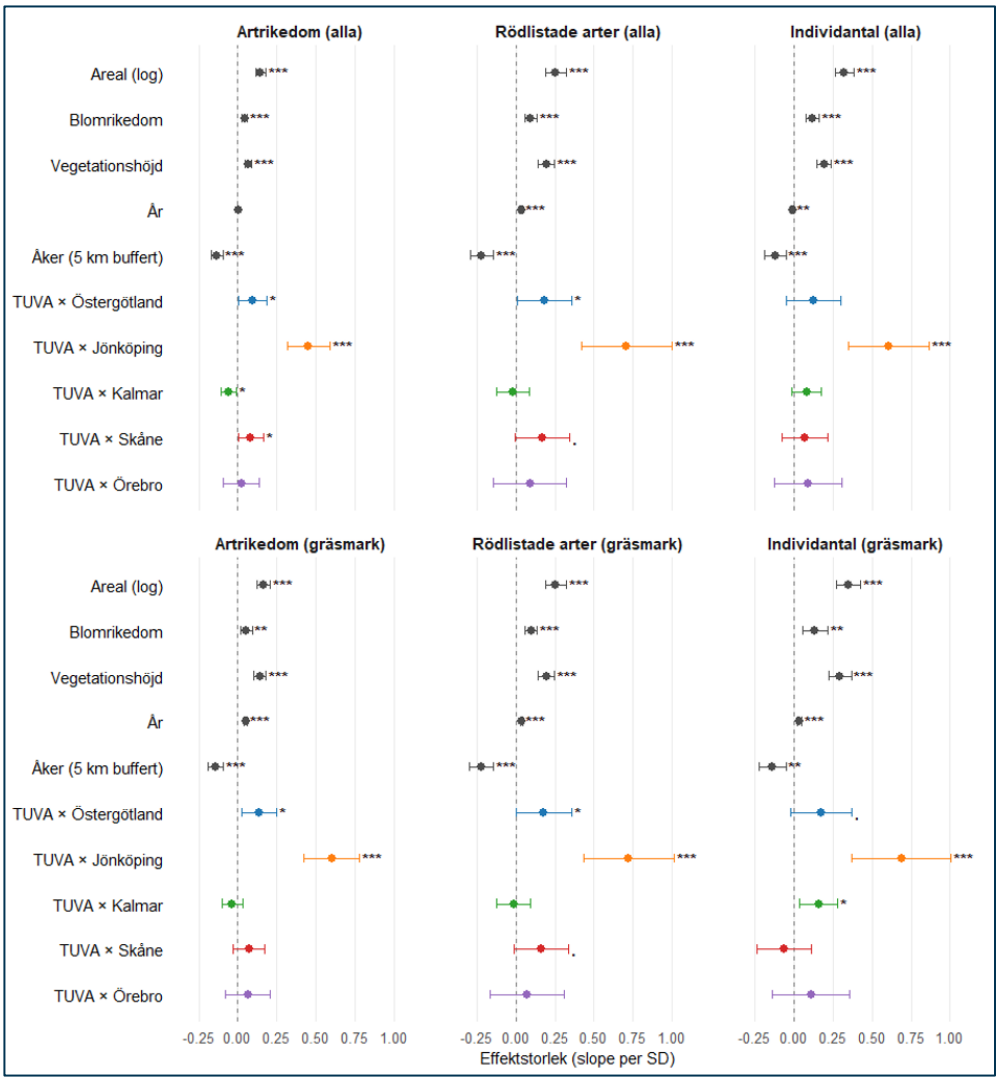
Figur 15. Genomsnittligt antal fjärilsarter per lokal och år under perioden 2009–2023. Panel a) visar samtliga fjärilsarter, panel b) gräsmarksspecialister. Varje punkt är en lokal, färgen och storleken anger genomsnittligt antal arter per år. Mörkare och större punkter motsvarar högre artrikedom. Länsgränserna för mållänen visas i grått. Observera att panelerna har separata färgskalor

Effekter av lokala miljövariabler

Effekterna av lokala miljövariabler och omgivande landskap på samtliga sex responsvariabler från generaliserade linjära blandade modeller redovisas i Figur 9. Arealen var den starkaste prediktorn för samtliga responser, med positiv effekt i storleksordningen 0,14–0,35 (lutning per standardavvikelse log-areal; alla $p < 0,001$). Större lokaler hade konsekvent fler arter, fler rödlistade arter och fler individer. Vegetationshöjden hade också en positiv effekt på samtliga responser (lutning 0,07–0,29; alla $p < 0,001$). Blomrikedom hade en svagare men genomgående positiv effekt (lutning 0,04–0,13; alla $p < 0,01$).
En svag positiv tidstrend observerades för rödlistade arter (lutning +0,035, $p < 0,001$) samt för gräsmarksresponserna (lutning +0,034 till +0,050; alla $p < 0,001$). För individantalet bland samtliga arter var tidstrenden i stället svagt negativ (lutning −0,011, $p < 0,01$).

Effekter av omgivande landskap

Mängden åkermark i omgivande landskap (oviktad areal inom 5 km) hade en konsekvent negativ effekt på samtliga sex responser (lutning −0,12 till −0,22; alla $p < 0,001$), starkast för rödlistade arter. Lokaler omgivna av mycket åkermark hyste färre arter, färre rödlistade och färre individer, oberoende av län.
Effekten av TUVA-konnektivitet (avståndsviktad summa av omgivande gräsmarksareal, $\alpha = 0,25$ km^{-1}, karakteristisk skala ~4 km) skilde sig mellan länen (Wald-test för interaktion $p < 0,005$ för samtliga sex responser, Figur 16). Effekten var positiv och tydligast i Jönköping, med lutningar på +0,45 till +0,72 per standardavvikelse beroende på respons (alla $p < 0,001$). I Östergötland var effekten positiv för flera responser (lutning +0,10 till +0,18; $p < 0,05$ för artrikedom alla, rödlistade alla, artrikedom gräsmark och rödlistade gräsmark). I Kalmar var effekten positiv för individantal bland gräsmarksarter (lutning +0,16, $p < 0,05$) och svagt negativ för artrikedom bland samtliga arter (lutning −0,06, $p < 0,05$). I Skåne och Örebro var effekten av TUVA-konnektivitet inte signifikant för någon respons (alla $p > 0,05$).



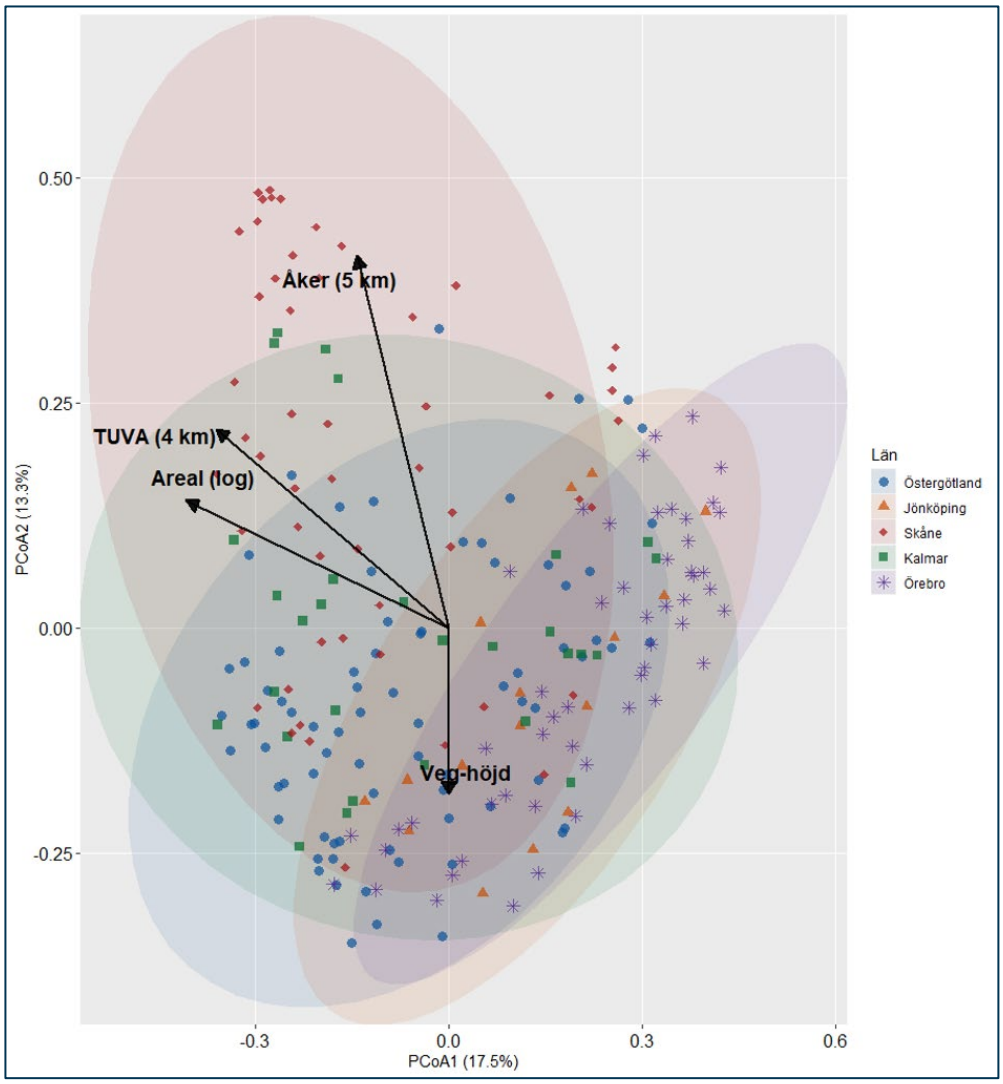
Figur 16. Skattade effekter på fjärilsfaunan från modeller anpassade separat för sex responsvariabler: artrikedom, antal rödlistade arter och individantal, både för samtliga arter (övre raden) och för gräsmarksspecialister (nedre raden). Punkterna visar effektstorlek (lutning per standardavvikelse) med 95 % konfidensintervall från generaliserade linjära blandade modeller med slumpmässig intercept för lokal. Värden större än noll indikerar en positiv effekt på respektive respons och värden mindre än noll en negativ effekt. Areal, blomrikedom, vegetationshöjd, år och mängden omgivande åkermark (oviktad areal inom 5 km) skattades som gemensamma huvudeffekter över alla län (grå punkter). TUVA-konnektivitet skattades separat per län (färgade punkter), eftersom interaktionen mellan TUVA och län var statistiskt motiverad i samtliga modeller (Wald-test, $p < 0{,}002$). TUVA-konnektiviteten beräknades som avståndsviktad summa av omgivande gräsmarksareal med exponentiellt avtagande vikt ($\alpha = 0{,}25$ km^{-1}, motsvarande en karakteristisk skala på cirka 4 km). Signifikansnivåer: *** $p < 0{,}001$, ** $p < 0{,}01$, * $p < 0{,}05$, . $p < 0{,}10$.

Artsammansättning

PERMANOVA visade att artsammansättningen skilde sig signifikant mellan de fem länen ($R^2 = 0{,}178$, $p < 0{,}001$), vilket innebär att cirka 18 % av variansen i artsammansättning förklaras av länstillhörighet. PCoA-ordinationen baserad på Bray-Curtis-distans separerade länen tydligast längs PCoA2-axeln (förklarad varians 13,3 %), där Skåne återfanns i ordinationens övre del medan Örebro

koncentrerades i nedre delen. PCoA1 (17,5 %) skilde mer mellan Östergötland och Kalmar i ordinationens vänstra del och Örebro i den högra delen. Parvisa jämförelser visade att flertalet länskombinationer skilde sig signifikant i artsammansättning efter Bonferroni-justering (nio av tio par, alla padj = 0,01). De största skillnaderna fanns mellan Skåne och Örebro (R^2 = 0,18), Östergötland och Örebro (R^2 = 0,13), Östergötland och Skåne (R^2 = 0,13) samt Kalmar och Örebro (R^2 = 0,12). De minsta skillnaderna observerades mellan Östergötland och Kalmar (R^2 = 0,04) och mellan Jönköping och Örebro (R^2 = 0,04), där det senare paret var det enda som inte var signifikant efter justering (p_{adj} = 0,12) (Figur 17).

I en utvidgad PERMANOVA-modell som inkluderade både lokala miljövariabler (areal, blomrikedom, vegetationshöjd) och omgivande landskap (TUVA-konnektivitet och mängd omgivande åkermark) hade länstillhörighet det starkaste unika bidraget (marginellt R^2 = 0,113, $p < 0,001$) — mer än fyra gånger så stort som någon enskild miljö- eller landskapskovariat. Bland kovariaterna hade mängden omgivande åkermark (R^2 = 0,026, $p < 0,001$), areal (R^2 = 0,022, $p < 0,001$) och vegetationshöjd (R^2 = 0,016, $p < 0,001$) signifikanta unika effekter, medan TUVA-konnektivitet (R^2 = 0,006, p = 0,056) och blomrikedom (R^2 = 0,007, p = 0,031) hade svaga effekter på artsammansättning. Tillsammans förklarade modellen cirka 26,5 % av variansen, varav den unika läns-effekten svarade för knappt hälften (Figur 17).



Figur 17. Principal coordinates analysis (PCoA) av artsammansättning per lokal för de fem mållänen, baserat på Bray-Curtis-distans av medelantal individer per lokal-år. Varje punkt representerar en lokal och färg/symbol anger län. Skuggade områden visar 95 %-konfidensellipser per län. Pilarna visar de miljövariabler som signifikant korrelerar med ordinationen enligt envfit (areal, vegetationshöjd, TUVA-konnektivitet och mängd omgivande åkermark); pilarnas riktning anger åt vilket håll i ordinationen variabeln ökar och deras inbördes längd är proportionell mot variabelns korrelation med PCoA-axlarna. Blomrikedom inkluderades i analysen men visade ingen signifikant koppling till artsammansättningen (p = 0,11). Analysen baseras på 228 lokaler med komplett miljödata. Axlarna anger andel förklarad varians (PCoA1: 17,5 %, PCoA2: 13,3 %). PERMANOVA visade att artsammansättningen skiljer sig signifikant mellan län även efter kontroll för miljö- och landskapsvariabler (marginellt unikt länsbidrag R^2 = 0,113, p < 0,001).

Vilka arter driver mönstret?

De arter som starkast driver mönstret i artsammansättning mellan länen var Slåttergräsfjäril (r^2 = 0,64, Tabell 1) och Luktgräsfjäril (r^2 = 0,52) (Figur 18 och 19), som tillsammans hade de största medelbidragen till olikheten mellan länspar enligt SIMPER (0,10 respektive 0,11). Slåttergräsfjäril var tydligt knuten till Skåne och Kalmar (26,5 respektive 22,3 individer per lokal-år) och förekom sparsamt i Örebro (2,9). Luktgräsfjäril var däremot jämnt förekommande över

samtliga län (15,8–23,9), med högst abundans i Östergötland (23,9). Flera andra arter visade ett mönster där Skåne stack ut med klart högre abundans än övriga län — bland dessa fanns Kamgräsfjäril (13,3 i Skåne mot ca 4 i övriga län), Puktörneblåvinge (9,7 mot 1,5–3,6), Mindre guldvinge (5,8 mot 1,8–3,6), Rapsfjäril (13,0 mot 4,1–8,1) och Bredbrämad bastardsvärmare (9,2 mot 1,0–5,2). Ett motsatt mönster sågs för några arter där Skåne istället hade lägre värden. Tydligast var Pärlgräsfjäril som hade kraftigt högre abundans i Östergötland (13,2) och i någon mån övriga inlandslän, medan Skåne endast hade 2,0 individer per lokal-år. Även Ängspärlemorfjäril följde detta mönster med 7,0–7,3 i Östergötland, Jönköping och Kalmar mot 2,3 i Skåne.
En enda art förekom enbart i ett län: Rödfläckig blåvinge, som registrerades med 3,2 individer per lokal-år i Skåne men inte alls i övriga län. Också Svartfläckig blåvinge hade en mycket koncentrerad utbredning, med förekomst främst i Skåne (3,5) och Kalmar (4,5).
Sammantaget visar resultaten att Skånes artsammansättning skiljer sig från övriga län både genom dominans av vissa arter (Slåttergräsfjäril, Kamgräsfjäril, Puktörneblåvinge) och genom frånvaro eller låga tätheter av andra arter som är vanliga i inlandslänen (Pärlgräsfjäril, Ängspärlemorfjäril). Detta är konsekvent med PCoA-figuren där Skåne separeras tydligt från övriga län längs PCoA2-axeln.



Figur 18. De två fjärilsarter som starkast driver mönstret i artsammansättningen mellan länen: 1. Slåttergräsfjäril och 2. Luktgräsfjäril. Foto: Nicklas Jansson.

Art	R^2	Simpler	Östergötland	Jönköping	Skåne	Kalmar	Örebro
Slåttergräsfjäril	0,64	0,10	14,3	4,1	26,5	22,3	2,9
Luktgräsfjäril	0,52	0,11	23,9	16,9	22,1	16,9	15,8
Kamgräsfjäril	0,46	0,03	4,8	4,2	13,3	4,1	4,2
Puktörneblåvinge	0,43	0,01	3,3	1,7	9,7	3,6	1,5
Mindre guldvinge	0,39	0,01	2,7	3,6	5,8	2,2	1,8
Pärlgräsfjäril	0,37	0,04	13,2	6,4	2,0	5,6	5,2
Ängspärlemorfjäril	0,32	0,03	7,3	7,2	2,3	7,0	3,9
Ängssmygare	0,31	0,01	4,0	2,6	2,9	3,1	3,2
Ängs/skogsvitvinge	0,23	0,01	5,1	2,8	2,0	3,2	2,7
Silverblåvinge	0,22	0,01	4,3	2,7	1,8	4,5	3,7
Citronfjäril	0,22	0,02	6,3	2,5	3,4	5,2	3,0
Mindre tåtelsmygare	0,20	0,02	5,3	2,8	8,1	4,1	5,2
Silverstreckad pärlemorfjäril	0,19	0,01	4,1	2,9	3,4	5,5	2,9
Ängsblåvinge	0,15	0,00	2,2	1,4	1,3	1,4	1,4
Brunfläckig pärlemorfjäril	0,15	0,02	6,4	5,5	4,5	7,0	9,3
Rovfjäril	0,15	0,01	4,2	1,8	4,6	2,0	2,8
Skogsnätfjäril	0,15	0,01	6,0	1,7	2,9	7,1	2,9
Skogspärlemorfjäril	0,14	0,00	3,0	1,5	4,0	1,3	2,0
Hagtornsfjäril	0,14	0,00	2,8	1,0	1,4	2,4	0,0
Aurorafjäril	0,13	0,01	2,5	1,8	2,4	2,7	2,0
Påfågelöga	0,12	0,01	3,1	2,6	4,9	2,5	3,2
Rapsfjäril	0,12	0,05	8,1	5,8	13,0	4,1	5,7
Älggräspärlemorfjäril	0,11	0,01	5,2	2,4	5,7	4,0	5,8
Sexfläckig bastardsvärmare	0,10	0,01	5,3	4,0	3,1	6,8	1,9
Vitgräsfjäril	0,10	0,00	2,3	2,2	4,0	1,9	1,6
Rödfläckig blåvinge	0,10	0,00	0,0	0,0	3,2	0,0	0,0
Prydlig pärlemorfjäril	0,10	0,01	2,6	2,7	2,2	3,7	1,9
Nässelfjäril	0,09	0,01	3,4	2,0	3,6	2,2	2,9
Violettkantad guldvinge	0,09	0,00	2,1	2,0	1,6	2,5	2,0
Smultronvisslare	0,09	0,00	2,3	1,2	1,6	3,5	1,2
Bredbrämad bastardsvärmare	0,09	0,01	5,2	1,0	9,2	4,1	1,0
Silversmygare	0,09	0,00	2,8	6,0	1,9	1,7	0,0
Storfläckig pärlemorfjäril	0,09	0,00	2,2	1,3	1,8	3,3	1,0
Skogsgräsfjäril	0,08	0,00	2,7	3,3	2,0	1,8	1,5
Tistelfjäril	0,08	0,01	6,2	7,3	6,1	4,3	3,4
Kålfjäril	0,08	0,01	3,1	1,9	3,3	4,7	1,5
Ängsmetallvinge	0,06	0,00	3,6	2,7	3,8	2,1	0,0
Svävflugedagsvärmare	0,06	0,00	1,6	0,0	0,0	0,0	1,3
Svartfläckig blåvinge	0,05	0,00	0,0	0,0	3,5	4,5	0,0

Tabell 1. Arter som driver mönstret i artsammansättning mellan de fem länen. De 39 arterna med högst förklaringsgrad visas. För varje art anges R2 (från 0 till 1), som visar hur mycket arten förklarar PCoA-axlarna, samt Simper, som är artens medelbidrag till olikheten (Bray-Curtis) mellan länspar beräknat över alla parvisa jämförelser. Kolumnerna för länen anger medelantal individer per lokal-år i respektive län. Beräkningarna bygger på all transektdata 2009–2023 från lokaler med minst tre års besök.

Diskussion

Denna studie visar att fjärilsfaunan i ängs- och betesmarker i de fem mållänen genomgått en tydlig tillbakagång under perioden 2009–2023, och att både lokala förhållanden och det omgivande landskapet påverkar artrikedom och individantal. De sammanvägda trenderna (MSI) visar en nedgång på knappt 27 % för samtliga arter, drygt 35 % för gräsmarksspecialister och nära 46 % för rödlistade arter. Att nedgången blir brantare ju mer specialiserad och hotad artgruppen är följer det mönster som dokumenterats i europeisk fjärilsövervakning, där den europeiska gräsmarksindikatorn visar en nedgång på 39 % sedan 1990 (Warren et al. 2021). Resultaten knyter an till den omfattande dokumentation av insektsnedgångar som vuxit fram det senaste decenniet — från rapporter om kraftigt minskad insektsbiomassa i skyddade områden (Hallmann et al. 2017) till syntesarbeten som visar att nedgångarna är särskilt uttalade i landmiljöer och i intensivt brukade jordbrukslandskap (van Klink et al. 2020; Wagner 2020). Gräsmarksfjärilar lyfts återkommande fram som en av de mest utsatta grupperna i europeiskt jordbrukslandskap (Warren et al. 2021).

Bland de lokala faktorerna var arealen den starkaste förklarande variabeln för samtliga responser, vilket är väntat: större marker hyser fler arter, fler rödlistade och fler individer. Detta är ett av de mest robusta mönstren i öbiogeografisk och habitatekologisk forskning (jfr Thomas et al. 1992; Hanski 1999). Även vegetationshöjd och blomrikedom hade positiva effekter, vilket understryker att markens skötsel och blomresurser har betydelse för faunans rikedom. Detta är skötselmässigt centralt, eftersom dessa egenskaper till skillnad från arealen är direkt påverkbara genom hävdregim och betestryck. Att betestryckets intensitet och timing har stor betydelse för hotade gräsmarksfjärilar har visats i detaljerade populationsstudier, där alltför hårt bete kan reducera värdväxter och födoresurser med stora negativa följder för populationerna (Johansson et al. 2020, 2025).

Landskapsanalysen visar att de två landskapsmåtten verkar på olika rumsliga skalor och med olika riktning. Mängden omgivande åkermark hade en genomgående negativ effekt, starkast på en relativt lokal skala (5 km), vilket är förenligt med att intensivt brukad åkermark utgör en resursfattig och delvis ogenomtränglig matris för gräsmarksfjärilar. Att jordbrukets intensifiering och landskapets homogenisering hör till de viktigaste drivkrafterna bakom insekters och pollinatörers tillbakagång är väl etablerat (Emmerson et al. 2016; Raven & Wagner 2021). TUVA-konnektiviteten, dvs. tillgången på omgivande ängs- och betesmark, hade däremot en positiv effekt som bäst fångades på en bredare skala (som inkluderar habitat >10 km), vilket speglar att kolonisation och spridning mellan habitatfläckar sker över relativt stora avstånd för fjärilar. Att artrikedomen i en enskild mark gynnas av konnektivitet till lämpliga habitat i omgivningen är väl belagt även för andra insekter (t.ex. Bergman et al. 2012) och i metapopulationsstudier av hotade fjärilar, där koloniseringssannolikheten ökar med konnektiviteten till omgivande habitat (Hanski 1999; Johansson et al. 2020). Att landskapseffekter på fjärilar dessutom är skalberoende, och att den

skala på vilken effekten är starkast skiljer sig mellan responsvariabler, är ett återkommande resultat i landskapsekologisk forskning och motiverar den fleraskaliga ansats som använts här (Jackson & Fahrig 2015).

Ett av de tydligaste resultaten är att effekten av TUVA-konnektivitet skilde sig markant mellan länen och var starkast i Jönköping. Detta antyder att landskapssammanhanget avgör hur viktig konnektiviteten är: i län där ängs- och betesmarkerna utgör en mindre och mer fragmenterad andel av landskapet kan tillgången på närliggande habitat vara mer begränsande, medan den i mer hagmarkstäta landskap spelar mindre roll. En sådan kontextberoende effekt är teoretiskt förväntad — betydelsen av omgivande habitat antas ofta vara störst i intermediärt fragmenterade landskap (Andrén 1994). Länsmönstret bör dock tolkas försiktigt, eftersom det inte direkt kopplats till uppmätt fragmenteringsgrad per län inom ramen för analysen. Analysen av artsammansättning visade att fjärilssamhällena skiljer sig signifikant mellan länen, och att skillnaden kvarstår även efter kontroll för lokala miljövariabler och omgivande landskap. Länstillhörighet hade det enskilt starkaste bidraget till variationen i artsammansättning. Skåne framträdde som mest avvikande, både genom dominans av vissa arter och genom låga tätheter av arter som är vanliga i de andra länen. Detta speglar storskaliga biogeografiska gradienter i arternas utbredning, som är viktiga att känna till vid tolkning av regionala mönster men som ligger bortom det enskilda programmets påverkbarhet.

Styrkeanalysen visar att övervakningsprogrammet för en typisk art kan upptäcka en årlig förändring på omkring ±6 % med tillfredsställande statistisk styrka, men att upplösningen är starkt beroende av hur många lokaler arten förekommer på. För vanliga, utbredda arter kan trender ned till ±2 % per år upptäckas, medan sällsynta arter med få lokaler kräver mycket kraftiga förändringar för att en trend ska kunna säkerställas. Frånvaron av en signifikant trend hos en sällsynt art får därför inte tolkas som att arten är stabil — den kan minska utan att programmet förmår upptäcka det. Just de mest skyddsvärda arterna är därmed de svåraste att övervaka, vilket är en generell utmaning i övervakning av hotade arter och något som bör beaktas vid utformningen av framtida insatser.

En ytterligare källa till osäkerhet för de mest hotade arterna är att deras populationsdynamik kan vara starkt påverkad av faktorer utanför den lokala skötseln, såsom extrema väderhändelser. Studier av hotade fjärilars metapopulationer har visat att extrem torka kan reducera värdväxtresurser kraftigt och driva ned populationer även i till synes stora och livskraftiga nätverk, och att frekvensen av sådana händelser väntas öka (Johansson et al. 2020). Sådana processer kan bidra till mellanårsvariation och nedgångar som är svåra att hänföra enbart till lokala eller landskapsmässiga förhållanden.

Slutsats

Fjärilsfaunan i ängs- och betesmarker i de undersökta länen minskar, och nedgången är mest uttalad för gräsmarksspecialister och rödlistade arter. Resultaten ligger i linje med den breda internationella dokumentationen av insektsnedgångar i jordbrukslandskap i hela Europa. Det är också i linje med den nationella sk. Fjärilsindikatorn för miljömålet ”Ett levande odlingslandskap” som också visat på en negativ trend för dagfjärilarna i landet.
Både lokal habitatkvalitet (areal, vegetationsstruktur, blomresurser) och det omgivande landskapet påverkar fjärilsfaunan: tillgången på närliggande ängs- och betesmark gynnar artrikedomen, medan omgivande åkermark missgynnar den. Effekterna verkar på olika rumsliga skalor, och konnektivitetens betydelse varierar mellan landskapstyper. För bevarandet innebär detta att åtgärder behöver verka på två nivåer samtidigt — dels genom fortsatt och ändamålsenlig hävd av enskilda marker med anpassat betestryck, dels genom att bevara och stärka nätverket av ängs- och betesmarker i landskapet så att spridning och kolonisation mellan marker möjliggörs (jfr Johansson et al. 2025). Den fortsatta tillbakagången, särskilt bland rödlistade arter, understryker att nuvarande insatser inte är tillräckliga för att vända utvecklingen.

Referenser

Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71(3): 355–366.

Berg, Å., Ahrné, K., Öckinger, E., Svensson, R. & Söderström, B. 2011. Butterfly distribution and abundance is affected by variation in the Swedish forest-farmland landscape. *Biological Conservation* 144(12): 2819–2831.

Bergman, K.-O. & Landin, J. 2001. Distribution of occupied and vacant sites and migration of *Lopinga achine* (Nymphalidae: Satyrinae) in a fragmented landscape. *Biological Conservation* 102(2): 183–190.

Bergman, K.-O., Jansson, N., Claesson, K., Palmer, M.W. & Milberg, P. 2012. How much and at what scale? Multiscale analyses as decision support for conservation of saproxylic oak beetles. *Forest Ecology and Management* 265: 133–141.

Buckland, S.T., Magurran, A.E., Green, R.E. & Fewster, R.M. 2005. Monitoring change in biodiversity through composite indices. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360: 243–254.

Cousins, S.A. 2009. Landscape history and soil properties affect grassland decline and plant species richness in rural landscapes. *Biological Conservation* 142(11): 2752–2758.

Ekstam, U. & Forshed, N. 2000. *Svenska naturbetesmarker: historia och ekologi*. Naturvårdsverket, Stockholm.

Emmerson, M., Morales, M.B., Oñate, J.J., Batáry, P., Berendse, F., Liira, J., Aavik, T., Guerrero, I., Bommarco, R., Eggers, S., Pärt, T., Tscharntke, T., Weisser, W., Clement, L. & Bengtsson, J. 2016. How agricultural intensification affects biodiversity and ecosystem services. *Advances in Ecological Research* 55: 43–97.

Goulson, D., Lye, G.C. & Darvill, B. 2008. Decline and conservation of bumble bees. *Annual Review of Entomology* 53: 191–208.

Gärdenfors, U. (red.) 2020. *Rödlistade arter i Sverige 2020*. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.

Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Goulson, D. & de Kroon, H. 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE* 12(10): e0185809.

Hanski, I. 1999. *Metapopulation Ecology*. Oxford University Press, Oxford.

Ihse, M. 1995. Swedish agricultural landscapes — patterns and changes during the last 50 years, studied by aerial photos. *Landscape and Urban Planning* 31(1): 21–37.

Jackson, H.B. & Fahrig, L. 2015. Are ecologists conducting research at the optimal scale? *Global Ecology and Biogeography* 24(1): 52–63.

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

Johansson, V., Franzén, M. & Bergman, K.-O. 2025. A 20-year study of a threatened butterfly: the importance of management across space and time for long-term persistence in dynamic landscapes. *Biological Conservation* 310: 111367.

Nilsson, S.G., Franzén, M. & Pettersson, L. 2013. Land-use changes, farm management and the decline of butterflies associated with semi-natural grasslands in southern Sweden. *Nature Conservation* 6: 31–48.

Pannekoek, J. & van Strien, A. 2005. *TRIM 3 Manual (TRends and Indices for Monitoring data)*. Statistics Netherlands, Voorburg.

Raven, P.H. & Wagner, D.L. 2021. Agricultural intensification and climate change are rapidly decreasing insect biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118(2): e2002548117.

Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Carvalho, C., Snoo, G.D. & Eden, P. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63(4): 337–365.

Thomas, C.D., Thomas, J.A. & Warren, M.S. 1992. Distribution of occupied and vacant butterfly habitats in fragmented landscapes. *Oecologia* 92: 563–567.

van Klink, R., Bowler, D.E., Gongalsky, K.B., Swengel, A.B., Gentile, A. & Chase, J.M. 2020. Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. *Science* 368(6489): 417–420.

van Strien, A.J., Pannekoek, J. & Gibbons, D.W. 2004. Indexing European bird population trends using results of national monitoring schemes: a trial of a new method. *Bird Study* 51: 153–160.

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

Wagner, D.L. 2020. Insect declines in the Anthropocene. *Annual Review of Entomology* 65: 457–480.

Bilaga 1.

Kompletterande beskrivning av använd metodik vid inventering av dagfjärilar i ängs- och betesmarker

Metodiken beskrevs ursprungligen i undersökningstypen (Naturvårdsverket, Dagaktiva fjärilar, Version 1:2, 2011-05-09). Undersökningstyp: Dagaktiva fjärilar

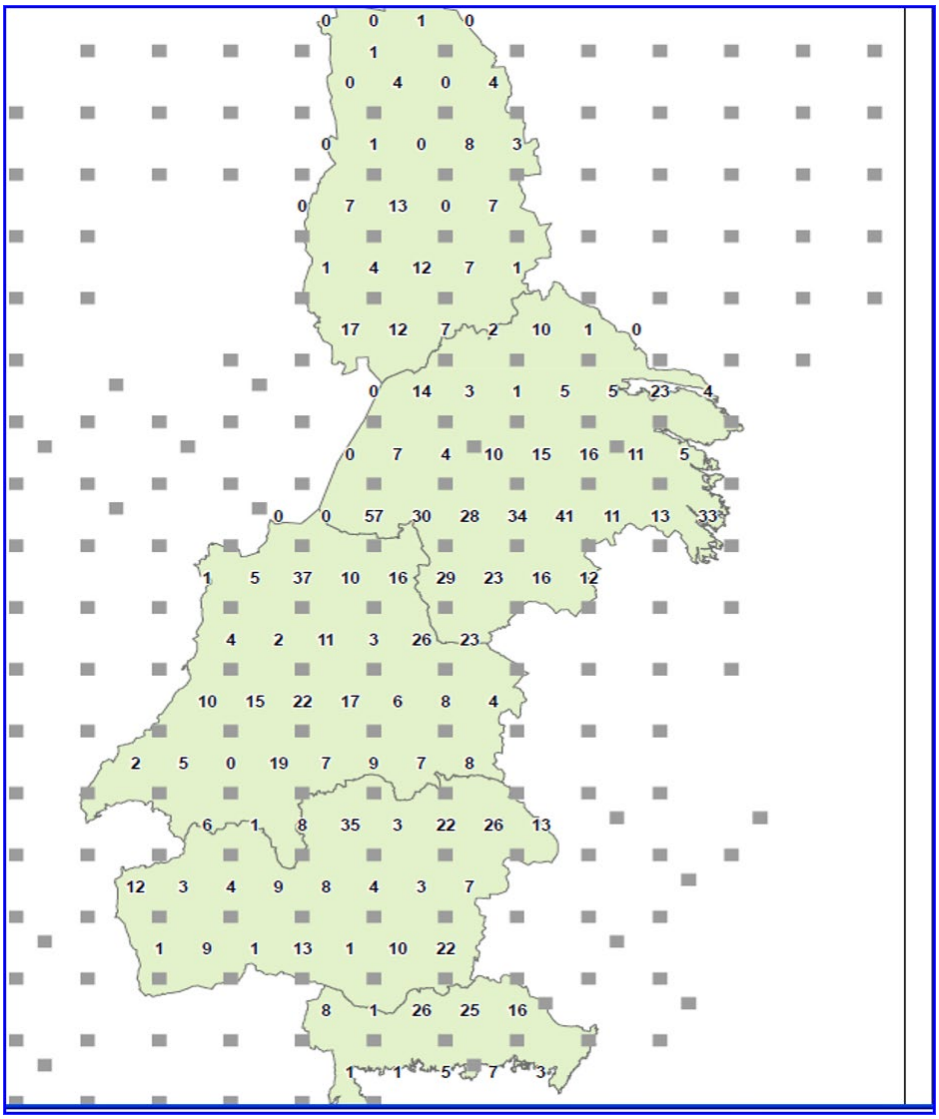
Sedan undersökningstypen skrevs har stora förändringar skett och metodiken beskrivs därför i sin helhet nedan.

Områden

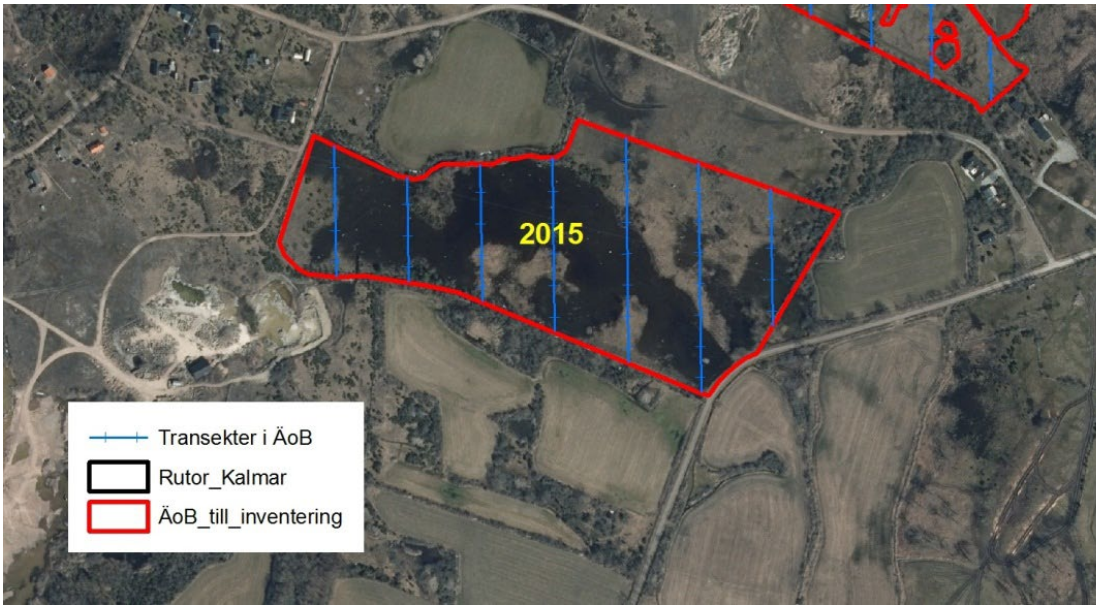
Ett rutnät (5x5km) har systematiskt lagts ut över de deltagande länen (Figur 1).

Inom de olika rutorna har områden från ängs- och betesmarksinventeringen slumpats ut. Inom äng- och betesmarksobjekten finns i sin tur transekter markerade vilka ska följas under inventeringen, figur 2 och 3. Kartor med markerade ytor och transekter levereras till inventerarna av länsstyrelserna. Rutor, ytor och transekter är också möjliga att få digitalt. Utöver transekterna i ängs- och betesmarkerna ska även en slinga inventeras. Slingans placering har oftast valts ut av inventeraren. Den ska vara 1–1,5 km lång och i så stor utsträckning bestå av fjärilsrika marker i omgivningarna till det inventerade ängs- och betesmarksobjektet. Slingorna inventeras för att se vilka fjärilar som finns utanför ängs- och betesmarkerna men också för att övervaka fjärilsfaunan i landskapet. Slingan har ritats in på en karta och rapporteras till länsstyrelsen det första året som inventeringen utförs. Längs slingan avgränsas och klassas fjärilsrika biotoper i segment enligt tabell 1.

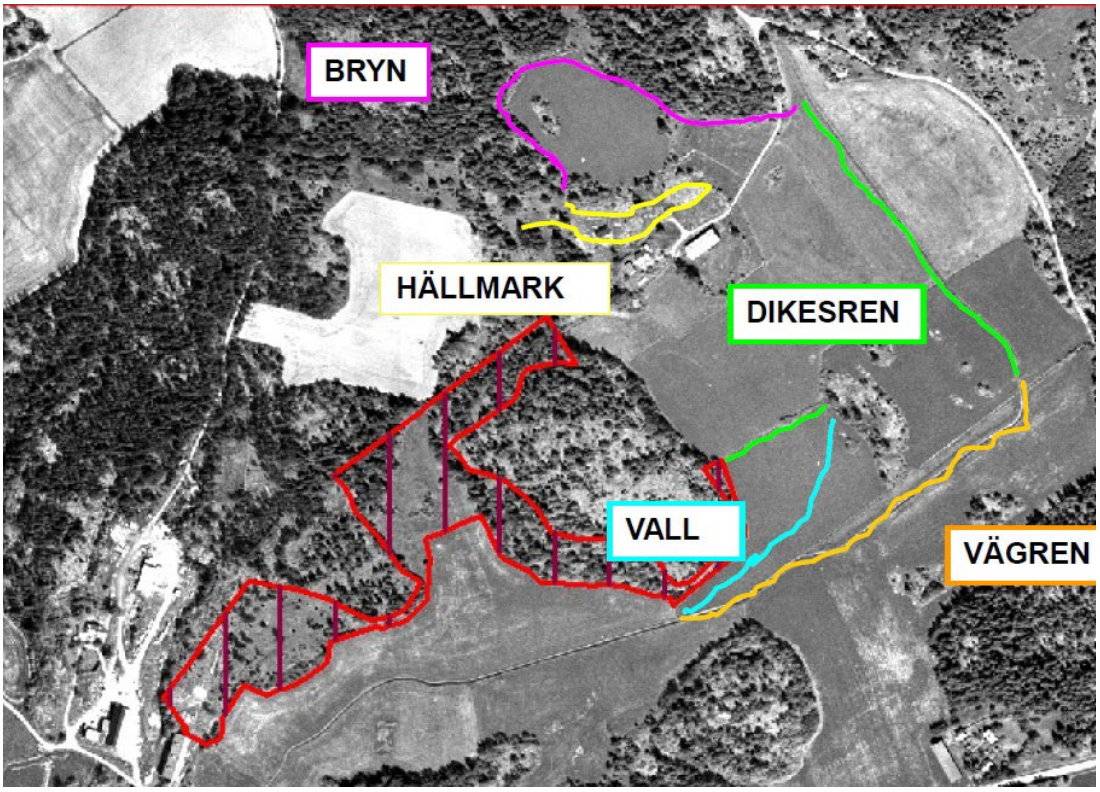
Områdena som ligger till grund för inventeringen kommer från ängs- och betesinventeringen som gjordes 2002–2004. Sedan dess har det hänt mycket i landskapet och ängs- och betesmarker har försvunnit. Även om hävden har försvunnit kan vissa marker vara betydelsefulla för fjärilar lång tid efter hävden upphört, särskilt på torra marker. Har marken slyat igen fullständigt eller om den på något sätt blivit helt ointressant för dagfjärilar stryks objektet. För att ändå ett visst antal objekt ska inventeras varje år så har reserver tagits fram.



Figur 1. Utlägget av rutor i landskapet där ängs- och betsobjekten som ingår i övervakningen ligger. Siffrorna anger hur många äng & betesobjekt som finns i respektive ruta totalt. I varje ruta är sedan 1-4 objekt framslumpade av NILS-teamet på SLU i Umeå (Erik Cronvall). Observera att Kalmar inte var med från start och saknas här.



Figur 2. Detaljbild över betesmark och dess transekter som ska inventeras.



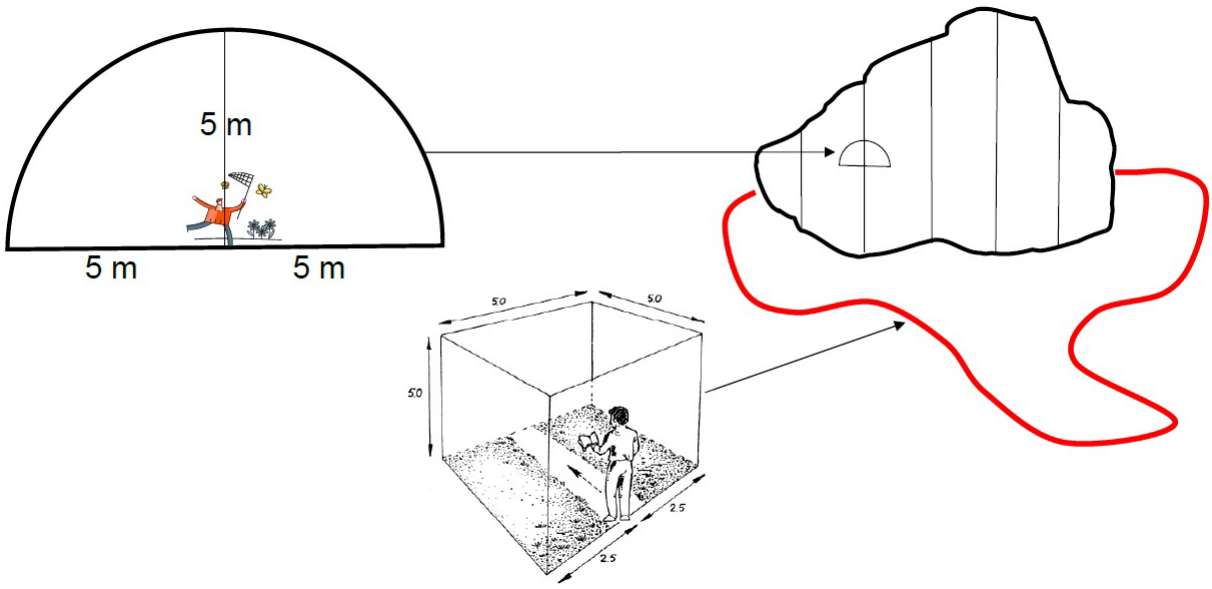
Figur 3. Exempel på hur det kan se ut med både transekter i ängs- och betesmarksobjektet och slingsegment utritade.

Tabell 1. Fjärilsrika biotoper som ska markeras på slingan och rapporteras in det första inventeringsåret för då den aktuella betesmarken inventeras. De marker som tillhör någon annan kategori än 1–13 förs till övriga 14.

1. Skogsbryn
2. Hällmarker
3. Vägkanter
4. Öppna gläntor i skog
5. Kraftledningsgator
6. Hyggen
7. Mossar
8. Trädgårdar
9. Kärr
10. Åkerrenar
11. Dikesrenar
12. Strandmiljöer
13. Öppna sand– och grusmiljöer
14. Övriga

Inventeringen

Inventering görs längs transekterna och slingorna men ytan som inventeras skiljer sig mellan transekter och slingor. I transekterna räknas alla fjärilar inom en 5 meters radie i en halvcirkel medan det i slingorna alla fjärilar som befinner sig inom ytan 5 meter upp, 5 meter framåt samt 2,5 meter åt varje sida om inventeraren, figur 4.



Figur 4. Bredden på ytan som inventeras skiljer sig mellan transekten i betesmarken och den valda slingan.

Inventeraren följer transekten/slingan med en jämn hastighet av 2 minuter per 100 meter. Inventeringen avbryts om en individ behöver fångas för artbestämning och återupptas därefter från samma ställe. Lyckas man inte fånga in individen förs den

in tillfälligt till exempel som obestämd blåvinge. Vid inventeringens slut kan ofta dessa föras till art efter vad som påträffats i området, alternativt görs en sväng till för att se om arten kan återfinnas och bestämmas. Osäkra individer samlas in, spänns upp eller stoppas i konvolut med datum samt lokal.

Väder vid inventering

Temperaturen ska vara över 17°C, det får inte regna och vinden får inte vara frisk (småträd vajar). Detta för att fjärilsaktiviteten ska vara så hög som möjligt. Om det kommit en regnskur ska fjärilsaktiviteten bedömas innan inventeringen får starta.

Tidpunkt för inventeringen och de olika besöken

Varje område besöks tre gånger. Det är i första hand fjärilarnas fenologi som styr före datum. De tre besöken görs, spridda över säsongen, för att få med vår-, midsommar och högsommararter (d.v.s. besöken görs då dessa arter är aktiva):

- Vårarter (t.ex. smultronvisslare, skogsvisslare, aurorafjäril, skogs/ängssvitvinge, prydlig pärlemorfjäril) inventering runt 20 maj.
- Midsommararter (t. ex. brunfläckig pärlemorfjäril, midsommarblåvinge, ängssmygare, silverblåvinge, violettkantad guldvinge) inventering runt 20 juni.
- Högsommararter (t.ex. luktgräsfjäril, slåttergräsfjäril, sexfläckig bastardsvärmare, silverstreckad pärlemorfjäril, ängspärlemorfjäril) inventering runt 20 juli.

Inventeringen utförs dagtid mellan klockan 09:00-16:30.

Registrering av hävdslag

Hävdslaget, om det är slåttermark eller betesmark, registreras. Om det är en betesmark registreras både djurslag och antalet djur.

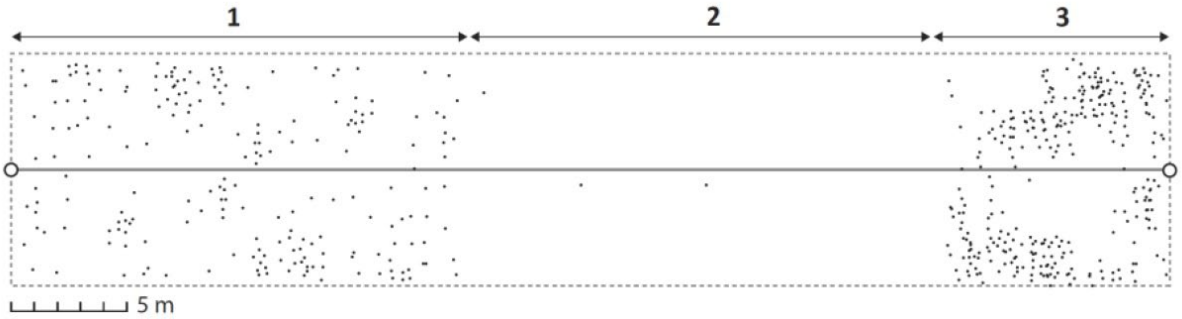
Registrering av vegetationshöjd

Vegetationshöjden uppskattas i tre klasser: <5 cm, 5-15 cm, >15 cm. De tre klasserna uppskattas i procent för varje transekt, 10 m bredd. Täta skogsdungar >100 m^2 undantas.

Registrering av blomrikedom

Blomrikedomen uppskattas i promille för varje transekt. Blomrikedom avser den vertikala täckningen av nektarbärande blommor, normalt de skyltande delarna av blomhuvuden eller blomkorgar, av örter och ris i fältskiktet samt av buskar, figur 5.

- Om det finns >10 stycken vädd, klint- och tistelblommor per transekt uppskattas deras andel i % av den totala mängden blommor
- Avrundning görs till hela promille och således registreras 1 ‰ för 0,5–1,5 promilles täckning o.s.v.
- Bedömningen avser ett genomsnitt längs hela transekten (10 m bredd)



Figur 5. Hjälpfigur för bedömning av blomrikedom. Varje punkt motsvarar en 10 cm2 blomma (ej skalenligt) vilket ungefär motsvarar en genomsnittlig maskros. Bedömningen underlättas om man försöker tänka sig transekten indelad i relativt homogena segment. I exemplet är blomrikedom för segment 1 cirka 1 ‰, d.v.s. ungefär 10 blommor per meter transekt (10 m bredd), för segment 2 cirka 0 ‰ och för segment 3 cirka 3 ‰. Segment 1 och 2 utgör 2/5 vardera av transekten och segment 3 utgör 1/5. Genomsnittet längs hela transekten blir alltså 1 ‰ (10 blommor per meter transekt).

Registreringen av uppgifter

Rapporteringen gjordes i början till Länsstyrelsen via Excel-dokument som levereras av Länsstyrelsen. På senare tid har möjlighet funnits att även rapportera digitalt. Alla data samlas hos Lunds universitet, som är utsedd datavärd. Hos datavärden sker även en viss kvalitetssäkring av datan. Fältblankett finns i bilaga 3 (denna skall helst inte ändras). Fjärilar som uppehåller sig inom transekten/slingan registreras (OBS! antal individer per art registreras). Fynden knyts till transekter eller respektive naturtyp i slingan till exempel kraftledningsgata och klövervall.

Bilaga 2.

Programområde**:** **Jordbruksmark, Fjäll, Våtmark, Skog, Landskap**

Undersökningstyp: Dagaktiva fjärilar

Mål och syfte med undersökningstypen

Syftet är att övervaka förändringar av artantal och individtäthet hos dagaktiva fjärilar: grupperna dagfjärilar, bastardsvärmare och humlelik samt svävflugelik dagsvärmare.

Övervakningen kan ge ökad kunskap om frågor såsom:

- Vad betyder skötseln av ett område för dagfjärilsfaunan? Hur påverkar betestryck, träd- och buskvegetation m.m. olika fjärilsarter?
- Vilken utbredning har de dagaktiva arterna av dagfjärilar i Sverige/länet? Dessa data kan jämföras med äldre data från samlingar och museer.
- Vilka skillnader finns mellan olika regioner i Sverige/länet? Vilka områden är viktigast att skydda/sköta?
- Vilken inverkan har olika jordbrukspolitiska beslut (t.ex. regelverket i EU:s miljöstöd) på den mångfalden av dagaktiva fjärilar?
- Vad betyder en eventuell förändring av klimatet för arternas utbredning? Eftersom många arter är temperaturkänsliga kan förändringar i utbredning över tiden visa på klimatförändringar.
- Vilken dynamik i utbredning och populationsstorlekar finns över tiden för de rödlistade arterna?
- Fluktuerar fjärilarnas populationsstorlekar synkront över stora områden? Synkrona fluktuationer höjer risken för att en art dör ut.

Övervakningen anknyter till miljökvalitetsmålet "Ett rikt odlingslandskap" enligt proposition 2000/01:130. Enligt regeringen innebär det bland annat att: "*Odlingslandskapet brukas på sådant sätt att negativa miljöeffekter minimeras och den biologiska mångfalden gynnas*" och "*Hotade arter och naturtyper samt kulturmiljöer skyddas och bevaras*".

Bakgrund

Många dagfjärilsarter har speciella miljökrav och reagerar snabbt på förändringar i miljön, ofta betydligt snabbare än t.ex. kärlväxter. Undersökningar av fyra dagfjärilsarter i England visade att de i snitt reagerade ca 12 gånger snabbare på miljöförändringar (positiva eller negativa) än deras respektive värdväxter (Erhardt & Thomas 1991). Ett flertal studier har visat att det i huvudsak är honans val av äggläggningsplats och larvernas krav som styr om en art kan finnas på ett område (Bergman 1999; Thomas et al. 1986; Thomas 1991; Warren 1987).

Lokal- och mikroklimat, värdväxtens näringsvärde och värdväxtens täthet är några av de faktorer som påverkar larverna. Övervakning av enbart kärlväxtfloran räcker därför inte som indikator på miljöförändringar i gräsmarker. Förutom att fjärilar reagerar snabbt på habitatförändringar är de också mycket känsliga för förändringar i klimatet. Ökningen av temperaturen med 1–1,5°C de senaste 25 åren i Storbritannien har lett till stora förändringar i utbredningen av flera fjärilsarter (Warren et al. 2001). Detta kunde upptäckas tack vare den systematiska övervakningen av dagfjärilar som pågått i Storbritannien sedan 1976 (Pollard & Yates 1993). Dagfjärilar har också övervakats sedan 1990 i Danmark och Holland (From & Söderman 1997). I Sverige har miljöövervakning av dagfjärilar startat 2010.

Det finns ca 113 arter dagfjärilar i Sverige fördelade på sex olika familjer. Förutom dagfjärilarna är också familjen bastardsvärmare med sju svenska arter, familjen svärmare med två dagaktiva arter, humlelik dagsvärmare och svävflugelik dagsvärmare väl lämpade för övervakning. Av dessa arter är 41 rödlistade (Gärdenfors 2010). Södra Sverige är rikast på arter, men det finns även arter som enbart finns i norra Sverige. De olika arterna har ofta mycket skilda miljökrav. Dagflygande fjärilar saknas bara i de allra tätaste och skuggigaste skogarna. Där är andra grupper att föredra för miljöövervakning. Annars finns dagfjärilar i ett brett spektrum av öppna miljöer:

- •från blöta myrar till torra, sandiga, steniga miljöer,
- •från öppen mark till gläntrika tätare skogar,
- •från hårt hävdade kortbetade marker till extensivt betade eller ohävdade marker med högre grässvål,
- •från havsnivån till fjällsluttningar

Samordning

Miljöövervakning av dagaktiva fjärilar kan med fördel samordnas med övervakning av dyngbaggar, hopprätvingar och humlor och kan utföras på delvis samma lokaler. Vissa omvärldsvariabler är gemensamma och värdefulla data kan då fås om hur skötsel påverkar olika grupper.

Strategi

En god uppskattning av artsammansättningen och populationers relativa storlek av dagaktiva fjärilar i ett område kan fås genom att gå linjetransekter då antalet individer av olika arter som ses noteras inom ett visst avstånd från inventeraren. Man kan studera hela artsamhällen eller enskilda arter. Enskilda arter kan vara lämpliga att övervaka om de är det huvudsakliga målet för naturvårdsinsatser i ett område. Enskilda arter kan också övervakas med märkning och återfångst.

För att få en heltäckande bild av faunan i en större region bör olika miljöer undersökas, från myrar till betesmarker och öppna skogar. Om även omvärldsvariabler som blomrikedom, vegetationsstruktur m.m. samlas in ökar möjligheten att utnyttja materialet för att förklara eventuella förändringar hos faunan.

Statistiska aspekter

Hela artsamhället

Den rekommenderade metoden för övervakning av artsammansättning och individtäthet av dagaktiva fjärilar är den så kallade ”Pollard’s walk” (Pollard 1977). Den har använts sedan 1976 i England och sedan 1990 i Danmark och Holland. I sin ursprungliga form inventeras alla fjärilar längs en subjektivt utlagd rutt inom ett område, något som ger problem med att områdets fjärilsfauna inte avspeglas representativt och ger svårigheter att jämföra med andra områden (Pollard & Yates 1993). Här föreslås därför en Pollard’s walk i något modifierad form. Antalet observerade fjärilar längs en linjetransekt har visat sig korrelera väl med det verkliga antalet (Thomas 1983a). Pollard & Yates (1993) har ingående beskrivit och utvärderat metodiken för det brittiska övervakningsprogrammet. Metoden har bland annat testats för individuella skillnader mellan olika inventerare och visat sig vara robust. Håller man sig inom bestämda gränser för temperatur, sol och vind så var variationen också liten. Från miljöövervakningssynpunkt finns dock ett problem med den brittiska metoden som bygger på subjektivt utlagda transekter. Transekterna tenderar att läggas ut genom de miljöer som är goda fjärilsmiljöer vid tillfället för övervakningens start medan de sämre delmiljöerna som tätare skogspartier i högre utsträckning undviks. Detta gör att transekterna inte återspeglar lokalerna på ett representativt sätt, och därmed är det svårare att göra jämförelser mellan olika lokaler. Om transekten inte sträcker sig över sämre områden från början blir det också svårt att utvärdera hur en eventuell framtida skötsel och/eller restaurering påverkat området (Pollard & Yates 1993). Här föreslås därför en modifierad variant av den brittiska metoden (se Provtagningsmetodik).

Enskilda arters populationsstorlekar

Gäller övervakningen enskilda arter bör samtliga delar av ett område där arten flyger inventeras. Här bör alltså en slinga läggas ut med ett mera subjektivt urval av miljöer. För att erhålla en kalibrering mellan antalet observerade fjärilar och det verkliga antalet bör man genomföra en studie med märkning och återfångst av fjärilar. Vid kalibrering bör minst 10 lokala populationer av olika storlekar studeras.

Enskilda arters utbredning i tid och rum

Många sällsynta arter finns spridda på flera mindre närliggande områden inom en större region, de utgör en så kallad metapopulation. Generellt är små och/eller isolerade områden oftare obebodda medan stora och/eller närliggande områden oftare är bebodda. Mönstret av bebodda och obebodda områden kan t.ex. ge användbar information för att kunna prioritera skötselåtgärder och bedöma om ett område kommer att hysa arten efter en restaurering. För att övervakningen skall kunna fylla önskad funktion och ge klara mönster bör ett helt system av områden, åtminstone 40–50 områden, studeras parallellt. Här måste såväl passande miljöer där arten finns som passande miljöer där arten saknas finnas med, helst i någorlunda lika antal.

Plats/stationsval

För att ge en mer uttömmande bild av artsammansättningen i en region bör man välja lokaler från olika miljöer med en skillnad i markfuktighet och hävd. Om en enskild rödlistad art skall

övervakas får ansträngningarna fokuseras efter artens habitatval. Lokalerna bör prioriteras som följer:

1) Floristiskt rika slåtter- eller betesmarker över 10 ha som ligger i landskap med många närliggande hävdade örtrika marker. Några av lokalerna bör vara i huvudsak torra, några friska och några fuktiga.

2) Övriga öppna marker t.ex. myrar, fjällmiljöer, bryn, vägkanter och kustnära hällmarker.

3) Halvöppna ohävdade örtrika busk- och skogsmarker, t.ex. hyggen och kraftledningsgator.

Man bör sträva efter att övervaka minst sex lokaler av varje typ om det är praktiskt möjligt, för att få en bra spridning på materialet och för att lättare kunna utvärdera materialet.

Mätprogram

Variabler

Företeelse	*Mätvariabel*	*Metod-moment*	*Enhet*	*Prio-ritet*	*Frekvens och tidpunkter*	*Referens till metodik.*
Dagaktiva fjärilar (se fältprotokoll för arter)	Antal	-	st	1	Årligen, var 7–14 dag, april–september, 5–7 (10) besök	
Bete; Slåtter	Vegetationshöjd		cm	1	årligen i juli	Ekstam & Forshed (1996) s 264
Betande djur (art anges)				1		
Blommande örter			promille	1	Årligen, varje inventeringstillfälle	
Träd	Krontäckning		Klassat 5-gradig skala	1	1 gång/lokal	
Buskar	Krontäckning		Klassat 5-gradig skala	1	1 gång/lokal	
Träd och buskar	Krontäckning		Klassat 5-gradig skala	1	1 gång/lokal	
Vegetations-struktur av träd och buskar			Klassat Tre kategorier	1		

Företeelse	*Mätvariabel*	*Metod-moment*	*Enhet*	*Prio-ritet*	*Frekvens och tidpunkter*	*Referens till metodik.*
Övervakat område	Area		ha	1		
Kärlväxter	Artantal		(Total provyta 4 m^2)	2	Vart 5 år	
Avstånd till närmaste område med den studerade arten[1]!			m	1		

1) Gäller endast vid övervakning av enskilda arter.

Frekvens och tidpunkter

Hela artsamhället

Olika arter av fjärilar har olika flygperioder under säsongen. För att täcka in de olika arternas flygperioder bör de övervakade lokalerna besökas minst var 7–14: e dag, den kortare perioden vid varmt väder och den längre vid regnigt och kallt väder. Med längre mellanrum mellan besöken riskerar man att missa när det är flest flygande individer (flygtoppar) för förekommande arter. Huvuddelen av arterna kan hittas om inventeringen pågår från maj till augusti. På 5–7 besök täcks antalet arter normalt in på en acceptabel nivå. Om syftet är att även övervaka långsiktiga förändringar i klimatet bör lokalerna besökas mellan 1 april och 30 september och då blir antalet besök flera. I mellersta och norra Sverige blir säsongen kortare men säsongen startar så snart vädret tillåter (se Provtagningsmetodik). Längst upp i norr har många fjärilar koncentrerade flygperioder och där kan det vara viktigare med tätare tidsintervaller mellan besöken.

En lokal bör övervakas under en serie år för att det skall framgå vad som är naturlig variation i en lokal population jämfört med större regionala trender. Insekters populationer kan variera kraftigt i storlek beroende på korta generationslängder och att de är känsliga för t.ex. väderskillnader mellan år.

Enskilda arters populationsstorlekar och utbredning i tid och rum

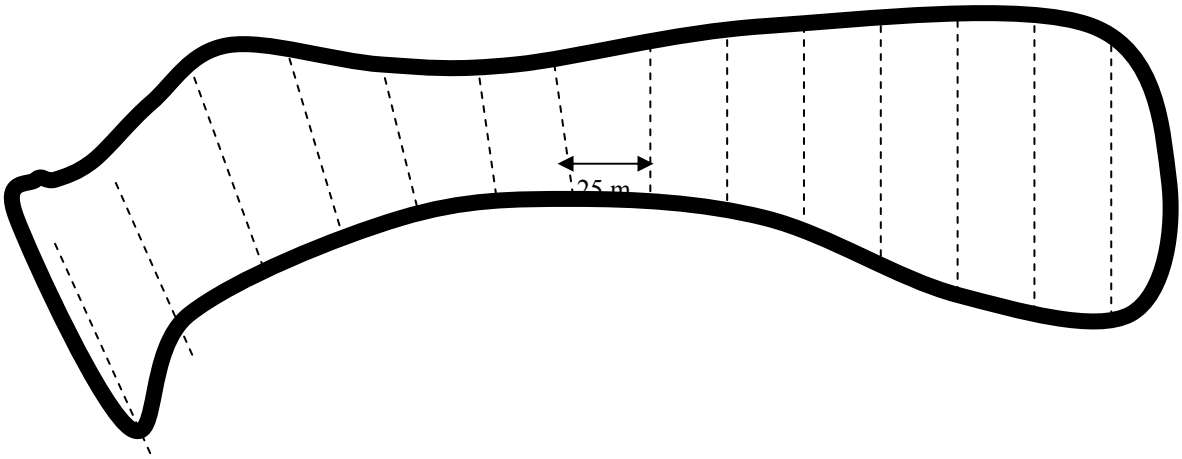
Övervakning av enskilda arter bestäms efter artens flygperiod och därför behöver endast en del av säsongen bevakas. Insekter har ofta en relativt kort livslängd som fullbildade. Dagfjärilars medellivslängd brukar variera mellan 5–12 dagar. Det gör att deras populationsstorlekar till synes varierar snabbt över tiden även under en säsong till skillnad från t.ex. växter. Vanligen byggs en population av fullbildade fjärilar upp snabbt under en till två veckor i början av flygperioden för att sedan plana ut runt toppnivån någon dryg vecka varefter populationen snabbt klingar av. För dårgräsfjäril och blåvingen *Lysandra bellargus* (Thomas 1983b) är 35 respektive 33 % av individerna på vingarna under toppnivån. För att kunna jämföra populationsstorlekar mellan olika år och mellan områden måste de uppskattas vid samma tidpunkt i populationsutvecklingsfasen. Det bästa sättet att pricka rätt tidpunkt är att använda något biologisk tidsmått. För dårgräsfjärilen infaller t.ex. populationstoppen ca

två dagar efter det att de första honorna kläcks i populationen. Har man inte möjlighet att följa populationen dagligen för arten som man skall studera så är Artportalen (www.artportalen.se) ett lämpligt verktyg där man kan följa populationsutvecklingen för många arter. En annan möjlighet är också att utnyttja att andra vanliga arter kan ha samma flygperiod och genom att följa dessa kan man få en indikation på när rätt period för populationsuppskattning inträffar. Under en dryg vecka när toppnivån nåtts är det sedan lämpligt att bedriva märkning och återfångst eller genomföra transekträkning. Som grovt mått för andra arter än dårgräsfjärilen kan det vara lämpligt att starta ca 10 dagar efter det att de första individerna har kläckts i fält.

Observations/provtagningsmetodik

Hela artsamhället

Inventeraren går linjetransekter genom området i stadig takt (2 minuter/100 meter) och noterar alla arter och antalet individer av dem som han/hon ser inom fem meter åt vardera hållet och fem meter framför inventeraren. Transekterna läggs med ca 25 meters mellanrum. Metoden ger en uppskattning av populationernas storlek och täthet i relativa tal (inte absoluta tal) och kan ge möjlighet till jämförelser mellan olika tillfällen och lokaler. Fältarbetet underlättas om transekterna orienteras vinkelrätt mot den smalaste delen av undersökningsområdet (Figur 1). På så vis skär man också ofta bryn och andra linjära element och får en representativ bild av faunan. På en hektar inventeras 400 meters transekt på 8 minuter. Om en fjäril behöver fångas för artbestämning så avbryts inventeringen tillfälligt och återupptas sedan igen från samma plats som den avbröts. Fjärilar som man sett alltför flyktigt i transekten för en säker artbestämning förs om möjligt till grupp, t ex vitfjäril, pärlemorfjäril, blåvinge. Man kan sedan i efterhand fördela de oidentifierade arterna efter den funna artfördelningen för gruppen i området (d.v.s. fångas 90 % rapsfjärilar i området är det sannolikt att 9 av 10 oidentifierade vitfjärilar är rapsfjärilar). Inventering genomförs endast vid temperaturer över 17°C under i huvudsak soliga förhållanden (Weibull, Bengtsson & Nohlgren 2000). Under vår och höst kan lägre temperaturer accepteras om solen skiner. Vindstyrkan är också en viktig faktor för aktiviteten hos fjärilar. Generellt görs inga inventeringar om vindstyrkan överstiger frisk vind (8,0–13,8 m/s) d.v.s. då mindre lövträd börjar svaja; grenar rör sig och vågor med kammar bildas på större sjöar. En bedömning får dock göras från fall till fall då vissa områden är vindskyddade och andra mera vindutsatta.



Figur1. Exempel på hur linjetransekter kan vara utlagda på en lokal. Under förflyttningen mellan transekterna räknas inga fjärilar.

Enskilda arters populationsstorlekar – gå slinga

Ett relativt mått på populationsstorleken hos enskilda arter av dagfjärilar kan också fås genom att räkna antalet individer längs en slinga. Alla miljöer i undersökningsområdet där arten flyger vandras då igenom i lugn takt och alla individer som ses räknas. Slingan väljs med fördel subjektivt efter artens preferenser för flygområden. Faran för dubbelräkning måste dock beaktas så att de olika delarna av slingan inte går alltför nära varandra. Antalet observerade individer har i flera studier visat sig vara direkt korrelerat med den verkliga populationsstorleken. Fördelen med denna metod är att den är enkel och billig att genomföra jämfört med märkning och återfångst. Inventering genomförs endast vid temperaturer och vindförhållanden där den enskilda arten aktivt flyger. Vill man ta reda på hur stor population ett visst antal observerade fjärilar representerar i absoluta tal, måste märkning och återfångst göras parallellt med slingräkning på ett antal populationer. Dessa data kan sedan användas för att beräkna populationsstorleken på andra populationer och under kommande år då enbart slingräkning gjorts. (se även Bilaga 1)

För några få arter (en del av nätfjärilarna) kan det vara mer praktiskt att räkna de kolonilevande larverna än de vuxna fjärilarna då detta kan utföras oberoende av vädret (Eliasson 1991;Thomas & Simcox 1982).

Enskilda arters populationsstorlekar – märkning och återfångst

De bästa uppskattningarna av populationsstorlekar i absoluta tal, hos enskilda arter av dagaktiva fjärilar fås med märkning och återfångst. Fjärilarna märks under minst två påföljande tillfällen med några timmar emellan, så att de märkta och omärkta fjärilarna hinner blanda sig med varandra vilket är förutsättningen för att populationsstorleken skall kunna uppskattas. Hela lokalen genomsöks och alla funna individer märks. Bilaga 1 beskriver två enkla metoder för beräkningar av populationsstorlekar.

Fjärilar är lätta att fånga och märka individuellt. De fångas först med håv och tas sedan inuti ena handen där man ger dem en liten ljuslucka mellan tumme och pekfinger. När de börjar att gå mot ljusluckan tar man dem i ett försiktigt grepp om kroppen utan att vingarna skadas i det mjuka greppet vid tummens bas (Figur 2). Viss vana krävs vid hanteringen även om tekniken är lätt att lära sig. Det rekommenderas att man tar kontakt med någon med erfarenhet av märkning innan övervakningen påbörjas. Fjärilarna kan sedan märkas på undersidan av ena bakvingen med en vattenfast OH-penna, Staedler Lumocolor 313 har använts vid flera studier. Pennan skall vara så fräsch att färgen lätt fäster på vingfjällen utan att man behöver trycka mot vingen så att vingfjällen skrapas av.



Figur 2. Fjärilen hålls försiktigt i tumgreppet under märkningen så att vingarna inte skadas.
Foto Karl-Olof Bergman

Enskilda arters utbredning i tid och rum

Dagfjärilsarter är vanligen spridda på flera mindre och närliggande områden inom en större region, deras populationer utgörs av en så kallad metapopulation. Flera studier har visat att överlevnaden på lång sikt är beroende av att tillräckligt stora och tillräckligt många lämpliga områden bevaras inom spridningsavstånd för arten. I princip genomförs övervakningen i tre steg (Kindvall 1993):

1) identifiera artens miljökrav,

2) avgränsa samtliga lämpliga områden för arten rumsligt inom regionen,

3) inventera frånvaro/närvaro av arten på alla tillgängliga ytor.

Här räcker det med att endast konstatera om arten finns eller inte finns. Förutom att trender över tiden kan upptäckas så ger mönstret av bebodda och tomma ytor värdefull naturvårdsinformation om artens krav på storlek på områden och hur nära varandra områdena skall ligga.

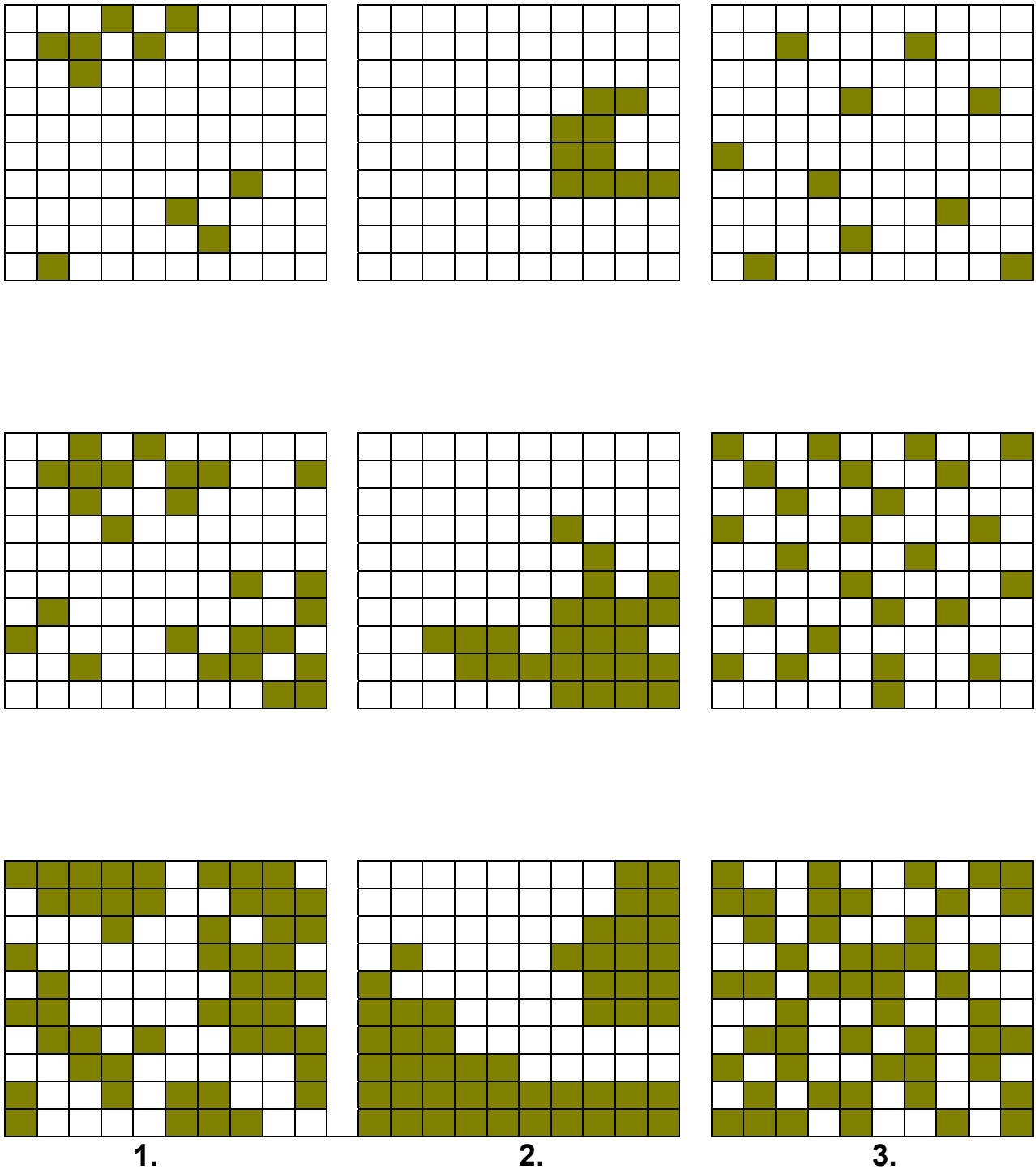
Insamling av kringdata

Betestrycket mäts som vegetationshöjd (Ekstam & Forshed 1996, s 264). Bedömningen av vegetationshöjd motsvarar den man får med en gräsmätare/betesmätare. Den har en skiva som är 30*30 cm och väger 430 g som sänks ned på vegetationen. Vegetationshöjden mäts en gång per år i slutet på juli. Vid övervakning av enskilda arter kan tidpunkten anpassas till artens fenologi.

Djurslaget/slagen som betar noteras.

Tillgång till nektarkällor skattas som täckning i promille av samtliga blommor i fria promille. Blommor som uppenbart inte är nektargivande såsom brännässlor, skräppor, gräs och liknande skattas ej.

Vegetationsstrukturen av träd och buskar klassas i tre kategorier: 1 = gläntigt/mindre dungar, 2 = brynstruktur/större dungar, 3 = jämnt spridda (Figur 3).



Figur 3. Olika typer av vegetationsstruktur hos träd och buskar som kan påverka förekomsten av dagfjärilar och därmed skötselråd. 1 = gläntigt mindre dungar, 2 = brynstruktur/större dungar, 3 = träd och buskar jämnt spridda.

Krontäckningen av träd och buskar uppskattas in en femgradig skala (0-5%, 6-25%, 26-50%, 51-75%, 76-100%) en gång per år. Krontäckningen av träd och buskar uppskattas dels var för sig men även den totala krontäckningen av både träd och buskar.

Arealen på området mäts med hjälp av ett GIS-program eller liknande.

Avståndet till närmaste område som hyser arten mäts med hjälp av ett GIS-program eller liknande (gäller endast vid övervakning av enskilda arter).

Man mäter kärlväxtdiversiteten genom att slumpa ut 20 rutor (0,2 x 1 m) per lokal och räkna antal arter örter (gräs och halvgräs räknas ej). Det totala artantalet ger ett acceptabelt mått på kärlväxtdiversiteten.

Vid övervakning av utbredningsmönster för enskilda arter mäts avståndet till närmaste område som hyser arten från varje område som bedömts som lämpligt för arten, både från tomma och bebodda områden (se Bilaga 2).

Utrustningslista

2 håvar
kompass/GPS
bestämningslitteratur
kartor
gräsmätare/betesmätare
rutram (1 × 0,2 m)

Fältprotokoll

Se Bilaga 3.

Bakgrundsinformation

Viss bakgrundsinformation kan vara till god hjälp för att tolka resultaten. Den sammanlagda arealen av dagfjärilshabitat i närheten kan vara av betydelse. Historiska kartor kan ge information om den historiska utbredningen av arealen ängsmarker och andra dagfjärilsmiljöer. Då insekters populationsstorlekar ofta påverkas av vädret kan väderdata från föregående år och innevarande år ge värdefull information.

Databehandling

Fältprotokollens fjärilar summeras för varje fångstillfälle och lokal och matas sedan i Microsoft Excel för vidare bearbetning.

Kvalitetssäkring

Eftersom metodiken bygger på snabba artbestämningar i fält krävs att en person utbildas innan ett fullgott resultat kan uppnås. En person erfaren på fjärilar kan läras upp på någon dag medan oerfarna personer kan behöva flera utbildningstillfällen under säsongen i takt med att nya arter dyker upp. Det bästa är att gå parallellt i fält med en erfaren inventerare under några dagar. Resultaten från nyutbildade personer bör också kontinuerligt kontrolleras av en erfaren person under första säsongen så att rimligheten i fynden av arter kan bedömas. En referenssamling av fjärilar är också en utmärkt starthjälp i många fall.

Rapportering

Rödlistade arter rapporteras till Artdatabanken.
Sammanställning av samtliga arter rapporteras till länsstyrelser och kommuner.

Datalagring, datavärd

Eftersom datavärd saknas rekommenderas att data tillvidare samlas i länsstyrelsernas databas för Miljöövervakning och Naturvård (DMN). Kontakta länsstyrelsen för vidare information.

Utvärdering

Hela artsamhället

Övervakningen kan utvärderas på flera olika nivåer, från artnivå till skillnader mellan områden vad gäller artsamhällen och förändringar över tiden när övervakningen pågått en lång tid. Den grundläggande utvärderingen bör innehålla sammanställningar av:

- antal arter/lokal
- antal individer/ha och lokal
- antal individer av respektive art/ha och lokal
- antal individer av familjen bastardsvärmare/ha och lokal
- antal individer av pärlemor- och nätfjärilar/ha och lokal
- datum för första observation av respektive art

Bastardsvärmarna är en familj där fem av sju arter är rödlistade och där någon av arterna finns, så finns också ofta en rik fjärilsfauna i övrigt. Pärlemor- och nätfjärilarna är artgrupper där många har gått tillbaka i andra länder i Europa och är känsliga för fragmentering av sina miljöer.

Nästa nivå kan vara att utvärdera skillnader mellan områden och regioner vad gäller hela artsamhället (artantal och individantal). En avancerad analys för att t ex se vilka faktorer som styr att artsamhället ser olika ut på olika områden kan vara att utföra ordinations- eller regressionsanalyser där individtäthet och artrikedom samkörs med data på vegetationshöjd, örtrikedom, area m.m., se ”Mätprogram”. Den vetenskapliga utvärderingen bör göras av biologer med god vana vid ordinationer och regressionsanalyser. Med omvärldsvariabler knutna till varje område kan man snabbt få ökad kunskap om olika arters habitatval och hur arterna påverkas över tiden om habitatet förändras. Man kan på detta sätt lättare styra vilka skötselåtgärder som är lämpliga.

När övervakningen pågått en tid kan man börja utvärdera skillnader över tiden. Här kan man se eventuella effekter av minskande andel dagfjärilsmiljöer över tiden, klimatförändringar o.s.v.

Enskilda arters populationsstorlekar och utbredning i tid och rum

Då insekter naturligt kan variera kraftigt i antal mellan år, bör alltid flera lokalers populationsstorlekar jämföras med varandra för en uttolkning av resultaten. Om övervakningen syftar till att bedöma effekter av skötselåtgärder måste områden, där inga åtgärder gjorts, användas som referensområden.

Utbredningsmönster ger en god möjlighet till värdefull naturvårdsinformation. De kan visa artens krav på habitatstorlek och på hur nära områden med lämpligt habitat måste ligga varandra. En enkel variant av databehandling på utbredningsmönster finns i Bilaga 2. Om flera tidserier finns från samma lokaler kan data utnyttjas till mera avancerade sårbarhetsanalyser, exempelvis sannolikheten för att utdöende och kolonisation.

När övervakningen av artsamhällen och enskilda arter pågått en tid kan man börja utvärdera skillnader över tiden. Här kan man se eventuella effekter av t.ex. minskande andel betesmark över tiden och klimatförändringar. För enskilda arter kan man se om det finns en positiv trend populationsstorlekar och för utbredningen eller om artens utbredning krymper över tiden och åtgärder behöver genomföras för att behålla arten i regionen.

Se även: Dataanalys och hypotesprövning för statistikanvändare.

Kostnadsuppskattning

Fasta kostnader

De fasta kostnaderna för undersökningen är låga. Kostnaden för håvar m.m. beräknas till ca 1000 kr.

Tidsåtgång

Följande är beräknat på en övervakning av 20 lokaler.

- Förarbete med val av lokaler, kartunderlag, utrustning mm, ca 5 dagar.
- Inventering under fältsäsongen, ca 60–100 arbetsdagar beroende på region.
- Inmatning av data, ca 3 dagar.

Kontaktpersoner

Ansvarig handläggare på Naturvårdsverket att kontakta i policyfrågor:
Johan Abenius, Enheten för natur och biologisk mångfald
Tfn: 010-698 12 90
E-post: Johan.Abenius (a) naturvardsverket.se

Författare, expert och institution som kan kontaktas för ytterligare upplysningar:
Karl-Olof Bergman
Linköpings universitet
Avdelningen för Biologi
581 83 Linköping
Tfn: 013-28 26 85
E-post: Karbe@ifm.liu.se

Teknisk redaktör för undersökningstypen:
Susanna Schröder, Enheten för natur och biologisk mångfald
Naturvårdsverket
Tfn: 010-698 12 39
E-post: Susanna.Schröder (a) naturvardsverket.se

Övrigt

Under sådana somrar som har korta perioder av vackert väder och långa perioder av regnigt eller kallt väder som omöjliggör inventering kan en ensam inventerare ha svårt att hinna med alla lokaler. Det kan därför vara bra att ha flera utbildade inventerare i beredskap att kunna skickas ut under de vackra perioderna.

Arbete med enskilda arters utbredning i tid och rum och avgränsningen av samtliga lämpliga områden för arten inom regionen kräver stor erfarenhet. Här gäller det att kunna bedöma ett områdes lämplighet för en art även om den inte finns på plats. Arbetet med bedömningen bör utföras av samma person inom en region eller att flera personer gemensamt har utbildats så att samma bedömningar görs på alla platser.

Referenser

Metodreferenslista

Bergman, K-O. (2001) Population dynamics and the importance of habitat management for conservation of the butterfly *Lopinga achine*, Journal of Applied Ecology. 38: 1303–1313.

Ekstam, U. & Forshed, N. (1996) Äldre fodermarker: betydelsen av hävdregimen i det förgångna, målstyrning, mätning och uppföljning. Stockholm, Naturvårdsverket.

Grandin,U. (2003) Dataanalys och hypotesprövning för statistikanvändare. Naturvårdsverket.

Krebs, C. J. (1999) Ecological methodology. 2nd edition. Benjamin/Cummings. Menlo Park. S 19–49.

Bestämningslitteratur

Eliasson, C. U., Ryrholm, N., Holmer, M., Jilg, K. & Gärdenfors, U. (2005) Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Fjärilar: Dagfjärilar. Hesperiidae-Nymphalidae. Artdatabanken, SLU, Uppsala.

Elmquist, H. & Liljeberg, G. (2006) Våra fjärilar. Dagfjärilar i Norden. Prisma, Stockholm.

Söderström, B. (2006) Svenska fjärilar. En fälthandbok. Albert Bonnier Förlag, Stockholm.

Rekommenderad litteratur

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

Eliasson, C. (1991) Studier av boknätfjärilen, *Euphydryas maturna* (Lepidoptera, Nymphalidae), förekomst och biologi i Västmanland. Entomologisk Tidskrift, 112, 113–124.

Erhardt, A. & Thomas, J. A. (1991) Lepidoptera as indicators of change in the seminatural grasslands of lowland and upland Europe. The conservation of insects and their habitats (ed N. M. Collins & J. A. Thomas) pp. 213–237. Academic Press, London.

From, S. & Söderman, G., Eds. 1997. Nature monitoring scheme : guidelines to monitor terrestrial biodiversity in the Nordic countries. Copenhagen, The Nordic Council of Ministers. (Nord ; 1997:16)

Gärdenfors, U., ed. 2010. Rödlistade arter i Sverige 2010. Uppsala, ArtDatabanken.

Kindvall, O. (1993) Artbevarande i fragmenterad miljö - en generell inventeringsstrategi exemplifierad med grön hedvårtbitare. Entomologisk Tidskrift, 114, 75–82.

Pollard, E. (1977) A method for assessing the abundance of butterflies. Biological Conservation, 12, 115–134.

Pollard, E. & Yates, T. J. (1993) Monitoring butterflies for ecology and conservation: the British butterfly monitoring scheme. London, Chapman & Hall.

Thomas, J. A. (1983a) A quick method for estimating butterfly numbers during surveys. Biological Conservation, 27, 195–211.

Thomas, J. A. (1983b) The ecology and conservation of *Lysandra bellargus* (Lepidoptera: Lycaenidae) in Britain. Journal of Applied Ecology, 20, 59–83.

Thomas, J. A. (1991) Rare species conservation: Case studies of European butterflies. *ur:* The scientific management of temperate communities for conservation : the 31st symposium of the British Ecological Society, Southampton, 1989 (ed I. F. Spellerberg, F. B. Goldsmith & M. G. Morris) pp. 149–197. Oxford: Blackwell Scientific Publications.

Thomas, J. A. & Simcox, D. J. (1982) A quick method for estimating larval populations of Melitaea cinxia L. during surveys. Biological Conservation, 22, 315–322.

Thomas, J. A., Thomas, C. D., Simcox, D. J. & Clarke, R. T. (1986) Ecology and declining status of the silver-spotted skipper butterfly (Hesperia comma) in Britain. Journal of Applied Ecology, 23, 472–481.

Warren, M. S. (1987) The ecology and conservation of the heath fritillary butterfly, Mellicta athalia. I. Host selection and phenology. Journal of Applied Ecology, 24, 467–482.

Warren, M. S., Hill, J. K., Thomas, J. A., Asher, J., Fox, R., Hutley, B., Roy, D. B., Telfer, M. G., Jeffcoate, S., Harding, P., Jeffcoate, G., Willis, S. G., Greatorex-Davies, J. N., Moss, D. & Thomas, C. D. (2001) Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. Nature, 414, 65–69.

Weibull, A.-C., Bengtsson, J. & Nohlgren, E. (2000) Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. Ecography, 23, 743–750.

Version

Version 1:1, 2010-07-07, version 1:2, 2011-05-09.

Bilaga 1. Uppskattning av enskilda arters populationsstorlekar, exempel på populationsuppskattning med hjälp av märkning och återfångst i slutna populationer

För att uppskatta antalet individer i en population kan man arbeta med märkning och återfångst. Olika beräkningsmetoder är lämpliga att använda om populationen som man arbetar med är sluten eller öppen. En sluten population är en population som inte förändras (eller att förändringarna är försumbara) i antal under studieperioden genom att individer migrerar, föds eller dör. En öppen population förändras i storlek under studieperioden genom migrationer och genom att individer föds och dör. En god överblick av vilka metoder som är lämpliga för populationsberäkningar av både öppna och slutna populationer ges i Krebs (1999). I denna bilaga presenteras två enkla och användbara metoder för slutna populationer.

De enklaste beräkningsmetoderna bygger på att populationen som man arbetar med är sluten och att fjärilarna hinner blanda sig ordentligt med varandra inom lokalen mellan två märkningar. Två av dessa metoder redovisas här med exempel. Huvuddelen av dagfjärilarna och hopprätvingarna rör sig relativt korta sträckor och håller sig i huvudsak inom sina habitat. Den lilla andel som rör sig mellan habitat påverkar i de flesta fall populationsuppskattningarna så lite att det inte föranleder att metoder som bygger på öppna populationer används. Livslängden är kort för dagfjärilar, vanligen 5-12 dagar men om man uppskattar populationsstorleken under loppet av en dag, när antalet fullbildade individer är som flest, kan man i praktiken bortse från födslar och mortalitet. För många arter är det alltså lämpligt att arbeta med metoder för slutna populationer. För att uppskattningen ska bli bra ska man märka individer i hela området som populationen utnyttjar, t.ex. i hela hagmarken för en hagmarkslevande fjäril och inte bara i en del av den.

Några få av arterna är dock mycket rörliga och då fungerar inte märkning- och återfångstmetoderna för slutna populationer. Sådana arter är t.ex. körsbärsfux, kålfjäril och nässelfjäril. Samma sak gäller om man vill studera en art under hela flygperioden då individer dör och föds under hela perioden. En metod som passar för öppna populationer är Jolly-Seber (Krebs 1999). För denna metod krävas att fjärilarna märks så att individerna särskiljas. Är man osäker om populationsstrukturen för en art som ska studeras rekommenderas att ta kontakt med någon av kontaktpersonerna. Ett dataprogram som beräknar dessa värden inklusive Jolly-Seber-metoden för öppna populationer kan beställas från http://www.exetersoftware.com.

Nedan följer två metoder för att uppskatta antalet individer i en sluten population. En enkel och mycket använd metod för att vid ett märkningstillfälle och ett återfångsttillfälle uppskatta antalet individer är Petersens metod. De data som behövs är:

M = antalet individer märkta vid första tillfället

C = totalt antal individer fångade vid andra tillfället

R = antalet märkta individer fångade vid andra tillfället

Populationsstorleken $N = \frac{(C+1)(M+1)}{(R+1)} - 1$

Säkerheten i dessa uppskattningar beräknas på olika sätt beroende på hur stor andel av individerna som återfångats. Om andelen är under 10 % och färre än 50 individer återfångats så används Poisson konfidensintervall (se tabell i Krebs 1999). Om andelen ligger över 10 % används binomiala konfidensintervall. Detta är det vanligaste i märknings- och återfångsstudier av fjärilar och hopprätvingar så därför visar exemplet denna metod. Om andelen återfångade individer är mindre än 10 % och antalet återfångade individer är över 50 så används metoden normal-approximation (Krebs 1999).

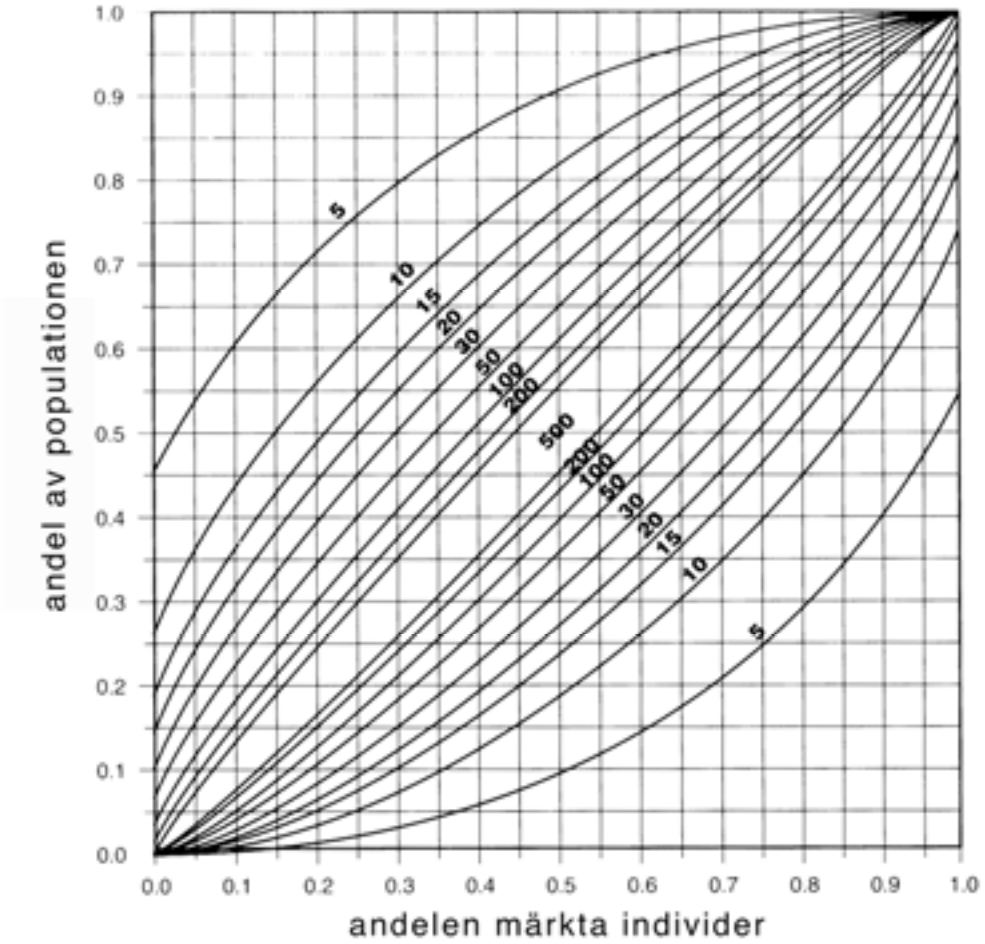
Exempel: Man märker 50 trumgräshoppor (M) och återfångar 22 (C) dagen efter varav 14 (R) är märkta. Andelen märkta djur (R/C) är 14/22 eller 0,64. Läs av var 0,64 är på x-axeln (andelen märkta individer) och läs av var 0,64 skär antalet fångade djur dag 2 (22 st). Läs av skärningen på y-axeln (andel av populationen), i detta fall 0,40, vilket anger det högre 95 % konfidensintervallet för populationsstorleken. Upprepa proceduren för att få det lägre 95 % konfidensintervallet. Gå från 0,64 till den övre linjen för antalet fångade djur (22) och läs av på y-axeln (0,83). Dessa konfidensintervall kan sedan räknas om till populationsstorlekar på följande sätt:

Undre konfidensintervall: $N = \left(\frac{1}{0,83}\right)50 = 60$

Övre konfidensintervall: $N = \left(\frac{1}{0,40}\right)(50) = 125$

Populationsstorleken fås av $N = \frac{(22+1)(50+1)}{(14+1)} - 1 = 77$ individer

Detta betyder sålunda att med 95 % sannolikhet är populationsstorleken mellan 60 och 125 individer och att bästa uppskattningen av populationen är 77 individer.



Figur 1. Övre och undre gränser för binomiala konfidensintervall. Linjerna markerade med 5, 10, 15 o.s.v. i figuren anger antal märkta djur dag två. Efter Krebs (1999).

Om man har flera fångsttillfällen än två finns flera metoder som kan användas. Seber (1982) uppger att Schumacher & Eschmeyer-metoden är den mest robusta och användbara metoden. Se exemplet nedan, för uppskattning av antalet trumgräshoppor.

Exempel:

Ställ upp följande tabell först.

Fångstomgång nr	**Antal fångade (C)**	**Antal återfångade (R)**	**Antal nymärkta**	**Totalt antal märkta innan fångstomgången (M)**
1	16	0	16	0
2	19	8	11	16
3	23	9	14	27
4	20	12	8	41

Populationsstorleken fås av:

$$N = \frac{\sum_{t=1}^{s}(C_t M_t^{\,2})}{\sum_{t=1}^{s}(R_t M_t)}$$

s=totalt antal fångstomgångar

Om vi använder tabellens data blir det:

$$\sum CM^2 = (16)(0^2)+(19)(16^2)+(23)(27^2)+(20)(41^2)= 55251$$

$$\sum RM = (0)(0)+(8)(16)+(9)(27)+(12)(41)= 863$$

Applicera dessa resultat på första ekvationen och populationsstorleken blir:

$$\frac{55251}{863} = 64{,}0 \text{ individer}$$

För att få ett mått på hur säker uppskattningen är kan man beräkna variansen och medelfelet (S.E.).

Variansen av $\left(\frac{1}{N}\right) = \frac{\sum(R_t^2 / C_t) - [(\sum R_t M_t)^2 / \sum C_t M_t^2]}{s-2}$

Medelfelet av $\left(\frac{1}{N}\right) = \sqrt{\frac{\text{Variansen av } \left(\frac{1}{N}\right)}{\sum(C_t M_t^2)}}$

Om vi använder trumgräshoppan som exempel blir beräkningarna enligt följande:

Variansen av:

$$\left(\frac{1}{64{,}0}\right) = \frac{\sum\left(\frac{0^2}{16} + \frac{8^2}{19} + \frac{9^2}{23} + \frac{12^2}{20}\right) - \left(\frac{(0*0+8*16+9*27+12*41)^2}{(16*0^2+19*16^2+23*27^2+20*41^2)}\right)}{1} = 0{,}61042$$

Medelfelet av: $\left(\frac{1}{64{,}0}\right) = \sqrt{\frac{0{,}61042}{(16*0^2+19*16^2+23*27^2+20*41^2)}} = 0{,}0033239$

Undre medelfel kring populationsstorleken blir då:

$$\frac{1}{64{,}0} + 0{,}0033239 = 0{,}018949$$

och övre blir:

$$\frac{1}{64{,}0} - 0{,}0033239 = 0{,}0123011$$

Invertera dessa värden och du får ett undre medelfel på 53 individer och ett övre på 81 individer.

Ett 95 % konfidensintervall beräknas på följande sätt:

$$\frac{1}{N} \pm (t_\alpha)(S.E.)$$

Där t_{α} hämtas från en Student's t-tabell. Ett 95 % konfidensintervall beräknas då i detta exempel på följande sätt:

$$\frac{1}{64} \pm (4{,}303)(0{,}0033239)$$

Invertera dessa värden och du får då ett undre 95 % konfidensintervall på 33 individer och ett övre på 756. Det stora spannet beror på det låga antalet märkningstillfällen.

Beräkning av samvariation mellan resultaten från beräkning av populationsstorlekar med slingräkning och med märkning och återfångst.

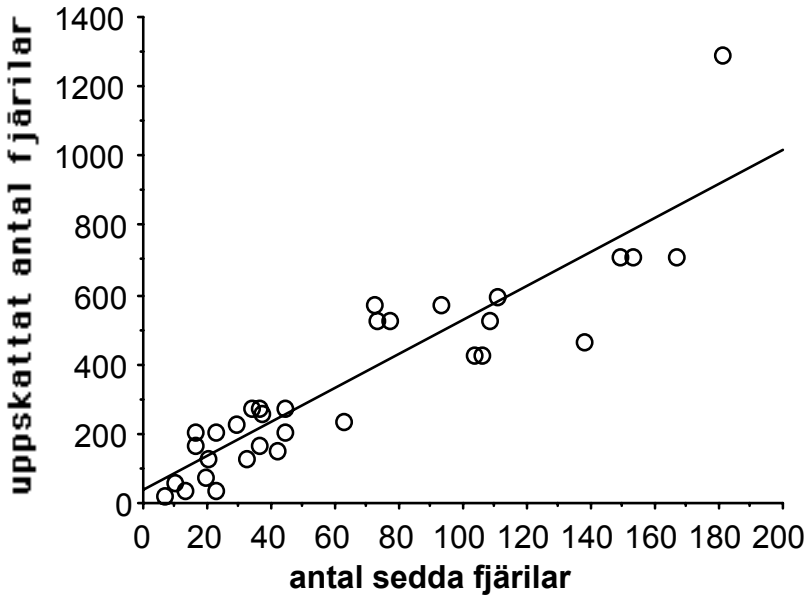
Ett relativt mått på populationsstorleken hos dagfjärilar kan fås genom att räkna antalet individer längs en slinga. Alla miljöer i undersökningsområdet där arten flyger vandras då igenom i lugn takt och alla individer som ses räknas. Antalet observerade individer har i flera studier visat sig vara direkt korrelerat med populationsstorleken som uppskattats med hjälp av märkning och återfångst. Fördelen med denna metod är att den är enkel och billig att genomföra jämfört med märkning och återfångst. Vill man ta reda på hur stor population ett visst antal observerade fjärilar representerar, måste märkning och återfångst göras parallellt med slingräkning på ett antal populationer. Dessa data kan sedan användas för att beräkna den uppskattade populationsstorleken på andra populationer och under kommande år då enbart slingräkning gjorts.

Dårgräsfjärilen har övervakats på detta sätt i Östergötland (se exempel nedan).

I exemplet har linjär regressionsanalys använts. Varje observationstillfälle bildar en punkt i diagrammet, ett x,y - par med antalet sedda fjärilar vid slingräkning som värden längs x-axeln och uppskattat antal fjärilar med märkning och återfångst längs y-axeln. Diagrammet visar en regressionslinje som har anpassats till punkterna.

Linjens ekvation: Y= a+b*x, där a är avståndet mellan linjens skärning mot y-axeln och origo när x = 0 och b är linjens lutning. I exemplet blir detta:

Totala antalet uppskattade fjärilar i populationen = 36,5+4,91 × antal sedda fjärilar.



*Figur 2. Relationen mellan antal fjärilar som setts på en lokal och uppskattat antal fjärilar med hjälp av märkning och återfångst (Bergman 2001). Linjens ekvation: y=36,50+4,91*x, r^2 = 0,83.*

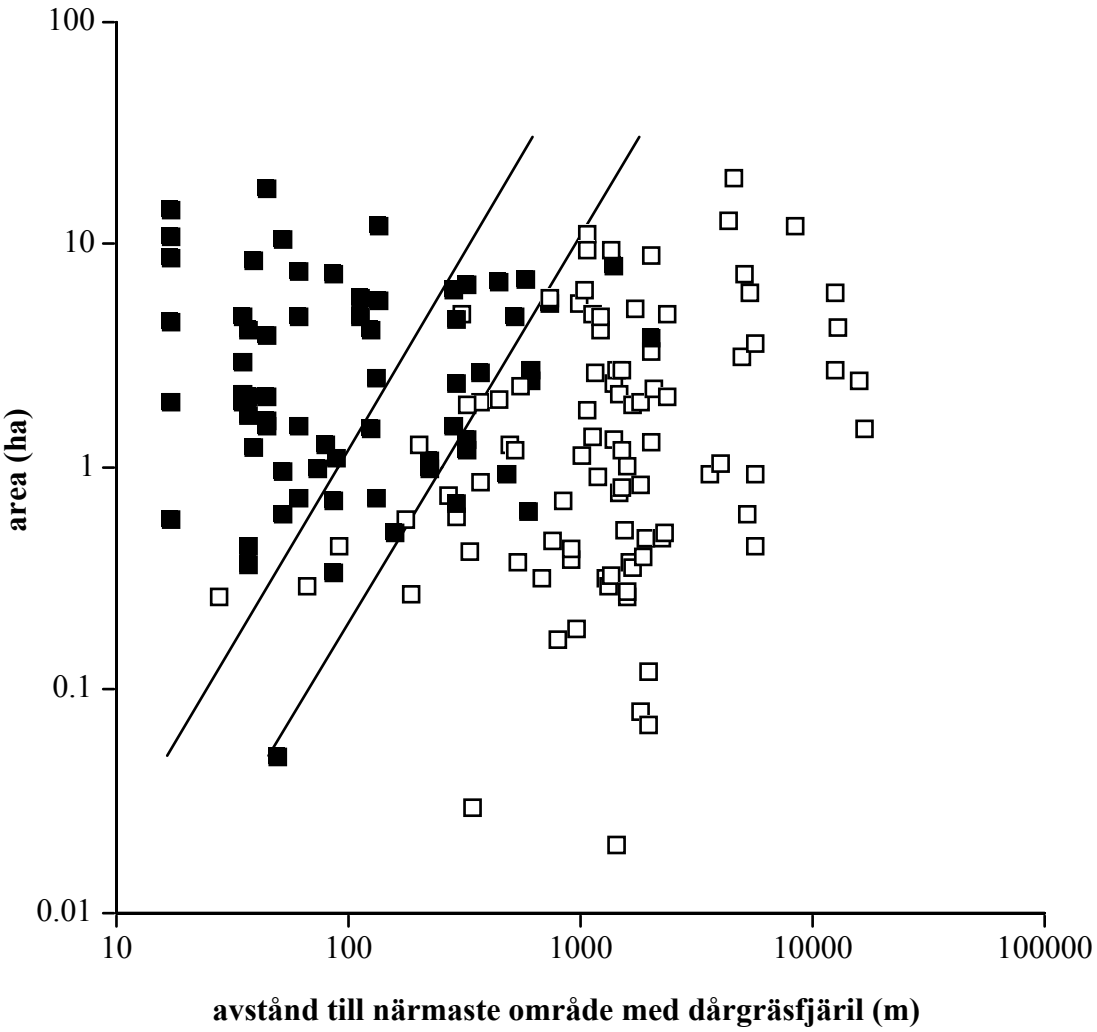
Bilaga 2. Beräkning av areal- och avståndskrav baserat på utbredningsmönster

Många arter finns spridda på flera mindre närliggande områden inom en större region, de utgör en så kallad metapopulation. Generellt är små och/eller isolerade områden oftare obebodda medan stora och/eller närliggande områden oftare är bebodda. Mönstret syns lättast om avståndet till närmaste område som hyser arten avsätts mot arealen. Dårgräsfjärilens utbredning i Östergötland illustrerar hur ett sådant mönster kan se ut (Figur 1). Med hjälp av logistisk regression kan sambandet kvantifieras i form av hektar och meter för olika arter. Från mönstret av bebodda och obebodda områden räknas den bästa passningen ut för sambandet mellan arealkrav och isolering och det ger faktorerna framför ”log area” och ”log avstånd”. För dårgräsfjärilens del blir sambandet:

$$p' = 11{,}66 + 2{,}78(\log \text{area}) - 4{,}85(\log \text{avstånd})$$

Den logistiska ekvationen beräknar p’ och sannolikheten (p) att ett område skall hysa arten ges av $p' = \ln[p/(1-p)]$.

Till exempel anger ett positivt värde för faktorn framför log area att ökande areal av ett område också ökar sannolikheten för att området är bebott (ett negativt värde innebär motsatsen). Ju högre positivt värde på faktorn för log area desto mer påverkas förekomsten av arten av arealen på områden, dvs. små förändringar av arealen av ett område ger stora skillnader i sannolikheten för att ett område skall kunna hysa arten. Detta ger ett mycket användbart redskap för att kunna prioritera skötselåtgärder och bedöma om ett område kommer att hysa arten efter en restaurering. För dårgräsfjärilens del innebär det t.ex. att ett område som hyser ett habitat för arten på 2,5 ha måste ligga inom 150 meter från ett annat område för att med 90 % sannolikhet hysa arten. Ett 0,5 ha stort område måste däremot ligga inom 60 meter från ett annat område.



Figur 1. Förekomst (fyllda kvadrater) och icke förekomst (ofyllda kvadrater) av dårgräsfjäril i relation till isolering och areal. Linjerna visar sambandet mellan arealkrav och isolering för att arten med 90 respektive 50 % sannolikhet skall finnas inom ett område.

Inventering av dagaktiva fjärilar

Område:	**Temperatur:**	**Starttid:**
Inventerare:	**Vind:**	**Stopptid:**
Datum:	**Blomrikedom:**	

Vind: A=Lugnt, ingen vind, B=Svagt, knappt märkbart till att blad rörs, C=Måttlig, blad och tunna kvistar rörs oavbnrutet till att kvistar och tunna grenar rörs (Max styrka för inventering, D=Frisk)
Blomrikedom: 1 = inga-enstaka, 2 = spridda förekomster, 3 = allmänt förekommande, 4 = rikligt, 5 = mycket rikligt

Taxa:	**Antal:**	**Taxa:**	**Antal:**
Seglarfjärilar		Storfläckig pärlemorfjäril	
Apollofjäril		Svartringlad pärlemorfjäril	
Makaonfjäril		Tistelfjäril	
Mnemosynefjäril		Veronikanätfjäril	
Vitfjärilar		Vinbärsfux	
Aurorafjäril		Älggräsfjäril	
Citronfjäril		Ärenprisnätfjäril	
Grönfläckig kålfjäril		Berggräsfjäril	
Gröngul höfjäril		Brun gräsfjäril	
Hagtornsfjäril		Disas gräsfjäril	
Hagtornsfjäril		Dårgräsfjäril	
Högnordisk höfjäril		Fjällgräsfjäril	
Kålfjäril		Gråbrun gräsfjäril	
Ljusgul höfjäril		Grågul gräsfjäril	
Rapsfjäril		Gulbrun gräsfjäril	
Rovfjäril		Gulringad gräsfjäril	
Rödgul höfjäril		Kamgräsfjäril	
Skogsvitvinge & Ängsvitvinge		Kvickgräsfjäril	
Svavelgul höfjäril		Luktgräsfjäril	
Praktfjärilar		Pärlgräsfjäril	
Allmän gulfläckig pärlemorfjäril		Sandgräsfjäril	
Allmän pärlemorfjäril		Skogsgräsfjäril	
Grobladsnätfjäril		Slåttergräsfjäril	
Amiral		Starrgräsfjäril	
Arktisk pärlemorfjäril		Svingelgräsfjäril	
Aspfjäril		Vitgräsfjäril	
Bastardpärlemorfjäril		**Juvelvingar**	
Boknätfjäril		Alkonblåvinge	
Brunfläckig pärlemorfjäril		Allmän- & Föränderlig blåvinge	
Dvärgpärlemorfjäril		Almsnabbvinge	
Frejas pärlemorfjäril		Björksnabbvinge	
Friggas pärlemorfjäril		Björnbärssnabbvinge	
Gråkantad pärlemorfjäril		Brun blåvinge	
Högnordisk pärlemorfjäril		Brun blåvinge	
Hökblomsternätfjäril		Donzels blåvinge	
Kartfjäril		Eksnabbvinge	
Kovetenätfjäril		Fetörtblåvinge	
Körsbärsfux		Fjällvickerblåvinge	
Lapsk nätfjäril		Förväxlad blåvinge	
Nordisk gulfläckig pärlemorfjäril		Glandonblåvinge	
Nässelfjäril		Honungsklöverblåvinge	
Prydlig pärlemorfjäril		Järneksnabbvinge	
Påfågelöga		Klöverblåvinge	
Silverstreckad pärlemorfjäril		Kronärtblåvinge	
Sorgmantel		Liten blåvinge	
Stor pärlemorfjäril		Liten guldvinge	
Stor skimmerfjäril		Plommonsnabbvinge	

Taxa:	**Antal:**	**Taxa:**	**Antal:**
Puktörneblåvinge		**Svärmare**	
Rödfläckig blåvinge		Humlelik dagsvärmare	
Silverfärgad blåvinge		Svävfluglik dagsvärmare	
Svartfläckig blåvinge			
Tosteblåvinge		**Bastardsvärmare**	
Violett blåvinge		Allmän bastardsvärmare	
Violett guldvinge		Bredbrämad bastardsvärmare	
Violettkantad guldvinge		Liten bastardsvärmare	
Vitfläckig guldvinge		Klubbsprötad bastardsvärmare	
Ängsblåvinge		Smalsprötad bastardsvärmare	
Tjockhuvudfjärilar		Fjällbastardsvärmare	
Allmän ängssmygare		Metallvingesvärmare	
Blomvisslare			
Fransk blomvisslare			
Gulfläckig glanssmygare			
Kattostvisslare			
Kattunvisslare			
Klintvisslare			
Skogssmygare			
Stor ängssmygare			
Svartfläckig glanssmygare			
Svartfläckig glanssmygare			
Tåtelsmygare			
Gullvivefjäril			

Fältprotokoll: vegetationshöjd och struktur

Inventerare:	**Datum:**
Område:	**Vegetationsstruktur (1-3):**
Krontäckning träd:	**Krontäckning buskar:**
Krontäckning träd + buskar:	**Ev. hävd:**
Djurslag som betar:	

Krontäckningen av träd och buskar uppskattas in en femgradig skala (1 = 0-5%, 2 = 6-25%, 3 = 26-50%, 4 = 51-75%, 5 = 76-100%).

Vegetationshöjd i cm:

Punkt nr 1.		33.		65.		97.		129.	
2.		34.		66.		98.		130.	
3.		35.		67.		99.		131.	
4.		36.		68.		100.		132.	
5.		37.		69.		101		133.	
6.		38.		70.		102.		134.	
7.		39.		71.		103.		135.	
8.		40		72.		104.		136.	
9.		41.		73.		105.		137.	
10.		42.		74.		106.		138.	
11.		43.		75.		107.		139.	
12		44.		76.		108.		140.	
13.		45.		77.		109.		141.	
14.		46.		78.		110.		142.	
15.		47.		79.		111.		143.	
16.		48.		80.		112.		144.	
17.		49.		81.		113.		145.	
18.		50.		82.		114.		146.	
19.		51.		83.		115.		147.	
20.		52.		84.		116.		148.	

21.		53.		85.		117.		149.	
22.		54.		86.		118.		150.	
23.		55.		87.		119.		151.	
24.		56.		88.		120.		152.	
25.		57.		89.		121.		153.	
26.		58.		90.		122.		154.	
27.		59.		91.		123.		155.	
28.		60.		92.		124.		156.	
29.		61.		93.		125.		157.	
30.		62.		94.		126.		158.	
31.		63.		95.		127.		159.	
32.		64.		96.		128.		160.	

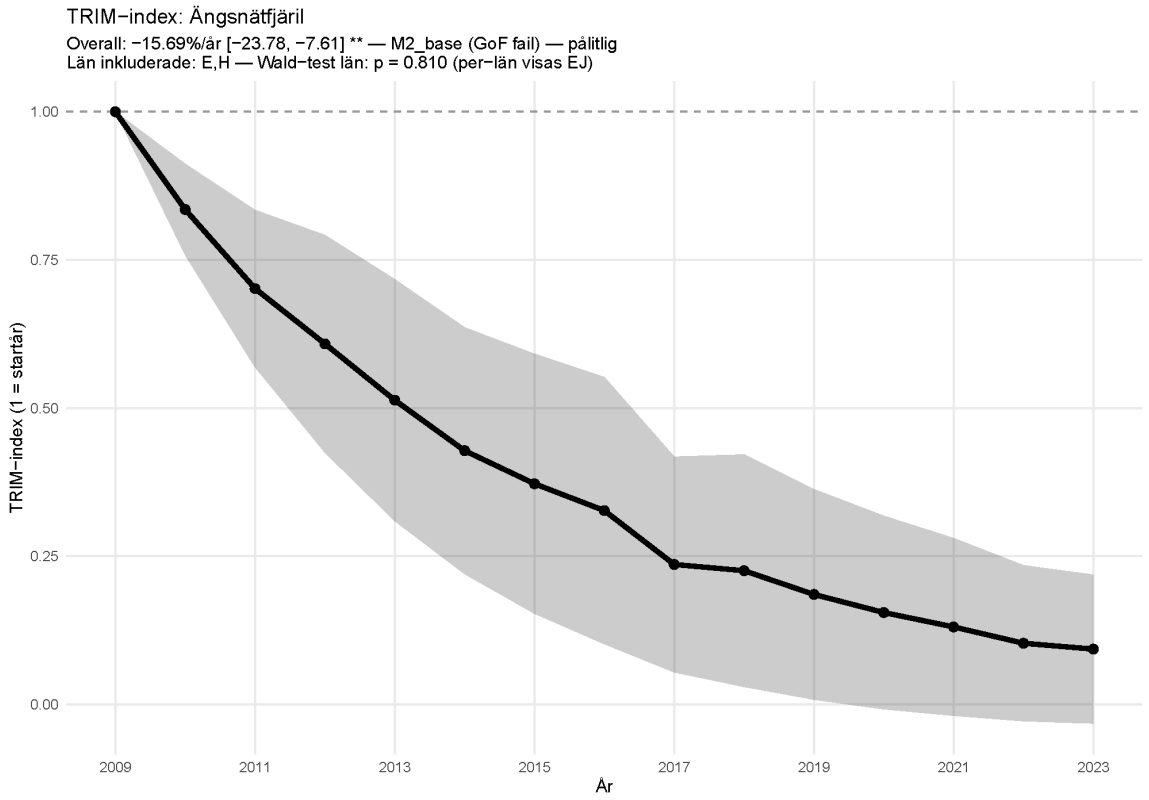
Fältprotokoll: örtrikedom

Inventerare:	**Datum:**
Område:	

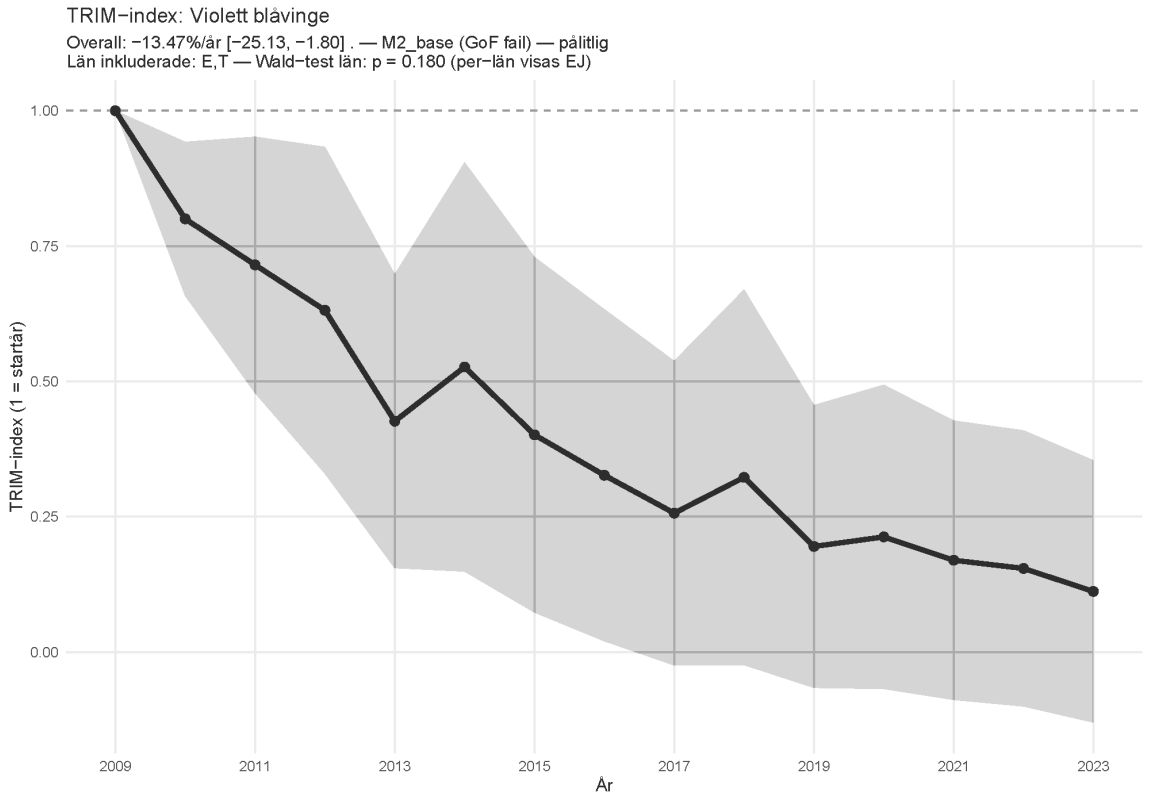
	Ruta nr:																		
Art	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**	**8**	**9**	**10**	**11**	**12**	**13**	**14**	**15**	**16**	**17**	**18**	**19**	**20**

Bilaga 3.

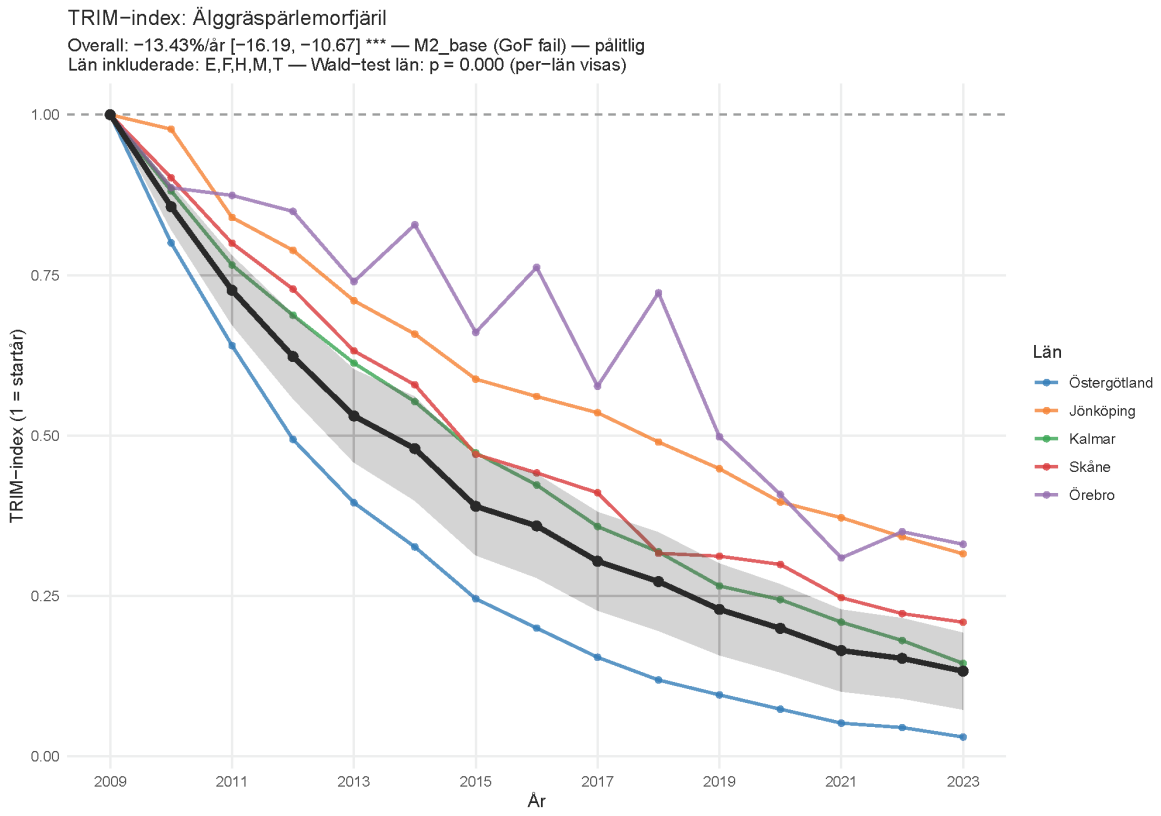
Trimtrender för alla arter



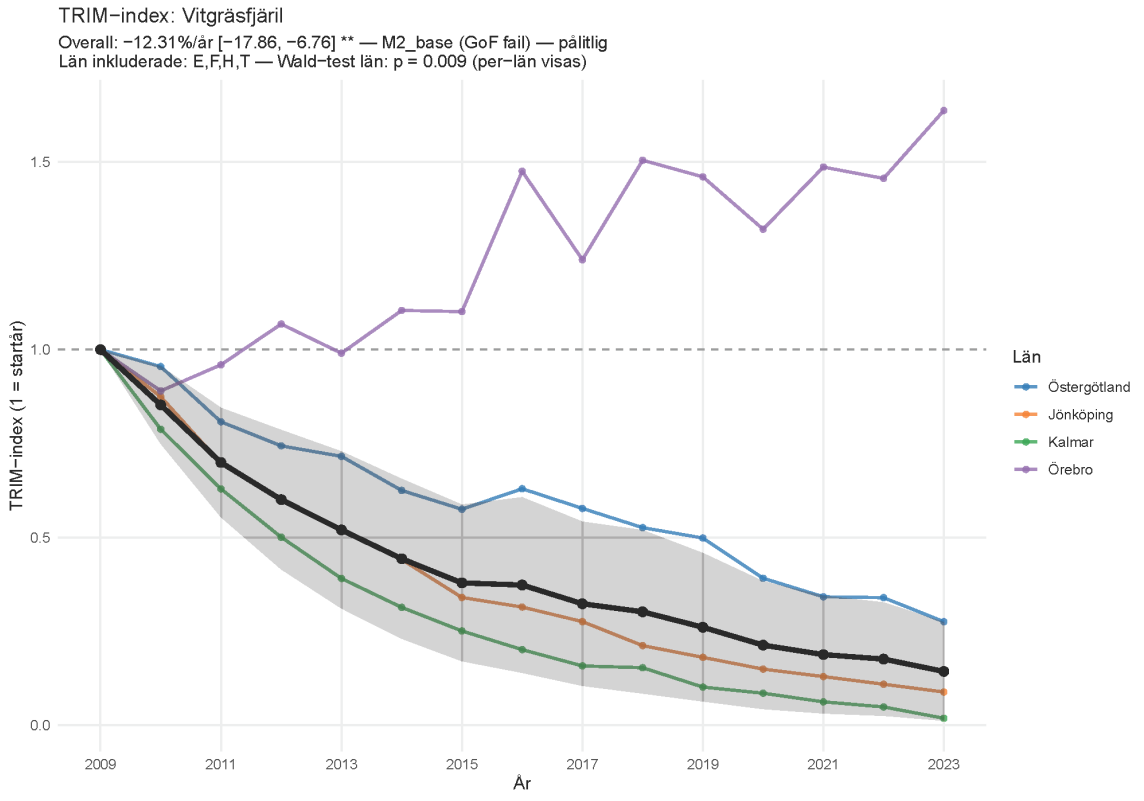
Figur 1. Ängsnätfjäril.



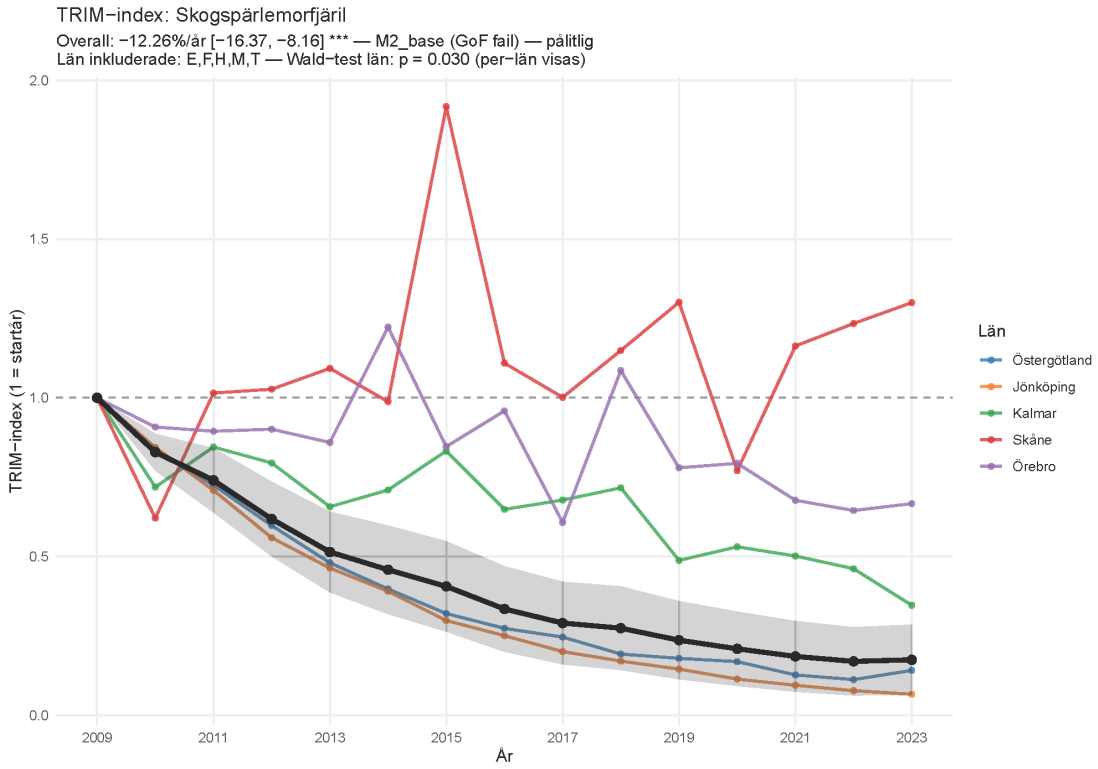
Figur 2. Violett blåvinge.



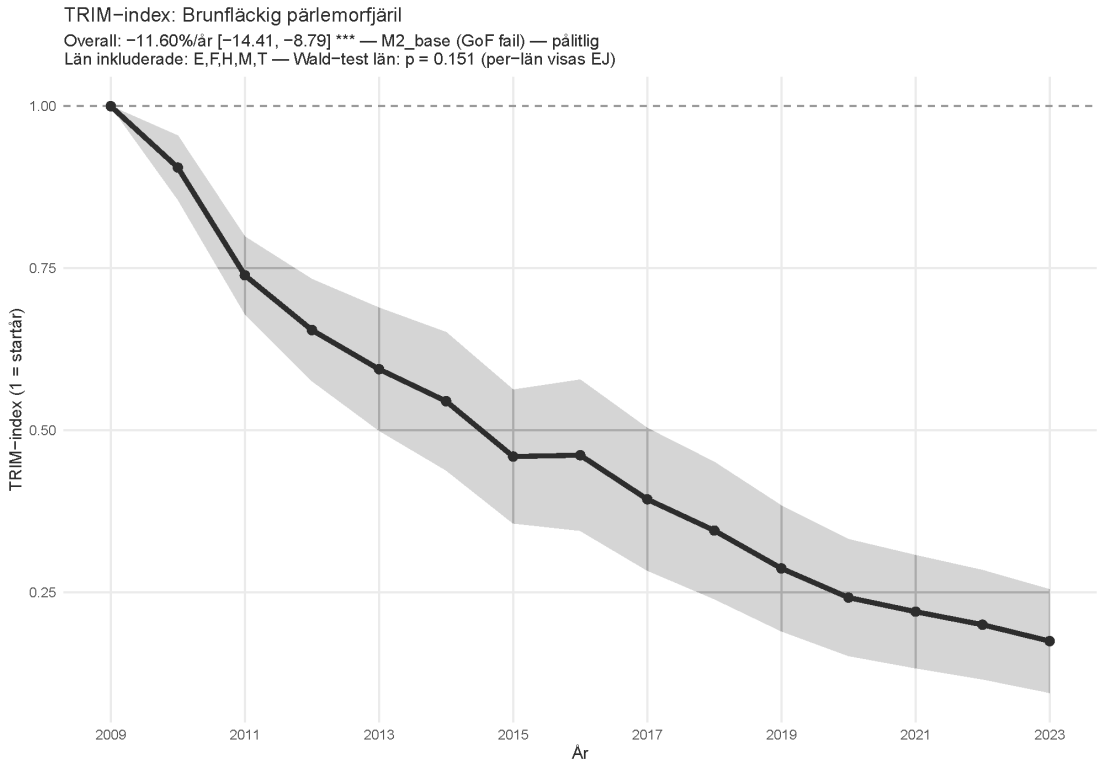
Figur 3. Älggräspärlemorfjäril.



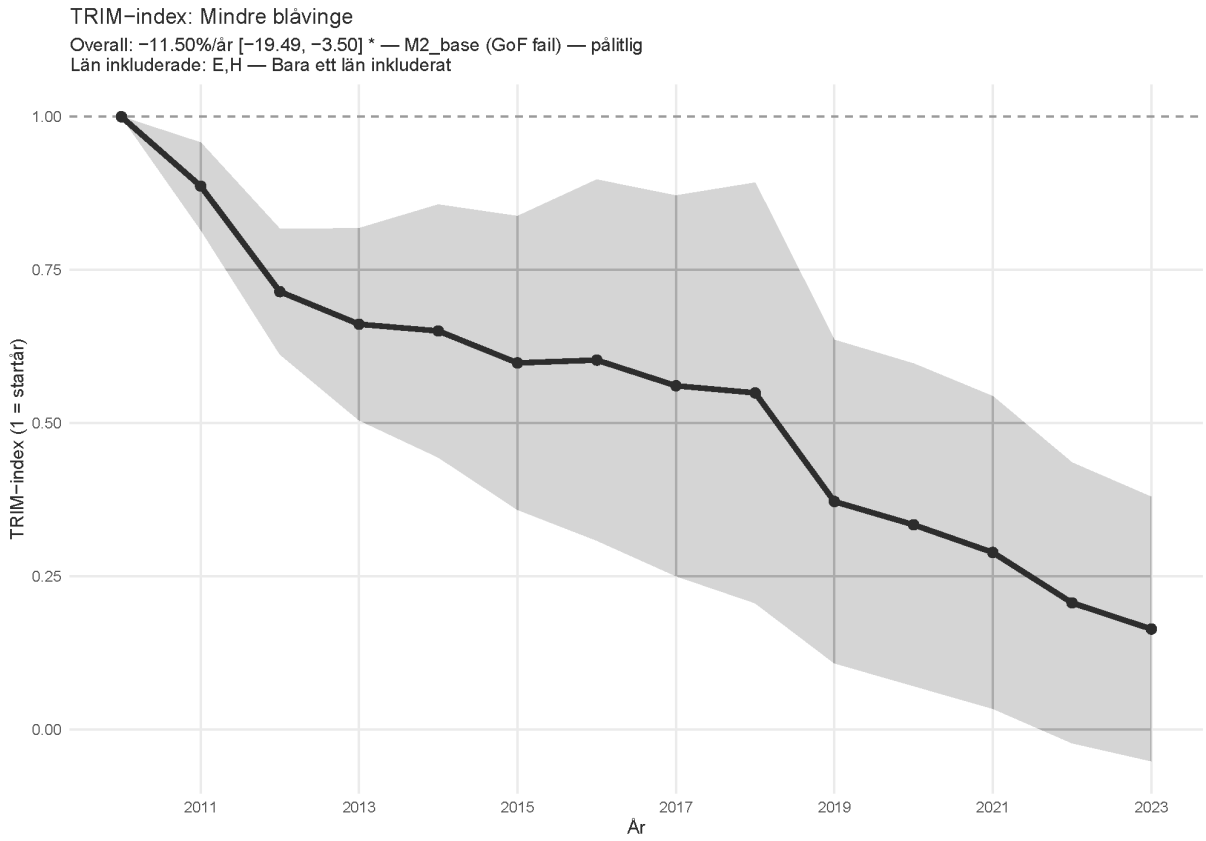
Figur 4. Vitgräsfjäril.



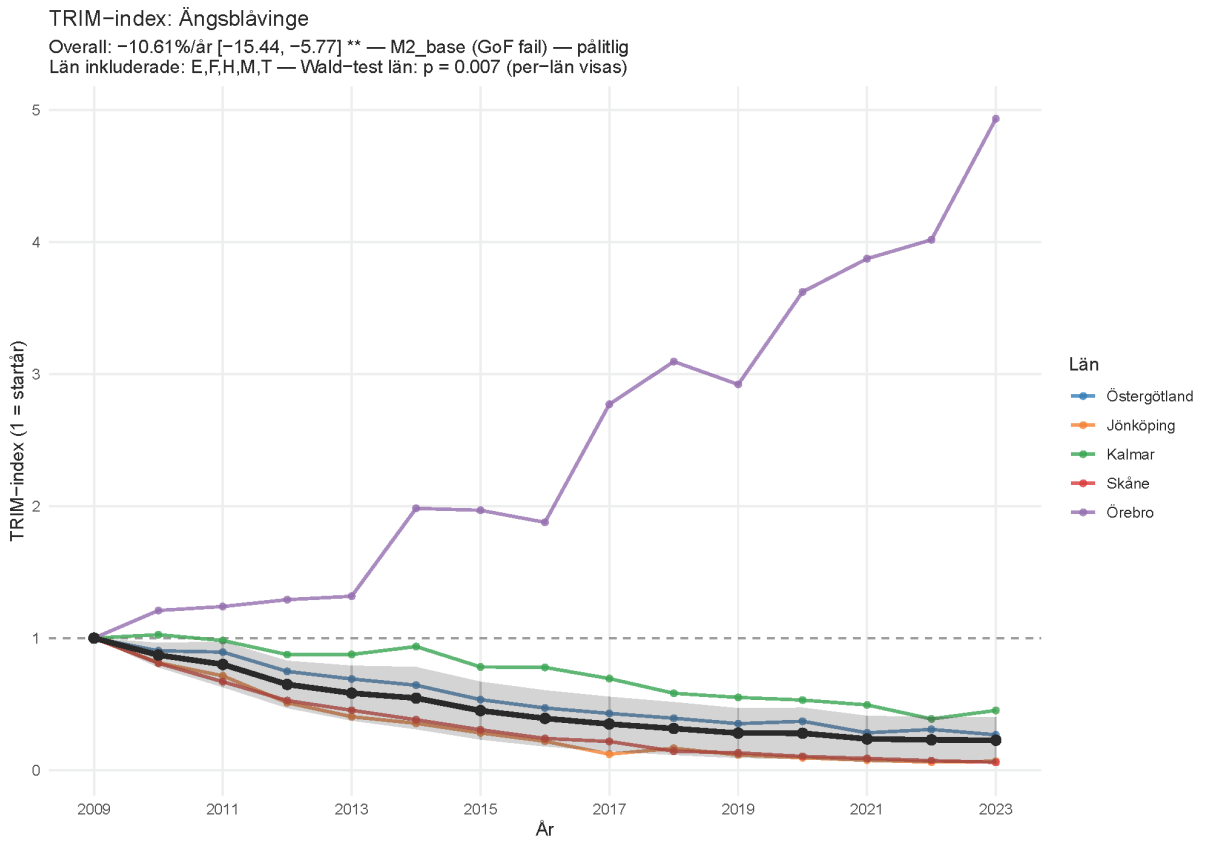
Figur 5. Skogspärlemorfjäril



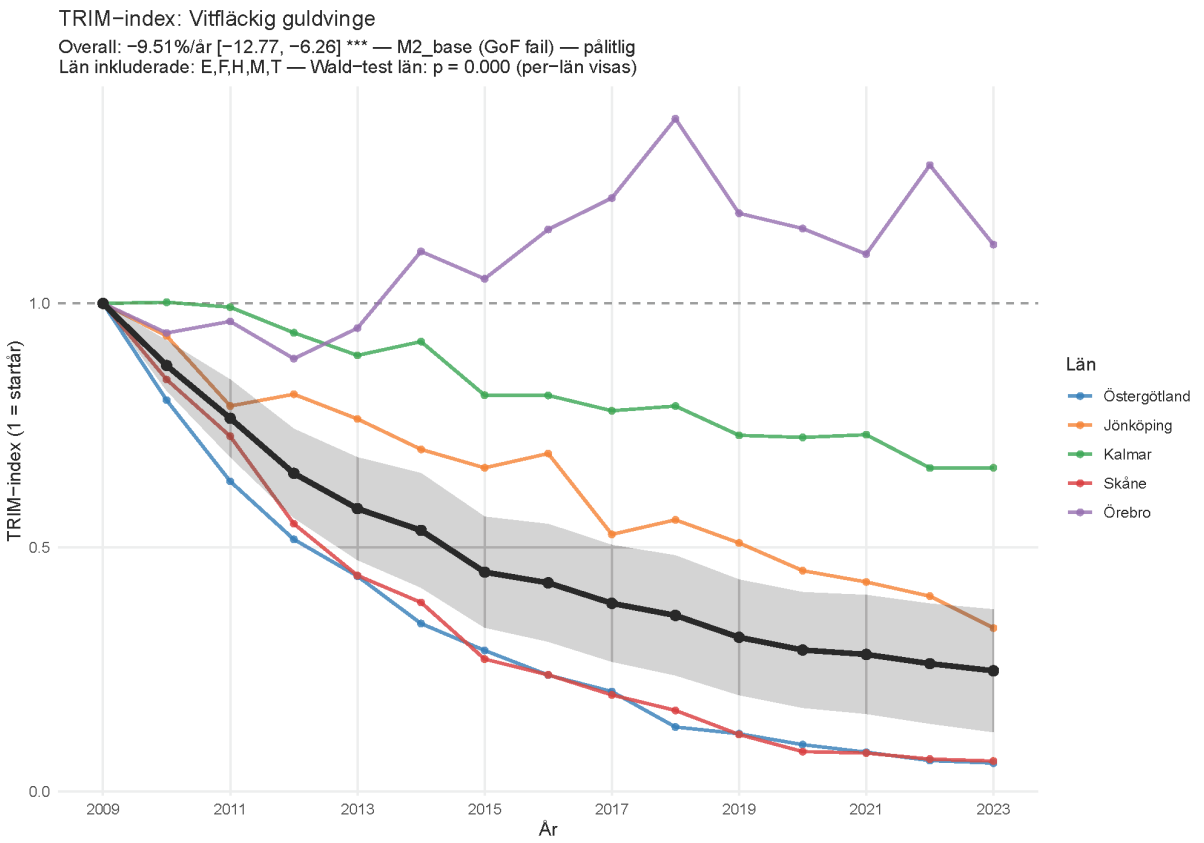
Figur 6. Brunfläckig pärlemorfjäril.



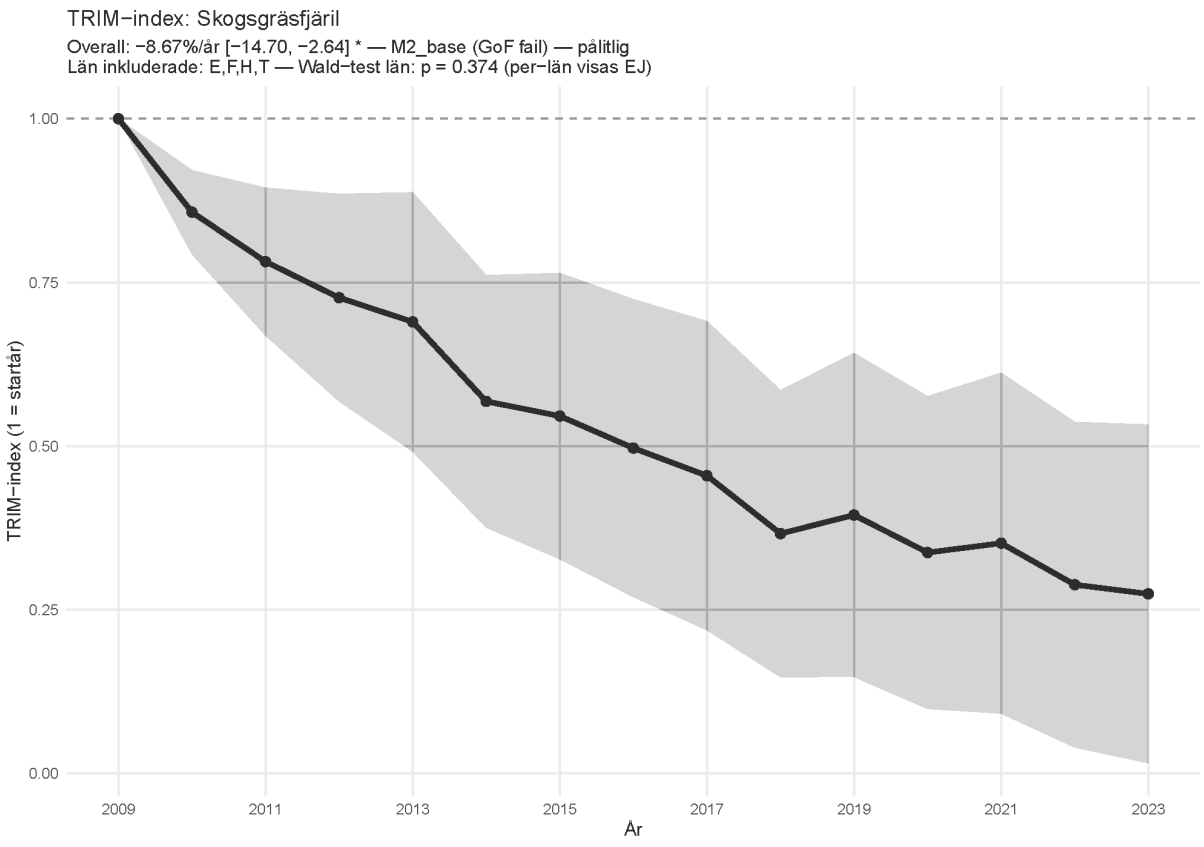
Figur 7. Mindre blåvinge.



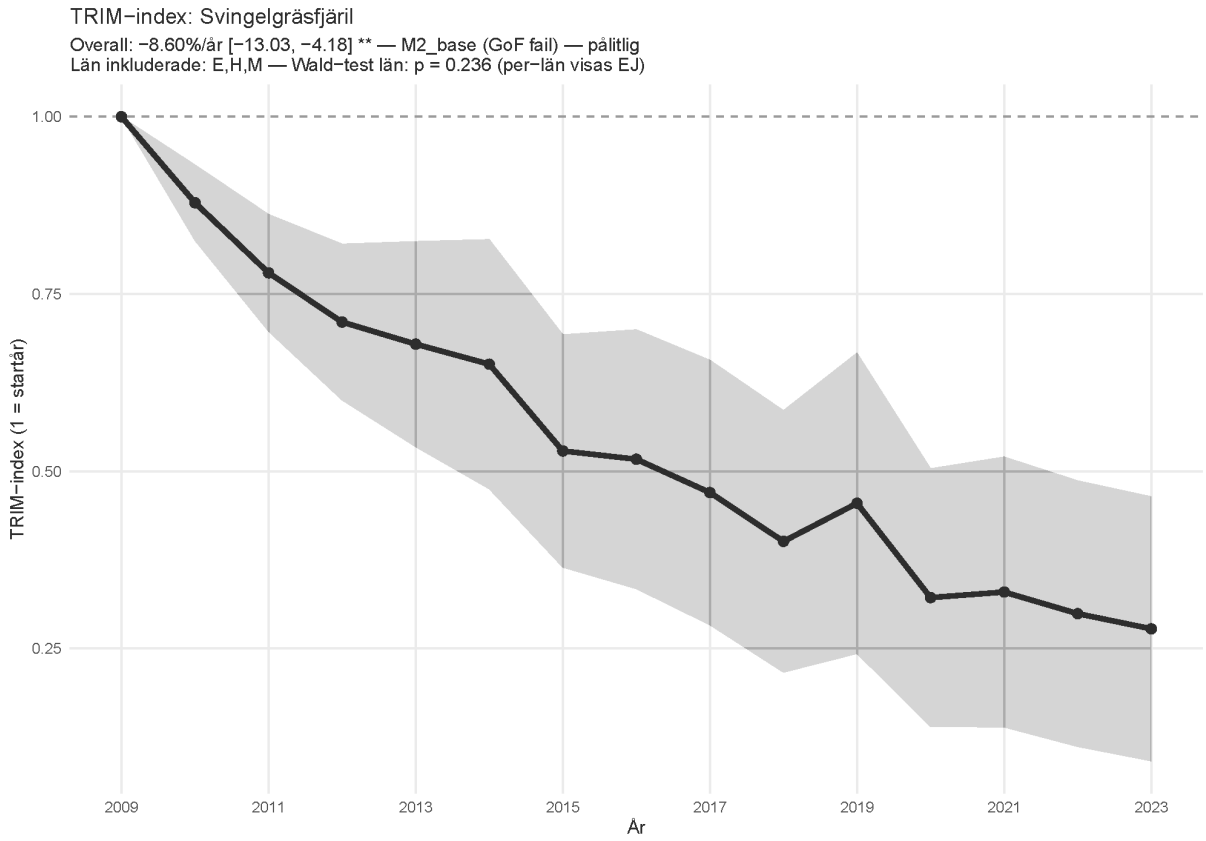
Figur 8. Ängsblåvinge.



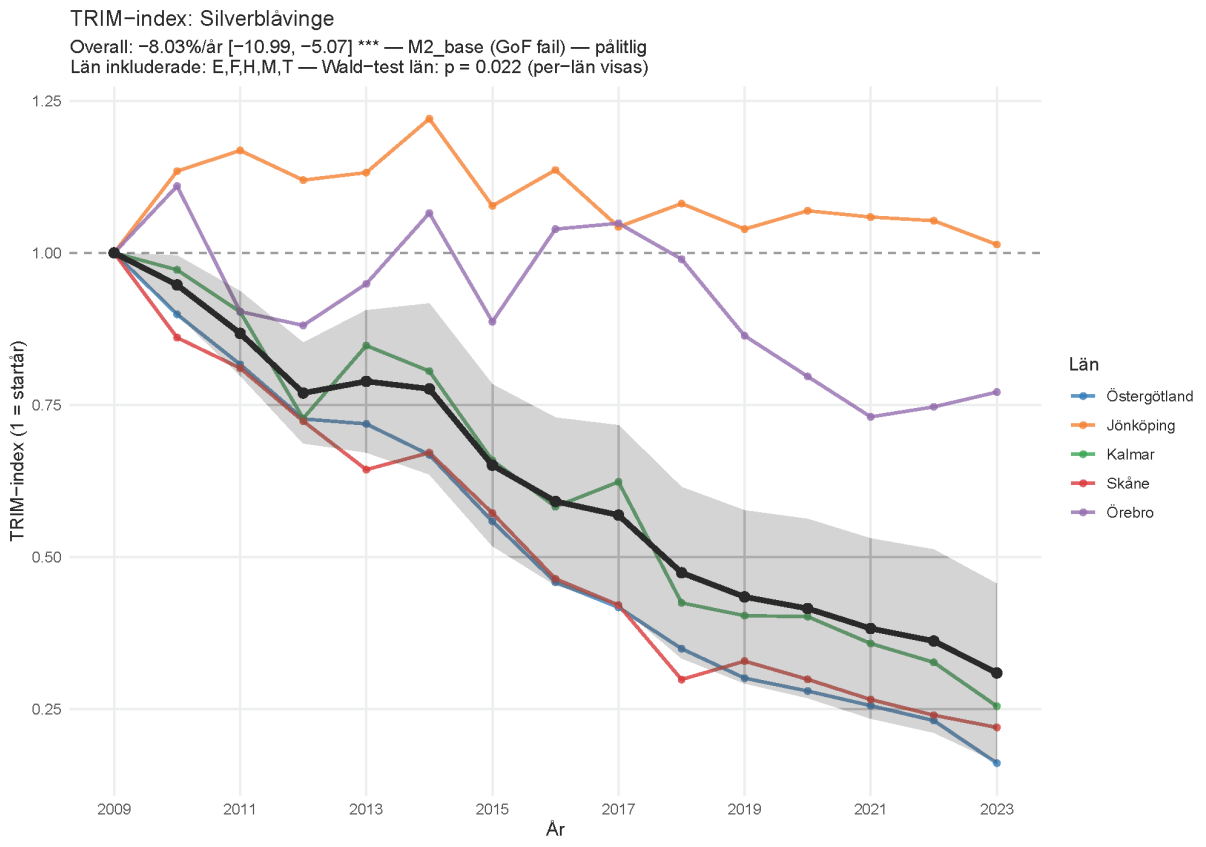
Figur 9. Vitfläckig guldvinge.



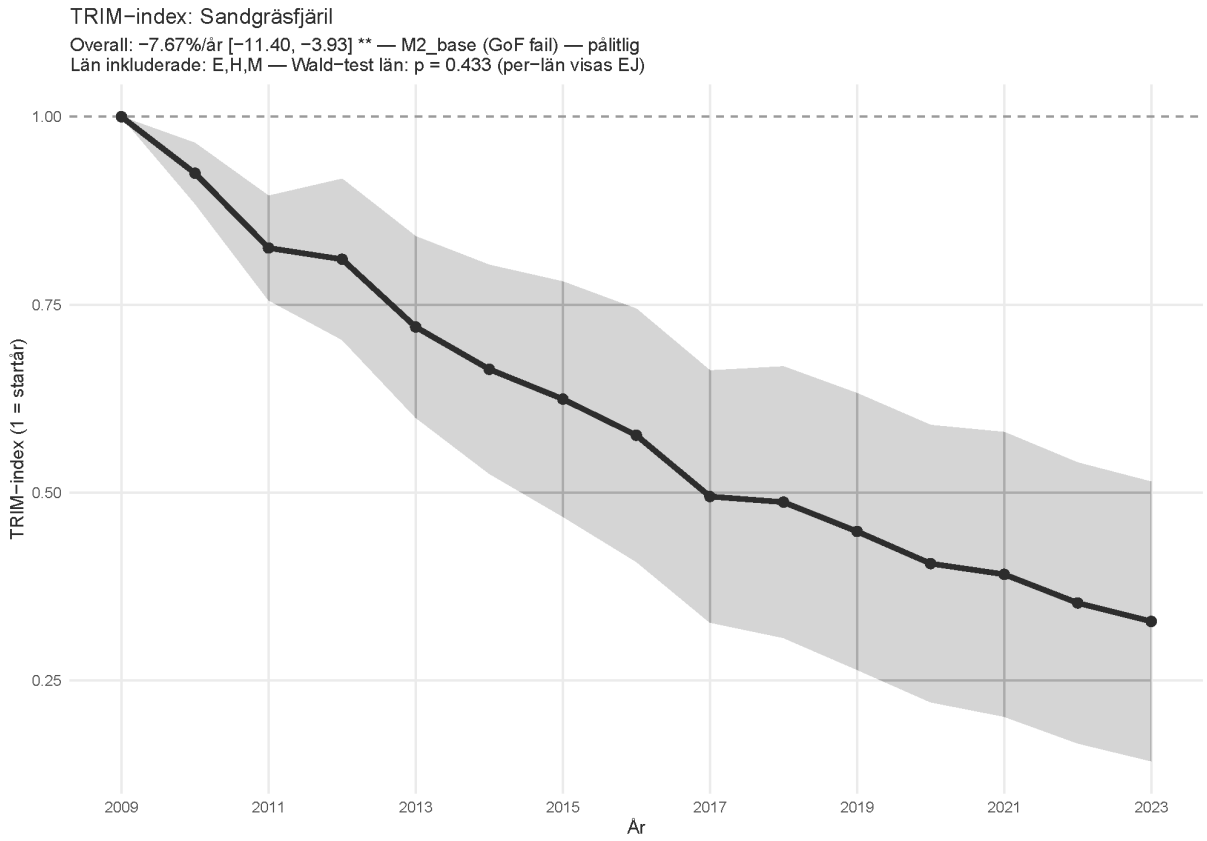
Figur 10. Skogsgräsfjäril.



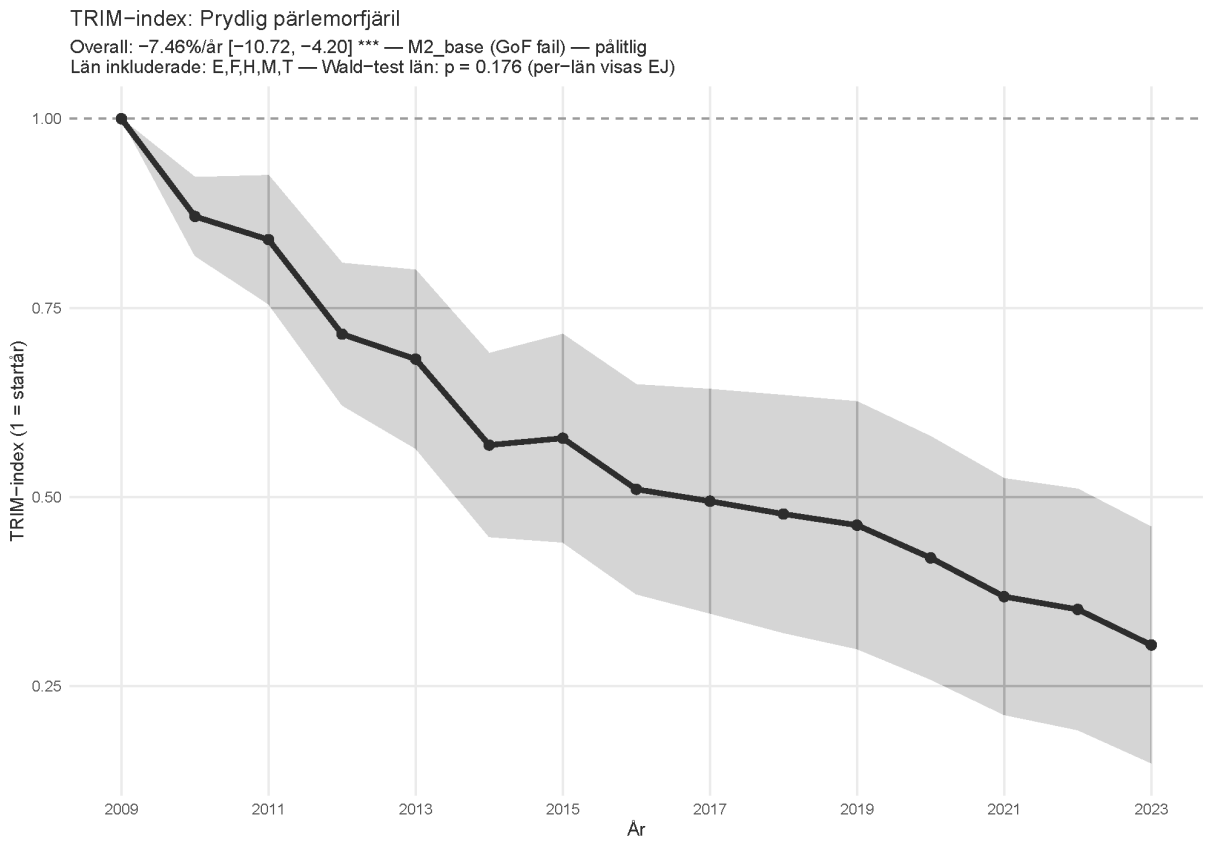
Figur 11. Svingelgräsfjäril.



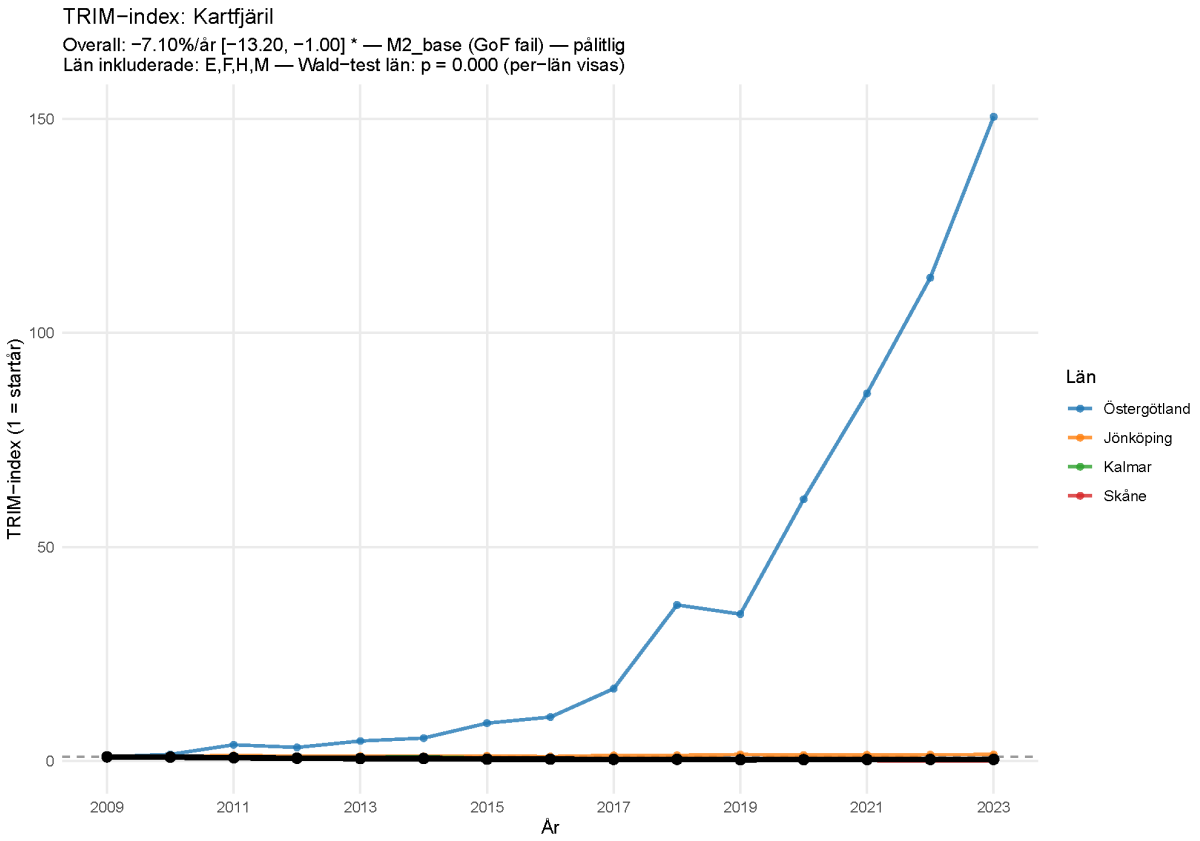
Figur 12. Silverblåvinge.



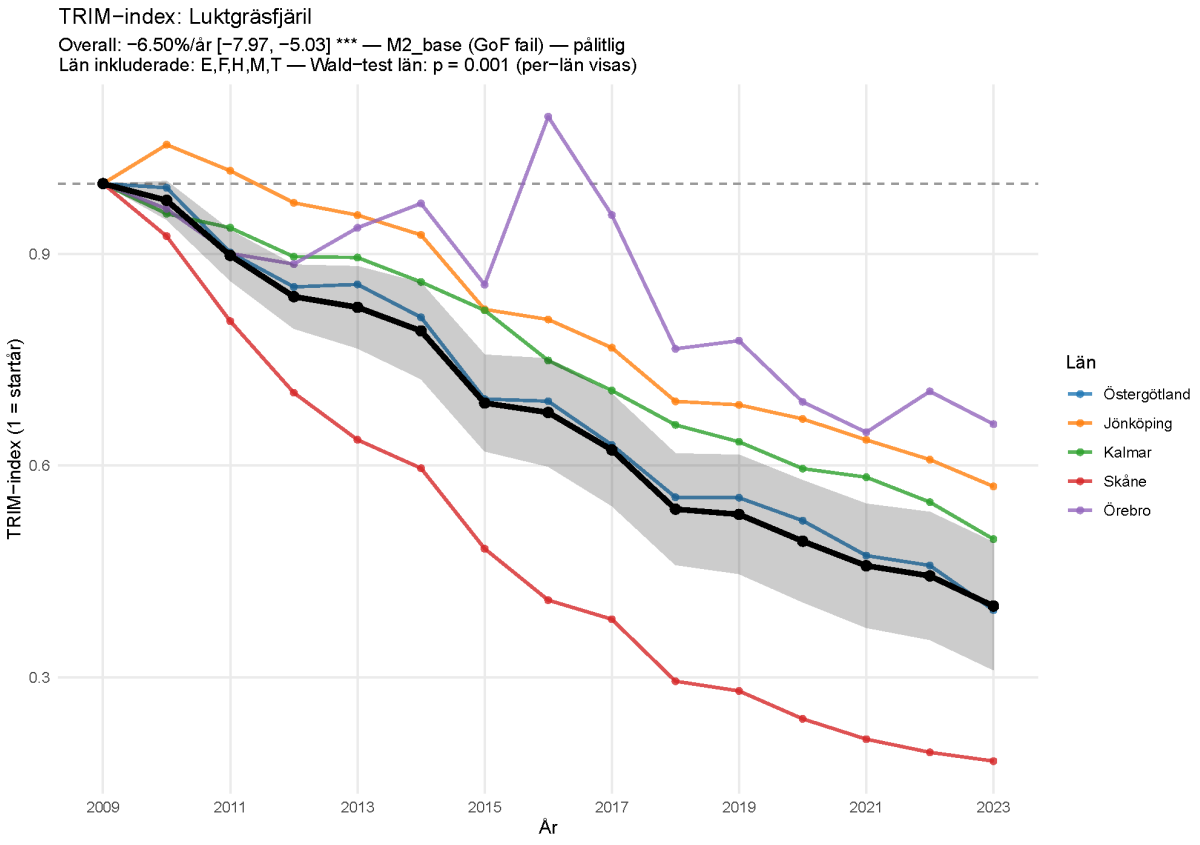
Figur 13. Sandgräsfjäril.



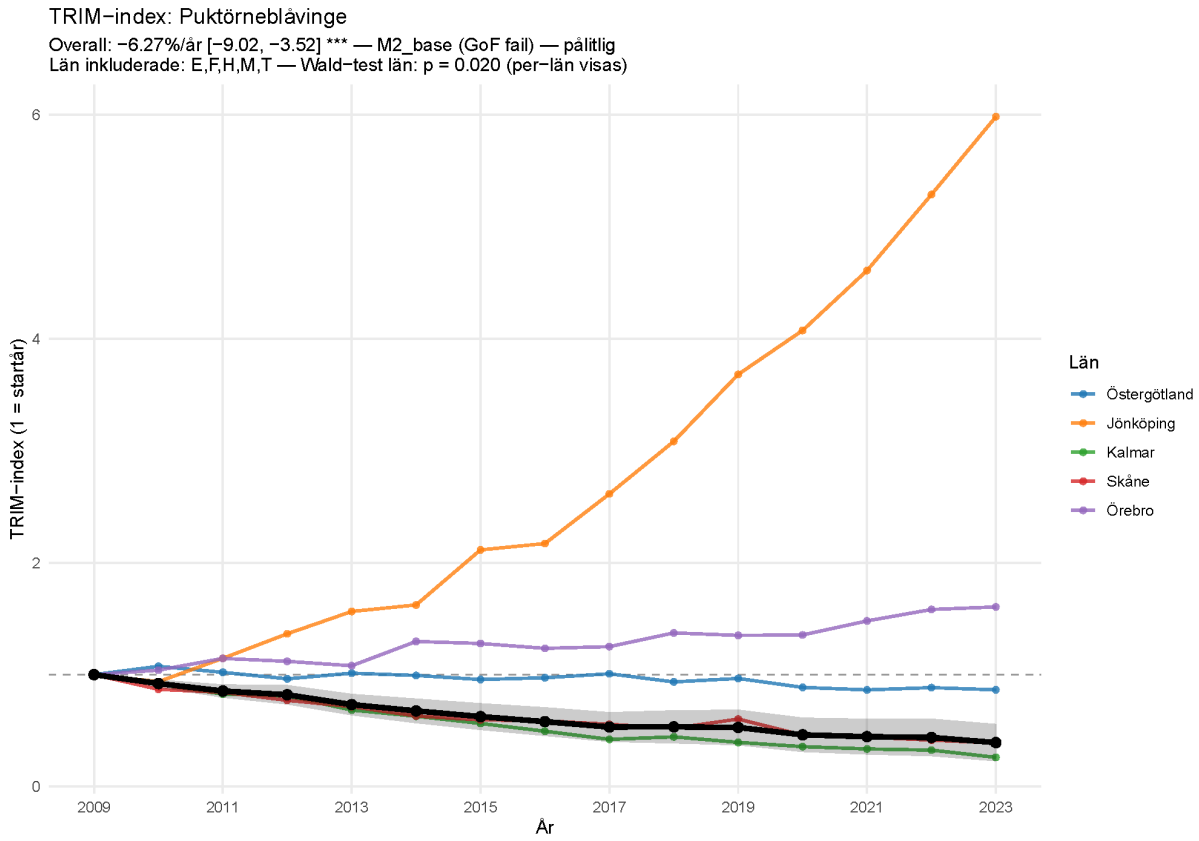
Figur 14. Prydlig pärlemorfjäril.



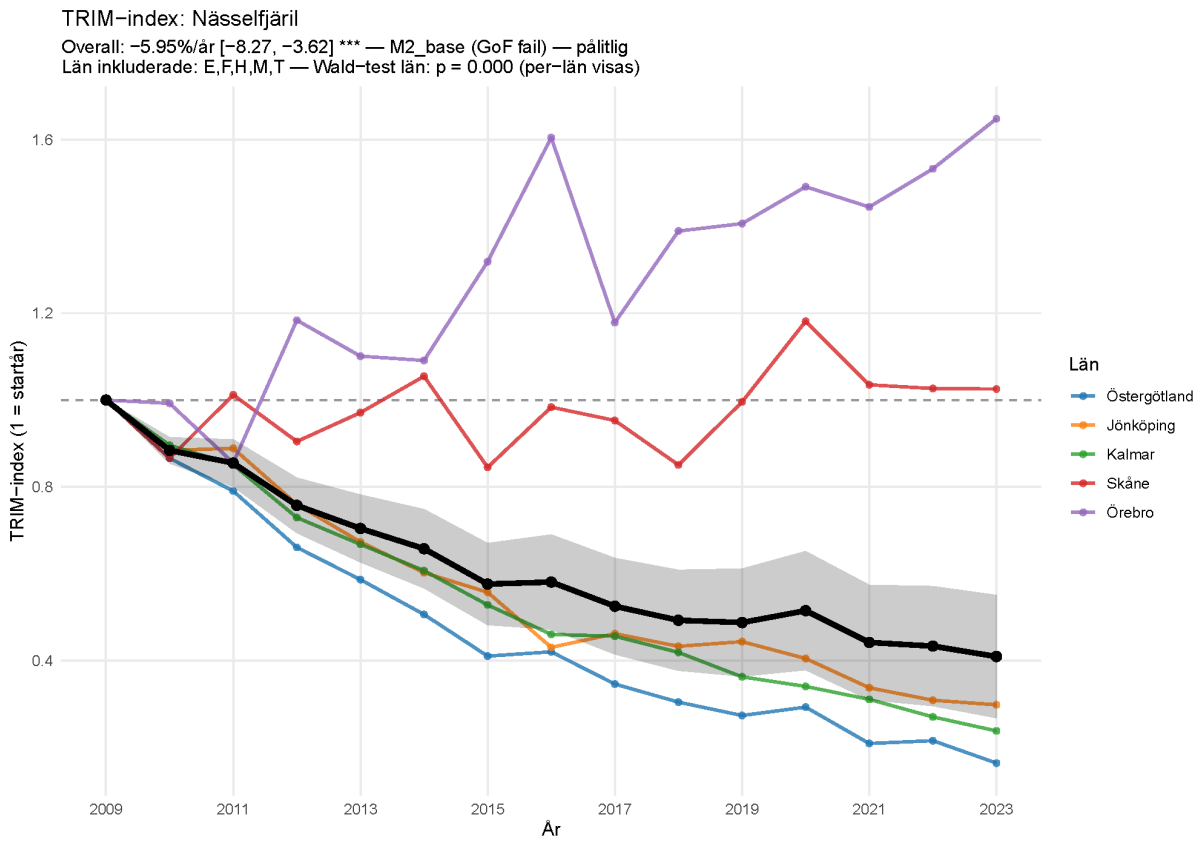
Figur 15. Kartfjäril.



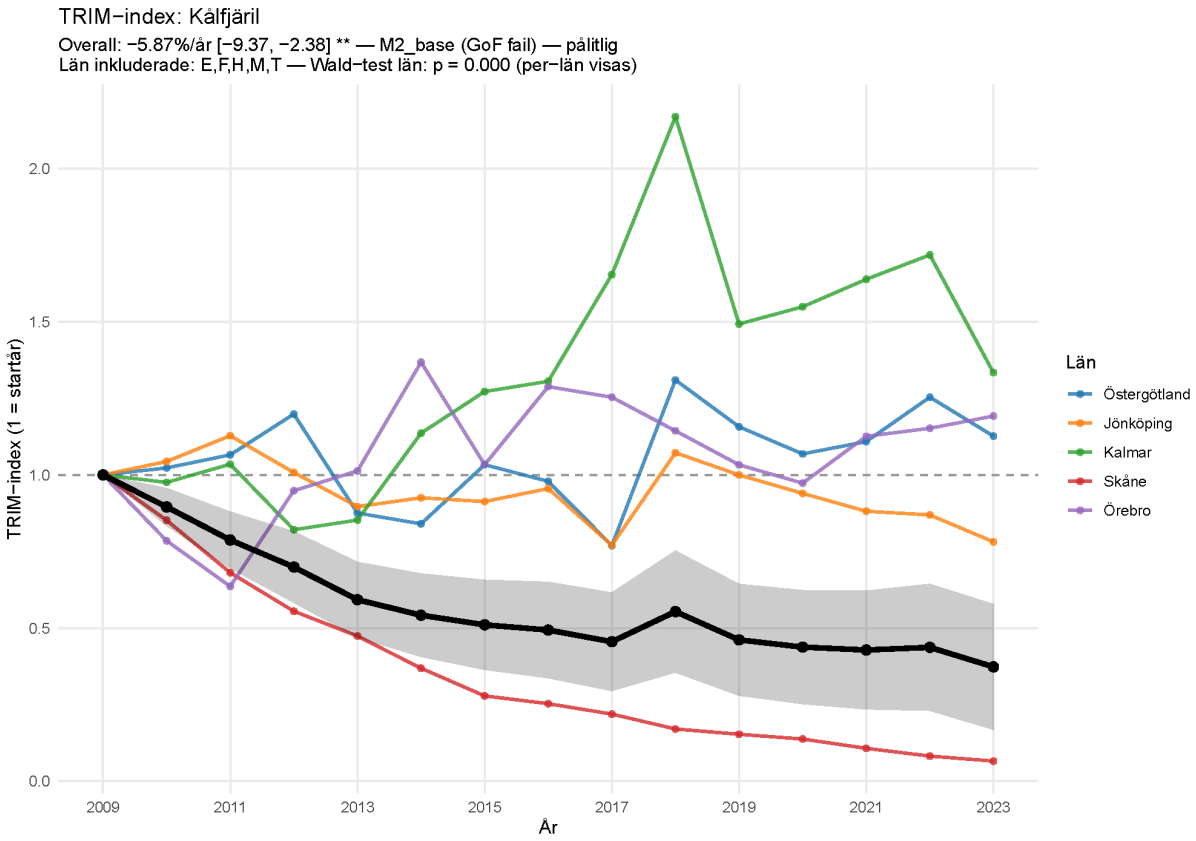
Figur 16. Luktgräsfjäril.



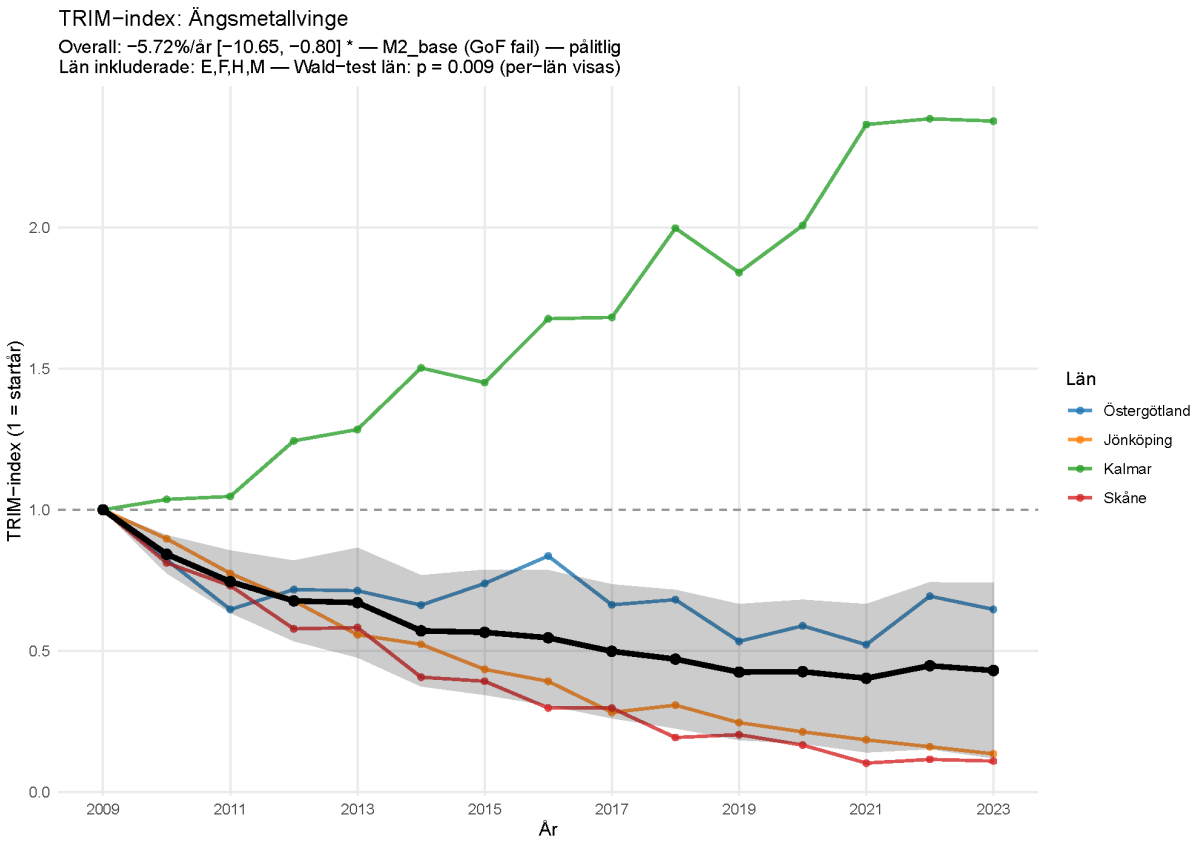
Figur 17. Puktörneblåvinge.



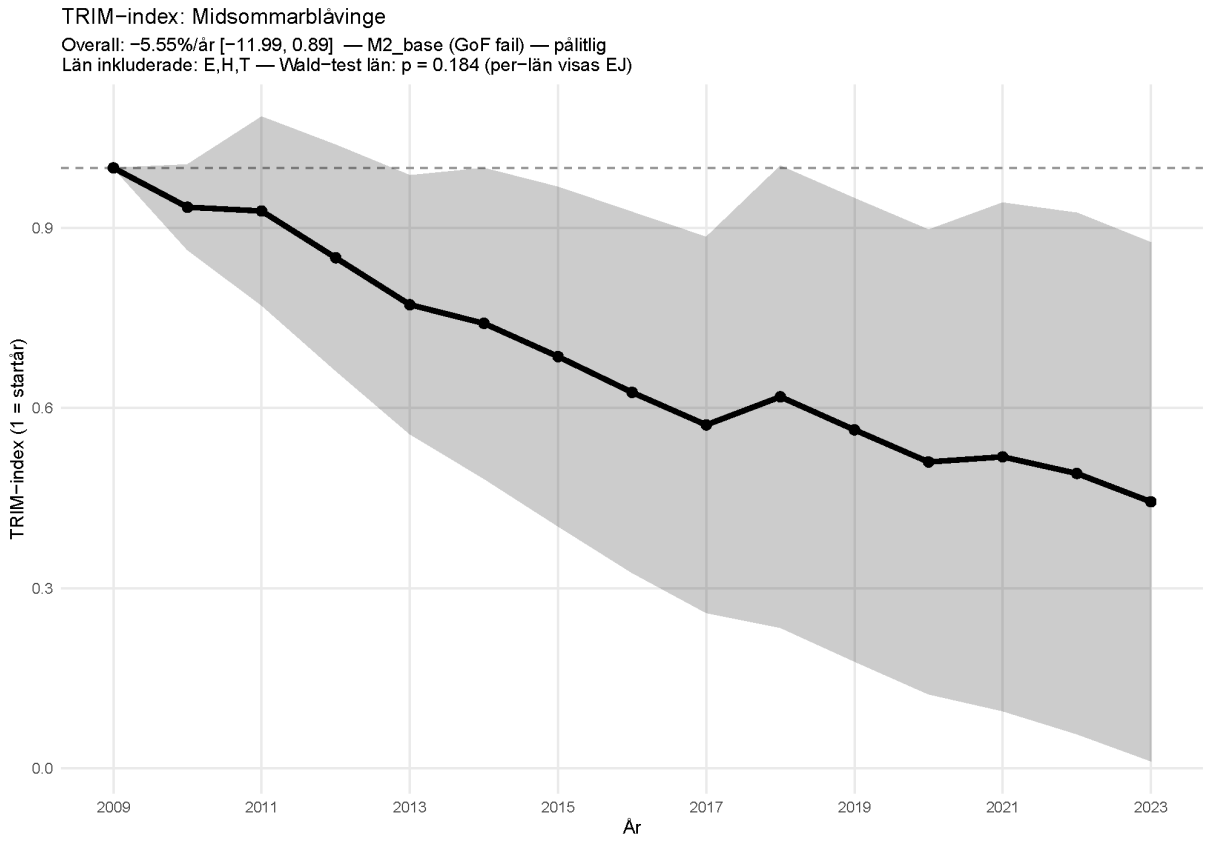
Figur 18. Nässelfjäril.



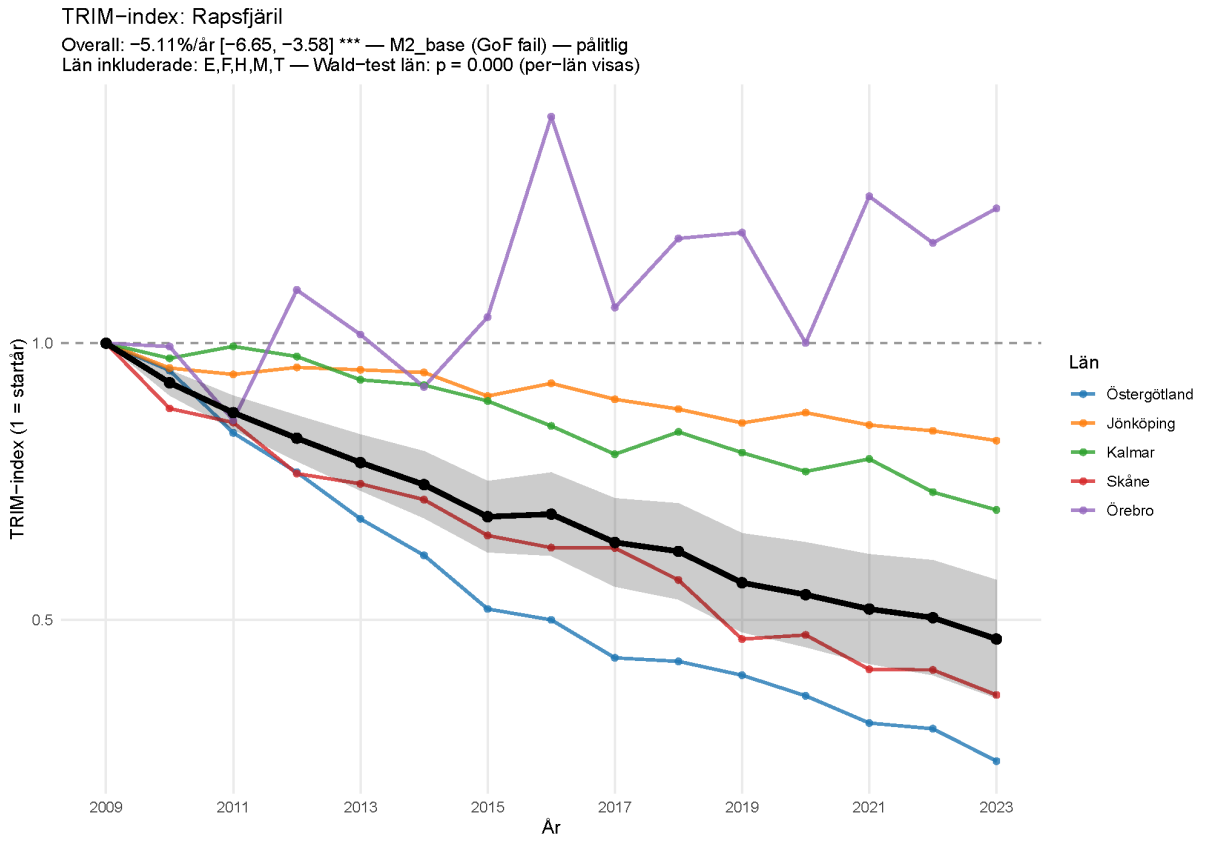
Figur 19. Kålfjäril.



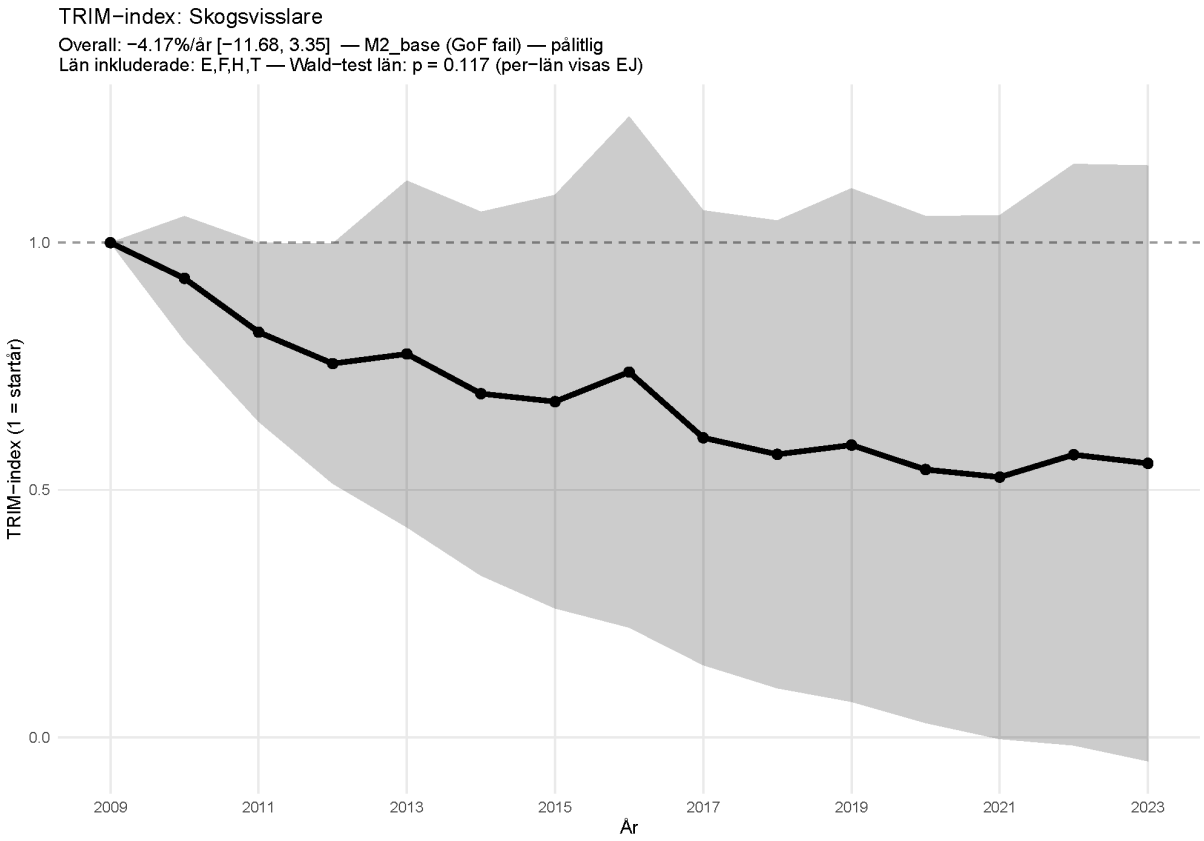
Figur 20. Ängsmetallvinge.



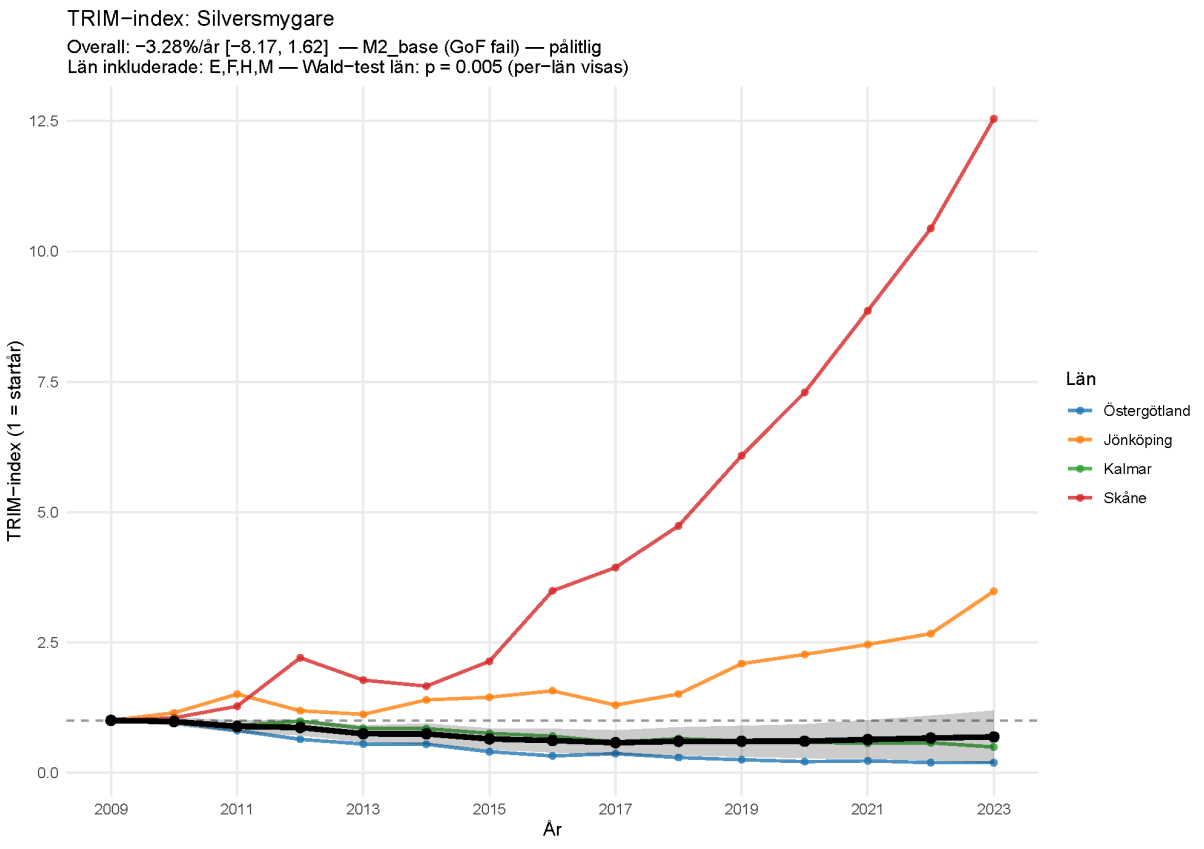
Figur 21. Midsommarblåvinge.



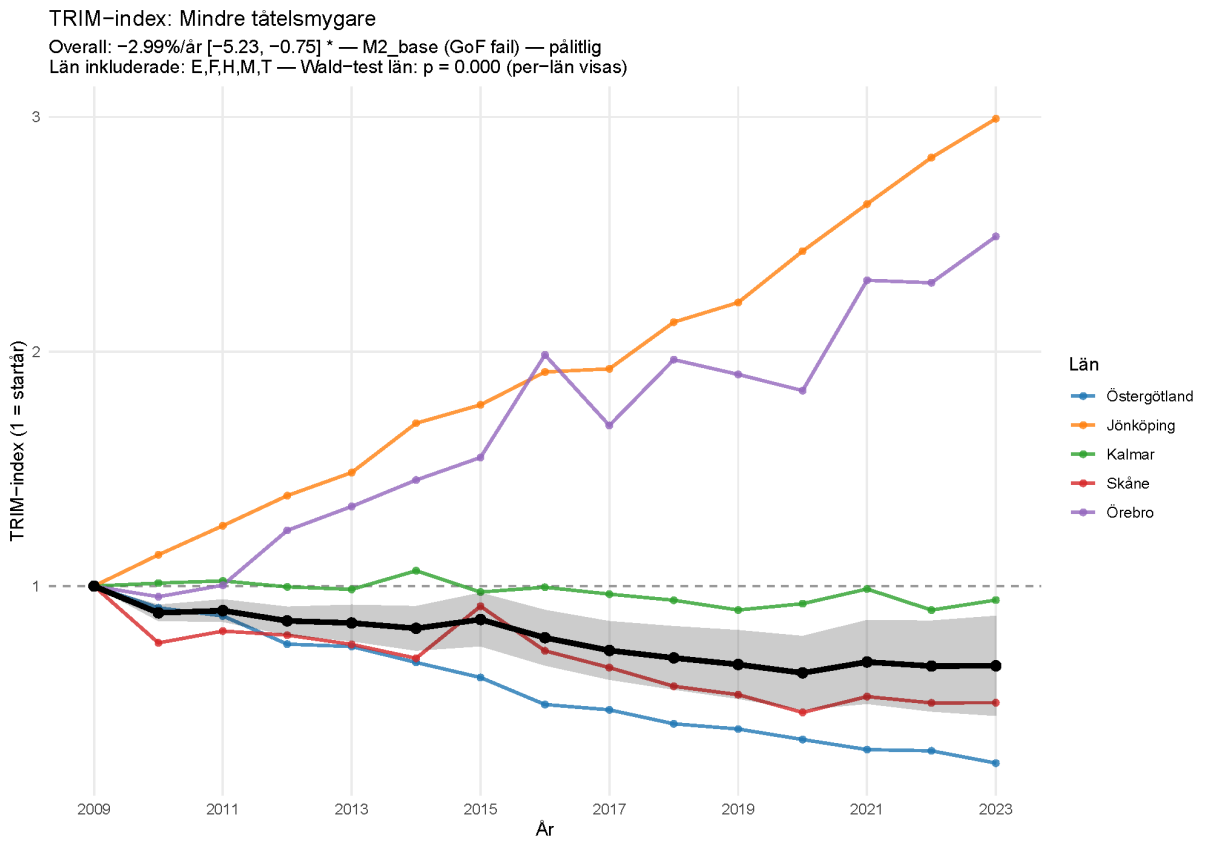
Figur 22. Rapsfjäril.



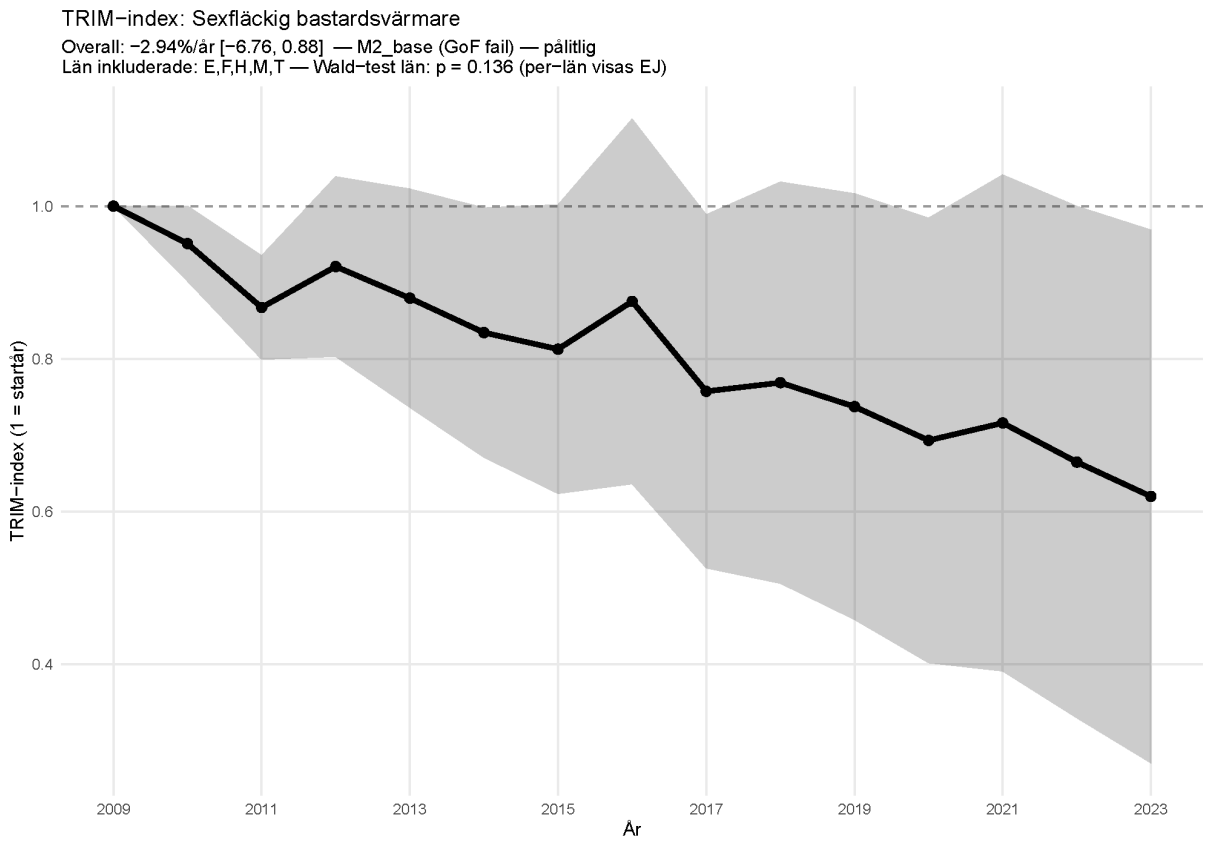
Figur 23. Skogsvisslare.



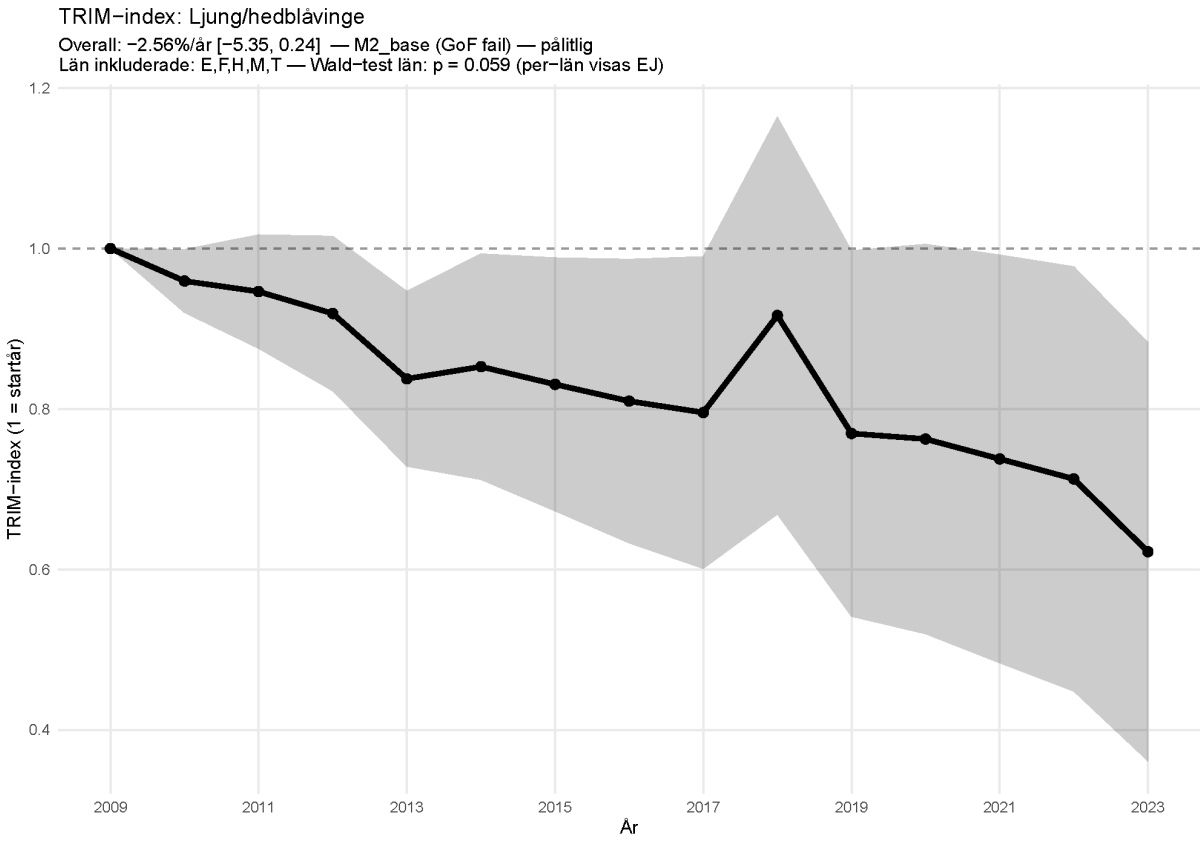
Figur 24. Silversmygare.



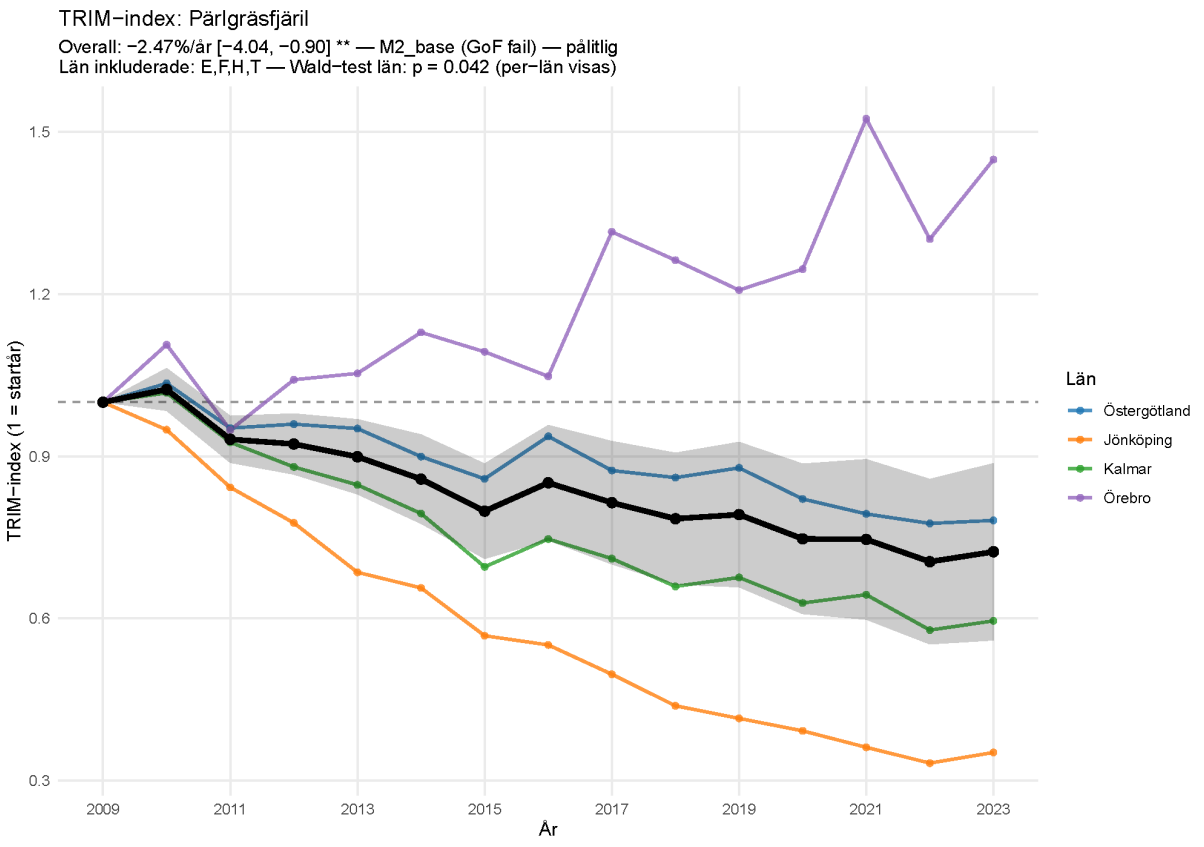
Figur 25. Mindre tåtelsmygare.



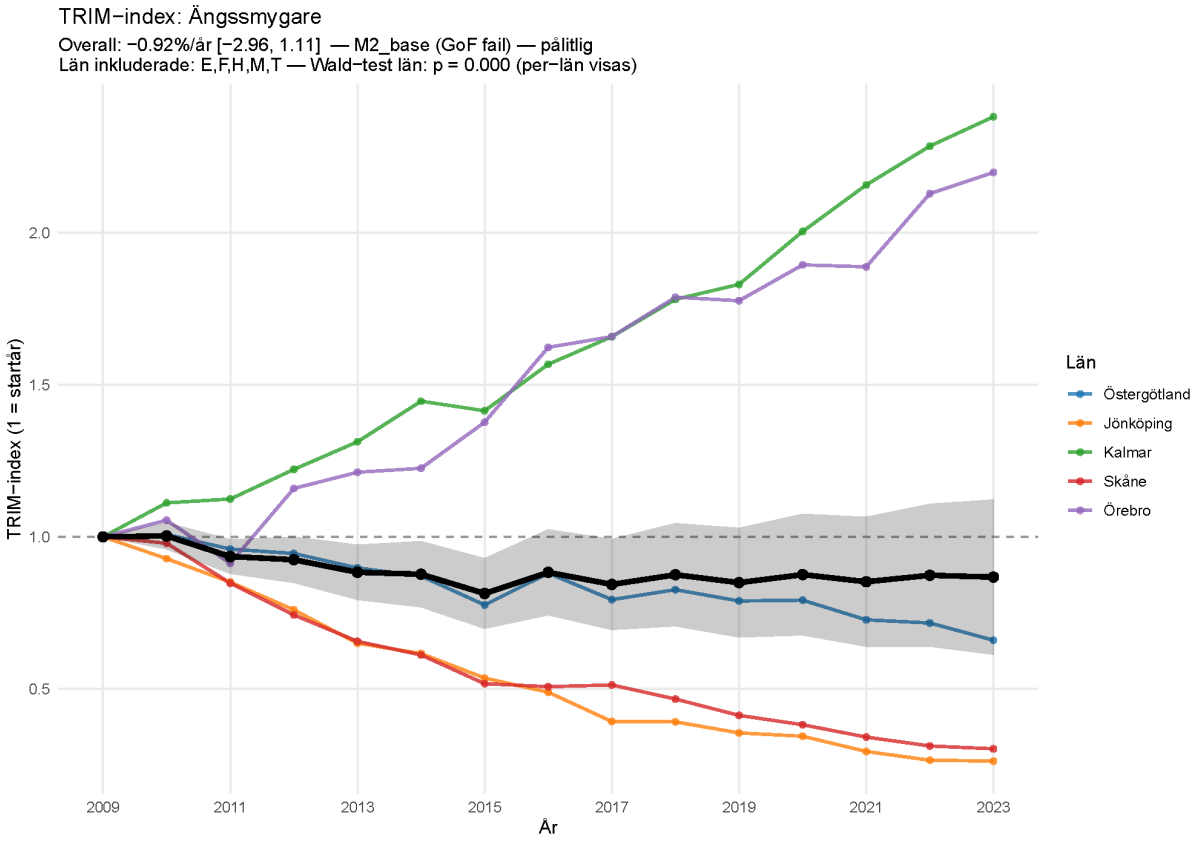
Figur 26. Sexfläckig bastardsvärmare.



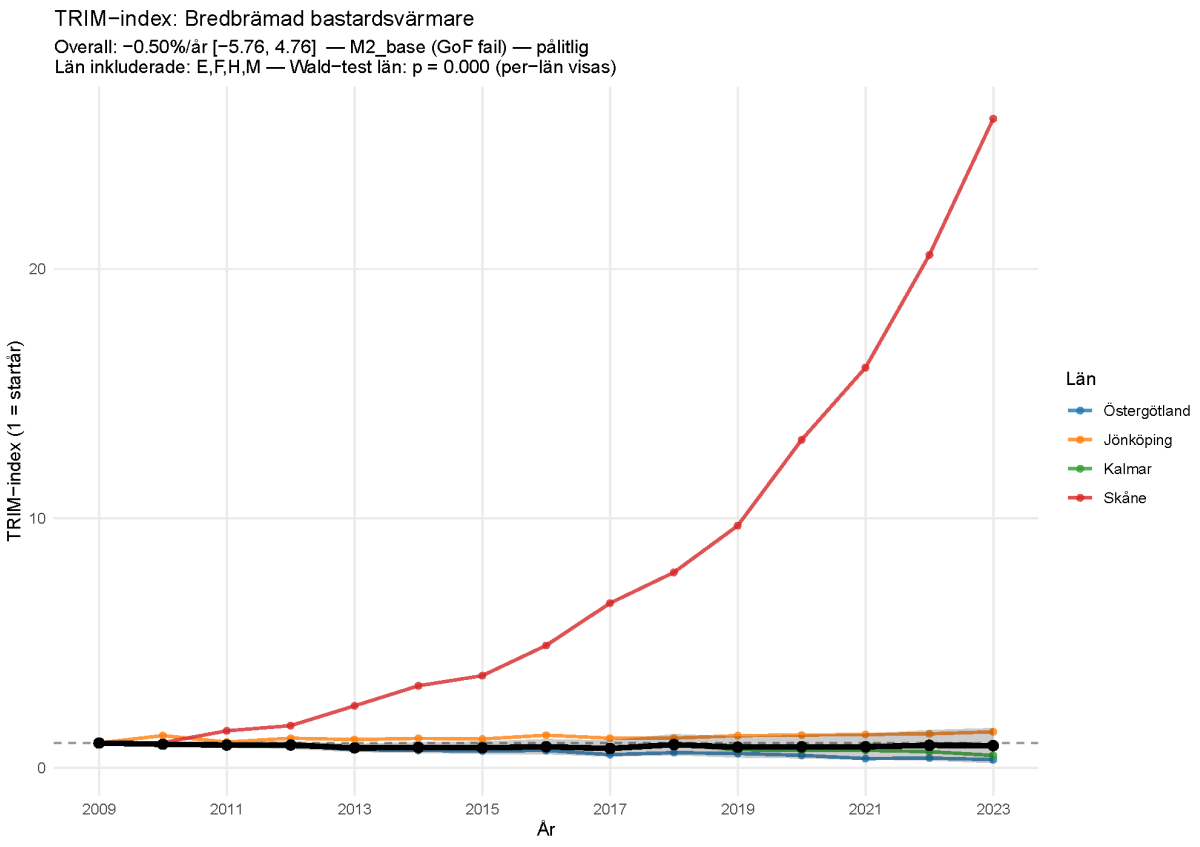
Figur 27. Ljung/hedblåvinge.



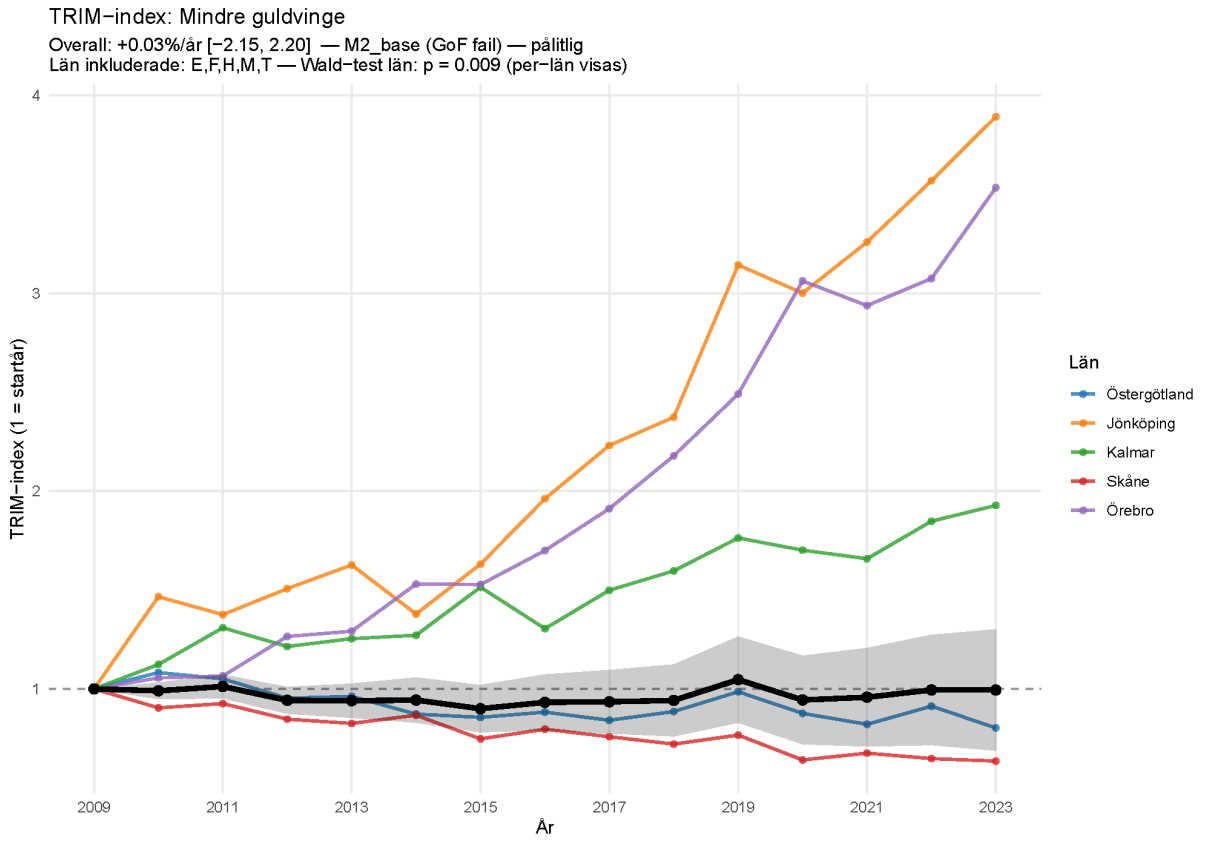
Figur 28. Pärlgräsfjäril.



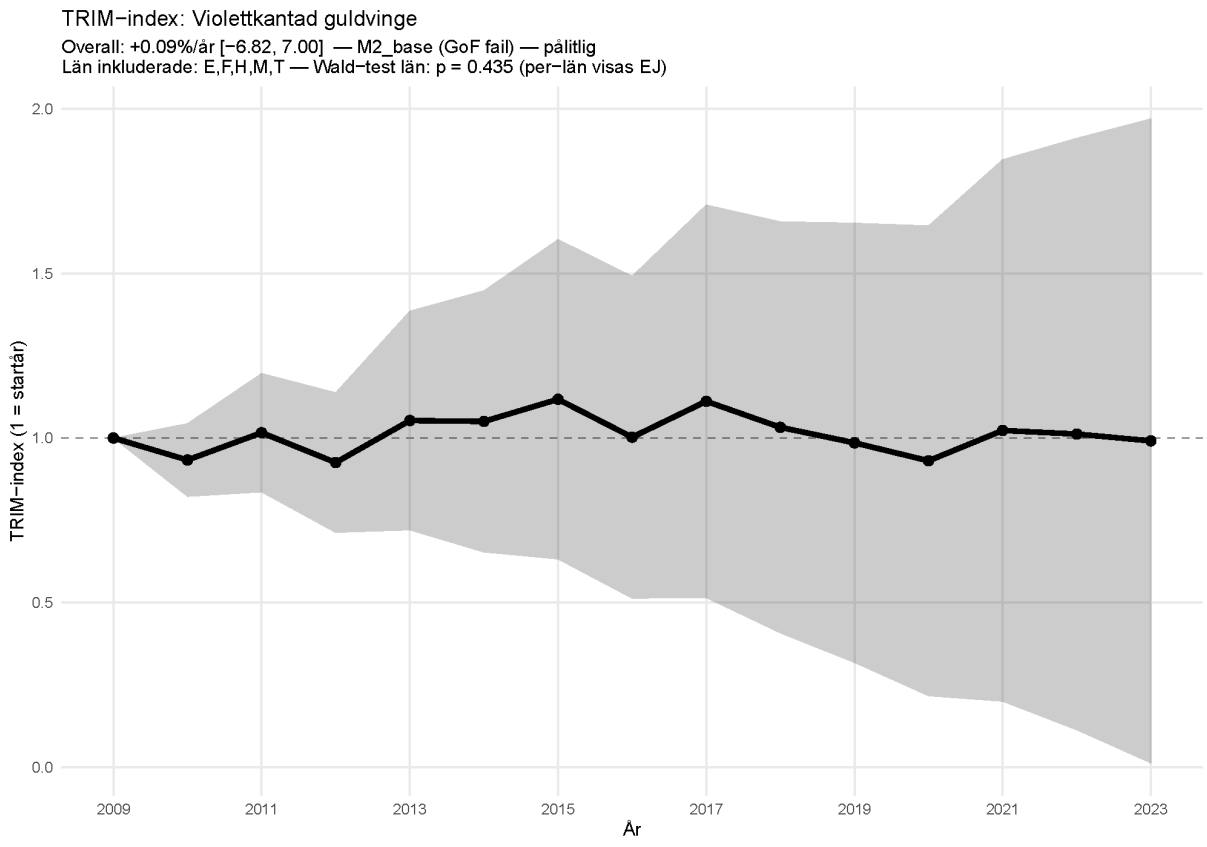
Figur 29. Ängssmygare.



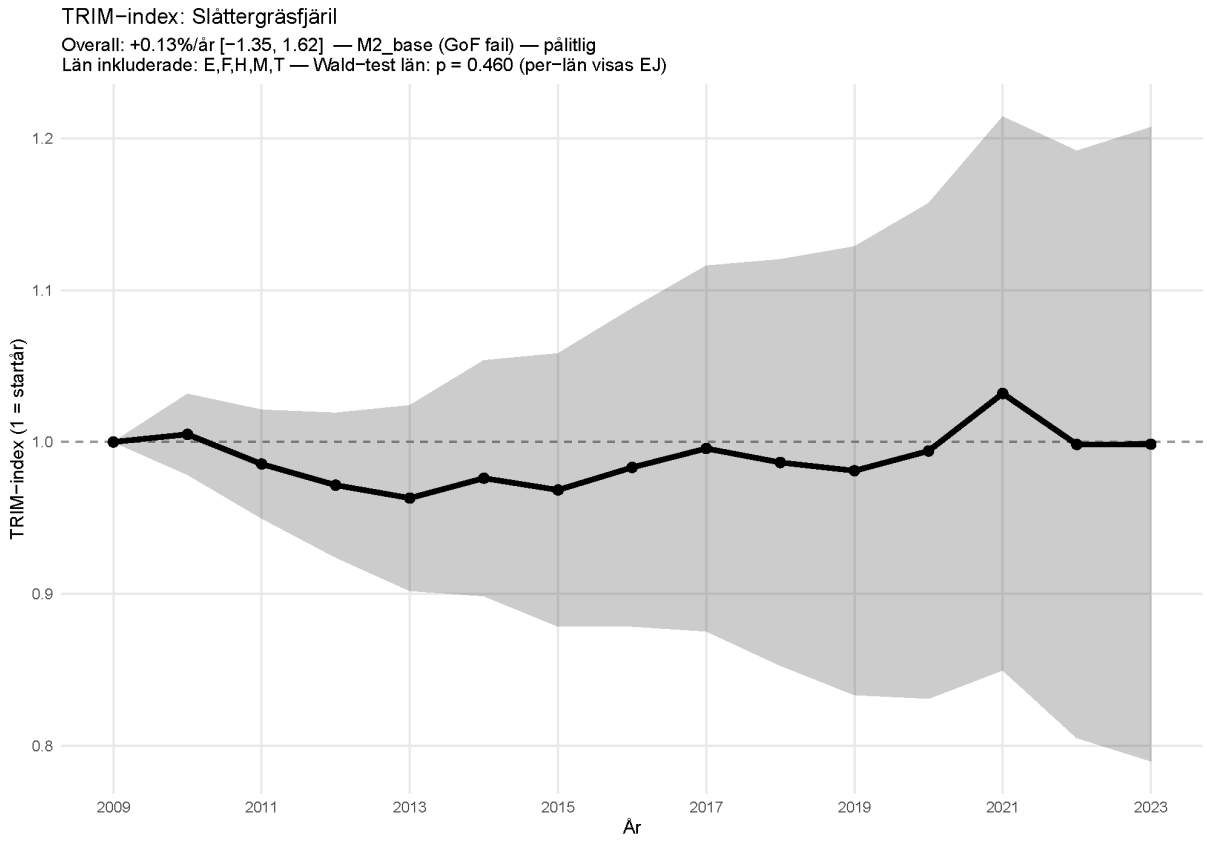
Figur 30. Bredbrämad bastardsvärmare.



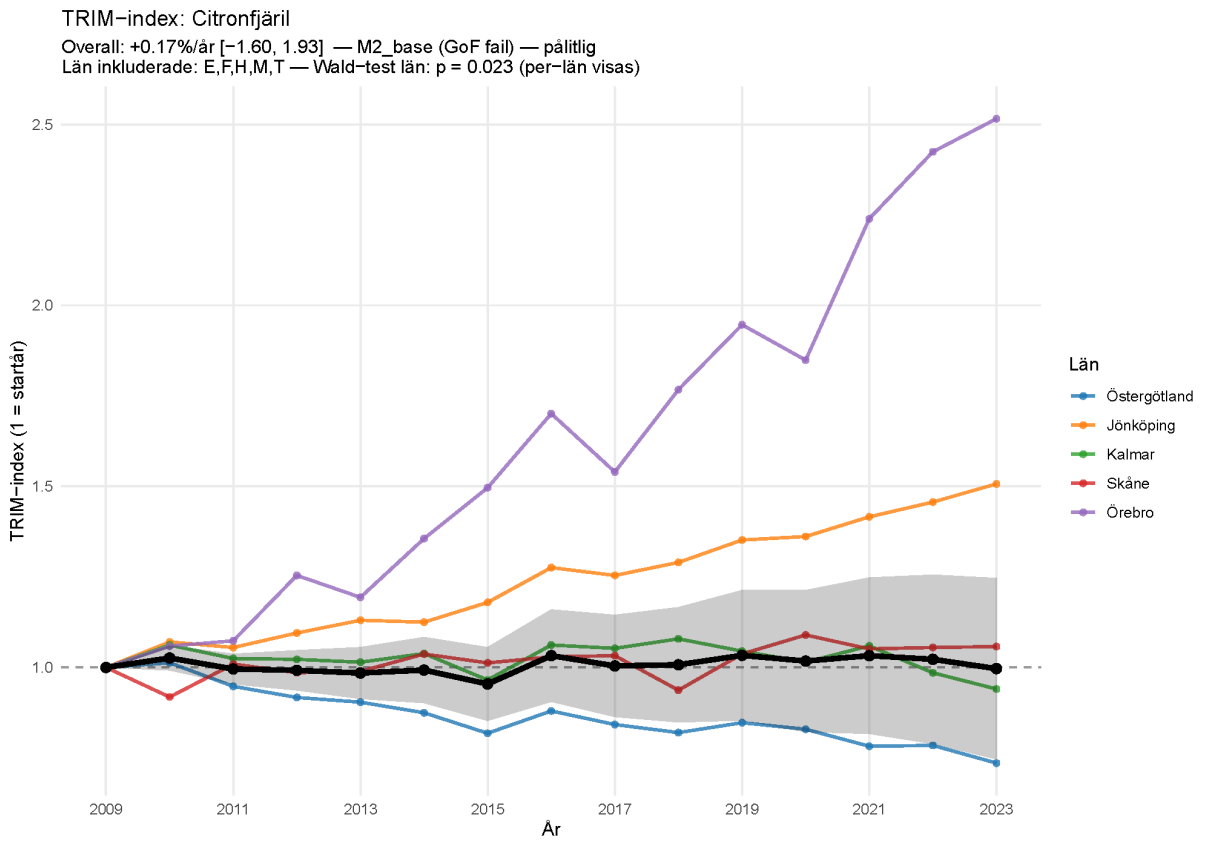
Figur 31. Mindre guldvinge.



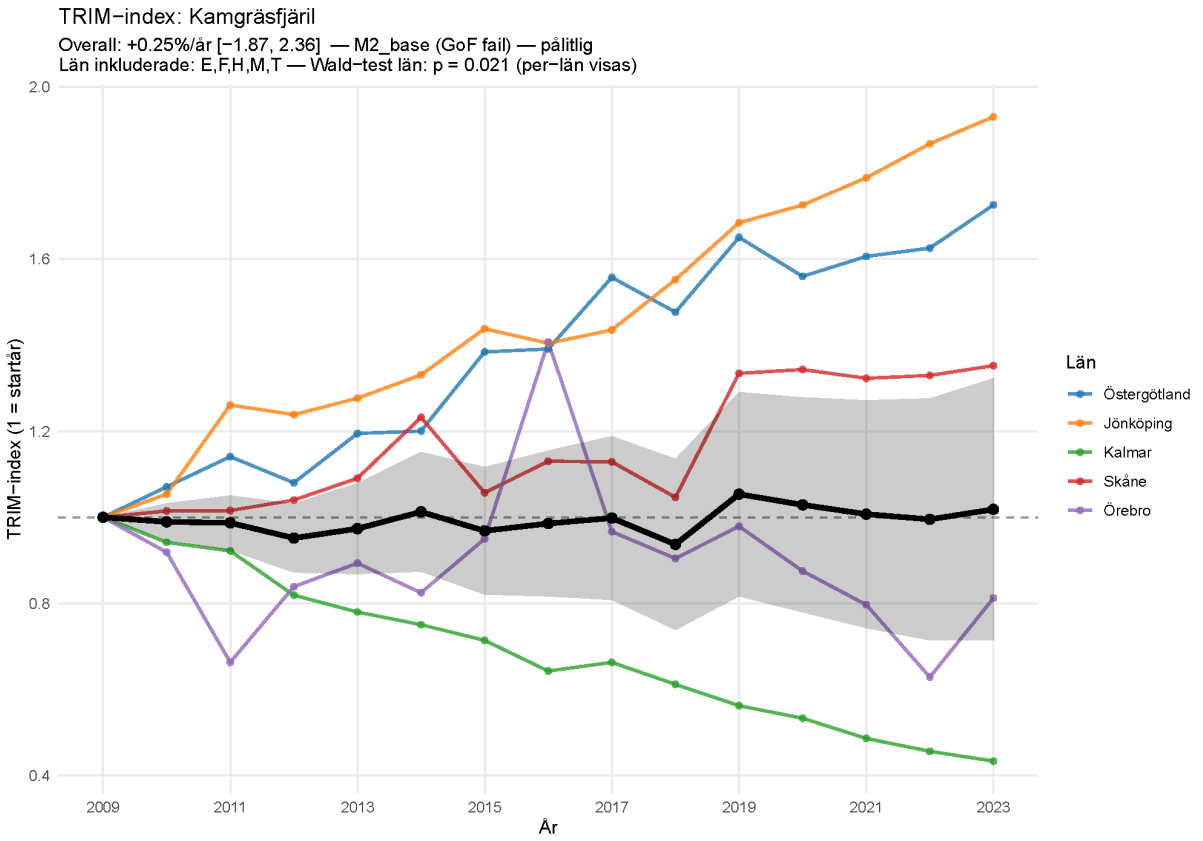
Figur 32. Violettkantad guldvinge.



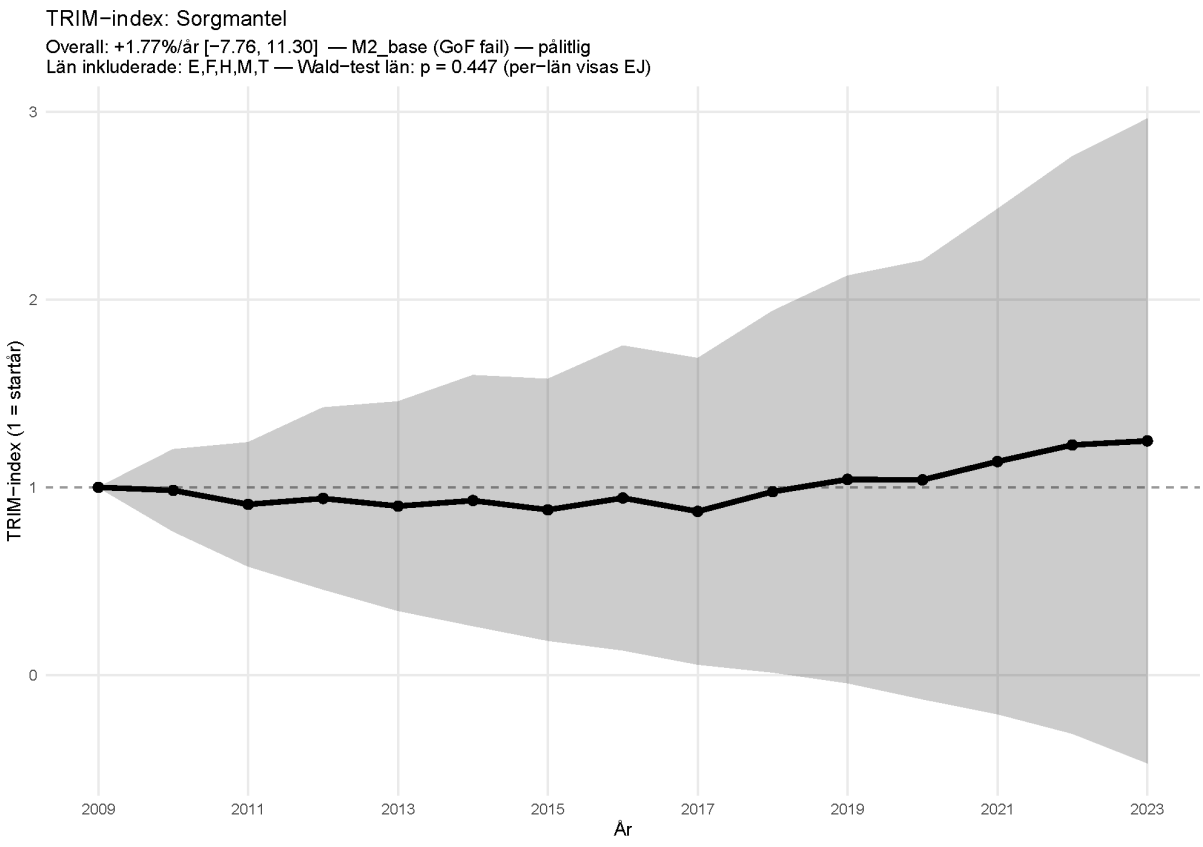
Figur 33. Slåttergräsfjäril.



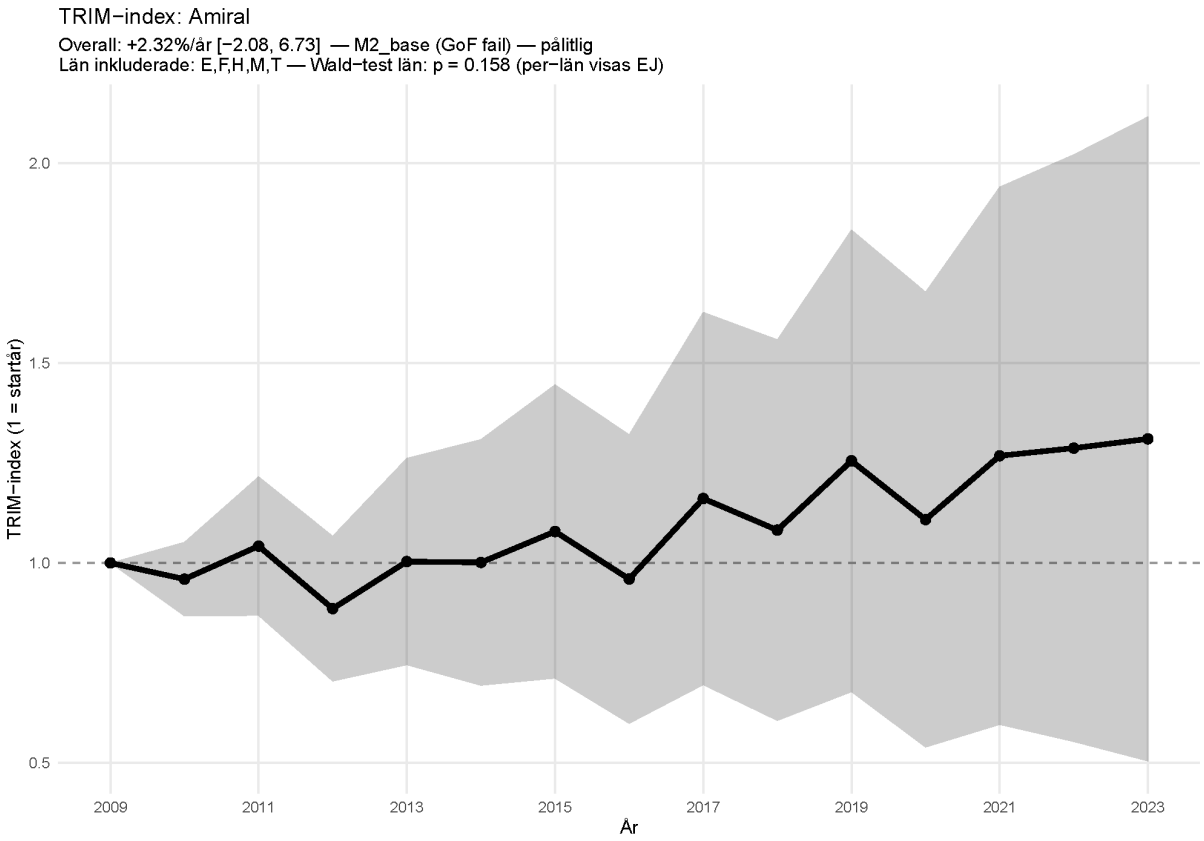
Figur 34. Citronfjäril.



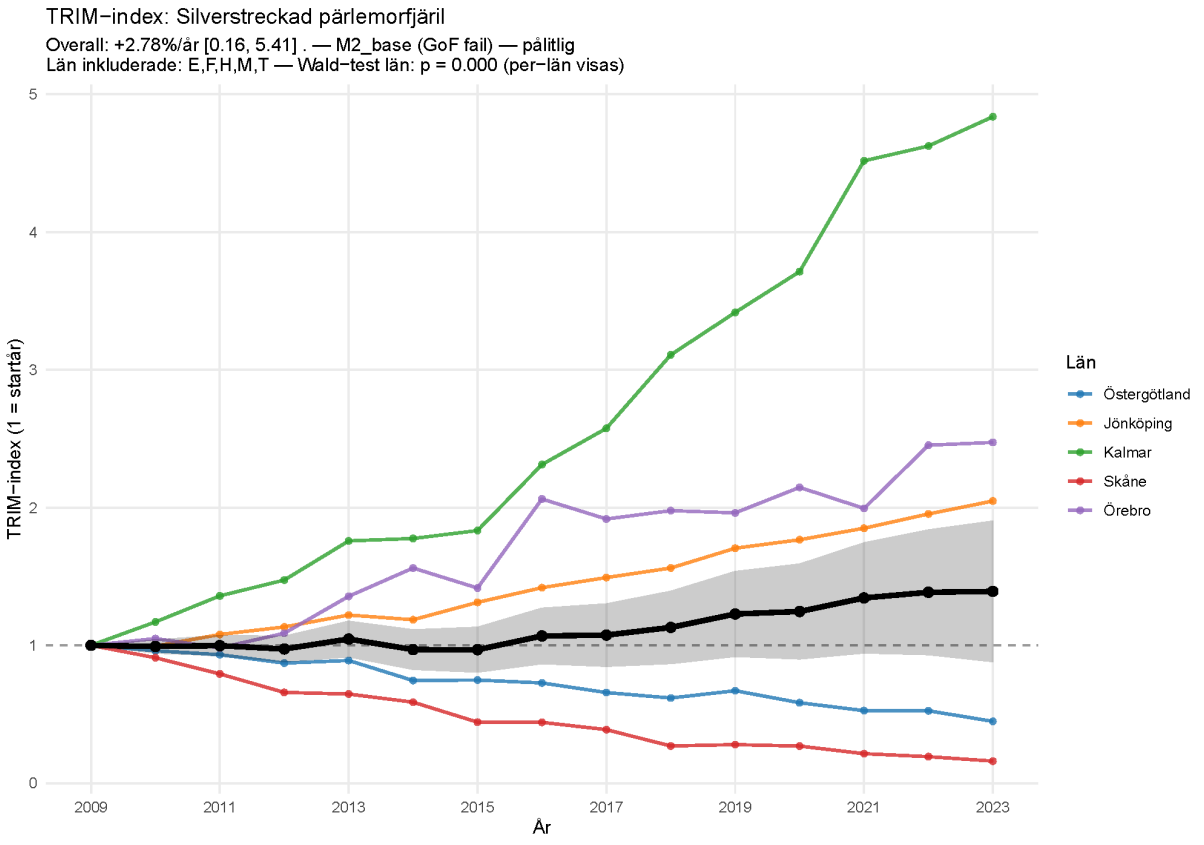
Figur 35. Kamgräsfjäril.



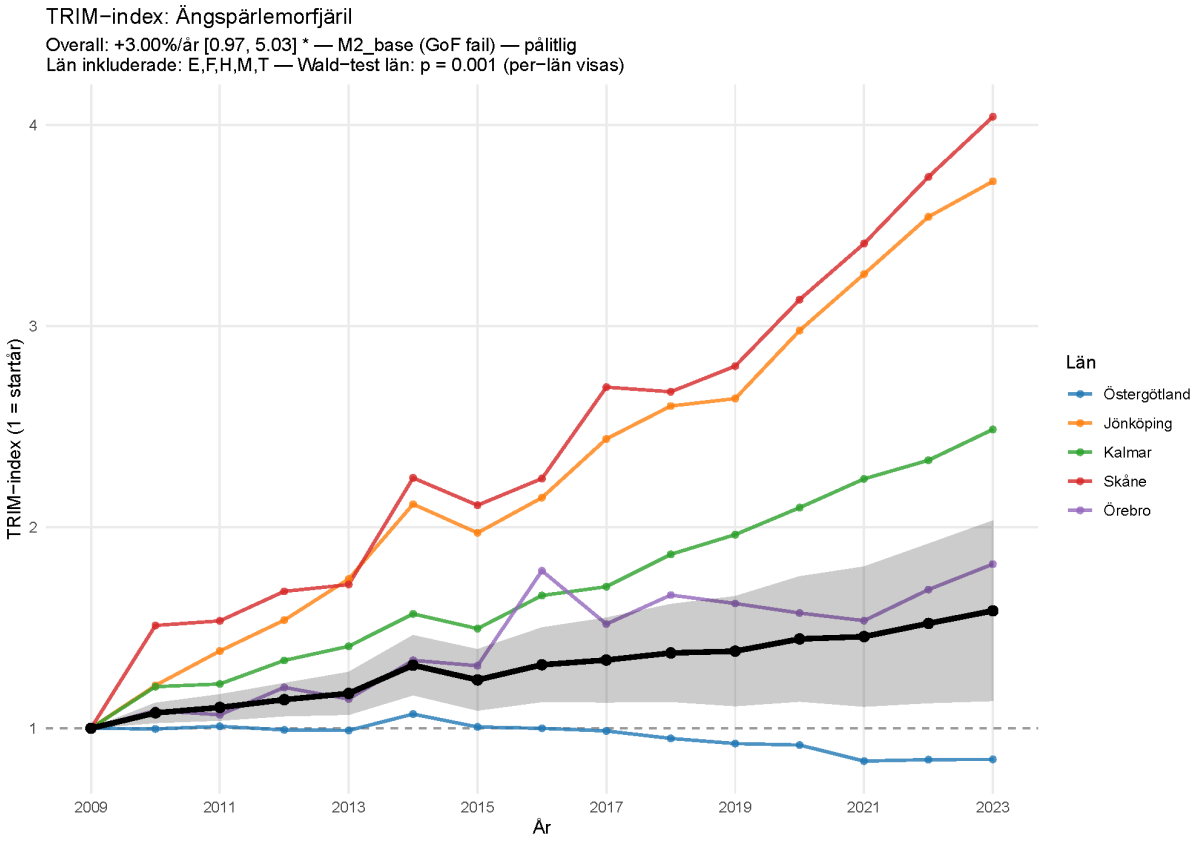
Figur 36. Sorgmantel.



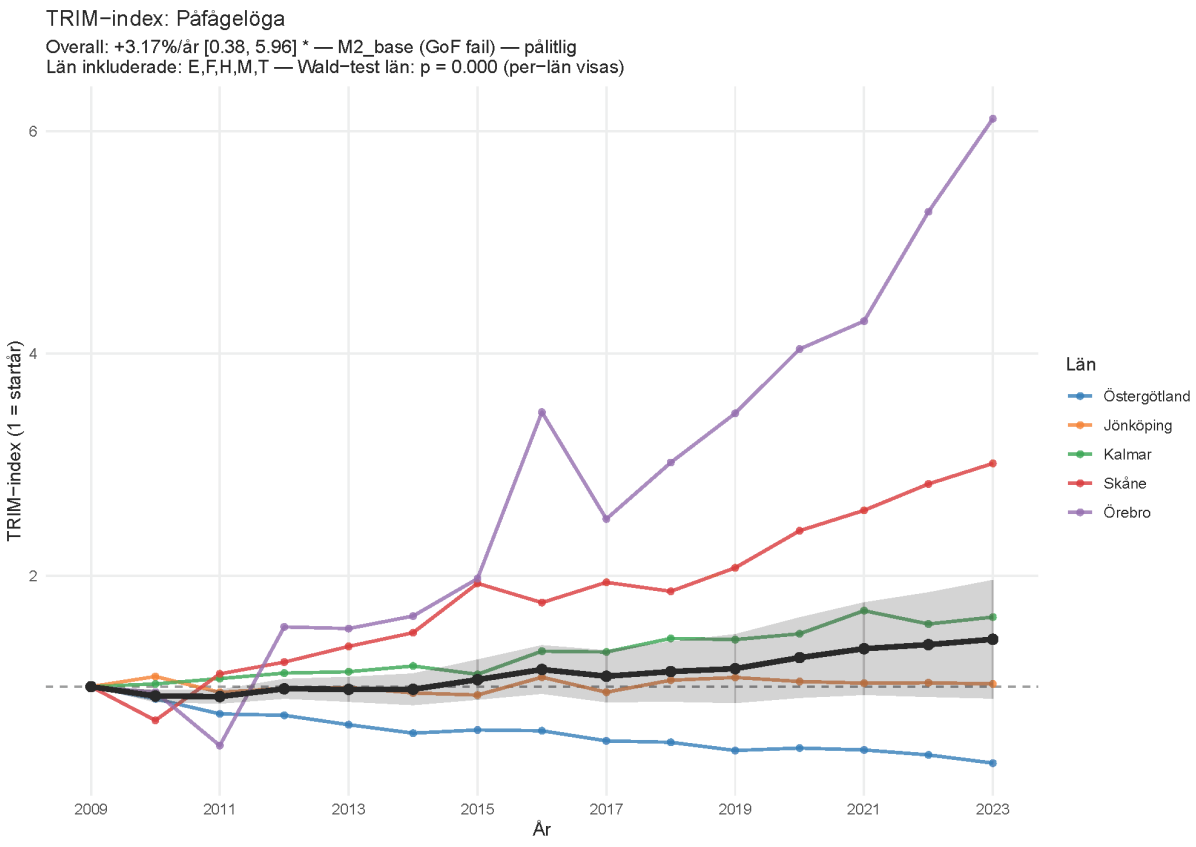
Figur 37. Amiral.



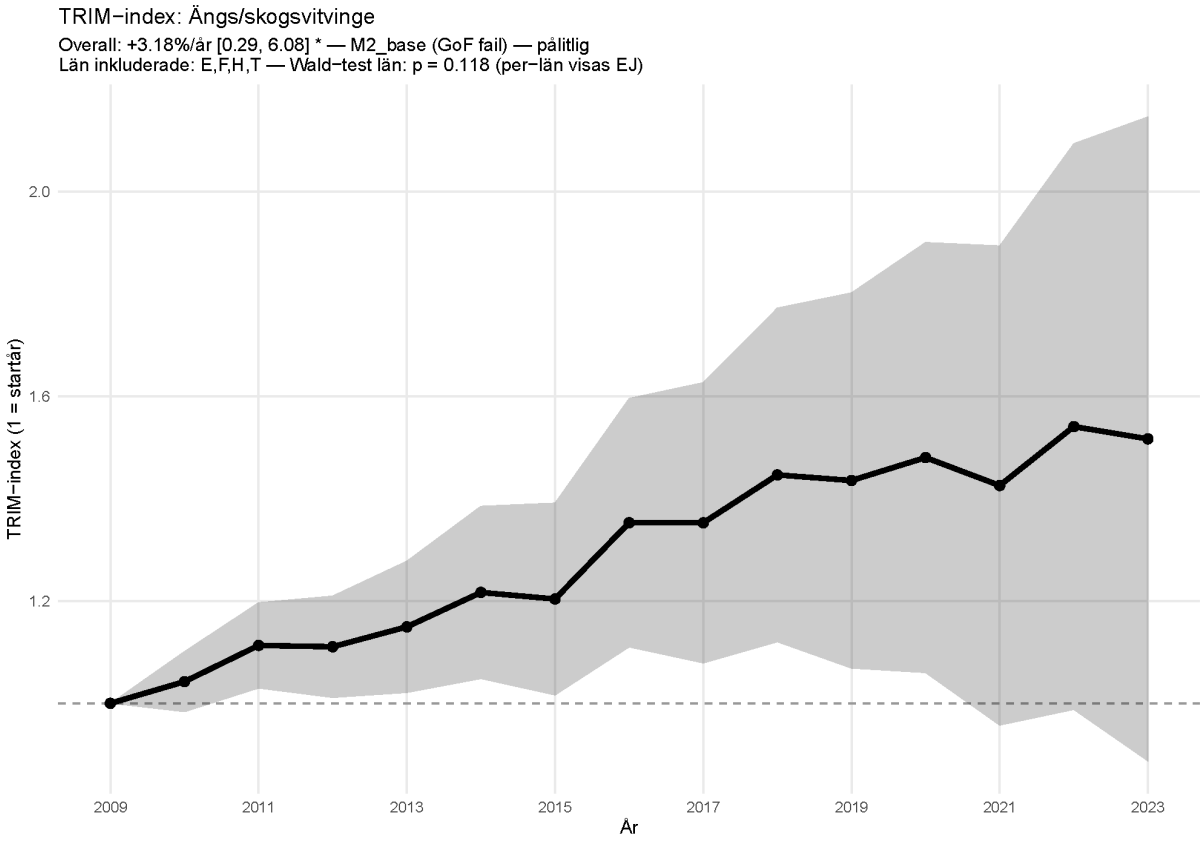
Figur 38. Silverstreckad pärlemorfjäril.



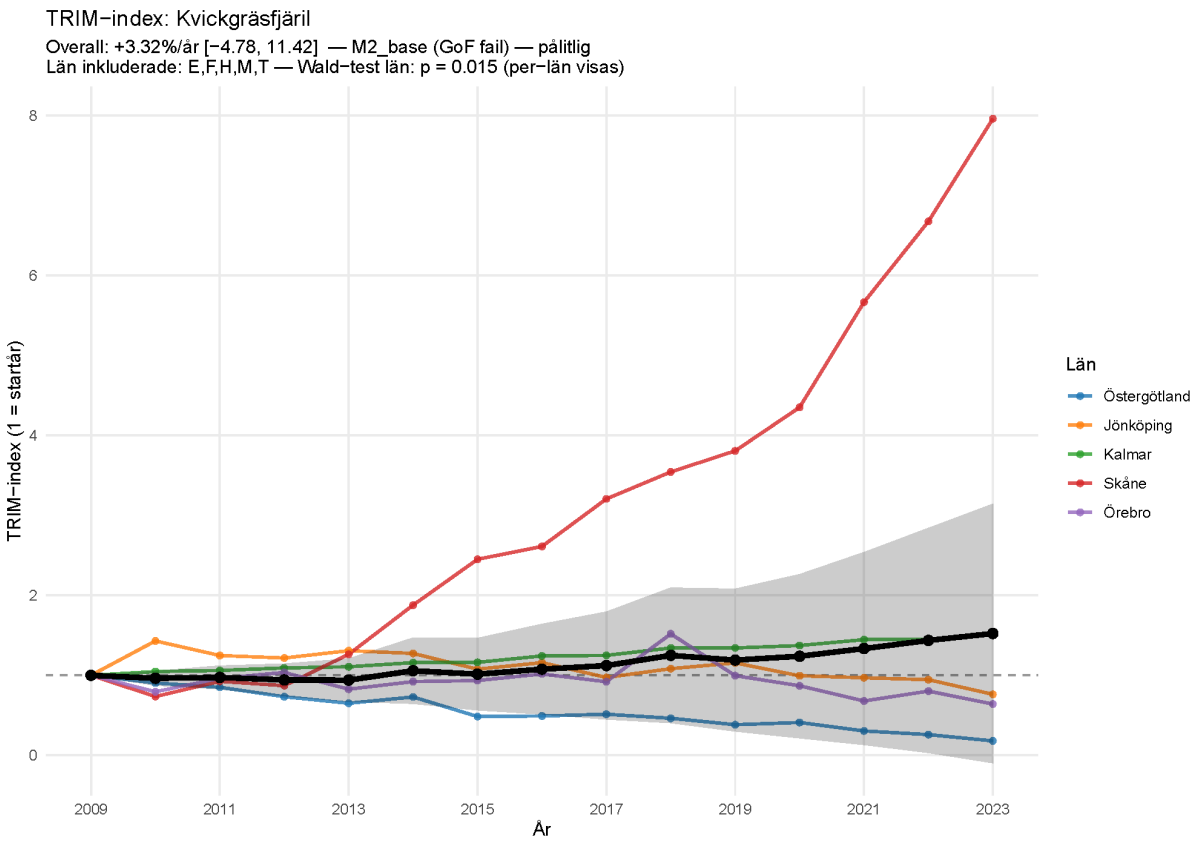
Figur 39. Ängspärlemorfjäril.



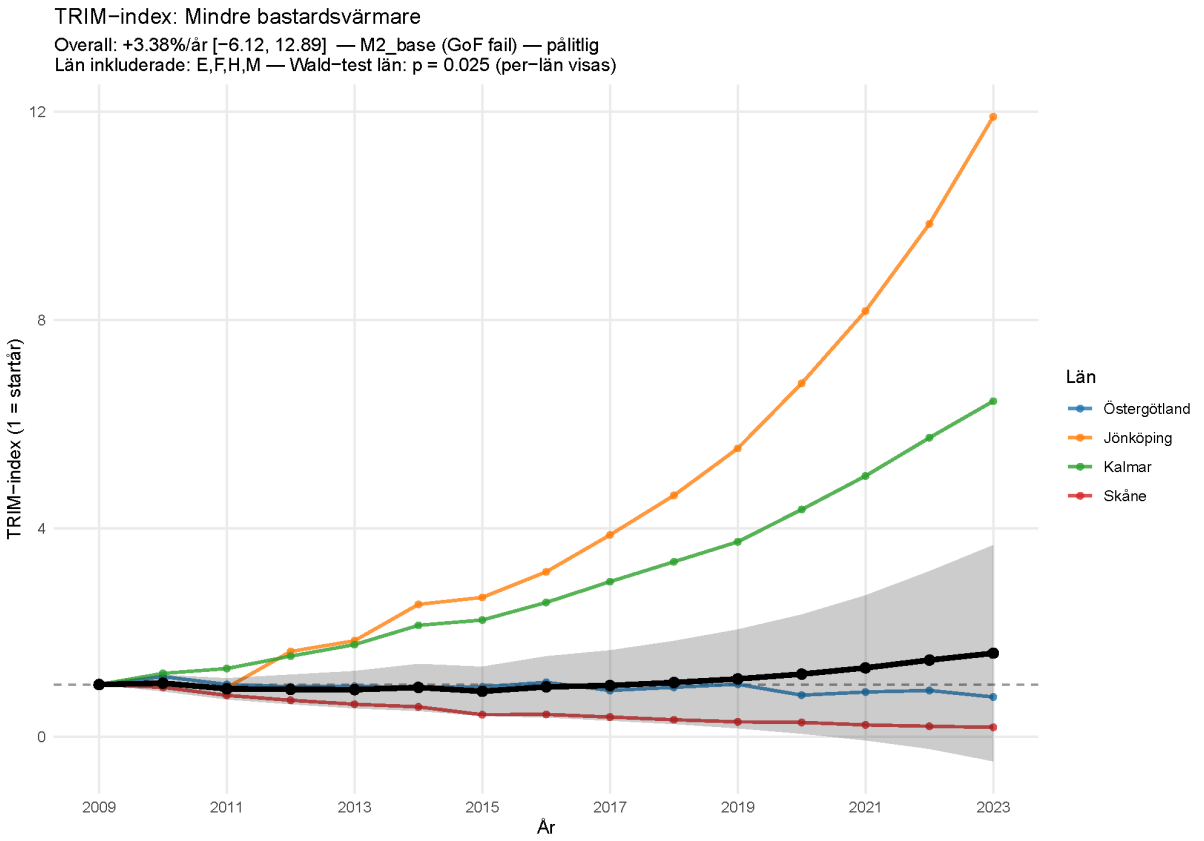
Figur 40. Påfågelöga.



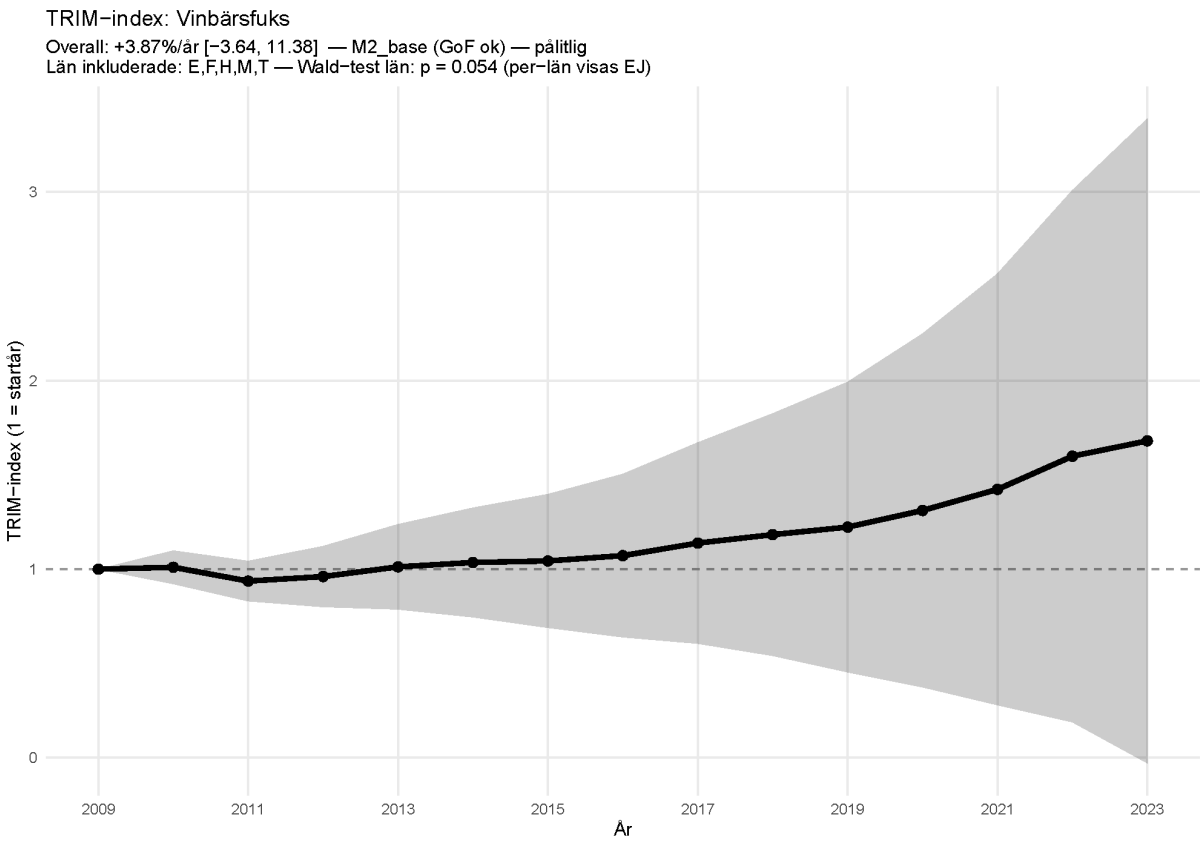
Figur 41. Ängs/skogsvitvinge.



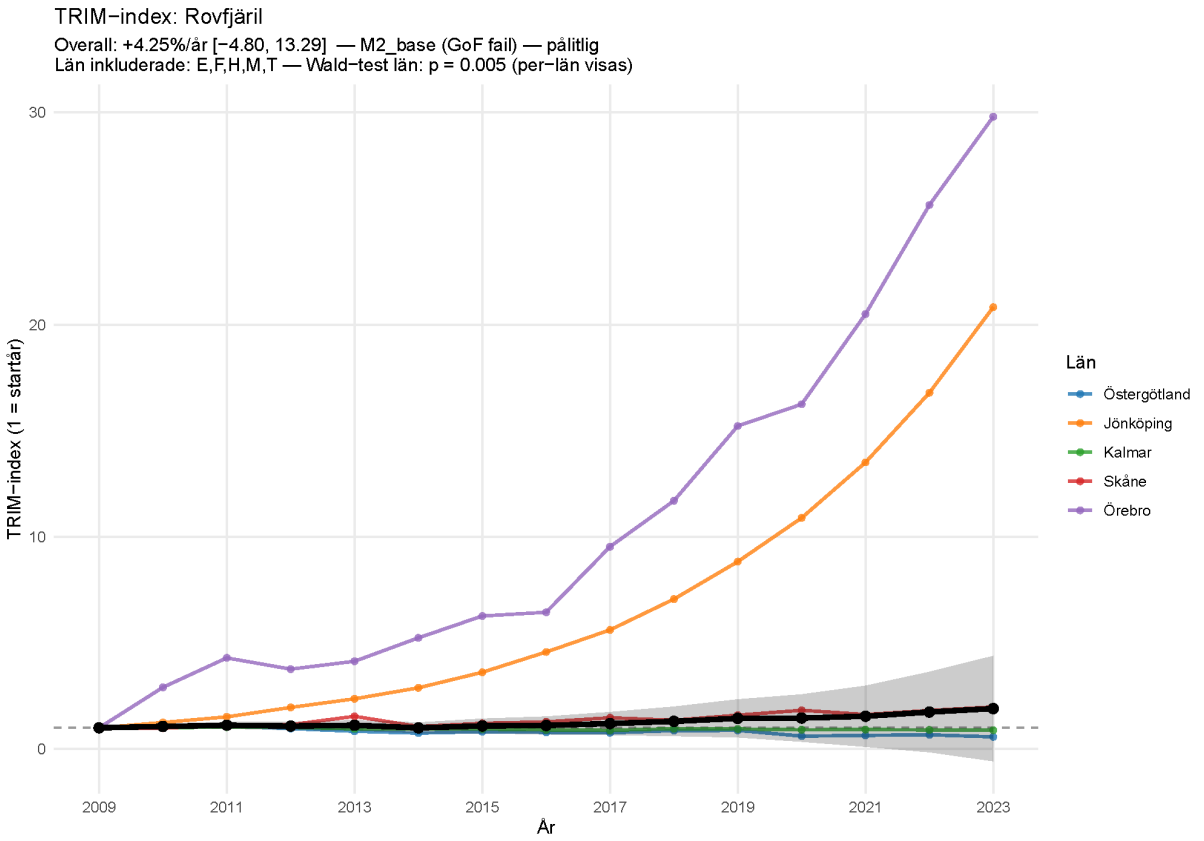
Figur 42. Kvickgräsfjäril.



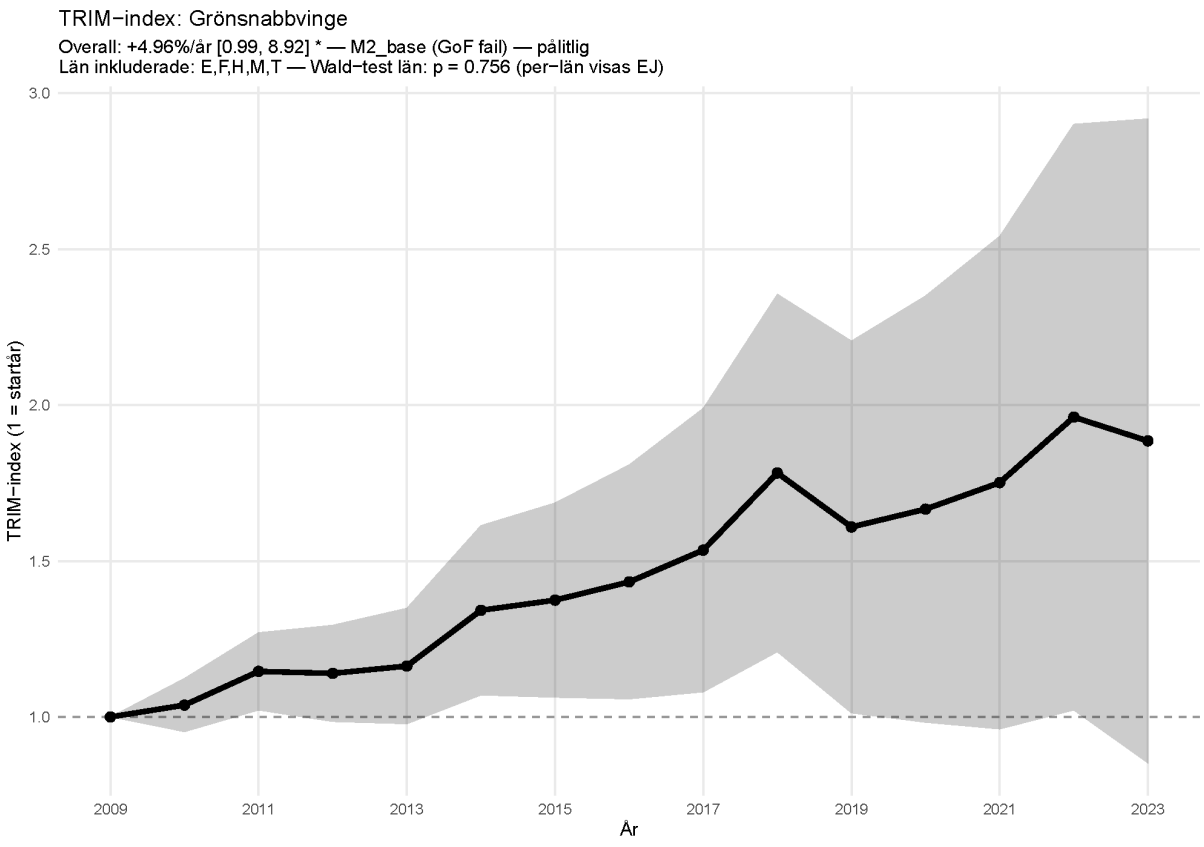
Figur 43. Mindre bastardsvärmare.



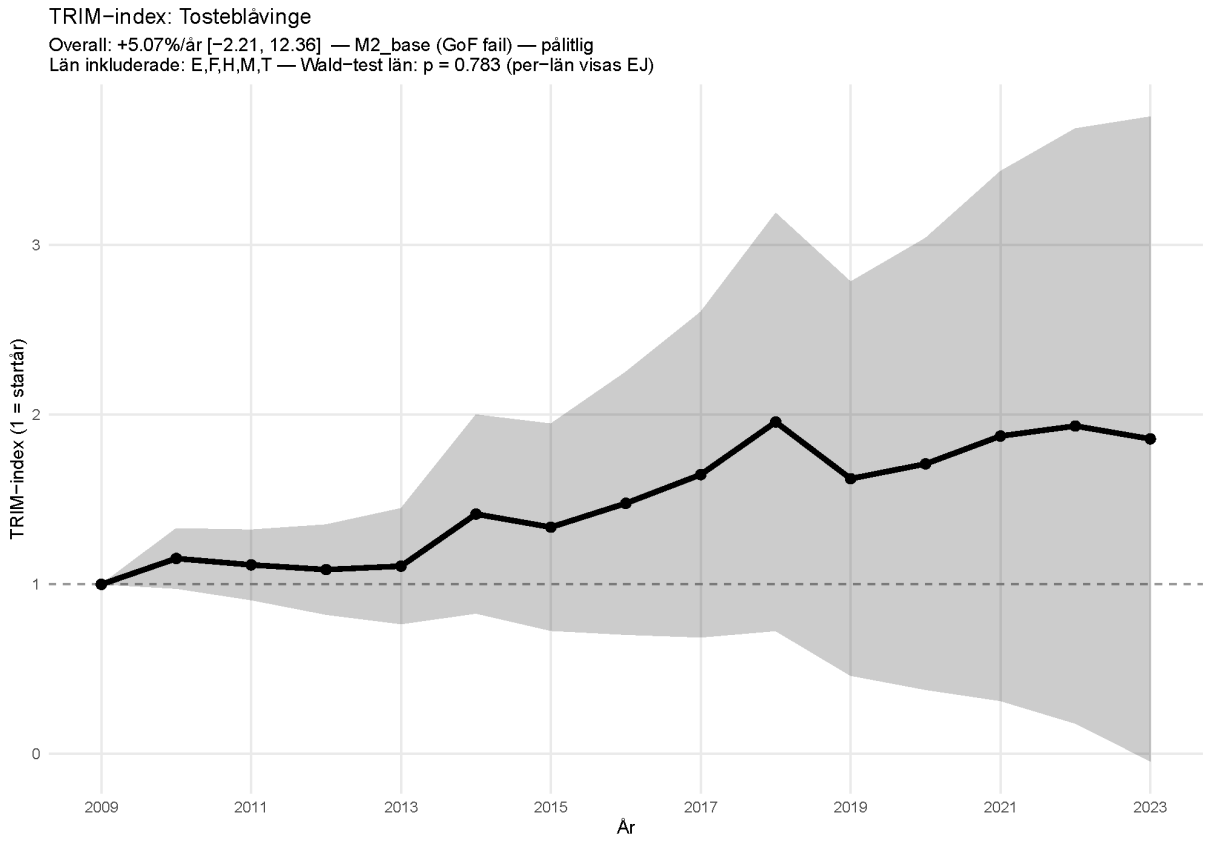
Figur 44. Vinbärsfuks.



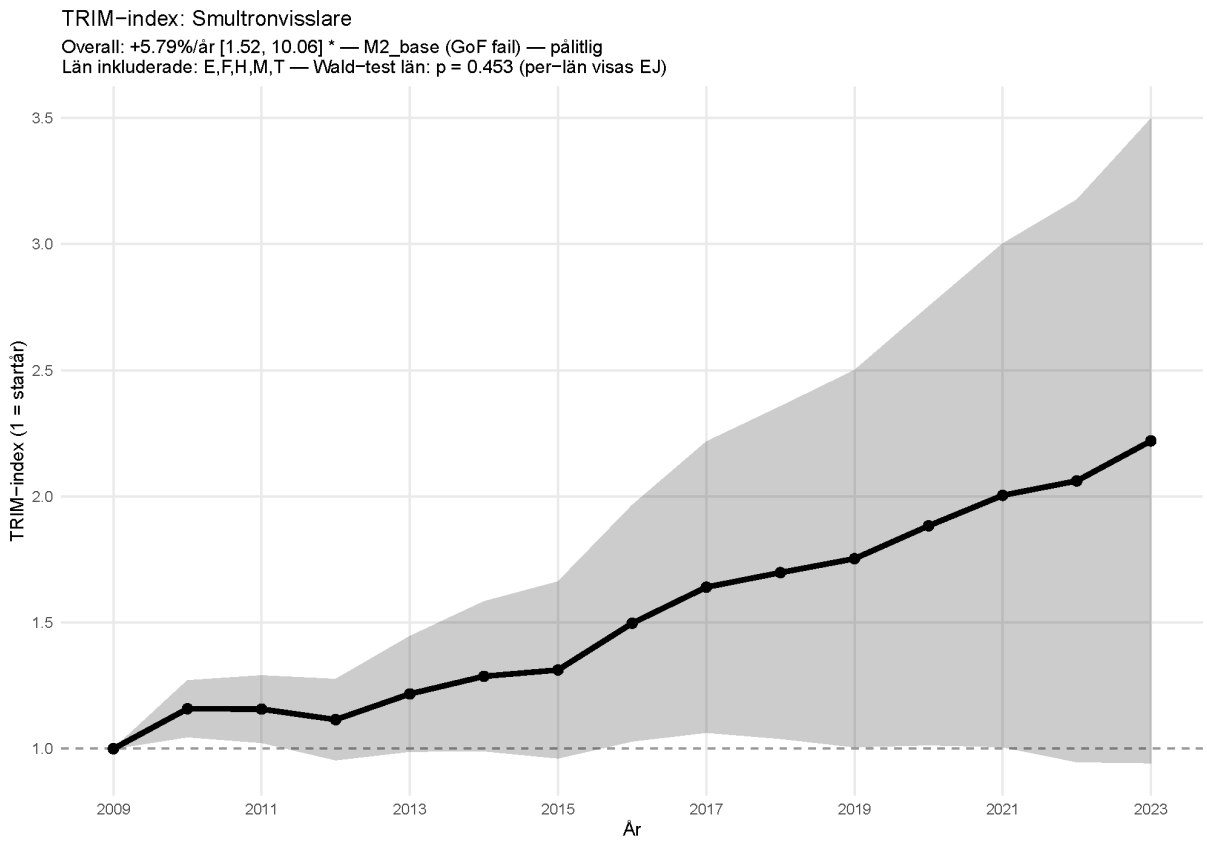
Figur 45. Rovfjäril.



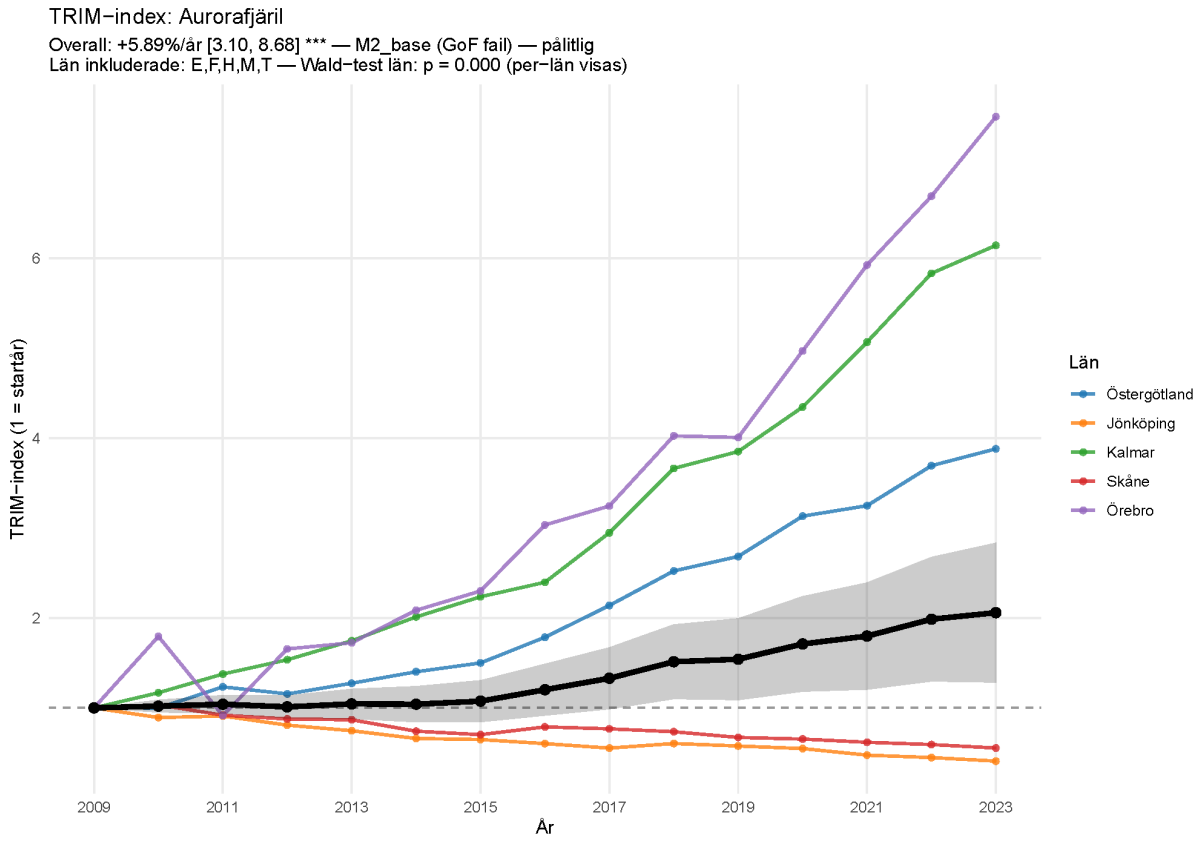
Figur 46. Grönsnabbvinge.



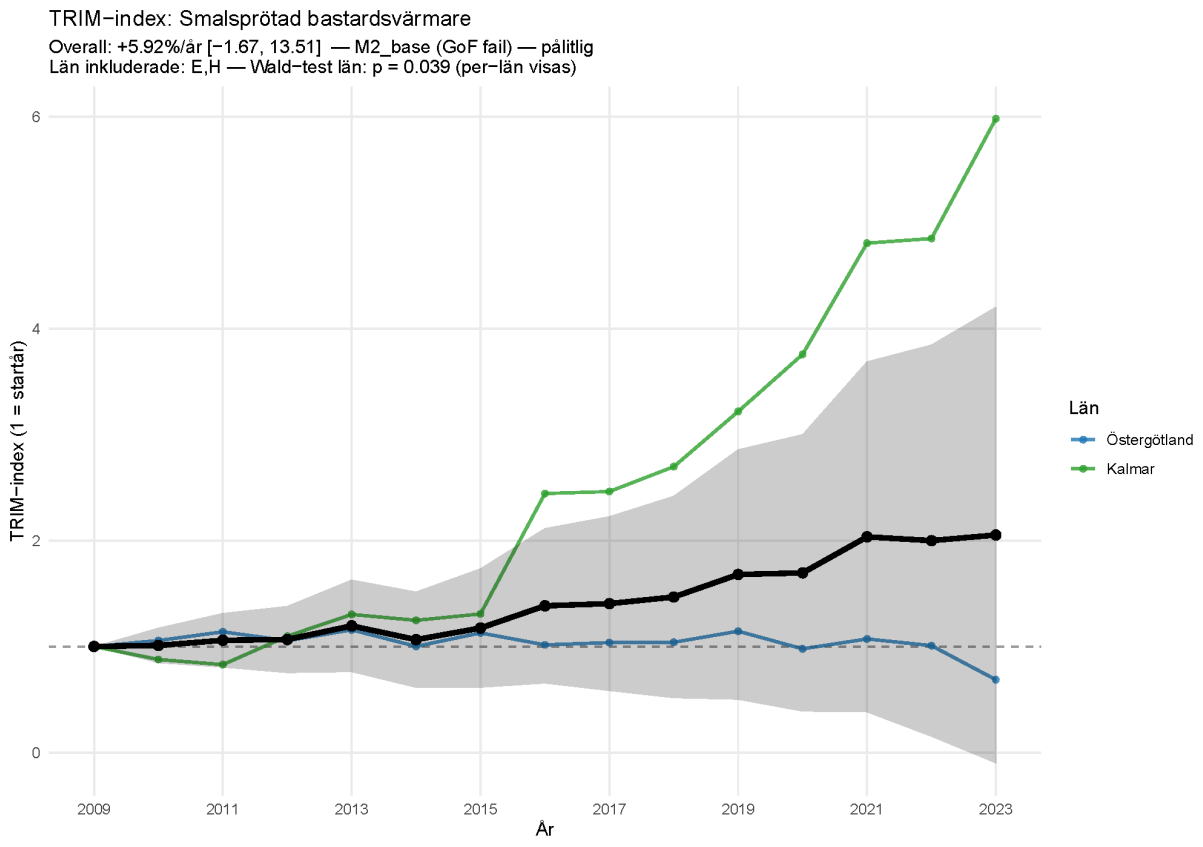
Figur 47. Tosteblåvinge.



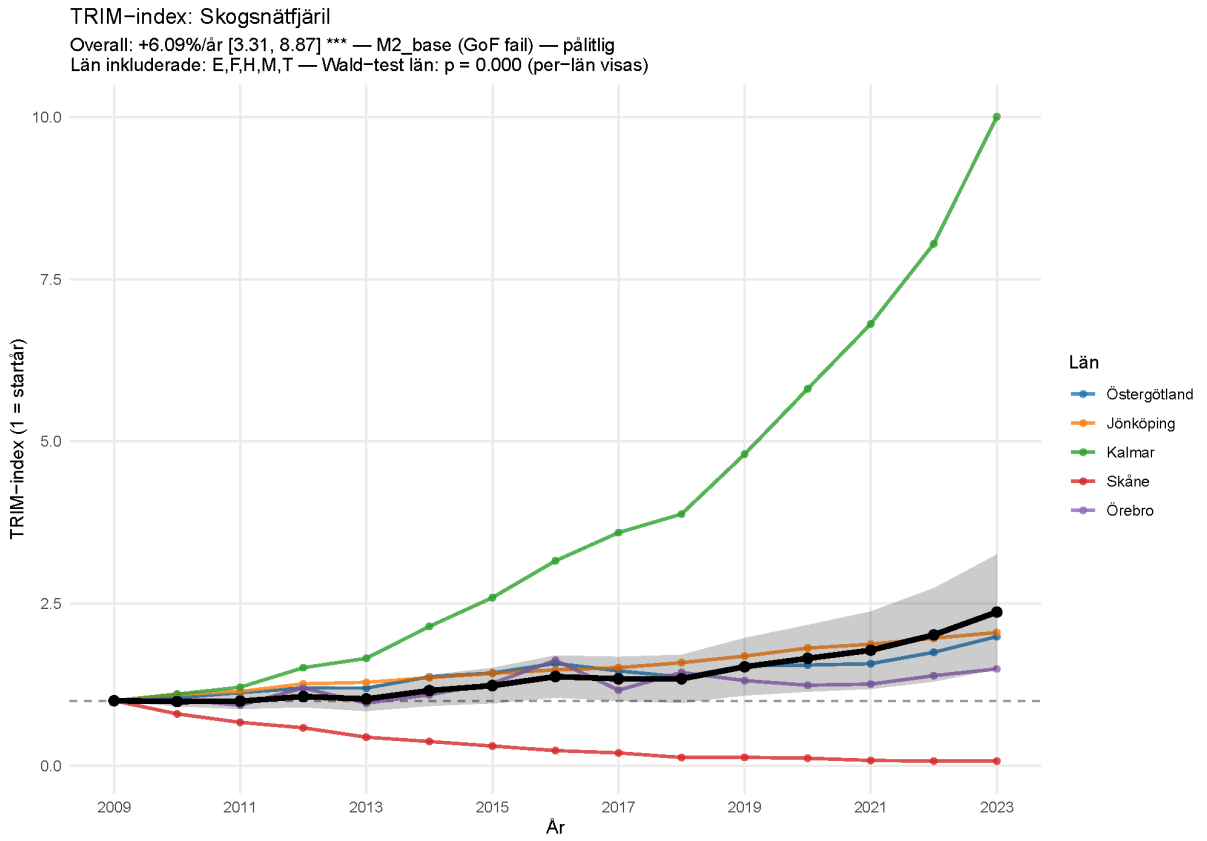
Figur 48. Smultronvisslare.



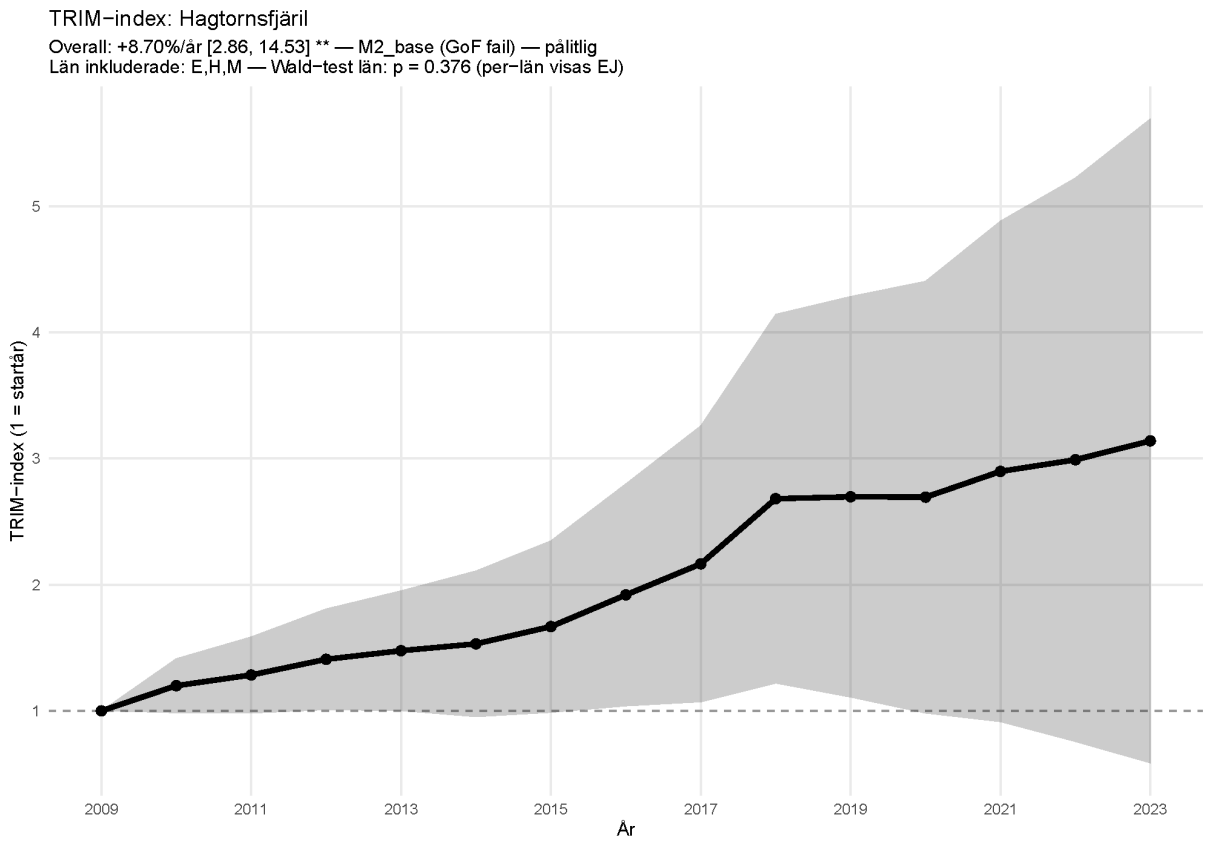
Figur 49. Aurorafjäril.



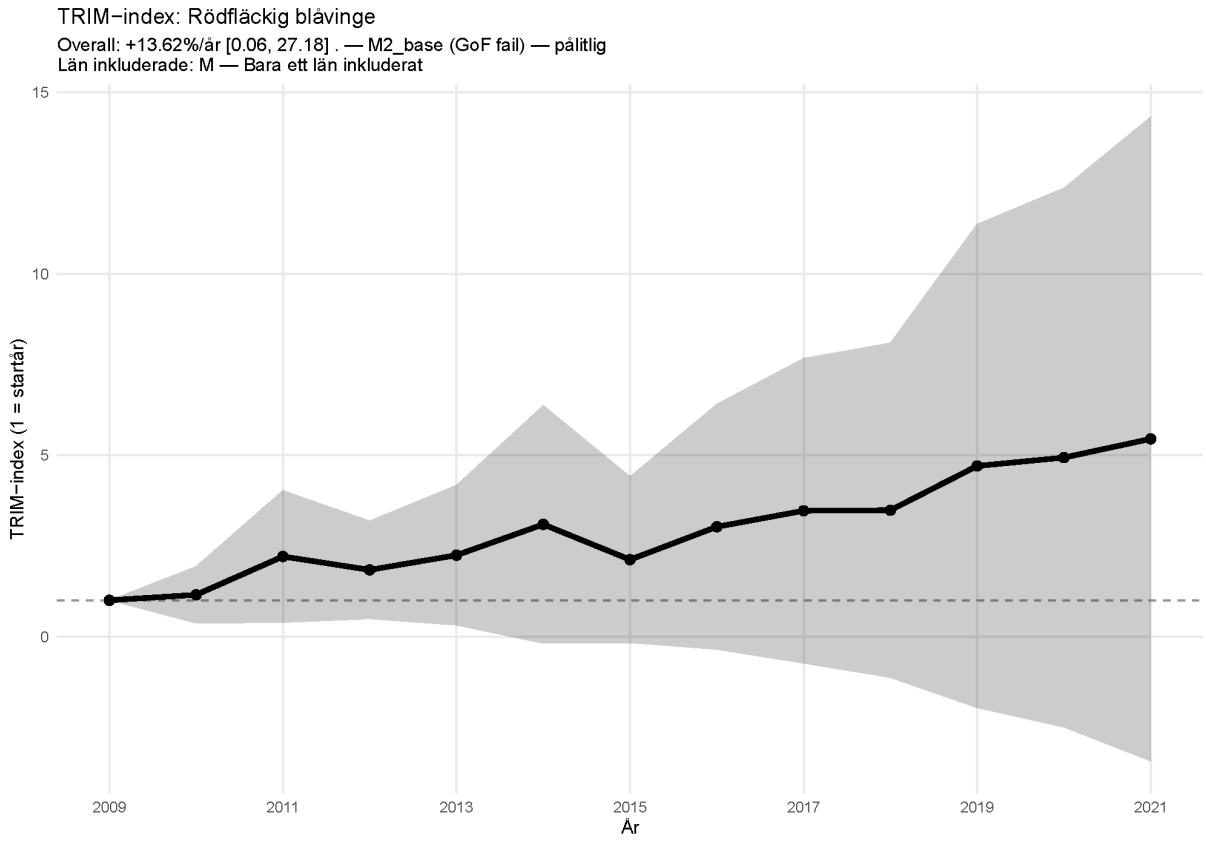
Figur 50. Smalsprötad bastardsvärmare.



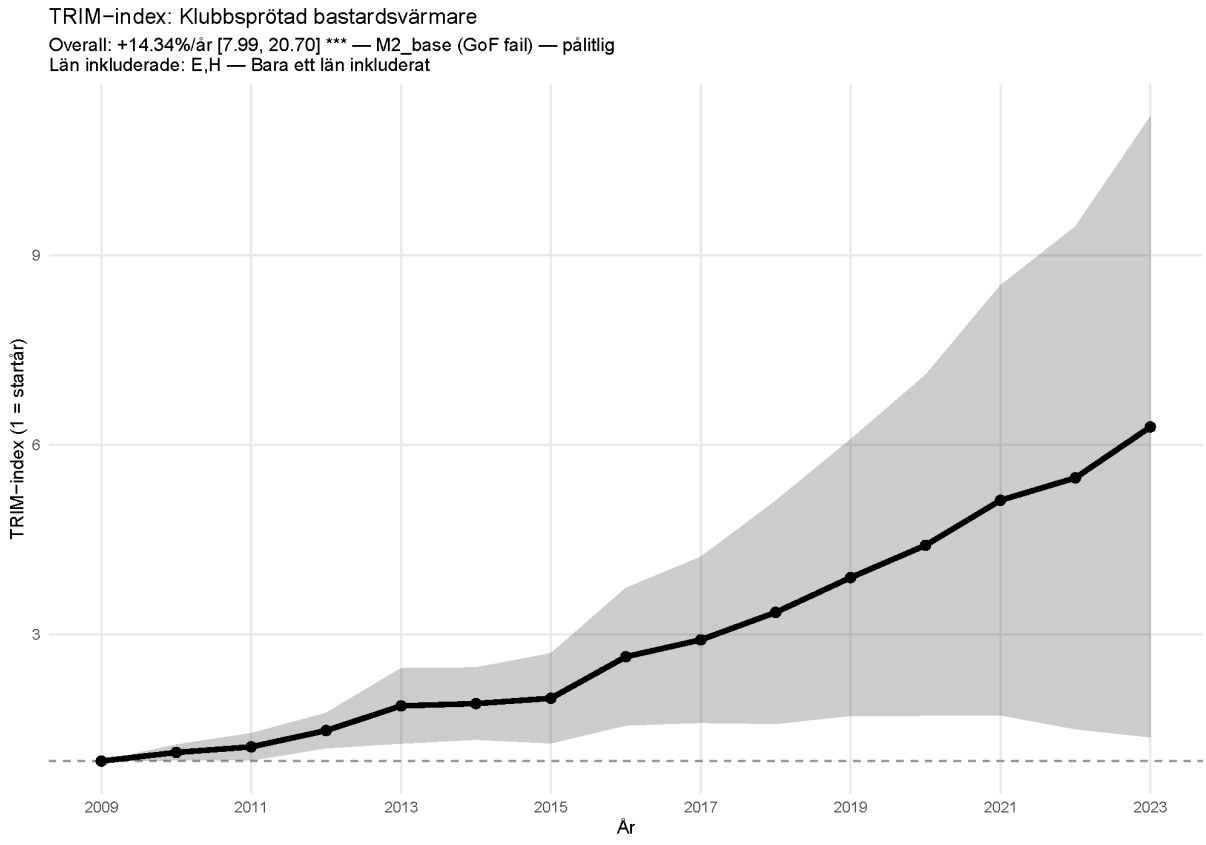
Figur 51. Skogsnätfjäril.



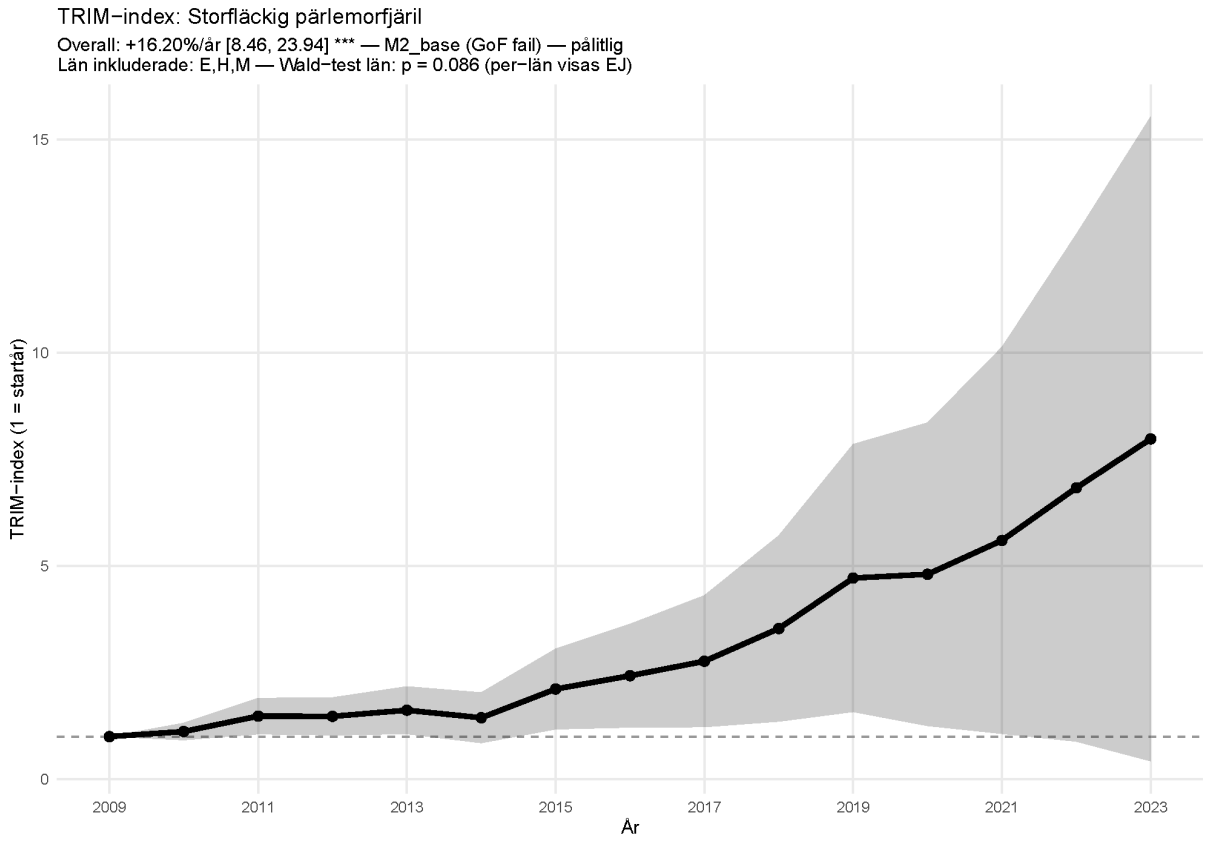
Figur 52. Hagtornsfjäril.



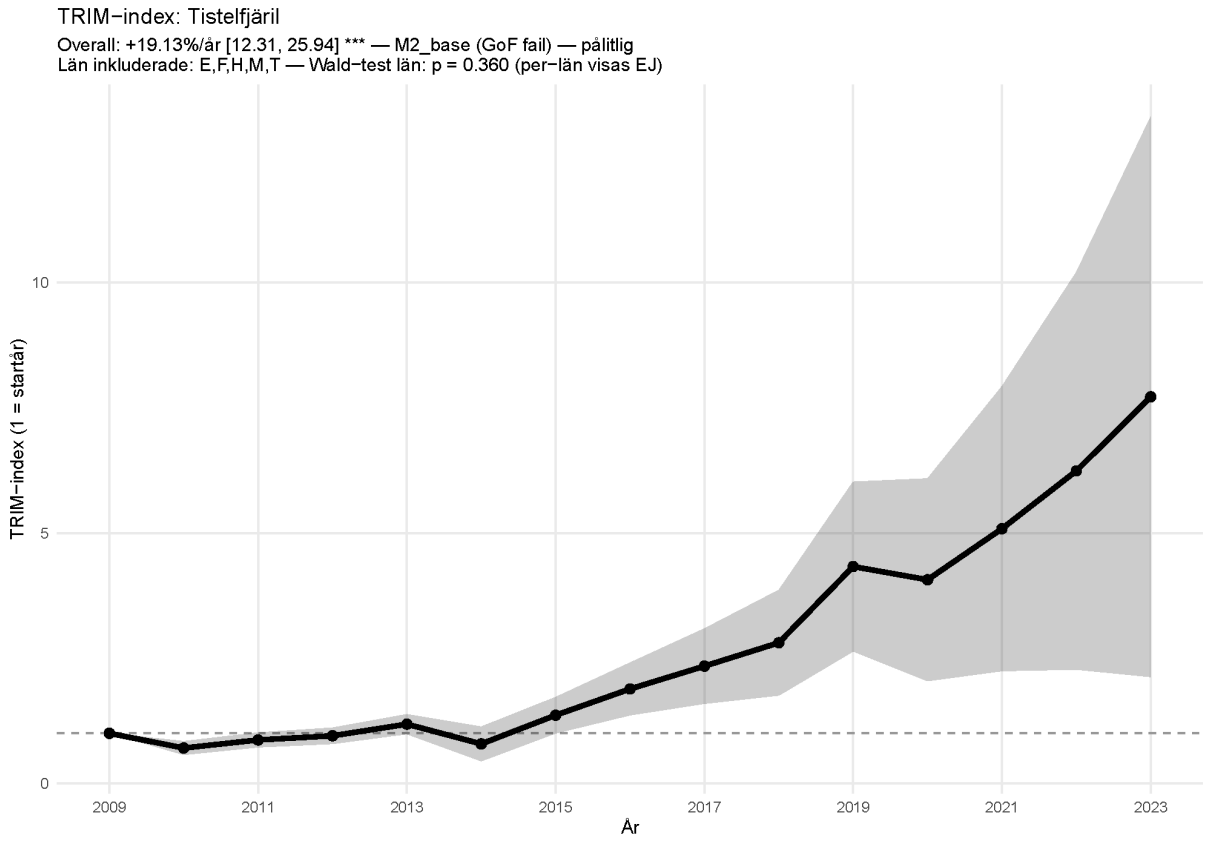
Figur 53. Rödfläckig blåvinge.



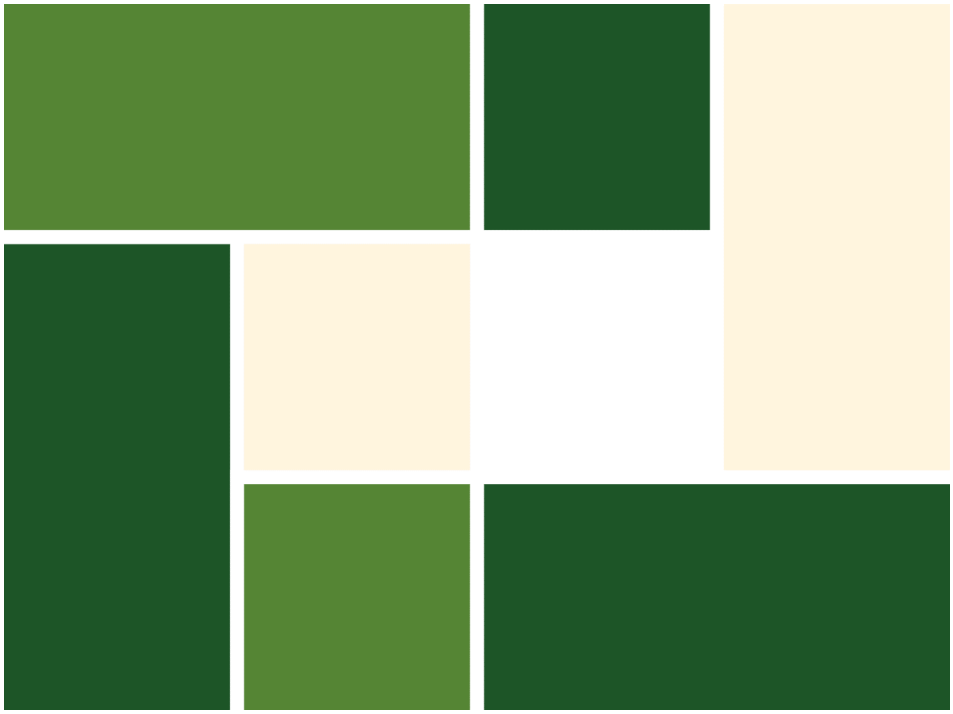
Figur 54. Klubbsprötad bastardsvärmare.



Figur 55. Storfläckig pärlemorfjäril.



Figur 56. Tistelfjäril.



Länsstyrelsen
Östergötland

www.lansstyrelsen.se