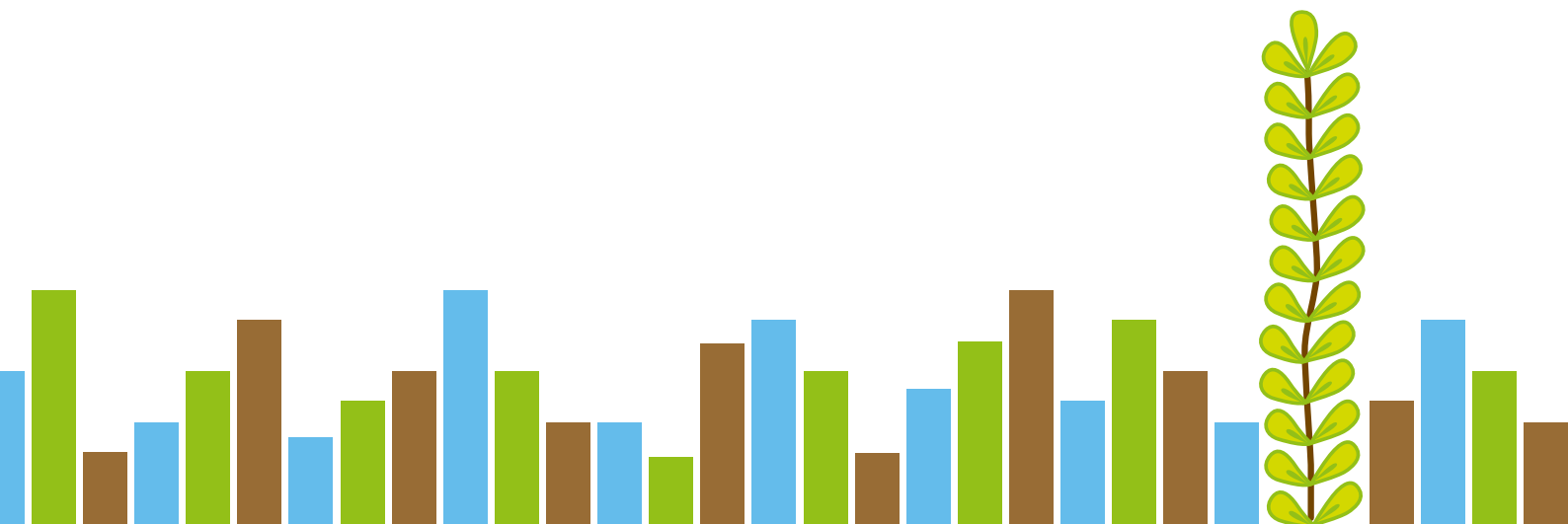


Kvalitetsförändringar i ängs- och betesmarker med och utan miljöersättning

Författare Anders Glimskär, Sveriges lantbruksuniversitet
Åke Berg, Sveriges lantbruksuniversitet
Michał Żmihorski, Sveriges lantbruksuniversitet
Erik Cronvall, Sveriges lantbruksuniversitet
Åsa Eriksson, Sveriges lantbruksuniversitet

Redaktör: Lisa Karlsson, Jordbruksverket



Varför görs denna utvärdering?

Denna rapport är en del av utvärderingen av landsbygdsprogrammet.

Denna utvärdering görs för att ge underlag för att bedöma om miljöersättning för skötsel av betesmarker och slåtterängar bidrar till det uttalade syftet om att bevara och utveckla markernas biologiska mångfald. Jordbruksverket har därför gett Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) i uppdrag att analysera hur kvaliteten förändras i betesmarker och slåtterängar som sköts med miljöersättning och jämföra resultaten med motsvarande marker som inte sköts med miljöersättning.

Utvärderingssektariatet vid Jordbruksverket ansvarar för att de svenska EU-programmen där Jordbruksverket är förvaltande myndighet blir utvärderade. Det innebär att utvärderingssektariatet beställer och genomför utvärderingar av landsbygdsprogrammet, havs- och fiskeriprogrammet samt programmet för lokalt ledd utveckling inom regional- och socialfonden. Programmen utvärderas dels var för sig men också tillsammans. Utvärderingarna sker i relation till program mål och de övergripande EU 2020-målen.

De flesta utvärderingarna genomförs av externa aktörer. Rapporten är granskad av en extern vetenskaplig granskningsgrupp. I slutet av rapporten finns ett utlåtande från granskarna. Rapporterna publiceras i en särskild rapportserie och rapportförfattarna är ansvariga för slutsatserna. Slutsatserna utgör inte Jordbruksverkets officiella ståndpunkt.

/ Utvärderingssektariatet vid Jordbruksverket

Utvärderare

Anders Glimskär är forskare vid Institutionen för ekologi, SLU i Uppsala. Anders är doktor i ekologi och miljövard och ansvarig för kvalitetsuppföljningen av växter och vegetation i provytor i ängs- och betesmarker från år 2016.

Åke Berg är professor vid Centrum för Biologisk Mångfald, SLU i Uppsala.

Michal Źmihorski är postdoktor vid Institutionen för ekologi, SLU i Uppsala.

Erik Cronvall är forskningsingenjör vid Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU i Umeå. Erik är miljövetare och ansvarig för kvalitetsuppföljningen av fjärilar, humlor i ängs- och betesmarker.

Åsa Eriksson är analytiker vid SLU i Umeå. Åsa är doktor i ekologisk zoologi och var ansvarig för kvalitetsuppföljningen av ängs- och betesmark fram till år 2016.

Sammanfattning

Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) har, på uppdrag av Jordbruksverket, analyserat kvalitetsförändringar i betesmarker med och utan miljöersättning, med datakällor från två miljöövervakningsprogram: Kvalitetsuppföljning av ängs- och betesmarker samt Nationell Inventering av Landskapet i Sverige (NILS).

Svaga tendenser till förändringar och ingen tillförlitlig koppling mellan förändring och miljöersättning

Inga förändringar mellan de två tidsperioderna (2006–2010 och 2011–2015) i artrikedom av fjärilar, humlor eller kärlväxter kan knytas till typ av miljöersättning. De enda signifikanta förändringarna hos vegetationen är en svag ökning av fältskiktets täckning och att mängden kortväxt gräsmarksvegetation (<5 cm höjd) har minskat. Positiva indikatorarter av kärlväxter har ökat något mellan de två tidsperioderna. De tendenser till skillnader som kan skönjas i vissa mängdskattningar mellan tidsperioder är svårtolkade och beror till stor del på att man inte har tagit hänsyn till indirekta effekter av andra faktorer. Täckningsgrad av träd och buskar visar inga signifikanta förändringar över tid. Marker utan miljöersättning har i genomsnitt högre täckning av träd och buskar och glesare fältskikt. De har också vegetation mer av skogskaraktär, med mindre andel hävdpräglad gräsmarksvegetation, och mer skuggtåliga arter med låga näringskrav. De skillnader som kan utläsas om miljöersättning beror förmodligen på skillnader som fanns redan från början, inte på att de orsakas av miljöersättningen.

Fjärilar och humlor påverkas främst av vegetationshöjd, blomrikedom och landskapstyp

Fjärilar och humlor har störst artrikedom i mosaikartade landskap med stor förekomst av gräsmarker. Artrikedomen av fjärilar och humlor visar ett positivt samband med blomrikedom och mängden högvuxen gräsmarksvegetation, och ett negativt samband med förekomsten av betesdjur. Det mest gynnsamma tillståndet för humlor och fjärilar är alltså ”den älskliga fasen” där gräsmarken fortfarande är öppen, men hävdpåverkan relativt svag. Resultaten bekräftar också det kända faktum att en kraftig igenväxning med träd och buskar leder till skogsartade förhållanden och förlust av de hävdgynnade värdena. Förutom att det är de mest artrika miljöerna som har beviljats miljöersättning (åtminstone för bete särskilda värden) har de positiva effekterna av miljöersättning troligen till stor del att göra med att de är mer öppna och inte har ett alltför tätt träd- och buskskikt.

Slutsatser inför fortsatt utvärdering

Fördelningen av miljöersättning i olika gräsmarkstyper och regioner i kvalitetsuppföljningen är skevt, och dataunderlaget för norra Sverige är otillräckligt. Alvarmark och skogsbete är ojämnt fördelade i landskapet och finns i liten mängd, vilket gör det svårt att generalisera utifrån resultaten. NILS stickprov är alltför litet för att ge bra underlag om mängd, kvalitet, förändringar eller skillnader hos ängs- och betesmarker. För en rättvisande jämförelse mellan ängs- och betesmarker med och utan miljöersättning, så måste man försäkra sig om att urvalet av marker är jämförbart. Att det inte finns några tydliga tendenser till förändringar beror en kombination av ojämnt eller för litet stickprov och på att alltför kort tid har gått för att det ska ha hunnit ske markanta förändringar. Designen av stickprovet behöver ses över, och samordning med annan uppföljning och miljöövervakning i gräsmarker måste tas tillvara bättre. Framtida utvärderingar bör ha en mer uttalad strategi för hur samspel mellan faktorer ska utvärderas och mer realistiska förväntningar om vilka förändringar som kan utläsas efter en kort tidsperiod, med tanke på hur många andra faktorer som spelar in för resultaten.

Summary

Swedish University of Agricultural Sciences (SLU) has on behalf of the Board of Agriculture analysed quality changes in semi-natural grasslands with or without Agri-environmental payment for continued grazing or mowing. Data come from two environmental monitoring programmes: the sample-based monitoring of qualities in meadows and pastured and the general national monitoring programme NILS.

Weak tendencies of change and no reliable interactions between change and agri-environmental payment

No changes in species-richness of butterflies, bumblebees and plants between the two time-periods (2006–2010 and 2011–2015) were associated with type of environmental subsidies. The only significant change of the vegetation in the analyses is a weak increase in the total cover of the field layer and a decrease in the cover of low grassland vegetation (<5 cm height). The species number of positive indicator plant species seems to have increased slightly. However, as mentioned no changes could be linked to agri-environmental payments. The few significant tendencies in analysis of changes between time periods are probably caused by insufficient consideration of interactions and indirect effects. The cover of trees and shrubs shows no significant changes between time periods. Grasslands without agri-environmental payment have on average higher cover of trees and shrubs and lower cover of the field layer. Their vegetation also has more of a forest character, with less proportion of grassland vegetation and higher proportion of shade-tolerant plants.

Butterflies and bumblebees are influenced by landscape and flower richness, but not by agri-environmental payment

Butterflies and bumblebees have the highest species richness in mosaic landscapes with large proportions of grasslands. The species richness of butterflies and bumblebees are positively related to flower richness and cover of tall grassland vegetation, and negatively related to the presence of grazing animals within grasslands. Thus, butterflies and bumblebees prefer grasslands that are still open, but where the grazing pressure is relatively weak.

Considerations for further evaluation and monitoring

The distribution of data of different grassland types and geographical regions between sites with or without agri-environmental payment is unevenly distributed, and the amount of data for northern Sweden is insufficient. Payment for alvar grazing and forest grazing is poorly represented and has a very uneven geographical distribution for sites in the dataset, which complicates the interpretation of the results. The general sample of the NILS monitoring programme includes too little data for grasslands to be useful for estimating the area, quality, changes and differences among grasslands. For an accurate comparison of grasslands with or without agri-environmental payment, more effort must be spent on making different subsets more comparable.

Innehåll

1	Inledning.....	8
1.1	Tidigare analyser från kvalitetsuppföljningen.....	9
1.2	Utvärderingsfrågor.....	10
2	Databearbetning inför analyser.....	11
2.1	Regionindelning.....	11
2.2	Förberedande klassificering av provytor och ängs- och betesmarksobjekt.....	13
2.3	Urval av data för skattningsanalyser från kvalitetsuppföljningen.....	14
2.4	Urval av data för analys av interaktioner mellan variabler (GAMM).....	16
2.5	Urval av data från NILS.....	16
3	Analysmetoder.....	18
3.1	Metod 1: Förändringsanalyser baserade på skillnader i tillståndsskattningar.....	18
3.2	Metod 2: Analysmodeller med interaktioner (GAMM) och rarefaction.....	19
4	Resultat.....	21
4.1	Arealer med och utan miljöersättning.....	21
4.2	Variabler som indikerar hävdpåverkan och kvalitet.....	22
4.2.2	Vegetationshöjd.....	28
4.2.3	Kärlväxter.....	31
4.2.4	Fjärilar i marker med olika fem miljöersättningsformer.....	36
4.2.5	Humlor i marker med fem olika miljöersättningsformer.....	36
4.3	Interaktionsmodeller för artrikedom (GAMM) under perioden 2006–2015.....	37
4.3.1	Modell för fjärilar, alla arter.....	37
4.3.2	Modell för fjärilar, gräsmarksarter.....	39
4.3.3	Modell för humlor, alla arter.....	40
4.3.4	Modell för kärlväxter, positiva indikatorarter.....	41
5	Slutsatser.....	43
5.1	Diskussion.....	43
5.1.1	Skillnader kopplade till hävd och miljöersättning i värdefulla ängs- och betesmarker.....	43
5.1.2	Hur väl lämpar sig data från kvalitetsuppföljningen och NILS för utvärdering av miljöersättningar?.....	46
5.2	Svar på utvärderingsfrågorna.....	48
5.3	Vidareutveckling av analyserna.....	51
	Referenser.....	52
	Appendix 1: Tabeller för skattade skillnader mellan inventeringsvarv....	54
	Appendix 2: Positiva indikatorarter av kärlväxter.....	60
	Appendix 3: Indikatorvärden för ljus, fuktighet och näring.....	61
	Appendix 4: Fjärilar typiska för gräsmarker.....	63
	Appendix 5.....	64
	Granskningskommentarer.....	66

1 Inledning

Inom landsbygdsprogrammet finns miljöersättning för betes- och slåttermarker som syftar till att bevara och förstärka markernas natur- och kulturvärden. Syftet med denna rapport är att analysera skillnader i hur markernas kvaliteter utvecklas över tid genom att jämföra marker med och utan miljöersättning. Dataunderlag till jämförelsen kommer från den rikstäckande kvalitetsuppföljningen av ängs- och betesmarksobjekt samt från NILS basprogram.

Inom landsbygdsprogrammet finns möjlighet för lantbrukare att söka miljöersättning för att sköta betesmarker och slåtterängar¹. Miljöersättningen var indelad efter åtta markklasser i landsbygdsprogrammet 2007–2013. Markklasserna har något olika skötselvillkor och olika ersättningsnivåer. De markklasser som har funnits tillgängliga för analyserna är:

- Betesmarker med allmänna värden
- Betesmarker med särskilda värden
- Slätterängar med allmänna värden
- Slätterängar med särskilda värden
- Skogsbete
- Alvarbete
- Fäbodbete
- Mosaikbetesmarker och andra gräsfattiga marker.

Slätterängar, fäbodbete och mosaikbetesmarker har dock inte varit möjliga att ta med i analyserna, på grund av otillräcklig förekomst i stickprovet. Även för skogsbete och alvarbete är resultaten osäkra på grund av det begränsade dataunderlaget.

Syftet med miljöersättningen är att gynna och förstärka biologisk mångfald och att synliggöra markernas kulturmiljöer. Genom att använda data som samlas in i löpande nationella miljöövervakningsprogram och koppla denna till geografisk information om miljöersättning kan man undersöka om marker som har miljöersättning skiljer sig i utveckling från marker som inte har miljöersättning.

För att specifikt kunna följa kvaliteter i ängs- och betesmarker, som utgör en relativt liten andel av Sveriges areal, gav Jordbruksverket från och med år 2006 SLU i uppdrag att årligen inventera ett urval av ängs- och betesmarker. Urvalet baserades på marker som inventerades i ängs- och betesmarksinventeringen 2002–2004 (Persson, 2005) och finns registrerade i Jordbruksverkets databas TUVVA². Markerna ligger i ett stickprov av 5x5 km-rutor i södra Sverige och 15x15 km-rutor i norra Sverige. Programmet heter ”Uppföljning av kvalitetsförändringar i ängs- och betesmarker” (nedan kallat kvalitetsuppföljningen) och baseras på marker som i TUVVA klassificeras som värdefulla.

1 Miljöersättningen har sett något olika ut genom åren. Eftersom inventeringarna i denna studie främst genomförts under perioden för landsbygdsprogrammet 2007–2013 beskrivs stöden utifrån det som har gällt då.

2 www.jordbruksverket.se/tuva

Inom kvalitetsuppföljningen samlar SLU in data för att kunna följa tillstånd och förändringar i de värdefulla ängs- och betesmarker som finns i TUVA-databasen. I kvalitetsuppföljningen görs provyteinventering och inventering av fjärilar och humlor längs transekter. Fram till år 2015 ingick även grova träd och epifytlavar (lavar som växer på träd). För detaljer om design och datainsamling i kvalitetsuppföljningen, se Eriksson m.fl. (2011).

I den del av datamängden som ingår i areals- och täckningsskattningar ingår tre femtedelar av ängs- och betesmarksobjekten i kvalitetsuppföljningen, som har inventerats två gånger med fem års mellanrum, 2006–2008 respektive 2011–2013. I dessa analyser (metod 1 se nedan) jämförs också kvaliteter (t.ex. täckning av träd och buskar, vegetationshöjder och artrikedom av växter, fjärilar och humlor) i fem markklasser (betesmarker med allmänna värden, betesmarker med särskilda värden, skogsbete, alvarbete och betesmarker utan miljöersättning).

De fördjupade analyserna (metod 2 se nedan) jämför endast de tre vanligaste markklasserna (betesmarker med allmänna värden, betesmarker med särskilda värden och betesmarker utan miljöersättning). Alvarmarker och skogsbeten är dessutom koncentrerade till vissa regioner (Öland och Gotland), vilket gör att det är svårt att särskilja effekter av miljöersättningarna från andra faktorer knutna till dessa regioner. I dessa analyser inkluderades flera variabler (t.ex. latitud, longitud och landskapstyp, se metod 2 nedan) och interaktioner (analysmetoden GAMMs; Generalized Additive Mixed Models). Analyserna gjordes för hela de två femåriga inventeringsvarven, 2006–2010 respektive 2011–2015. Dessa analyser inkluderar ungefär dubbelt så mycket data jämfört analyserna av fem markklasser baserat på tre år (metod 1).

I denna rapport har det också gjorts analyser av data från NILS rikstäckande inventering i alla terrestra naturtyper (Sjödin 2016). Här inkluderas provytedata från två hela inventeringsvarv, 2003–2007 och 2008–2012 för betesmarker, vilket (till skillnad från kvalitetsuppföljningen) också inkluderar marker som inte ingår i TUVA.

1.1 Tidigare analyser från kvalitetsuppföljningen

I landsbygdsprogrammet finns indikatorer som visar på hur miljöersättningen för betes- och slåttermarker utvecklas över tiden när det gäller arealer och antal lantbrukare som söker miljöersättningen. Utvecklingen av arealer av betesmarker och slåttermarker, och miljöersättningarnas omfattning, har vi därför god kunskap om.

Under 2009 undersökte Pihlgren m.fl. (2010) kvaliteter i betes- och slåttermarker med miljöersättning, med hjälp av data insamlade i kvalitetsuppföljningen. Eftersom kvalitetsuppföljningen då endast hade samlat in data från ett inventeringsvarv kunde de inte säga något om förändringar i markerna. Däremot visade rapporten att marker med särskilda värden och alvarbete var associerade med många typiska torrmarksörter och lågvuxna gräs, medan marker med skogsbete och marker utan miljöersättning var träd- och buskrika och hade kärlväxter som är typiska för skogsmark. Marker med allmänna värden associerades med högvuxna gräs/halvgräs och örter som återfinns i fuktiga miljöer. De tre vanligaste marktyperna (marker utan ersättning och betesmarker med allmänna resp. särskilda värden) visade inte några tydliga särdrag när det gäller fjärilsfaunan, men marker med stöd för särskilda värden tycktes ha lägre individ- och artantal, och få arter uppvisade högst tätheter i dessa marker.

Under 2012 presenterade Jordbruksverket en rapport som visade på hur väl miljöersättningen fångar upp värdefulla ängs- och betesmarker som inventerats via ängs- och betesmarksinventeringen (Karlsson m.fl. 2012). Den rapporten visade till exempel att miljöersättningen fångar naturtyperna alvar och kalkgräsmarker i högre omfattning än andra naturtyper, medan slåtterängar, trädbärande betesmarker och enbuskmarker sköts med miljöersättning i lägre omfattning.

Ovanstående rapporter ger oss alltså kunskap om hur miljöersättningen fördelar sig med avseende på arealer, vilka kvaliteter som finns i olika markklasser och vilka naturtyper som sköts med miljöersättning. Denna rapport fokuserar på hur den biologiska mångfalden utvecklas i betes- och slåttermarker med miljöersättning i relation till marker som inte har miljöersättning, men den analyserar också vilka faktorer som påverkar den biologiska mångfalden och vilka faktorer som är knutna till markernas hävdstatus.

1.2 Utvärderingsfrågor

I denna rapport är huvudsyftet att undersöka om det har skett några förändringar i betes- och slåttermarker mellan två femårsperioder. I analyserna grupperas markerna utifrån om de har skötts med miljöersättning eller inte. Målet var att besvara följande frågeställningar:

1. Har kvaliteten i genomsnittliga betes- och slåttermarker i landet förändrats över tiden, och ser förändringarna olika ut beroende på om markerna har haft miljöersättning eller inte?
2. Har kvaliteten i de objekt som finns i TUVAs databasen, och som klassades som värdefulla i ängs- och betesmarksinventeringen, förändrats över tiden, och är förändringarna olika i marker med olika typ av miljöersättning?
3. Hur stor areal av betes- och slåttermarker i TUVAs databasen har haft respektive saknat miljöersättning under perioden, och hur väl hävdade har de varit?
4. Hur väl lämpar sig data från NILS och kvalitetsuppföljningen för utvärdering av miljöersättningarnas effekter?

De variabler som har lyfts fram som viktiga för att bedöma kvaliteten i ängs- och betesmarkerna är täckningsgrad av träd, buskar, fältskikt, gräsförna, hävdgrad, artantal av fjärilar, humlor och kärlväxter. I uppdraget har SLU också undersökt om förändringar av vissa hävdgynnade respektive icke-hävdgynnade kärlväxtarter skiljer sig åt mellan olika grupper av marker.

Studien jämför markernas tillstånd och utveckling beroende på om de har miljöersättning eller inte, men det kan vara svårt att veta i vilken mån skillnader mellan markklasser beror på effekterna av miljöersättningen eller på att objekten med och utan miljöersättning var annorlunda redan från början. I vissa av analyserna har vi därför inkluderat flera miljöfaktorer som kan påverka markernas tillstånd och utveckling, t.ex. geografiskt läge och landskapstyp. Dessutom fokuserar denna rapport på förändringar över tiden i ett försök att renodla effekten av miljöersättningen. Möjligheten till sådana jämförelser underlättas om de objekt som man jämför (med resp. utan miljöersättning) är relativt likartade på andra sätt, t.ex. geografiskt läge, typ av mark eller andra miljöfaktorer.

2 Databearbetning inför analyser

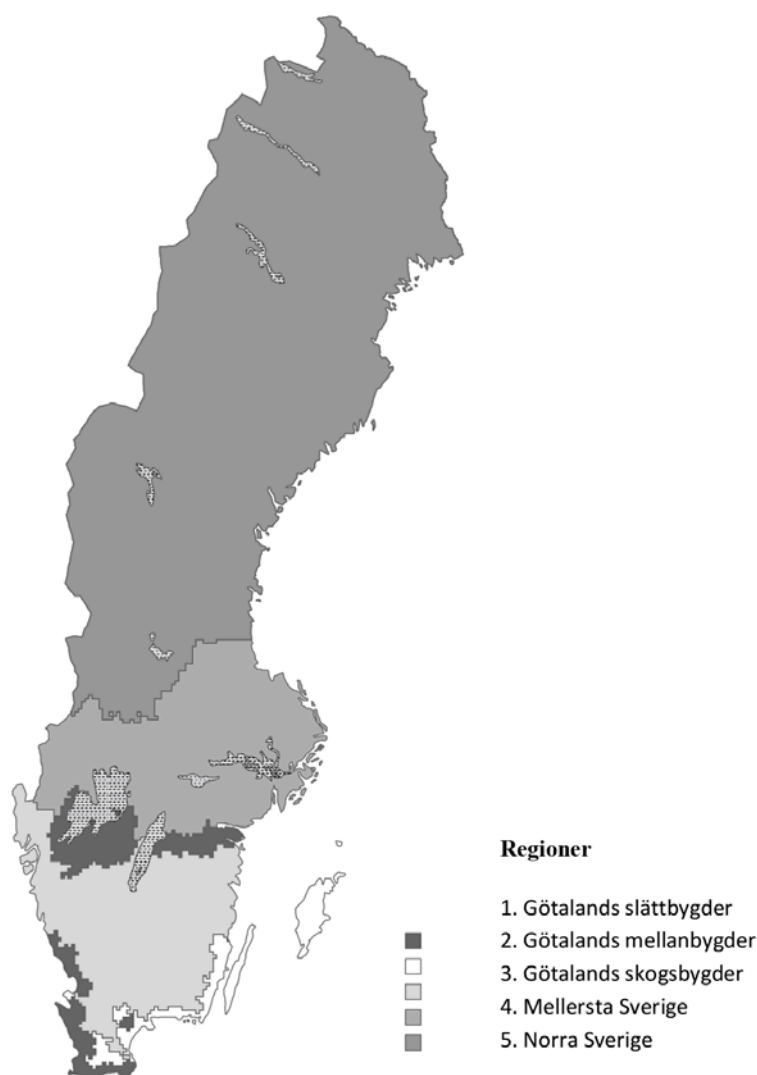
Undersökningen baseras främst på data från kvalitetsuppföljningen av betesmarker. Dessa data inkluderar faktorer som indikerar hävdstatus (vegetationshöjd, förna, förekomst av buskar m.m.) och data på förekomst av kärlväxter, humlor och dagfjärilar. Vissa analyser har också genomförts på data från NILS. Data från dessa källor kombinerades med data på miljöersättningar från Jordbruksverkets blockdatabas. Initialt (metod 1) analyserades data från två treårsperioder (2006–2008 och 2011–2013) samt fem miljöersättningsformer. Dessa analyser kompletterades (metod 2) med analyser från två femårsperioder (2006–2010 och 2011–2015) som fokuserade på de två vanligaste miljöersättningsformerna (marker med allmänna och särskilda värden) och marker utan ersättning. I dessa analyser inkluderades andra faktorer av intresse som landskapstyp, geografiskt läge m.m.

2.1 Regionindelning

Landskapsrutorna är utlagda med olika täthet i tio olika områden som kallas för ”strata”. Dessa områden baseras i södra Sverige på jordbrukets produktionsområden. Dessutom skiljs Norrlands kustland, södra och norra Norrlands inland samt fjällen och den fjällnära skogsbygden ut. Detta ger tio områden som representerar relativt homogena och urskiljbara områden med avseende på nederbörd, produktivitet, klimat m.m.

Vissa strata innehåller ett relativt litet antal ängs- och betesmarksmarker, och analyser på stratumnivå skulle därför ge osäkra skattningar. Resultat från kvalitetsuppföljningen redovisas för hela landet och i vissa fall även för fem regioner (Figur 1). Regionala skattningar blir osäkra om man delar in datamaterialet i alltför små grupper. Därför togs beslutet att göra skattningsanalyserna för kvalitetsuppföljningen för metod 1 uppdelat på fem geografiska regioner bara för kategorierna ”med ersättning” och ”utan ersättning”, med alla miljöersättningstyperna sammanslagna.

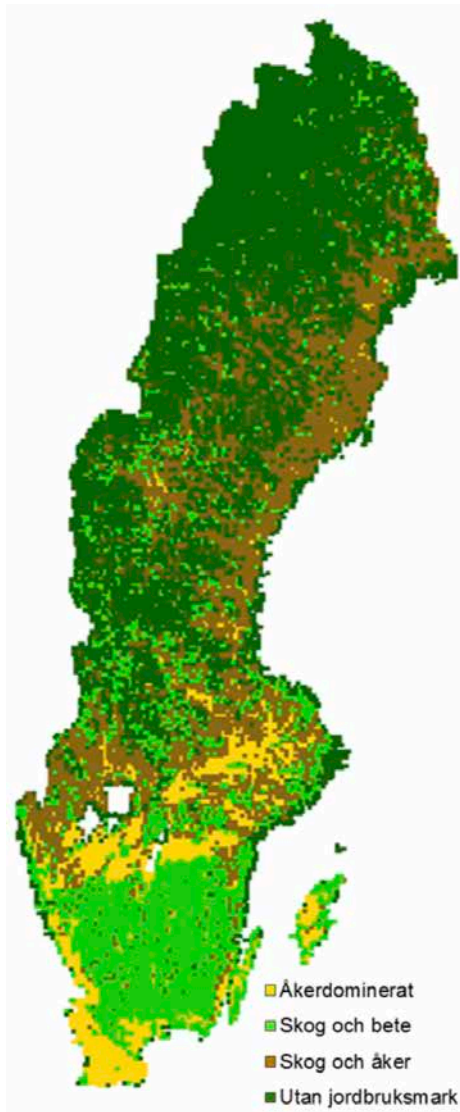
I utvärderingen ingick också att utvärdera användbarheten av data från det nationella miljöövervakningsprogrammet NILS, som täcker alla terrestra naturtyper. Den mängd data som samlas in från betes- och slåttermarker är dock liten. Av den anledningen redovisas resultaten från NILS endast för södra Sverige som helhet (region 1–4; Figur 1), och inga resultat presenteras för norra Sverige (region 5).



Figur 1. Regionindelning baserad på NILS 10 strata. Gränserna för region 1–4 följer gränserna för jordbrukets produktionsområden.

Som alternativ till de geografiska regionerna inkluderade vi för interaktionsmodellerna (metod 2, se nedan) latitud och longitud, samt en indelning i tre landskapstyper (Figur 2). Latitud och longitud inkluderades för att ta hänsyn till regionala skillnader i geografiskt läge och andra faktorer som kan vara relaterade till det (t.ex. hävdintensitet och artrikedom av olika grupper för lika markklasser), men de geografiska skillnaderna i dessa modeller diskuteras inte i detalj i rapporten.

Indelningen i tre landskapstyper togs fram med en klusteranalys, där hela Sveriges areal hade delats in med ett 5 x 5 km rutnät, vilket gav drygt 19 000 landskapsrutor. Alla rutor klassades med klustermetoden k-means, baserat på sju landskapsvariabler som beskriver areal åkermark, mängd åkerkanter, areal skog och betesmark m.m. Detta ger en mer detaljerad och ekologiskt väldefinierad indelning i landskapstyper än de traditionella geografiska regionerna (Glimskär m.fl. 2016).



Figur 2. Sverigekartor med de landskapstyper som togs fram för regionala gräsmarksanalyser (Glimskär m.fl. 2016). Gul=Åkermarkdominerat, brun=Skogsdominerat med hög andel jordbruksmark som är åkermark ("Skog och åker"), ljusgrön= Skogsdominerat med hög andel jordbruksmark som är betesmark ("Skog och bete"), mörkgrön = Utan jordbruksmark (ingår inte i analyserna)..

2.2 Förberedande klassificering av provytor och ängs- och betesmarksobjekt

För att vi ska kunna jämföra marker med och utan miljöersättning har Jordbruksverket tagit fram kartskikt för alla jordbruksblock med miljöersättning under perioden 2003 till 2013. Där framgår i vilken omfattning olika typer av miljöersättning har funnits på respektive jordbruksblock för olika år. Data från 2014 och 2015 saknades när analyserna först gjordes, men vi har antagit att effekterna av tidigare skötsel (och miljöersättningar) skulle finnas kvar under dessa år om markanvändningen förändrades.

I analyserna har jordbruksblocken lagts över kvalitetsuppföljningens och NILS provytor (som är 10 meter i radie, dvs. 314 m²) samt över ängs- och betesmarksobjekten som underlag för att klassificera provytor och marker i olika klasser med avseende på miljöersättningarna. Arbetet har utförts i ArcGIS. Andelen areal med en viss ersättning har räknats fram, vilket ligger till grund för hur provytor och objekt klassificeras efter ersättningsform. Anledningen till att både provytor och hela objekt har klassifi-

cerats är att de data som rör fjärilar och humlor i kvalitetsuppföljningen härrör från transekter som sträcker sig över hela objekten och inte från enskilda provytor.

Provytor och ängs- och betesmarksobjekt kan ha flera typer av miljöersättning, om de ligger i gränsen mellan block med olika miljöersättning. Pihlgren m.fl. (2010) klassificerade provytor med flera typer av miljöersättning genom att tilldela hela ytan den typ av miljöersättning som utgjorde 60 procent eller mer av provytan. I den här utvärderingen har klassificeringen gjorts med en gräns på 50 procent för både provytor och ängs- och betesmarksobjekt för att få ett något större stickprov att analysera utifrån. I en del fall har provytor och objekt haft ersättning under bara ett av inventeringsvarven, eller bara under delar av ett inventeringsvarv. Dessa provytor och objekt fördes till gruppen ”med miljöersättning”. I flera fall har provytor och objekt haft ersättning bara för en del av arealen. Även här har gränsen satts vid 50 procent av arealen för att provyta/objekt ska räknas in i gruppen med miljöersättning. Provytor och objekt med 1–49 procent av arealen med miljöersättning har uteslutits ur skattningsanalyserna (metod 1) för att tydliggöra skillnaderna mellan områden med respektive utan miljöersättning.

I de mer omfattande GAMM-analyserna (metod 2) med faktorer som indikerar hävdstatus, analyser av artrikedomen av fjärilar, humlor och kärlväxter m.m. klassificerades betesmarkerna i tre klasser: utan miljöersättning, med ersättning för allmänna eller särskilda värden. Klassificeringen baserades på den av de tre klasserna som hade störst sammanlagd täckning under tidsperioden (antal år \times procentuell täckning). Ytor med övriga miljöersättningstyper utelämnades från GAMM-analyserna.

2.3 Urval av data för skattningsanalyser från kvalitetsuppföljningen

Totalt ingår 403 landskapsrutor i kvalitetsuppföljningen under ett helt femårigt inventeringsvarv, inom vilka det finns totalt 696 objekt och 2 558 provytor. Antalet provytor per objekt varierar mellan 1 och 10 stycken. Skattningsanalyserna (metod 1) omfattar tre år vardera från de två femåriga inventeringsvarven, vilket innebär nära tre femtedelar av stickprovet (åren 2006–2008 och 2011–2013). År 2012 gjordes emellertid en nedskärning i inventeringen i kvalitetsuppföljningen som bland annat innebar att norra Sverige inte inventerades, och motsvarande provytedata för 2007 har tagits bort från analysen, eftersom de annars skulle försvåra analysen av förändringar i tiden. Det gör att datamängden från 2007 och 2012 inte är fullständig, i jämförelse med det totala utlägget av landskapsrutor och att norra Sverige är något underrepresenterat. Alla provytor och objekt som hade miljöersättning under det första inventeringsvarvet har klassificerats efter den ersättningsform som dominerade under det år då ytorna inventerades första gången. De provytor och objekt som har klassificerats i gruppen ”utan ersättning” har inte haft miljöersättning under någon del av tidsperioden. Däremot kan vissa av ytorna ha haft gårdsstöd, som också ställer vissa krav (om än lägre än miljöersättningen) på skötseln av markerna. I framtida analyser kan det vara av intresse att även skilja ut marker med/utan gårdsstöd, om mängden tillgängliga data är tillräckliga för en sådan ytterligare uppdelning.

I delade provytor förekommer ibland en del av provytan som i fält har klassificerats som åkermark, anlagd mark, skog (utöver där skogsbete har angetts som markanvändning), vatten, rekreation, bostadstomt eller täkt, vilket i första hand beror på att provytorna har legat i närheten av ängs- och betesmarksobjektets kant, eller att det har varit

täta trädgångar inom objektet. Dessa delytor har utgått ur analyserna av kvalitetsförändringar, som alltså uteslutande har gjorts på marker med betespräglad vegetation. Denna avgränsning medförde att 225 delytor togs bort. Endast provtytor och ängs- och betesmarksobjekt som har inventerats två gånger och varit möjliga att klassificera in i en dominerande miljöersättningsform har ingått i analyserna. De delytor som klassades som skog mellan 2009 och 2013 utgjorde 10 procent av ytorna i urvalet från TUVÅ.

Av de 1038 provtytor som till slut har ingått i skattningsanalyserna, för de fem utvalda miljöersättningsformerna, har 77 procent haft miljöersättning under den aktuella tidsperioden, medan 23 procent av provtytorerna inte har haft någon miljöersättning (Tabell 1). Ersättning för *fäbodbeta*, *mosaikbeta* och *slåtter* finns bara i ett mycket litet antal ängs- och betesmarker i stickprovet, och ytor med den klassningen har därför uteslutits ur analyserna. Andelen provtytor med miljöersättning är högst i Götalands mellanbygder. I norra Sverige saknas provtytor med ersättning helt i det urval som har gjorts, och för att i någon mån bibehålla jämförbarheten mellan objekt med och utan miljöersättning, så har skattningsanalyserna gjorts separat för södra Sverige även för marker utan miljöersättning. De miljöersättningar som har ingått i analyserna framgår av Tabell 1.

Tabell 1. Antalet provtytor i kvalitetsuppföljningen som har ingått i skattningsanalyserna för år 2006–2008 och 2011–2013 (metod 1), med och utan olika typer av miljöersättningar fördelat på regioner. Vad gäller motsvarande antal för interaktionsanalyserna (metod 2), se Tabell 3 på nästa sida.

	Götalands slättbygder	Götalands mellanbygder	Götalands skogsbygder	Mellersta Sverige	Norra Sverige	Total
Bete allmän	16	19	47	45	0	127
Bete särskild	125	162	132	149	0	568
Skogsbeta	4	38	3	2	0	47
Alvarbeta	0	58	0	0	0	58
Ingen miljöersättning	24	32	51	42	89	238
Total	169	309	233	238	89	1 038
Andel med miljöersättning	86 %	90 %	78 %	82 %	0 %	

I skattningsanalyserna av fjärilar och humlor har data från 327 ängs- och betesmarker ingått. Det utgör knappt hälften av de 696 ängs- och betesmarksobjekt som ingår i det totala stickprovet i kvalitetsuppföljningen, eftersom skattningsanalyserna endast gjordes för tre av de fem åren i varje inventeringsvarv. Andelen objekt med respektive utan, miljöersättning framgår av Tabell 2.

Tabell 2. Antalet ängs- och betesmarksobjekt som har ingått i skattningsanalyserna för fjärils- och humledata för 2006–2008 och 2011–2013 (metod 1), med och utan olika typer av miljöersättningar fördelat på regioner. Vad gäller motsvarande antal för interaktionsanalyserna (metod 2), se Tabell 4 på nästa sida.

	Götalands slättbygder	Götalands mellanbygder	Götalands skogsbygder	Mellersta Sverige	Norra Sverige	Total
Bete allmän	11	4	19	12	0	46
Bete särskild	28	31	42	38	0	139
Skogsbeta	1	5	2	0	0	8
Alvarbeta	0	7	0	0	0	7
Ingen ersättning	11	10	24	22	60	127
Total	51	57	87	72	60	327
Andel med miljöersättning	78 %	82 %	72 %	69 %	0 %	

2.4 Urval av data för analys av interaktioner mellan variabler (GAMM)

I analyserna av effekter av miljöersättningarna inkluderades 500 betesmarker söder om latitud 6800000 (dvs. ungefär i höjd med Bollnäs och Söderhamn). Markerna i norra Sverige exkluderades eftersom nästan alla betesmarker belägna där saknade miljöersättning. Dessutom exkluderades alla ängs- och betesmarksobjekt med miljöersättning för *slätter*, *alvarbete*, *skogsbete*, *mosaikbete* och *fäbodbete*, eftersom de bedömdes vara för ovanliga, för avvikande och/eller för heterogena för att det skulle bli tolkningsbara resultat. De tre miljöersättningsklasser som ingår är alltså *Bete allmänna värden*, *Bete särskilda värden* och *Ingen miljöersättning* (Tabell 3 och 4).

Till skillnad från övriga analyser i denna rapport, så inkluderar interaktionsmodellerna (metod 2) samtliga ängs- och betesmarker i de femåriga inventeringsvarven, med data från hela period 1 (2006–2010) och period 2 (2011–2015). Det innebär att antalet provytor som ingår i analyserna för södra Sverige är ungefär dubbelt så stort som för skattningsanalyserna, dvs. 2005 jämfört med 949 provytor (Tabell 1 och 3). För NILS är motsvarande siffror 51 eller 127, beroende på hur man räknar (Tabell 5). Även antalet TUVAs-objekt för södra Sverige är nästan dubbelt så stort i GAMM-analyserna, dvs. 489 jämfört med 267 objekt (Tabell 2 och 4). De ängs- och betesmarksobjekt som inte inventerades 2012 har inte ingått i arealskattningarna, då deras hävdgrad inte har varit känd.

Tabell 3. Antal provytor med data för växter i interaktionsmodellerna för period 1 (2006–2010) och period 2 (2011–2015) (ovanliga miljöersättningstyper och marker norr om koordinat 6800000 N uteslöts).

Typ av miljöersättning	Period 1	Period 2
Ersättning: allmänna värden	369	369
Ersättning: särskilda värden	1200	1211
Ingen miljöersättning	426	425

Tabell 4. Antal ängs- och betesmarksobjekt med data för fjärrilar och humlor i interaktionsmodellerna för period 1 (2006–2010) och period 2 (2011–2015) (ovanliga miljöersättningstyper och marker norr om koordinat 6800000 N uteslöts)

Typ av miljöersättning	Period 1	Period 2
Ersättning: allmänna värden	109	102
Ersättning: särskilda värden	286	278
Ingen miljöersättning	116	109

2.5 Urval av data från NILS

Det nationella miljöövervakningsprogrammet Nationell inventering av landskapet i Sverige (NILS) inventerar varje år från och med 2003 alla terrestra naturtyper i ett representativt stickprov på uppdrag av Naturvårdsverket. Landarealen i Sverige består till stor del av skogsmark, så för att få bättre underlag från jordbruksregioner är NILS stickprov förtätat i södra Sveriges mer jordbrukstäta regioner. Alla provytor i NILS har inventerats två gånger med fem års mellanrum, 2003–2007 respektive 2008–2012. För detaljer om NILS design och datainsamling, se Ståhl m.fl. (2011) och Sjödin (2016).

I NILS inventeras alla terrestra naturtyper, medan kvalitetsuppföljningen är helt inriktad på ängs- och betesmarker och marker som hävdas eller har hävdats med bete eller slätter. Urvalet av data från de båda uppdragen har därför gjorts på olika sätt. Urvalet av data från NILS har gjorts utifrån markanvändning, och de markanvändningsklasser som har använts i analyserna är ”Djurhållning, naturmark” (naturbetesmark), ”Slätter” (slättermark som inte är slättervall) samt ”Ingen synbar markanvändning” med spår av tidigare bete eller slätter. Det innebär att de provytor som har ingått i analyserna har varit aktivt hävdade eller har haft spår av tidigare hävd

vid inventeringen. Analyserna på data från NILS har enbart gjorts för södra Sverige, eftersom antalet provytor med naturbete eller slätter i norra Sverige var för litet för förändringsanalyser. Datamaterialet var även för litet för att olika ersättningsformer skulle kunna analyseras separat. Provytorerna har därför enbart klassats in i ”med ersättning” och ”utan ersättning” (Tabell 5).

Tabell 5. Antalet provytor som har ingått i urvalet av data från NILS, med eller utan miljöersättning, fördelat på regioner. ”Med” är provytor med miljöersättning, ”utan” är provytor utan miljöersättning.

Typ av jämförelse	Miljö-ersättning	Götalands slättbygder	Götalands mellanbygder	Götalands skogsbygder	Mellersta Sverige	Totalt södra Sverige
Parade	Med	3	12	16	4	36
	Utan	4	3	5	3	15
Ej parade, varv 1	Med	5	22	20	8	55
	Utan	9	11	17	18	55
Ej parade, varv 2	Med	8	21	21	11	61
	Utan	12	13	23	18	66

Urvalet av data från NILS omfattar två inventeringsvarv av hela stickprovet (åren 2003–2007 och 2007–2012) och har gjorts på två olika sätt. I det ena fallet har enbart parade data använts, det vill säga data från provytor som har inventerats två gånger och har haft samma markanvändning (naturbete eller slätter) och ersättningsform (alternativt ingen miljöersättning) vid båda inventeringarna. I det andra fallet har samma urvalskriterier använts för båda inventeringsvarven oberoende av varandra, vilket innebär att alla ytor som klassats som naturbete eller slätter med eller utan ersättning i första inventeringsvarvet och alla ytor som uppfyllde samma kriterier i andra varvet (även om det inte var samma ytor) har tagits med. Antalet ingående provytor är därför betydligt mindre i det parade urvalet (Tabell 5) och har, efter analys, bedömts som alltför litet för att ge tillförlitliga skattningar. I rapporten redovisas därför endast resultat av analyserna av det icke-parade urvalet, där andelen provytor med ersättning är omkring 50 procent i båda inventeringsvarven. Se dock Figur 7, där en jämförelse mellan skattningsresultat för de olika urvalen i NILS presenteras.

3 Analyismetoder

Det övergripande målet med analyserna var att undersöka om marker med olika typer av miljöersättning har utvecklats annorlunda över tid än marker utan miljöersättning. De inledande förändringsanalyserna (metod 1) jämförde tillståndsskattningar från första inventeringsvarvet (2006–2008) med tillståndsskattningar från andra inventeringsvarvet (2011–2013) för marker med fem olika miljöersättningsklasser. I vissa analyser jämfördes endast två grupper (marker med och utan miljöersättningar).

I de kompletterande analyserna (metod 2) användes ”Generalized additive mixed models” (GAMMs) och ANOVA för att undersöka utvecklingen mellan perioderna 2006–2010 och 2011–2015 i betesmarker med olika miljöersättningar. Sambandet mellan miljöersättning och eventuell förändring testades som den statistiska interaktionen mellan ersättningsform och period. GAMM-modellerna inkluderade även tester av skillnader mellan ersättningsformer oavsett period och inverkan av andra faktorer (t.ex. landskapstyp). Rarefactionanalyser genomfördes för att undersöka skillnader i total artrikedom av dagfjärilar och humlor mellan marker med miljöersättning och marker utan ersättning.

3.1 Metod 1: Förändringsanalyser baserade på skillnader i tillståndsskattningar

Huvudsyftet med uppdraget har varit att utvärdera miljöersättningens effekter genom att undersöka om det har skett några tillståndsförändringar över tid och om eventuella förändringar skiljer sig mellan marker med och utan miljöersättning. Vid förändringsanalyserna mellan två tidpunkter baserat på mängdskattningar skattades först tillståndet i de båda inventeringsvarven separat. Därefter subtraherades skattningen från det andra inventeringsvarvet med skattningen för det första inventeringsvarvet, och skillnaderna mellan rutor inom ett stratum summerades. För att få fram en skattning av förändringen på stratumnivå måste man ta hänsyn till hur stor andel av stratumets areal som ingår i stickprovet, precis som vid tillståndsskattningar. Därför multiplicerades summan med det totala antalet rutor som teoretiskt skulle rymmas i stratumet och dividerades med antalet rutor som ingick i stickprovet i samma stratum.

Därefter beräknades förändringsskattningens medelfel, och man kan då testa om förändringen skiljer sig från noll vid en viss signifikansnivå. Inom forskningen är den vedertagna signifikansnivån 95 procent. I den här rapporten har signifikansnivån satts till 95 procent, men i de flesta fall redovisas p-värdet vilket gör det möjligt att själv bestämma vilken signifikansnivå man vill använda vid tolkning av resultaten. Undantaget är p-värden för analyser gjorda på data från NILS där dessa anges endera som större än 0,10 eller mer exakt om de är under 0,10. Analyserna har gjorts i *SPSS Complex samples* och i *R* med paketet *Survey*.

Alla förändringsanalyser baserade på mängd- eller medelvärdesskattningar inom kvalitetsuppföljningen har gjorts på parade data, vilket innebär att samma grupp av provytor har använts för båda tidsperioderna. För täckningsgrad av träd, buskar, fältskikt, och artrikedom av kärlväxter har skillnaderna räknats ut per provyta, och för artrikedom och mängd av fjärilar och humlor samt för hävdgrad (vegetationshöjd) har skillnaderna räknats ut per ängs- och betesmarksobjekt. Säsongsmedelvärden på

hävgrad och blomrikedom, som i fält bedöms per transekt, har viktats med transek- tens längd dividerat med den totala transektlängden i objektet, och de viktade värdena har därefter summerats på objektsnivå.

I skattningsanalyserna har hänsyn tagits till att provytor inom ett objekt eller en ruta kan betraktas som beroende, att ängs- och betesmarksobjekt i kvalitetsuppföljningen har olika stor areal och olika sannolikhet att inkluderas i stickprovet och att tätheten av rutor är olika i olika strata. Stickprovsenheter är med andra ord landskapsrutorna. Detta beräkningssätt har valts för att undvika att överskatta mängden statistiskt signi- fikanta resultat. Då det är känt hur stor andel av en provyta som har haft miljöersätt- ning under inventeringsåret har denna andel multiplicerats med provytans storlek för att på så sätt ge arealen med respektive utan miljöersättning i varje provyta.

För skattningsarna av mängd fjärilar och humlor har samma metod använts som i Pihl- gren (2010), vilket innebär att alla observationer av fjärilar respektive humlor i en betesmark har summerats, och sedan har detta värde dividerats med den totala inven- terade transektlängden för att erhålla ett mått som beskriver antalet individer per 100 meter inventerad transekt för varje art. Ingen skattningsanalys för artrikedom längs transekter har tagits med i rapporten, eftersom man med detta sätt att analysera inte kan hantera att transektlängden skiljer sig mellan objekt, vilket kan ha mycket svår- tolkade effekter på artrikedomen.

3.2 Metod 2: Analysmodeller med interaktioner (GAMM) och rarefaction

Många trender och orsakssamband kan inte analyseras enbart utifrån en faktor i taget, eftersom det då finns en risk att de komplexa sambanden mellan olika faktorer kan dölja verkliga effekter, men också ge intryck av samband som inte finns.

Den analysmetod som använts var “Generalized additive mixed models” (GAMMs), och den användes i första hand för att analysera faktorer som indikerar hävdstatus, artrikedom av kärlväxter, fjärilar och humlor (en analysmodell per artgrupp) i rela- tion till miljöersättningar och andra miljövariabler kopplade till betesmarken och det omgivande landskapet (Figur 2). Dessutom gjordes liknande analyser med trädäck- ning, busktäckning, gräsförna, fältskikt och vegetationshöjd som beroende variabler (en analysmodell per variabel).

Eftersom en rad andra variabler förutom typ av miljöersättning kan förväntas påverka artrikedomen i betesmarkerna, så inkluderades även dessa i analyserna som oberoende variabler. För **artrikedom av fjärilar respektive och humlor** inklude- rades följande faktorer:

- i. *Förekomst av betande djur* (kategorisk variabel, 0–1)
- ii. *Landskapstyp* (tre klasser: åkerdominerad, skogsdominerad med betesmarker och skogsdominerad med lite åkermark; Figur 2)
- iii. *Blomrikedom* (% av ytan längs den inventerade transekten)
- iv. *Täckning av hög gräsmarksvegetation >15 cm* (% av ytan)
- v. *Period* (de två inventeringsvarven, 2006–2010 resp. 2011–2015)

Dessutom inkluderades betesmarkens *ID nummer* och *inventeringsåret* som ”random effects”, och hänsyn togs till transektlängd och till latitud och longitud för att ta hänsyn till regionala skillnader i artrikedom (Appendix 5).

För **artrikedom av indikatorarter av kärlväxter** (arter som indikerar hävdgynnade värden, se Appendix 2) genomfördes liknande analyser som för fjärilar och humlor. I analyserna var *Typ av miljöstöd* (marker utan stöd, marker med särskilda värden och marker med allmänna värden) åter den variabel som analyserna fokuserade på, och dessutom inkluderades interaktionen *Typ av miljöstöd * Period* för att analysera om eventuella förändringar i artrikedom mellan de två perioderna var relaterade till typ av miljöstöd. Dessutom inkluderades

- i. *Landskapstyp* (tre klasser, åkerdominerad, skogsdominerad med betesmarker och skogsdominerad med lite åkermark),
- ii. *Period* (de två inventeringsvarven)

Variablerna blomrikedom och täckning av hög vegetation som var kopplade till inventeringar av humlor och fjärilar längs transekter inkluderades inte i modellerna för växter. Istället inkluderades indikatorvärden för iii) fukt, iv) ljusförhållanden och v) näringsrikedom, eftersom de lokala markförhållandena kan ha stor påverkan på växtsamhället i en betesmark (Ellenbergvärden baserade på växtsamhället i provytorna, se Tabell 36, Appendix 3). Anledningen till att dessa miljöfaktorer har uppskattats utifrån växternas miljökrav är att det ofta är mycket svårt att mäta dessa faktorer objektivt på ett sätt som är relevant för växternas livsmiljö och habitatkrav. Ellenbergs indikatorvärden är en internationellt accepterad och vetenskapligt förankrad indelning, som i praktiken har visat sig ge användbara och tolkningsbara resultat (Ellenberg m.fl. 2001; Diekmann 2003).

Precis som i modellerna för humlor och fjärilar inkluderades *betesmarkens ID nummer* och *inventeringsåret* som ”random effects” och hänsyn togs till arean av provytor i varje betesmark samt latitud och longitud för att ta hänsyn till regionala skillnader i artrikedom. Både *latitud* och *longitud* ingår som en faktor för det geografiska läget, som ett slags tvådimensionell ”response surface” (se exempel i Appendix 5).

Även för fjärilar och humlor har vi kunnat använda artrikedom som ett mått, eftersom förhållandet mellan artrikedom och transektlängd per objekt har kunnat hanteras som ett icke-linjärt förhållande (en ”spline” som interpolerar en kontinuerlig kurva för ett icke-linjärt samband; se Appendix 5) i modellen. Som komplement till GAMM-modellerna för artantal så genomfördes också analyser med rarefactionmodeller för artantalet av humlor och dagfjärilar, eftersom det kan vara skillnader i artsammansättning mellan olika marker inom en markklass (vissa markklasser skulle kunna ha en stor omsättning av arter mellan marker). Dessutom tar dessa individbaserade rarefaction-analyser (separata kurvor med 95 procent konfidensintervall för olika markklasser) hänsyn till skillnader i samplingsintensitet (transektlängd och antal individer) mellan marker. Med hjälp av dessa rarefaction-figurer analyseras om den **totala** artrikedomen (som anges av högra delen av kurvorna i figurerna) skiljer sig åt mellan markklasser (marker utan miljöersättning, marker med ersättning för allmänna eller särskilda värden).

4 Resultat

Av markerna med miljöersättning hävdas drygt 90 procent. Motsvarande siffra för marker utan miljöersättning är cirka 50 procent.

Generellt fanns inga stora signifikanta skillnader, som var kopplade till typ av miljöersättning eller avsaknad av miljöersättning mellan period 1 och period 2, som indikation på förändringar över tid (även om olika tester visade litet olika resultat). Detta gällde både förändringar i faktorer kopplade till hävdintensitet (mängd träd, buskar, vegetationshöjd) och artrikedom av kärlväxter, dagfjärilar och humlor. Analyserna påvisade dock generellt högre antal av kärlväxter (indikatorarter) period 2, som dock inte var tydligt kopplad till typ av miljöersättning.

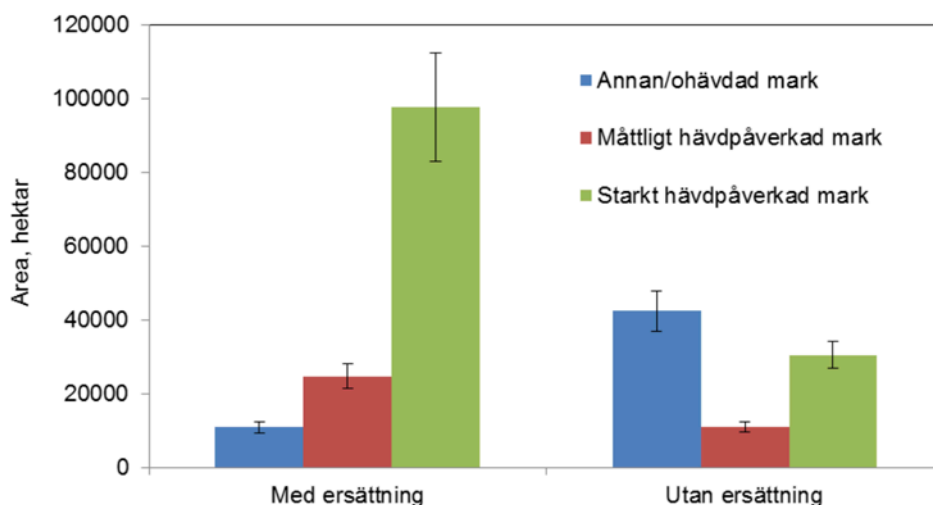
Det fanns dock andra skillnader mellan marker med olika miljöersättningar, som inte var kopplade till skillnader mellan perioder. Marker med ersättningar hade generellt lägre täckning av träd och buskar och lägre vegetation än marker utan ersättning. Artrikedomen av växter (indikatorarter) var högre i marker med ersättning än marker utan ersättning, medan artantalet av dagfjärilar och humlor inte skilde sig åt mellan marker med och utan miljöersättning. Artrikedomen av dagfjärilar och humlor var kopplade till förekomst av hög vegetation och blomrikedom. Dessutom fanns stora regionala skillnader i artrikedom av dessa två grupper. Artrikedomen av dagfjärilar var högre i skogsdominerade jämfört med åkermarksdominerade landskap.

4.1 Arealer med och utan miljöersättning

För åren 2009 till 2013 har enligt skattningarna 133 540 hektar haft någon form av miljöersättning. Det utgör 61 procent av den totala arealen ängs- och betesmark i TUVÅ. Det innebär samtidigt att 39 procent av arealen, 84 131 hektar, har saknat miljöersättning. Som jämförelse visar Jordbruksverkets (2012) sammanställning av totalarealer i landet att arealen med särskilda värden år 2010 var 144 400 hektar och arealen med allmänna värden var 22 920 ha. Skattningarna utifrån stickprovet gav alltså en svag underskattning av arealen jämfört med den faktiska arealen, men är ändå i ungefär rätt storleksordning.

För vissa analyser har en grov indelning efter hävdstatus gjorts (Figur 3). Delytor med annan marktyp än betes- eller slättermark (t.ex. åker, anlagd mark, annan skogsmark än skogsbete) har klassats som ”annat/ohävdade”. Ytor med betes- och slättermark (inklusive kultiverad betesmark på f.d. åkermark) har klassats som antingen starkt eller måttligt hävdpåverkade. Provytor (eller delytor i delade provytor) där andelen mark med en vegetationshöjd på 0–5 cm är större än andelen mark med en vegetationshöjd på mer än 15 cm har klassats som starkt hävdpåverkade, medan övriga har klassats som måttligt hävdpåverkade. Denna klassificering gjordes i samråd med Jordbruksverket. I marker med miljöersättning var enligt skattningarna 73 procent av arealen starkt hävdpåverkad, 19 procent måttligt hävdpåverkad och 8 procent är ohävdad eller har annat markslag än betesmark. I marker utan miljöersättning var 36 procent av arealen starkt hävdpåverkad, 13 procent måttligt hävdpåverkad och 51 procent ohävdad eller annat markslag (Figur 3). Det innebär att ca 42 000 hektar inventerad ängs- och betesmark sköts utan miljöersättning. Enligt denna klassning är drygt 53 000 hektar, dvs. cirka 25 procent, av TUVÅ-markerna som ingår i analysen ohävdade

eller annat markslag. I analyserna ingår såväl de objekt som har klassats som fullständigt inventerade ängs- och betesmarkerna som de objekt som har klassats som ”restaurerbara” i TUVÅ.



Figur 3. Den skattade totala arealen (hektar) i TUVÅ-objekt för varje hävdkategori, med respektive utan miljöersättning. Resultatet avser data från 2009–2013.

4.2 Variabler som indikerar hävdpåverkan och kvalitet

I kvalitetsuppföljningen inventeras ett slumpmässigt urval av de ängs- och betesmarker som bedömdes ha höga natur- och kulturvärden i den ängs- och betesmarksinventering som genomfördes mellan 2002 och 2004 (Jordbruksverket 2005). Eftersom kvalitetsuppföljningen startade först 2006 hade emellertid inte alla områden besökts två gånger när huvuddelen av skattningsanalyserna i denna rapport gjordes, vilket gör att hela stickprovet där inte har kunnat utnyttjas.

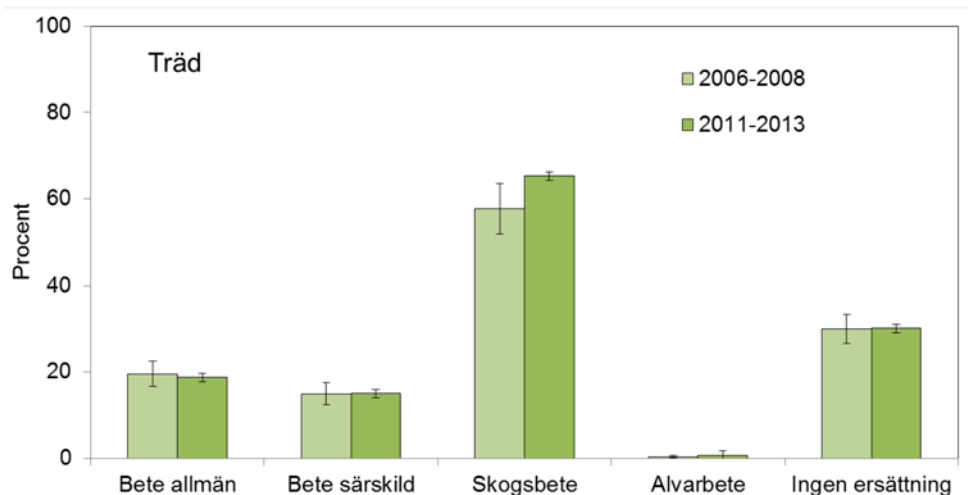
Datamaterialet har dock kunnat kompletteras för de analysmodeller där vi inkluderar flera faktorer (GAMM; Tabell 3 och 4), vilket innebär att nästan hela stickprovet (utom de ytor i norra Sverige som utelämnades år 2012 och motsvarande ytor för år 2007) har kunnat utnyttjas.

4.2.1.1 Trätdäckning

Jämförelser av trätdäckning i fem miljöersättningar under två treårsperioder

Som väntat uppvisar täckningsgraden av träd stora skillnader mellan olika ersättningsformer (data från andra inventeringsvarvet, envägs-ANOVA, $p < 0,001$), med lägst trätdäckning i alvarmarker (1 procent) och högst i marker med ersättning för skogsbyte (65 procent) (Figur 4). Den genomsnittliga trätdäckningen i områden utan ersättning är 30 procent. Vi hittar inga signifikanta skillnader mellan perioderna i träddäckning på nationell nivå (Figur 4).

På regional nivå indikerar analyserna av enskilda variabler att trätdäckningen är signifikant lägre period 2 i marker utan miljöersättning i Götalands slättbygder. I övrigt kan inga skillnader mellan perioderna påvisas (Tabell 18; se Appendix 1).



Figur 4. Den genomsnittliga täckningsgraden av träd i ängs- och betesmarksobjekt med miljöersättning för olika markklasser under första och andra inventeringsvarvet. Inga skillnader mellan tidsperioderna är statistiskt signifikanta (t-test, på 95%-nivån).

Jämförelser av trädäckning i tre miljöersättningar under två femårsperioder

Analyser (ANOVA) på betesmarksnivå av de tre vanligaste miljöersättningsformerna under perioden 2006–2015 (*ingen miljöersättning, bete allmänna värden och bete särskilda värden*) visar att marker utan miljöersättning har signifikant högre täckning av träd än marker med allmänna eller särskilda värden. Däremot fanns ingen signifikant skillnad i trädäckning mellan period 1 (2006–2010) och period 2 (2011–2015), se Tabell 6.

Interaktionsmodellerna på provytenivå (GAMM, som inkluderar fler faktorer i modellerna) visar liknande resultat som skattningsanalyserna, dvs. att marker utan miljöersättning har högst trädäckning och att trädäckningen inte visar någon skillnad mellan perioderna (Tabell 7; jämför Figur 4). Marker i landskapstypen ”skogsdominerad med betesmarker” (som är vanlig i t.ex. södra Sveriges skogsbygder, Figur 2) har i genomsnitt högre trädäckning än marker i andra landskapstyper, och trädäckningen skilde sig också åt i olika delar av landet (dvs. signifikant effekt av *latitud* och *longitud*), se Tabell 7. Detta test tar alltså hänsyn till att trädäckningen skiljer sig åt mellan olika delar av landet, vilket skulle kunna påverka hur man tolkar eventuella skillnader i resultat mellan de tre miljöersättningstyperna.

Tabell 6. Medelvärde (\pm SD) för olika miljövariabler i betesmarker med allmänna värden, särskilda värden och betesmarker utan miljöersättning under period 1 (2006–2010) och period 2 (2011–2015). P-värden för ersättningstyp och period från ANOVA (”permutation test ANOVA”)

Variabel	Allmänna värden				Särskilda värden				Ingen miljöersättning				P-värde	
	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	1	2	Typ	Period
Vegetation <5 cm	29.2	23.5	26.5	21.8	30.1	24.8	27.8	21.4	20.9	22.1	19.5	21.5	<0.0001	0.0841
Veg. 5–15 cm	33.8	15.3	30.3	17.7	33.7	19.5	33	19	32.5	18.5	31.1	21.3	1.0000	0.3285
Veg. >15 cm	34.8	25	40.4	24.5	32.5	24.2	36.7	23.3	40.9	28.5	40.1	26	<0.0001	0.0892
Blomrikedom	1.2	1.7	2.2	2.5	1.6	2.9	1.9	2.7	0.8	1.1	1.6	2.6	0.0477	0.2517
Fältskikt	68	15.8	75.9	14.1	69.2	15.7	74.7	16	59.9	21	60.8	22.8	<0.0001	<0.0001
Busktäckning	7.9	11.5	7	10.4	5.7	7.2	5.8	7.2	12.7	17.8	14.6	20.1	<0.0001	0.2312
Trädäckning	21.5	18.6	20.1	17.1	17.8	17.1	16.5	16.2	36.1	26.4	35.8	25.6	<0.0001	0.2927
Indikator Ljus	6.8	0.4	6.8	0.5	6.8	0.6	6.8	0.5	6.3	0.9	6.2	0.9	<0.0001	0.6133
Indikator Fukt	5.2	0.8	5.3	0.9	5.3	0.9	5.4	0.9	5.3	0.9	5.4	0.9	0.8519	0.2340
Indikator Näring	4.3	1.1	4.2	0.9	4.3	1	4.3	0.9	3.8	1.1	4	1.1	<0.0001	0.1110
Indikator Näring	4.3	1.1	4.2	0.9	4.3	1	4.3	0.9	3.8	1.1	4	1.1	<0.0001	0.1110

Tabell 7. Resultat från "Generalized additive mixed models" (GAMMs), som analyserar trädtäckning i provytor i relation till miljöersättningar och andra miljövariabler kopplade till betesmarken och det omgivande landskapet.

Trädtäckning ***	B	SE	t	p-värde
<i>Period</i>	-0.08	0.08	-0.95	0.3400
<i>Ersättning: allmänna värden*</i>	-0.77	0.15	-5.31	0.0000
<i>Ersättning: särskilda värden*</i>	-1.05	0.12	-8.71	0.0000
<i>Landskap: Skogsdominerat+åker**</i>	0.13	0.16	0.85	0.3979
<i>Landskap: Skogsdominerat+bete**</i>	0.31	0.12	2.64	0.0082
	Edf	Ref.df	F	p-värde
<i>Longitud och Latitud</i>	4.44	4.44	2.84	0.0131

* Jämförs med marker utan miljöersättning

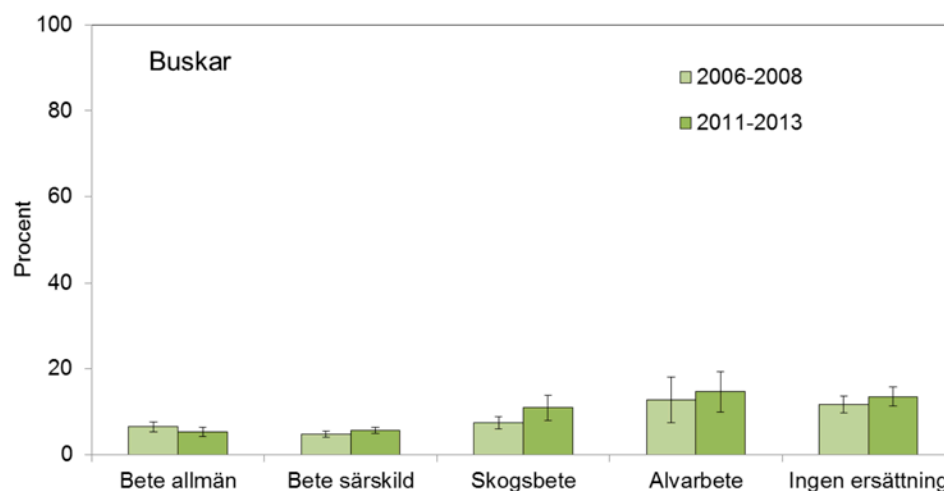
** Jämförs med åkerdominerade landskap

*** Interaktionerna *Ersättningstyp*Period* och *Ersättningstyp*Landskapstyp* var inte signifikanta ($p > 0.05$) och inkluderades inte i de slutliga modellerna

4.2.1.2 Busktäckning

Jämförelser av busktäckning i fem miljöersättningar under två treårsperioder

Enligt skattningsanalyserna skiljer sig den genomsnittliga täckningsgraden av buskar signifikant åt mellan ersättningsformer under andra inventeringsvarvet, med lägst täckning i betesmarker med allmänna och särskilda värden och högst i alvarmarker (Figur 5).



Figur 5. Den genomsnittliga täckningsgraden av buskar betesmarksobjekt med i olika markklasser under första och andra inventeringsvarvet. För Bete särskild, Skogsbete och Alvarbete är busktäckningen signifikant högre i andra tidsperioden (t-test, på 95%-nivån).

Enligt analyserna baserade på skattning för enskilda variabler verkar busktäckningen signifikant högre andra perioden i områden med stödformerna bete särskilda värden, skogsbete och alvarbete. (Figur 5). På regional nivå är busktäckningen i marker med miljöersättning signifikant högre period 2 i Götalands slättbygder och Götalands mellanbygder. I marker utan ersättning är busktäckningen minskat lägre period 2 i Götalands slättbygder, medan det finns tendenser till högre värden period 2 i marker med miljöersättning i Götalands mellanbygder och Götalands skogsbygder (Tabell 20; se Appendix 1).

Jämförelser av busktäckning i tre miljöersättningar under två femårsperioder

Analyserna (ANOVA) på betesmarksnivå av de tre vanligaste miljöersättningsformerna under perioden 2006–2015 (ingen miljöersättning, bete allmänna värden och bete särskilda värden) visar att marker utan miljöersättning har signifikant högre täckning av buskar än marker med allmänna eller särskilda värden. Däremot fanns (till skillnad från testerna i skattningsanalyserna, ovan; Figur 5) ingen skillnad i busktäckning mellan period 1 (2006–2010) och period 2 (2011–2015), se Tabell 6.

Precis som för trädäckning visar busktäckningen i interaktionsmodellen (där även landskapstyp, longitud och latitud ingår) lägre busktäckning i marker med miljöersättning för bete allmänna och särskilda värden, men ingen effekt av period (Tabell 8). Till skillnad mot för trädäckning syns ingen effekt av landskapstyp. Dessa resultat skiljer sig från skattningsanalyserna med fem miljöersättningsformer ovan, troligen beroende på att dessa har en mindre provstorlek och inte tar hänsyn till regionala skillnader i täckning av buskar. Slutsatsen blir att marker utan miljöersättning verkar generellt sett mer träd- och buskbevuxta än de med miljöersättning och att troligen inga större förändringar i busktäckningen har skett.

Tabell 8. Resultat från "Generalized additive mixed models" (GAMMs), som analyserar busktäckning i provtyper i relation till miljöersättningar och andra miljövariabler kopplade till betesmarken och det omgivande landskapet.

Busktäckning ***	B	SE	t	p-värde
<i>Period</i>	0.05	0.12	0.41	0.6818
<i>Ersättning: allmänna värden*</i>	-0.65	0.18	-3.56	0.0004
<i>Ersättning: särskilda värden*</i>	-0.85	0.14	-6.14	0.0000
<i>Landskap: Skogsdominerat+åker**</i>	-0.21	0.21	-1.00	0.3160
<i>Landskap: Skogsdominerat+bete**</i>	-0.09	0.13	-0.65	0.5149
	Edf	Ref.df	F	p-värde
<i>Longitud och Latitud</i>	2.00	2.00	8.47	0.0002

* Jämförs med marker utan miljöersättning

** Jämförs med åkerdominerade landskap

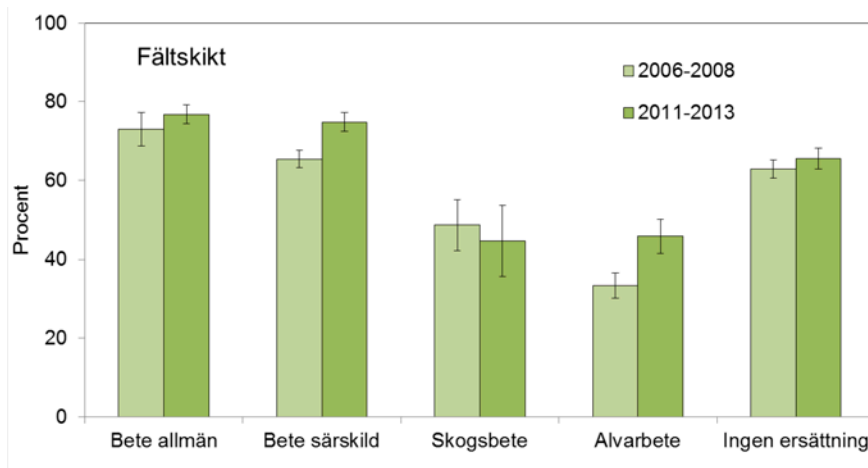
*** Interaktionerna *Ersättningstyp*Period* och *Ersättningstyp*Landskapstyp* var inte signifikanta ($p > 0.05$) och inkluderades inte i de slutliga modellerna.

4.2.1.3 Fältskiktstäckning

Fältskiktet omfattar flera grupper av kärlväxter, med olika ekologiska krav. I gräsmarker är det främst gräs och andra graminider som dominerar vegetationen, men det kan också finnas varierande inslag av örter. I mer skogsartad vegetation (i synnerhet i barrskog) och i hedar kan ris som blåbär, lingon och ljung vara mer vanligt förekommande, vilket ofta indikerar både näringsfattiga och sura förhållanden. I näringsrikare lövskog kan örter och ormbunsväxter vara vanligare. Den totala täckningen av fältskiktet säger dock i sig inte så mycket om de ekologiska förhållandena, förutom att fältskiktet kan förväntas bli glesare vid stark skugga, kraftig störning eller mycket torra och näringsfattiga förhållanden. Som komplement till variablerna för vegetationshöjd, blomrikedom och artrikedom av växter kan det dock vara intressant, som stöd för att tolka skillnader.

Jämförelser av fältskikt i fem miljöersättningar under två treårsperioder

Det fanns signifikanta skillnader i täckning av fältskikt mellan olika ersättningar, med lägst täckningsgrad i skogsbete och alvarbete och högst täckningsgrad i marker med ersättningar för bete allmänna värden och bete särskilda värden (Figur 6).



Figur 6. Den genomsnittliga täckningsgraden av fältskikt i betesmarksobjekt i olika markklasser under första och andra inventeringsvarvet. För Bete särskild och Alvarbete är fältskiktets täckning signifikant högre för andra tidsperioden (t-test, på 95%-nivån).

Enligt skattningen för tre år per period är täckningen av fältskikt signifikant högre period 2 i områden med ersättningarna bete särskilda värden och alvarbete. I marker utan ersättning kan ingen signifikant skillnad mellan perioder upptäckas (Figur 6). På regional nivå är täckningsgraden av fältskikt signifikant högre period 2 i områden med miljöersättning i Götalands slättbygder och Götalands mellanbygder (Tabell 21; se Appendix 1). I marker utan ersättning har inga skillnader mellan perioder kunnat påvisas.

Jämförelser av fältskikt i tre miljöersättningar under två femårsperioder

Analys (ANOVA) på betesmarksnivå av de tre vanligaste miljöersättningsformerna under perioden 2006–2015 (*ingen miljöersättning, allmänna värden och särskilda värden*) visar att marker utan miljöersättning har signifikant lägre täckning av fältskikt än marker med allmänna eller särskilda värden. Dessutom fanns en signifikant skillnad i fältskiktstäckning mellan period 1 (2006–2010) och period 2 (2011–2015), se Tabell 9.

Interaktionsmodellen (som inkluderar landskapstyp, longitud och latitud) visar högre täckning av fältskikt i marker med ersättning än i marker utan ersättning. Modellen visar precis som ANOVA-modellen ovan (Tabell 6) en signifikant högre fältskiktstäckning period 2, men skillnaden mellan perioder visar inte något signifikant samband (interaktion) med typ av miljöersättning (Tabell 9). Den högre täckningen av fältskikt i marker med miljöersättning (både för allmänna värden och särskilda värden) än i marker utan ersättning beror troligen åtminstone delvis på att träd- och buskskiktet har mindre täckning i dessa marker än i marker utan miljöersättning, eftersom beskuggning tenderar att ge ett glesare fältskikt.

Den högre fältskiktstäckningen i period 2 skulle också kunna ha ett samband med den högre täckningen av medelhög gräsmarksvegetation (5–15 cm) period 2, på bekostnad av lågvuxen gräsmarksvegetation (0–5 cm), se Tabell 10.

Tabell 9. Resultat från "Generalized additive mixed models" (GAMMs), som analyserar täckning av fältskikt i provytor i relation till miljöersättningar och andra miljövariabler kopplade till betesmarken och det omgivande landskapet.

Täckning av fältskikt ***	B	SE	t	p-värde
<i>Period</i>	0.19	0.07	2.76	0.0058
<i>Ersättning: allmänna värden*</i>	0.52	0.11	4.60	0.0000
<i>Ersättning: särskilda värden*</i>	0.54	0.09	6.17	0.0000
<i>Landskap: Skogsdominerat+åker**</i>	0.10	0.11	0.93	0.3547
<i>Landskap: Skogsdominerat+bete**</i>	-0.12	0.08	-1.52	0.1282
	edf	Ref.df	F	p-värde
<i>Longitud och Latitud</i>	4.11	4.11	3.87	0.0041

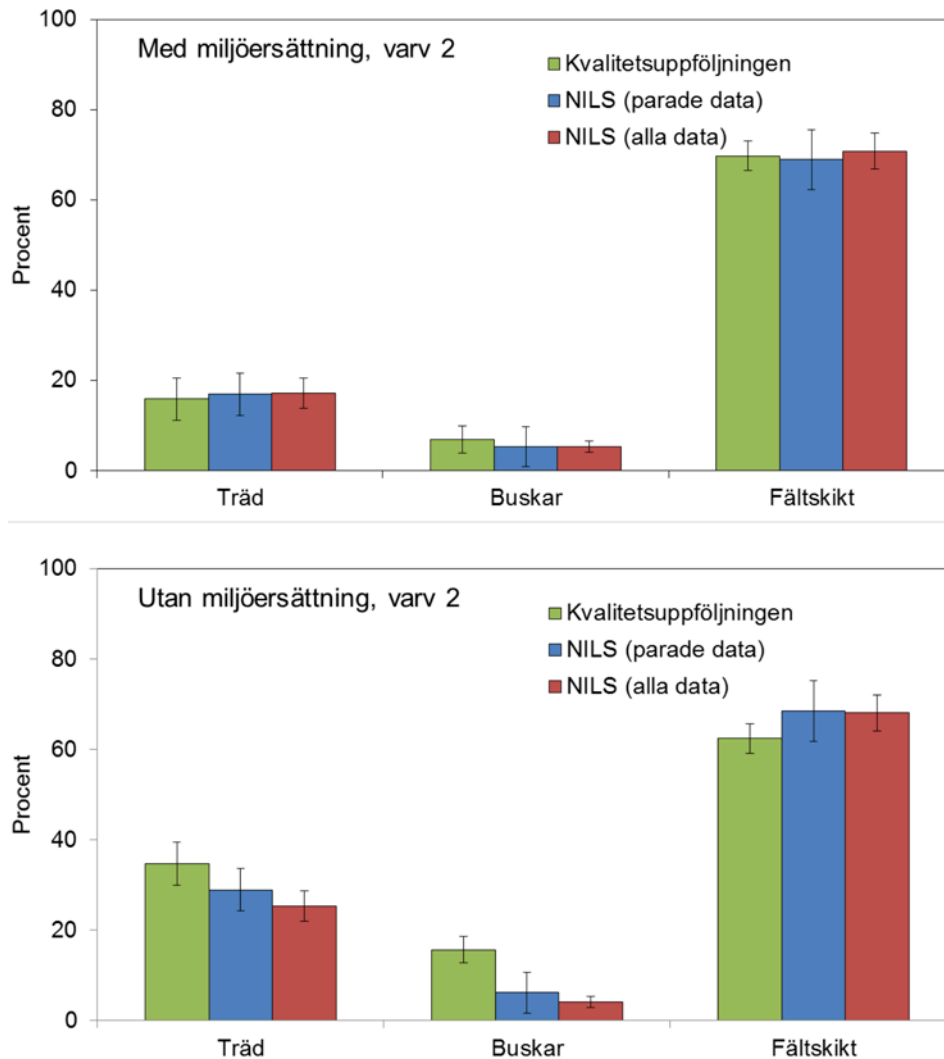
* Jämförs med marker utan miljöersättning

** Jämförs med åkerdominerade landskap

*** Interaktionerna *Ersättningstyp*Period* och *Ersättningstyp*Landskapstyp* var inte signifikanta ($p > 0.05$) och inkluderades inte i de slutliga modellerna.

4.2.1.4 Träd, buskar och fältskikt i NILS

Inga signifikanta förändringar mellan inventeringsvarven i täckningsgrad av träd, buskar och fältskikt kan detekteras i vare sig marker utan ersättning eller med ersättning. Inga analyser med interaktionsmodeller har genomförts med data från NILS, så vi kan inte säga om effekten finns kvar om man tar hänsyn till andra faktorer. Den skattade genomsnittliga täckningen av träd, buskar och fältskikt var ganska likartad i kvalitetsuppföljningen och NILS, och effekten av att bara inkludera parade data (endast provytor som uppfyllde samma krav för att inkluderas båda perioderna) skilde sig totalt sett inte i så hög grad från att inkludera alla data (Figur 7). Vi bedömer dock fortfarande att resultaten från NILS är otillförlitliga, eftersom de bygger på mycket liten mängd data. Denna osäkerhet visar sig framför allt i täckningen av buskar i marker utan miljöersättning, där de skattade värdena från kvalitetsuppföljningen är 3–4 gånger så höga som de skattade värdena från NILS (Figur 7)



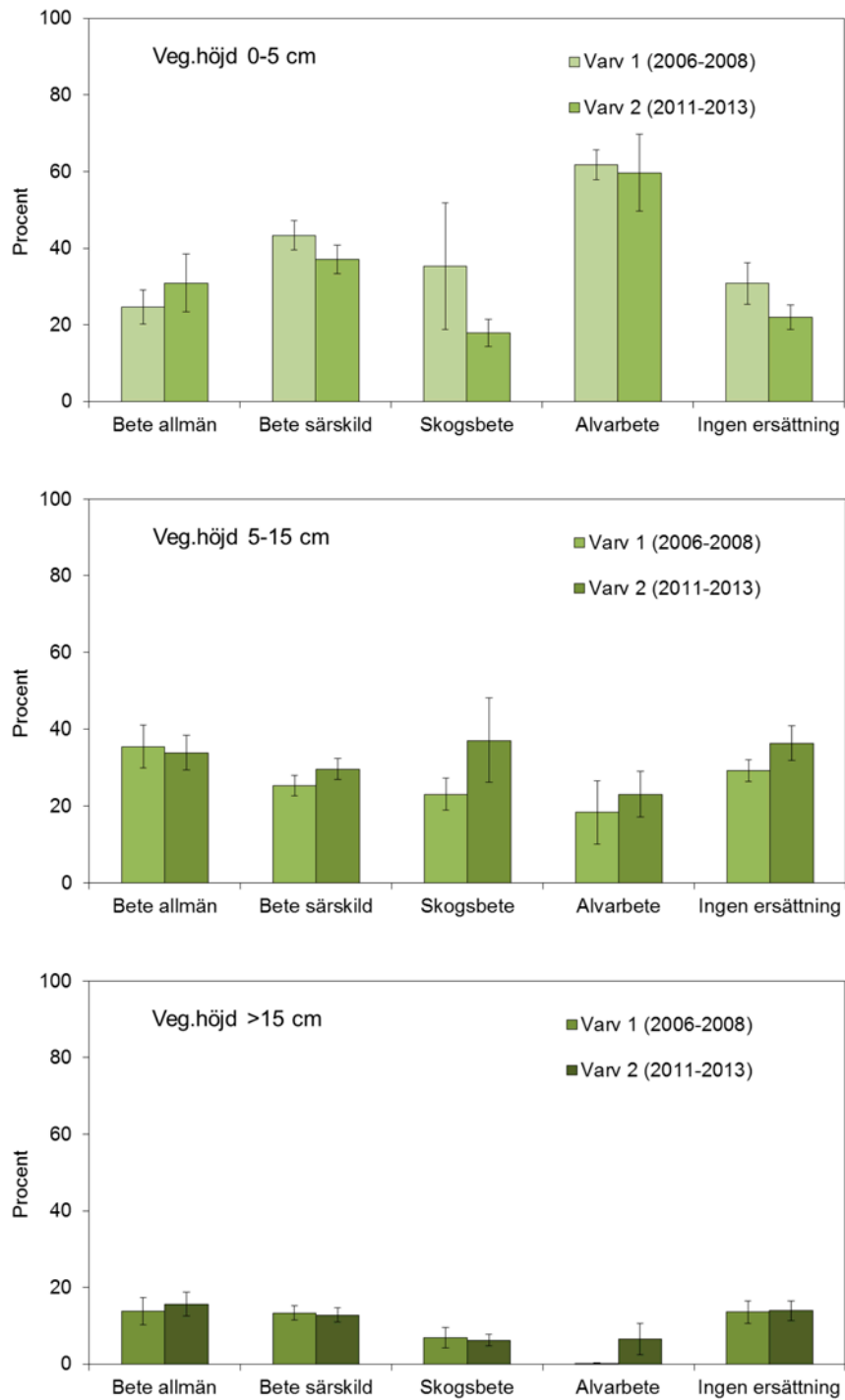
Figur 7. Den genomsnittliga täckningsgraden av träd, buskar och fältskikt i betesmarker med och utan miljöersättning under andra inventeringsvarvet, för kvalitetsuppföljningen (TUVA-objekt; 2011–2013), för NILS baserat på parade data (där de ingående provytorna uppfyller urvalskraven båda inventeringsvarven) samt för samtliga betes- och slättermarksprovtytor från andra inventeringsvarvet i NILS (2008–2012).

4.2.2 Vegetationshöjd

4.2.2.1 Vegetationshöjd i kvalitetsuppföljningen

Jämförelser av vegetationshöjd i skattningar för fem miljöersättningsformer under två treårsperioder

Analyser av tillståndet i andra inventeringsvarvet (Figur 8) visar på signifikanta skillnader mellan olika ersättningsformer i andelen areal med en vegetation som är <5 cm hög (Envägs-ANOVA, $p < 0,001$). Andelen är lägst (18 procent) i områden utan ersättning och högst (62 procent) i alvarbete. Även i klassen 5–15 cm finns det signifikanta skillnader (Envägs-ANOVA, $p < 0,001$), med lägst andel i marker utan ersättning (22 procent). Signifikanta skillnader mellan ersättningsformer för period 2 finns även för den mest högvuxna, >15 cm, vegetationsklassen (Envägs-ANOVA, $p < 0,001$), med lägst andel i skogsbete (6 procent) och högst i marker utan miljöersättning (37 procent).



Figur 8. Täckningsgraden av betespräglad vegetation i olika höjdklasser under första och andra inventeringsvarvet i marker med miljöersättning för olika markklasser respektive ingen miljöersättning. För Skogsbete var klassen 5–15 cm signifikant högre och för Ingen miljöersättning var klassen <5 cm signifikant lägre andra tidsperioden (t-test, på 95%-nivån).

Täckningsgraden av lågvuxen vegetation (<5 cm) är signifikant lägre period 2 än period 1 i marker utan ersättning då norra Sverige räknas med. Andelen måttligt högvuxen vegetation (5–15 cm) är signifikant högre period 2 i marker med *skogsbete* (Figur 8).

Jämförelser av vegetationshöjd i interaktionsmodeller (GAMMs) för tre miljöersättningsformer

Analyserna (ANOVA) på betesmarksnivå av de tre vanligaste miljöersättningsformerna under perioden 2006–2015 (*ingen miljöersättning, allmänna värden och särskilda värden*) visar att täckningen av låg vegetation (<5cm) är lägre, och täckningen av hög vegetation (>15cm) högre i betesmarker utan miljöersättning än i betesmarker med särskilda eller allmänna värden. Det fanns inga signifikanta skillnader i täckning av vegetation med olika höjd mellan period 1 (2006–2010) och period 2 (2011–2015), se Tabell 6.

I interaktionsmodellen är dock resultaten något annorlunda. Marker med miljöersättning för *bete särskilda värden* har signifikant högre täckning av lågvuxen vegetation, men täckningen av andra vegetationshöjder skilde sig inte signifikant mellan ersättningsformerna. I dessa analyser har vi också inkluderat andelen av ytan som saknar gräsmarksvegetation, och denna andel är mindre i marker med miljöersättning för bete allmänna och särskilda värden än i marker utan miljöersättning. En förklaring kan vara den högre täckningen av träd och buskar i marker utan miljöersättning, eftersom kraftig beskuggning motverkar bildandet av tät gräsmarksvegetation.

Dessutom har mängden lågvuxen vegetation generellt minskat och medelhög vegetation har ökat, medan högvuxen vegetation inte uppvisar några skillnader mellan perioder (Tabell 10). Ingen av variablerna visar något samband mellan period och typ av miljöersättning, dvs. interaktionen *period*ersättningstyp* var inte signifikant.

De olika analyserna av vegetationshöjd visar alltså lite olika mönster, men kort vegetation (0–5 cm) tycks vara knuten till marker med särskilda värden och vara ovanligast i marker utan miljöersättning. Det motsatta gäller för lång vegetation (>15 cm) som är knuten till marker utan miljöersättning. När det gäller förändringar mellan perioderna är resultaten även där olika, men kort vegetation (<5cm) tycks ha minskat generellt och möjligen mest i marker utan miljöersättning, medan mellanhög vegetation (5–15cm) möjligen påvisar en generell ökning (i en av analyserna).

Tabell 10. Resultat från "Generalized additive mixed models" (GAMMs), som analyserar täckning av gräsmarksvegetation i olika höjdklasser i provtytor i relation till miljöersättningar och andra miljövariabler kopplade till betesmarken och det omgivande landskapet.

Vegetation 0–5 cm ***	B	SE	t	p-värde
<i>Period</i>	-0.17	0.08	-2.26	0.0236
<i>Ersättning: allmänna värden*</i>	0.24	0.16	1.46	0.1440
<i>Ersättning: särskilda värden*</i>	0.42	0.14	3.07	0.0022
<i>Landskap: Skogsdominerat+åker**</i>	-0.25	0.15	-1.73	0.0830
<i>Landskap: Skogsdominerat+bete**</i>	0.15	0.10	1.46	0.1436
	edf	Ref.df	F	p-värde
<i>Longitud och Latitud</i>	4.23	4.23	3.68	0.0114

Vegetation 5–15 cm ***	B	SE	t	p-värde
<i>Period</i>	0.19	0.07	2.50	0.0125
<i>Ersättning: allmänna värden*</i>	0.24	0.14	1.74	0.0827
<i>Ersättning: särskilda värden*</i>	0.19	0.12	1.62	0.1049
<i>Landskap: Skogsdominerat+åker**</i>	-0.01	0.12	-0.08	0.9359
<i>Landskap: Skogsdominerat+bete**</i>	-0.05	0.09	-0.55	0.5822
	edf	Ref.df	F	p-värde
<i>Longitud och Latitud</i>	4.25	4.25	3.53	0.0103

Vegetation >15 cm ***	B	SE	t	p-värde
<i>Period</i>	-0.04	0.10	-0.47	0.6418
<i>Ersättning: allmänna värden*</i>	0.10	0.18	0.55	0.5848
<i>Ersättning: särskilda värden*</i>	-0.06	0.16	-0.41	0.6822
<i>Landskap: Skogsdominerat+åker**</i>	0.14	0.16	0.84	0.3987
<i>Landskap: Skogsdominerat+bete**</i>	-0.23	0.13	-1.79	0.0739
	edf	Ref.df	F	p-värde
<i>Longitud och Latitud</i>	4.39	4.39	5.47	0.0002

* Jämförs med marker utan miljöersättning

** Jämförs med åkerdominerade landskap

*** Interaktionerna *Ersättningstyp*Period* och *Ersättningstyp*Landskapstyp* var inte signifikanta ($p > 0.05$) och inkluderades inte i de slutliga modellerna.

4.2.3 Kärlväxter

4.2.3.1 Ekologiska grupper

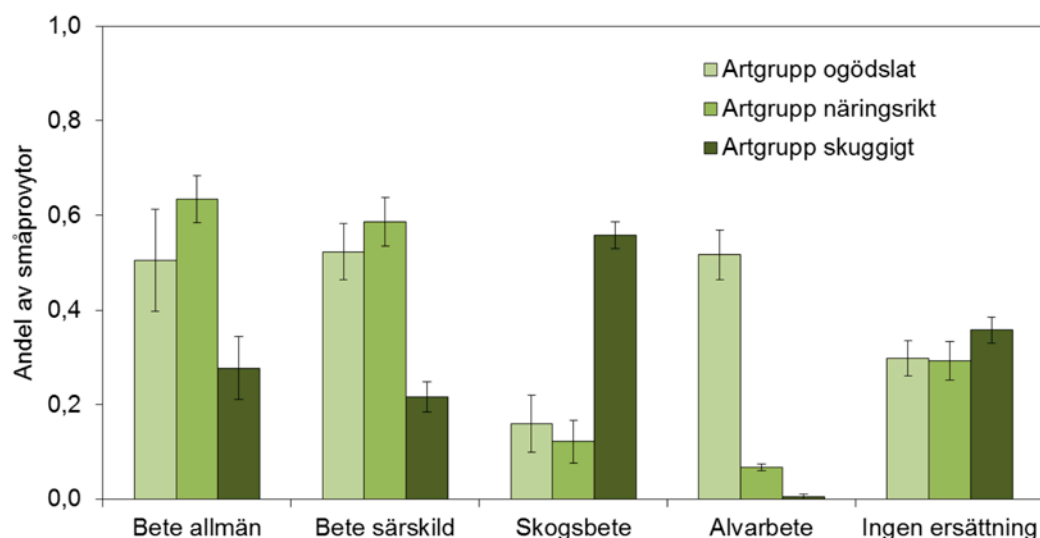
Jämförelser av ekologiska artgrupper för fem miljöersättningar 2011–2013

Kärlväxter som inventeras i småprovtytor i kvalitetsuppföljningen delades in i fem ekologiska grupper efter ekologiska krav på olika omvärldsfaktorer, i den analys som Pihlgren m.fl. (2010) gjorde för det första inventeringsvarvets fem år. Av dessa fem grupper har vi använt tre, de som representerar växtarter i torr/frisk mark (Tabell 11), men utslutit de som representerade fuktig mark. Dels var klasserna för arter från fuktig mark små (med få ingående arter), dels anser vi att de arter som ingick för de klasserna i Pihlgrens m.fl. (2010) rapport utgjorde ekologiskt heterogena grupper som kan förväntas ge svårtolkade resultat. Här benämner vi de tre inkluderade grupperna "ogödslat", "närlingsrikt" och "skuggigt" (Tabell 11).

Tabell 11. Indelning av växtarter i tre ekologiska grupper.

Grupp	Krav på omvärldsfaktorer	Arter i kvalitetsuppföljningen
Ogödslat	Ljust, torrt/friskt och näringsfattigt	Blåsuga, daggkåpor, fetknoppar, gull-/lundviva, skallror, ärenpris, bergssyra, bockrot, gulmåra, röllika, skogsklöver, smultron, stångfibblor, blodrot, brudbröd, femfingerört, johannesörter, stagg, vitmåra
Näringsrikt	Ljust, torrt/friskt och näringsrikt	Brännässla, humleblomster/nejlikrot, hundkåx, groblad, hundäxing, midsommarblomster, rödklöver, vitklöver, åkertistel, kirskaål, mjölkört, trampört, våtarv, ängssyra, maskrosor, skräppor, vanlig smörblomma
Skuggigt	Skuggigt, torrt/friskt, näringsfattigt/rikt	Bergslok, blåsippa, gullris, liljekonvalj, ormbär, hökfibblor, vårfryle, björkpyrola, gökärt, kruståtel, piprör, tuvtåtel, ängs-/skogskovall, ekorrbar, harsyra, skogsstjärna, vitsippa

Alla tre grupper uppvisar signifikanta skillnader i förekomst mellan olika miljöersättningstyper (Envägs-ANOVA, $p < 0,05$ för samtliga grupper). Arter som tillhör gruppen ogödslat är mest förekommande i bete allmänna värden, bete särskilda värden och alvarbete och minst förekommande i skogsbete. Gruppen näringsrikt är vanligast i marker med ersättningarna bete allmänna värden och bete särskilda värden, men minst vanlig i alvarbete. Gruppen skuggigt finns i mycket låg utsträckning i alvarbete och är vanligast i marker med skogsbete (Figur 9).



Figur 9. Andelen småprovytor med förekomst av arter i olika ekologiska grupper (under andra inventeringsvarvet 2011-2013) i kvalitetsuppföljningen, fördelat på olika markklasser. För Ingen miljöersättning hade både artgruppen för näringsrikt och artgruppen för skuggigt signifikant mindre mängd andra tidsperioden.

Förekomsten av arter i gruppen näringsrikt har minskat signifikant i marker utan ersättning. Även förekomsten av arter i gruppen skuggigt har minskat i områden utan ersättning (t-test, på 95%-nivån). Förekomsten av arter i gruppen ogödslat har minskat i marker med ersättning i Götalands mellanbygder och ökat i marker utan ersättning i samma region. Arter i gruppen *näringsrikt* är mindre period 2 i marker med ersättning i mellersta Sverige och i marker utan ersättning i både Götalands slättbygder och mellersta Sverige. Gruppen skuggigt uppvisar minskningar enbart i marker utan ersättning i Götalands skogsbygder, mellersta Sverige och norra Sverige (Tabell 27; se Appendix 1). Figur 9 visar tydligt hur stor skillnad det är i artsamman-

sättning och ekologiska förutsättningar för skogsbete och alvarbete, jämfört med övriga marker. Även marker utan *miljöersättning* skiljer sig genom att ha större andel skuggpåverkad vegetation, vilket i sin tur påverkar förutsättningarna för att ha en artrik, hävdgynnad vegetation.

Indikatorvärden för ljus, fukt och näring under två femårsperioder

Liknande typer av effekter har inkluderats i interaktionsmodellerna, där miljöersättningarna för bete särskilda värden och bete allmänna värden visar starkt positivt samband med indikatorvärdena (Ellenbergvärden baserade på vegetationens sammansättning; Ellenberg m.fl. 2001, Diekmann 2003) för ljus och näring (Tabell 12). Detta kan verka förvånande, eftersom näringsrikare mark betraktas som mindre värdefull. I detta fall jämförs de dock med marker utan miljöersättning som i detta troligen kännetecknas av att vara mer igenväxta (mer träd och buskar), snarare än mer gödslingspåverkade. Indikatorvärdena för fuktighet och näring visar sig ha tydligt samband också med artantalet av kärlväxter (Tabell 16, nedan).

Tabell 12. Resultat från "Generalized additive mixed models" (GAMMs), som analyserar indikatorvärden (IV) för ljus, näring och fuktighet baserat på artsammansättningen i provtytor, i relation till miljöersättningar och andra miljövariabler kopplade till betesmarken och det omgivande landskapet.

IV-ljus ***	B	SE	t	p-värde
<i>Period: andra perioden</i>	-0.03	0.02	-1.08	0.2818
<i>Ersättning: allmänna värden*</i>	0.49	0.06	7.84	0.0000
<i>Ersättning: särskilda värden*</i>	0.50	0.05	9.04	0.0000
<i>Landskap: Skogsdominerat+åker**</i>	-0.14	0.08	-1.77	0.0777
<i>Landskap: Skogsdominerat+bete**</i>	-0.27	0.06	-4.80	0.0000
	edf	Ref.df	F	p-värde
<i>Longitud och latitud</i>	2.00	2.00	5.22	0.0054

IV-näring ***	B	SE	t	p-värde
<i>Period: andra perioden</i>	0.06	0.04	1.81	0.0710
<i>Ersättning: allmänna värden*</i>	0.22	0.10	2.27	0.0232
<i>Ersättning: särskilda värden*</i>	0.24	0.09	2.70	0.0071
<i>Landskap: Skogsdominerat+åker**</i>	-0.24	0.13	-1.87	0.0616
<i>Landskap: Skogsdominerat+bete**</i>	-0.41	0.10	-4.29	0.0000
	edf	Ref.df	F	p-värde
<i>Longitud och latitud</i>	4.71	4.71	7.21	0.0000

IV-fuktighet ***	B	SE	t	p-värde
<i>Period: andra perioden</i>	0.06	0.03	1.90	0.0578
<i>Ersättning: allmänna värden*</i>	-0.09	0.09	-1.08	0.2789
<i>Ersättning: särskilda värden*</i>	0.08	0.08	1.01	0.3115
<i>Landskap: Skogsdominerat+åker**</i>	0.02	0.12	0.20	0.8405
<i>Landskap: Skogsdominerat+bete**</i>	-0.09	0.09	-0.96	0.3363
	edf	Ref.df	F	p-värde
<i>Longitud och latitud</i>	4.16	4.16	8.44	0.0000

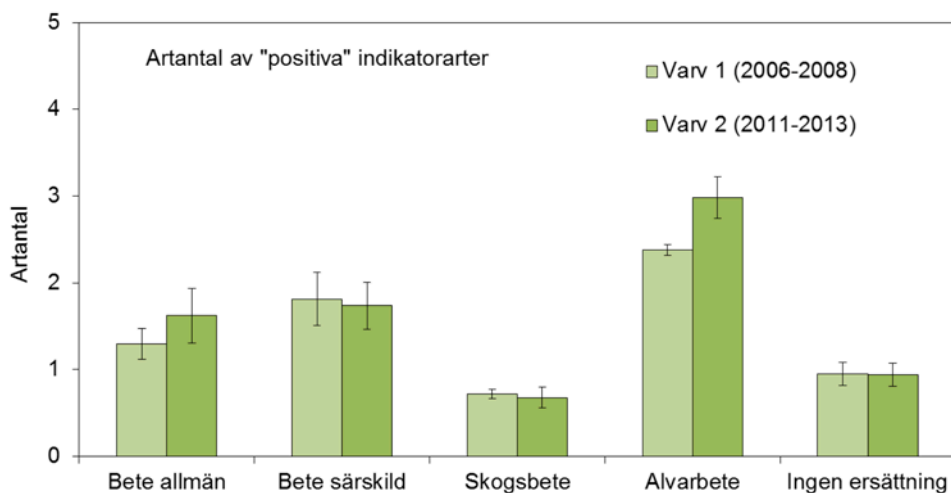
* Jämförs med marker utan miljöersättning

** Jämförs med åkerdominerade landskap

*** Interaktionerna *Ersättningstyp*Period* och *Ersättningstyp*Landskapstyp* var inte signifikanta ($p > 0.05$) och inkluderades inte i de slutliga modellerna.

4.2.3.2 Artantal av kärlväxter i fem miljöersättningar under två treårsperioder

Det genomsnittliga antalet arter per provyta av de arter som ingår i kvalitetsuppföljningens kärlväxtlista skilde sig signifikant åt mellan ersättningsformerna, med högst artantal i alvarbete och lägst i skogsbete (i andra inventeringsvarvet, envägs-ANOVA, $p < 0,001$) (Figur 10).

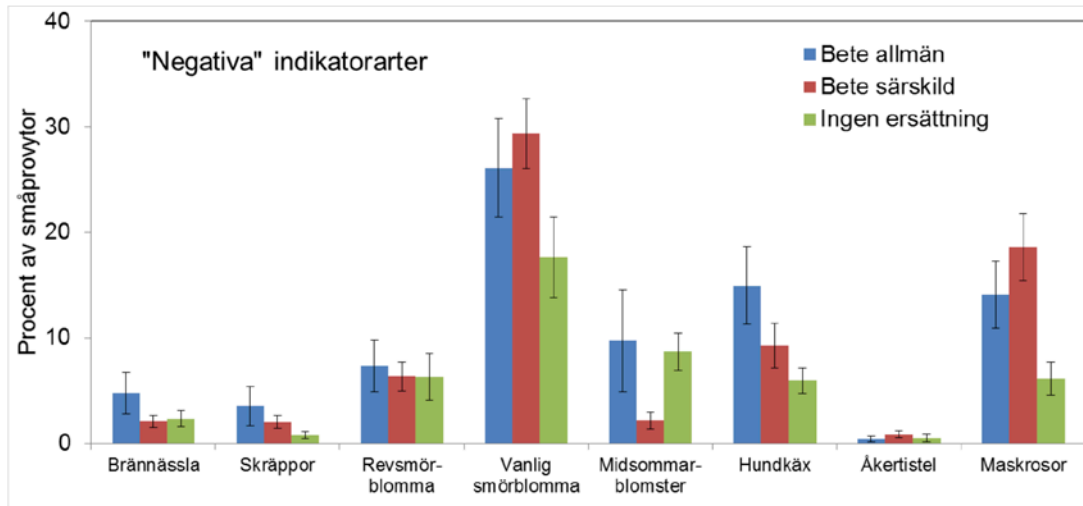


Figur 10. Genomsnittligt artantal per provyta av arter i kvalitetsuppföljningens (positiva indikatorarter, kärlväxter) fördelat på olika markklasser. Ingen av miljöersättningsformerna visade några signifikanta skillnader mellan tidsperioderna (t-test, på 95%-nivån).

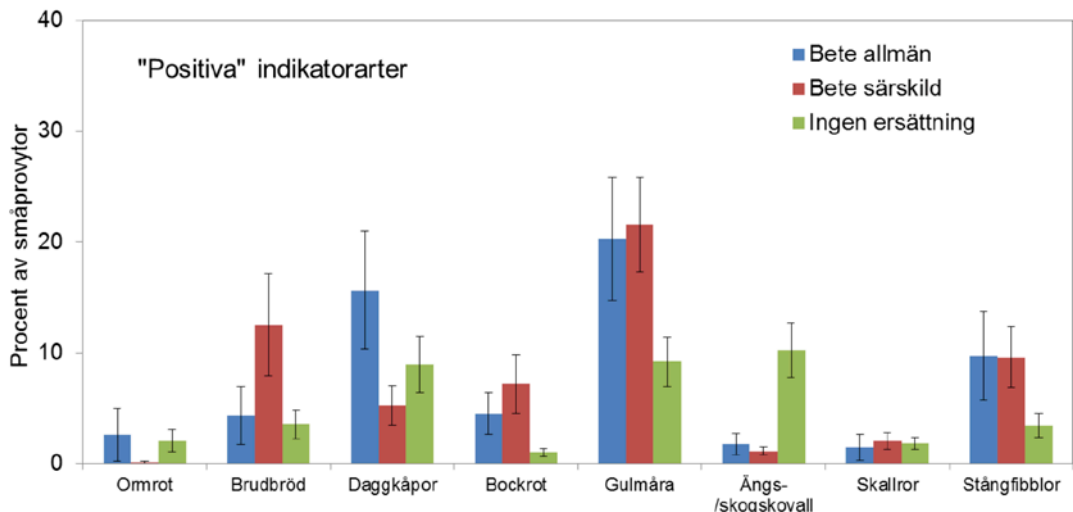
Inga signifikanta förändringar i artantal av kärlväxter har hittats, men en tendens till ökning finns i områden med miljöersättningarna *bete allmänna värden* och *alvarbete* (Figur 10). På regional nivå har antalet arter av kärlväxter inte förändrats signifikant i marker med miljöersättning. I marker utan miljöersättning har artantalet ökat signifikant i Götalands mellanbygder och Götalands skogsbygder och minskat i mellersta Sverige (Tabell 29; se Appendix 1).

4.2.3.3 Indikatorarter av kärlväxter 2011–2013 i tre miljöersättningsformer

Det finns tydliga skillnader mellan markklasser när det gäller förekomst av icke-hävdgynnade och hävdgynnade arter (Figur 11 och 12). Ingen av de arter som kategoriserats som icke-hävdgynnade är vanligast i områden utan miljöersättning, där den relativa fördelningen av såväl icke-hävdgynnade som hävdgynnade arter liknar den för marker med *bete allmänna värden*, bortsett från en större förekomst av ängs-/skogskovall.



Figur 11. Procentuell andel av småprovtytor med förekomst av "negativa" indikatorarter av kärlväxter (som antas gynnade av gödsling eller igenväxning), fördelat på olika miljöersättningsklasser under 2011–2013. Felstaplar anger skattningens medelfel.

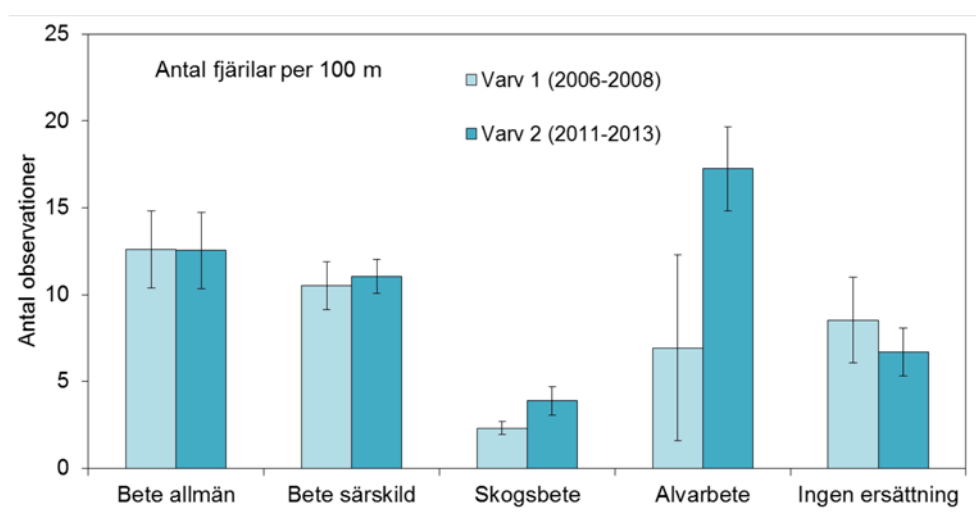


Figur 12. Procentuell andel av småprovtytor med förekomst av "positiva" indikatorarter av kärlväxter (som antas gynnade av näringsfattiga förhållanden och kontinuerlig hävd), fördelat på olika miljöersättningsklasser under 2011–2013. Felstaplar anger skattningens medelfel.

Flest signifikanta skillnader mellan perioder finns i gruppen icke-hävdgynnade arter, som har lägre värden period 2 både i marker med och marker utan miljöersättning. I marker med *bete allmänna värden* har hundkäx och maskrosor signifikant mindre mängd under period 2. Även marker med *bete särskilda värden* uppvisar en mindre mängd av hundkäx och brännässla. Hundkäx har mindre mängd under period 2 i marker utan ersättning, liksom maskrosor när även norra Sverige räknas med. När det gäller hävdgynnade arter så har ormrot och bockrot mindre mängd period 2 i områden utan miljöersättning när man ser på data över hela landet (Tabell 30; se Appendix 1).

4.2.4 Fjärilar i marker med olika fem miljöersättningsformer

I kvalitetsuppföljningen registreras fjärilsarter som är kopplade till öppna och halv-öppna miljöer med förekomst av gräs och örter, som ängar och betesmarker. Det fanns signifikanta skillnader mellan olika ersättningsformer när det gäller det genomsnittliga antalet fjärilsregistreringar per 100 meter transekt (andra inventeringsvarvet, envägs-ANOVA, $p < 0,001$). En jämförelse av antalet individer mellan marker med (alla markklasser sammanslagna) respektive utan ersättning visade inga signifikanta skillnader i det första inventeringsvarvet (Envägs-ANOVA, $p = 0,351$), men i det andra inventeringsvarvet har signifikant fler fjärilar registrerats i marker med ersättning än i marker utan ersättning ($p = 0,003$), vilket möjligen kan bero på det signifikant högre artantalet i alvarbete under period 2 (Figur 13).



Figur 13. Antalet registrerade fjärilsindivider per 100 m transekt fördelat på olika markklasser under åren 2011–2013. För skogsbete och alvarbete var antalet fjärilar signifikant högre för andra tidsperioden (t-test, på 95%-nivån).

Antalet fjärilsobservationer (individer) är signifikant högre period 2 i marker med *skogsbete* och *alvarbete*. Inga signifikanta skillnader mellan perioderna kan utläsas i marker med ersättning för allmänna eller särskilda värden eller i marker utan miljöersättning (Figur 13).

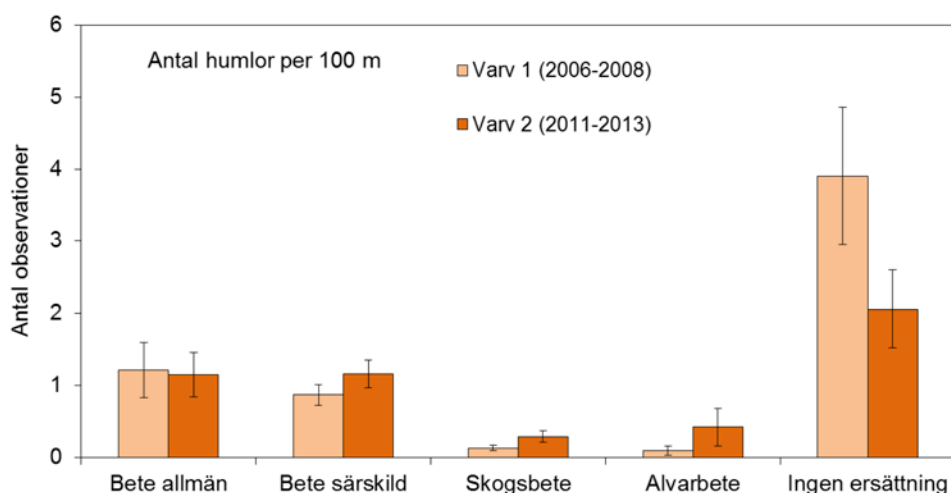
Tabell 32 (se Appendix 1) visar skillnader i förekomsten av enskilda fjärilsarter (per 100 m transekt) mellan perioderna 2006–2008 och 2011–2013. I marker med miljöersättning består de signifikanta skillnaderna i 15 fall av 24 (med signifikanta förändringar) av ett högre individantal period 2. I marker utan ersättning i hela landet har ingen art signifikant högre förekomst period 2, men två arter har mindre förekomst. Notera att även Norrland ingår i dessa analyser (för marker utan miljöersättning).

4.2.5 Humlor i marker med fem olika miljöersättningsformer

Det finns signifikanta skillnader i antalet påträffade individer av humlor mellan marker med olika ersättningsstyp (andra perioden, envägs-ANOVA, $p < 0,001$). Det största antalet humleindivider påträffas i områden *utan miljöersättning* och det minsta antalet finns i marker med *skogsbete* (Figur 14).

Marker utan ersättning hade signifikant fler registreringar av humlor jämfört med marker med ersättning (alla markklasser sammanslagna) under det första inventerings-

varvet (Envägs-ANOVA, $p=0,002$). Under det andra inventeringsvarvet är dock antalet registrerade humlor lägre i marker utan ersättning, och skillnaden mellan med ersättning och utan ersättning är då inte längre signifikant ($p=0,077$).



Figur 14. Antalet påträffade humlor per 100 m transekt i marker (inkluderar hela landet) med miljöersättning för olika markklasser (2011–2013). För Skogsbete var antalet humlor signifikant högre för andra tidsperioden, och för Ingen miljöersättning signifikant lägre (t-test, på 95%-nivån).

I marker utan ersättning i hela landet är antalet humleobservationer signifikant mindre det andra inventeringsvarvet. I skogsbete är antalet observationer signifikant större andra varvet (Figur 14).

4.3 Interaktionsmodeller för artrikedom (GAMM) under perioden 2006–2015

I analyserna av artrikedom var Typ av miljöersättning (marker utan stöd, betesmarker med särskilda värden och betesmarker med allmänna värden) den faktor som analyserna fokuserade på, och dessutom inkluderades interaktionen Typ av miljöersättning*Period för att analysera om eventuella förändringar i artrikedom mellan de två perioderna var relaterade till typ av miljöstöd. Interaktionen inkluderades endast i de slutliga modellerna om den var signifikant. Eftersom alla objekt och provytor som ingår i analyserna kan hänföras till en av de tre klasserna, så är det inte nödvändigt att inkludera alla tre i analysen (då den tredje utgör “resten”). I analysen ingick alltså två av typerna med miljöersättning som separata faktorer mot marker utan ersättning. På samma sätt inkluderades två landskapstyper som jämfördes mot den tredje landskapstypen (oftast skogsdominerat + bete och skogsdominerat + åker mot åkerdominerat).

4.3.1 Modell för fjärilar, alla arter

Analyserna för alla förekommande fjärilsarter visar att det inte fanns någon signifikant effekt av Typ av miljöersättning på förändringen av artrikedom av fjärilar mellan de två inventeringsperioderna (interaktionen Typ av miljöersättning*Period var inte signifikant), se Tabell 13. Antalet fjärilsarter har inte heller visat några skillnader mellan de två inventeringsvarven (Figur 15). Det fanns svaga positiva effekter av Typ av miljöersättning på artrikedom av fjärilar, dvs. marker utan ersättning var artfattigare än de med ersättning. Det fanns inte heller några effekter av miljöersättningarna som var beroende av landskapstyp, (Tabell 13).

Tabell 13. Resultat från "Generalized additive mixed models" (GAMMs), som analyserar artrikedom av fjärilar i relation till miljöersättning och andra miljövariabler kopplade till betesmarken och det omgivande landskapet.

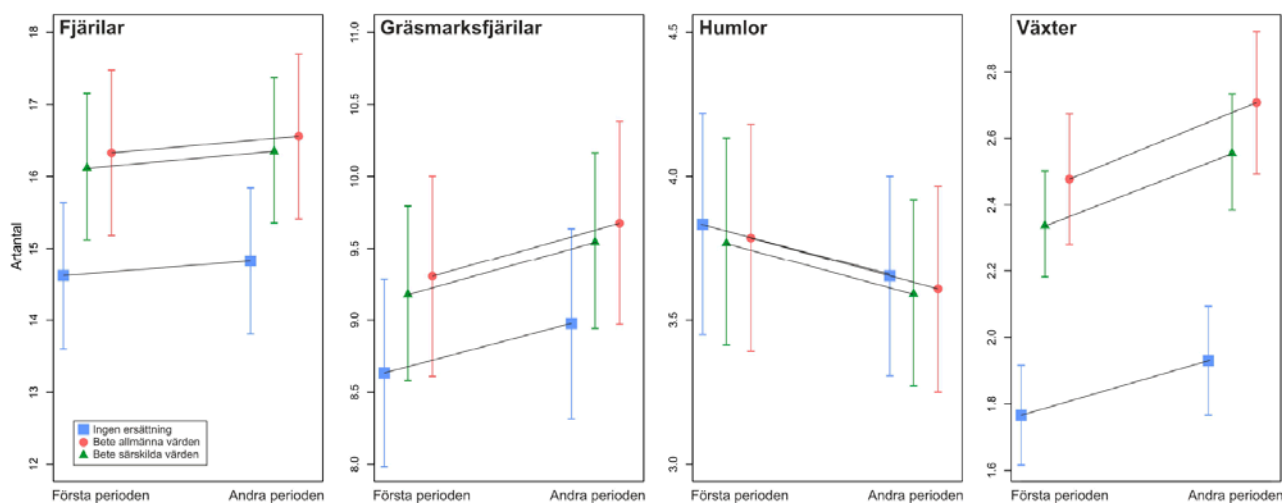
Artrikedom av fjärilar ***	B	SE	t	p-värde
<i>Betande djur</i>	-0.082	0.034	2.4	0.0161
<i>Period: andra perioden</i>	0.014	0.020	0.7	0.473
<i>Ersättning: allmänna värden*</i>	0.111	0.053	2.1	0.0359
<i>Ersättning: särskilda värden*</i>	0.099	0.045	2.2	0.0275
<i>Landskap: Åkerdominerat**</i>	-0.059	0.052	1.1	0.2550
<i>Landskap: Skogsdominerat+åker**</i>	-0.050	0.051	1.0	0.3308
<i>Log(blomrikedom)</i>	0.127	0.018	6.9	0.0000
<i>% Vegetation >15cm</i>	0.002	0.001	2.9	0.0042
	edf	Ref.df	F	p-värde
<i>Transektlängd</i>	1.966	1.966	22.3	0.0000
<i>Longitud och Latitud</i>	4.823	4.823	13.0	0.0000

* Jämförs med marker utan miljöersättning

** Jämförs med Skogsdominerat +bete

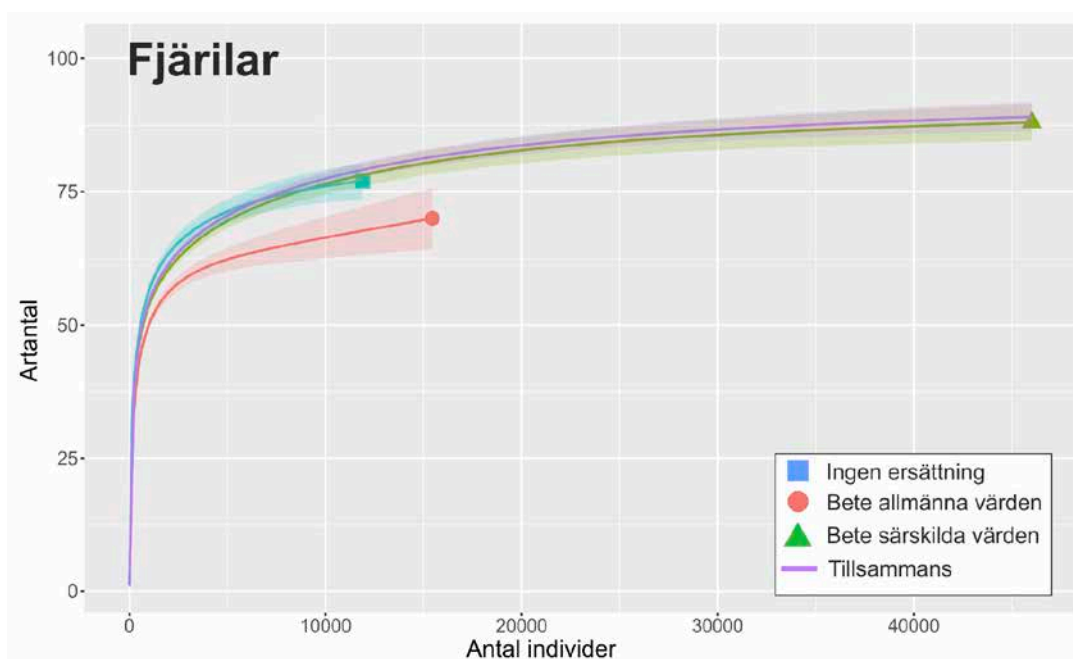
*** Interaktionerna *Ersättningstyp*Period* och *Ersättningstyp*Landskapstyp* var inte signifikanta ($p>0.05$) och inkluderades inte i de slutliga modellerna.

En generell slutsats är alltså att miljöersättningarna inte tycks ha påverkat skillnader i artantalet mellan de två femårsperioderna, men att de med ersättning var något artrikare än de utan ersättning. Några andra faktorer var istället starkt associerade med artrikedomen av fjärilar. Detta inkluderade *Täckning av hög vegetation (>15 cm)* och *Blomrikedom*, som var positivt associerade med artrikedomen av fjärilar (Tabell 13). *Täckningen av Hög vegetation (>15 cm)* och *Blomrikedom* var positivt korrelerade till varandra ($r=0.19$, $p<0.001$), men sambandet var relativt svagt, så förekomst av hög vegetation behöver inte betyda att markerna är blomrika. *Förekomst av betande djur* var däremot negativt associerat till artrikedomen av fjärilar. Det fanns inga signifikanta effekter av *Landskapstyp*, men stora regionala skillnader (effekter av *latitud* och *longitud*) i *artrikedom* (Tabell 13; Appendix 5), men det sistnämnda diskuteras inte i detalj i denna rapport. Antalet fjärilsarter påverkas i första hand av positivt av *hög vegetation* och *blomrikedom*, medan förekomst av betande djur hade en viss signifikant negativ påverkan på artrikedomen.



Figur 15. Artantal (\pm SE) av fjärilar (alla arter), gräsmarksfjärilar, humlor (alla arter) och kärlväxter (indikatorarter) under första respektive andra inventeringsperioden i marker utan miljöersättning, marker med ersättning för allmänna värden och marker med ersättning för särskilda värden. Artantalet anger predikterade värden från GAMM-modeller. Observera skillnader i skalor mellan figurer.

Potentiellt skulle den totala artrikedomen också kunna skilja mellan marker med och utan eller med olika typ av miljöersättning genom att storleken på objekten och längden av de inventerade transekterna kan skilja sig mellan marker i de tre typerna av miljöersättning, vilket i sin tur påverkar antalet registrerade individer. Vi genomförde därför "rarefaction-analyser" (individbaserade, som inkluderar sambandet mellan transektlängd och antalet individer), som tar hänsyn till att artantalet påverkas av antalet individer och som visade att den totala artrikedomen av fjärilar var lägre i marker med allmänna värden jämfört med marker *utan miljöersättning* och marker med *särskilda värden*, se Figur 16.



Figur 16. "Rarefaction-analys" (individbaserad) på artantalet fjärilar i betesmarker *utan miljöersättning*, marker med *bete allmänna värden* och *bete särskilda värden*. De färgade zonerna indikerar 95 % konfidensintervall, dvs. icke överlappande zoner skiljer sig signifikant åt i artantal.

4.3.2 Modell för fjärilar, gräsmarksarter

Ovanstående analyser inkluderade alla fjärilsarter (97 arter), dvs. även arter knutna till skogsmiljöer, åkermark, myrar, etc. Vi testade även om artrikedomen av gräsmarksarter (45 arter, se Appendix 4) var relaterad till typ av miljöersättning med samma analysmodell som för den totala artrikedomen. Resultaten var litet annorlunda än för alla fjärilsarter och var inte signifikant associerad med *Typ av miljöersättning* (Tabell 14, Figur 15). Precis som i analyserna för alla fjärilsarter var artrikedomen av gräsmarksarter positivt associerad med *Blomrikedom*, men däremot inte med *Täckning av hög vegetation (icke signifikant tendens)*. Det fanns ingen signifikant negativ effekt av *Förekomst av betesdjur*. Inte heller i dessa modeller fanns skillnader i artrikedomen mellan *landskapstyper* men det fanns regionala skillnader i artrikedomen (Tabell 14).

Faktorer som *Blomrikedom* och *Vegetationshöjd* (troligen kopplat till betestryck och typ av betesdjur) har alltså generellt sett större påverkan på artrikedomen av fjärilar än *Typ av miljöersättning* (eller avsaknad av ersättning). Dessutom finns skillnader i artrikedomen mellan regioner och landskapstyper som är större än eventuella skillnader i artrikedomen mellan marker med och utan miljöersättning eller marker med olika typer av miljöersättning.

Tabell 14. Resultat från "Generalized additive mixed models" (GAMMs), som analyserar artrikedom av fjärilar i relation till miljöersättningar och andra miljövariabler kopplade till betesmarken och det omgivande landskapet.

Artrikedom av gräsmarksfjärilar ***	B	SE	t	p-värde
<i>Betande djur</i>	-0.060	0.042	1.4	0.1588
<i>Period: andra perioden</i>	0.039	0.025	1.6	0.1200
<i>Ersättning: allmänna värden*</i>	0.075	0.062	1.2	0.2290
<i>Ersättning: särskilda värden*</i>	0.062	0.053	1.2	0.2417
<i>Landskap: Åkerdominerat**</i>	-0.051	0.061	0.8	0.4065
<i>Landskap: Skogsdominerat+åker**</i>	-0.100	0.061	1.6	0.1012
<i>Log (Blomrikedom)</i>	0.167	0.023	7.3	0.0000
<i>% Vegetation >15cm</i>	0.001	0.001	1.8	0.0695
	edf	Ref.df	F	p-värde
<i>Transektlängd</i>	1.940	1.940	29.8	0.0000
<i>Longitud och Latitud</i>	4.746	4.746	21.8	0.0000

* Jämförs med marker utan miljöersättning

** Jämförs med Skogsdominerat + bete

*** Interaktionerna *Ersättningstyp*Period* och *Ersättningstyp*Landskapstyp* var inte signifikanta ($p>0.05$) och inkluderades inte i de slutliga modellerna.

4.3.3 Modell för humlor, alla arter

Vi genomförde samma typ av analyser (med samma variabler) för artrikedom av humlor som för artrikedom av fjärilar (se ovan). Analyserna visade ett likartat mönster som för fjärilar, dvs. det fanns inga kopplingar mellan miljöersättning och förändring i artrikedom av humlor (interaktionen *Typ av miljöersättning*Period* var inte signifikant). Artrikedomen var inte heller generellt signifikant associerad med *Typ av miljöersättning*, se Tabell 15. Inte heller fanns det några effekter av miljöersättningarna som var beroende av landskapstyp för artrikedomen av humlor, dvs. interaktionen *Landskapstyp*Typ av miljöersättning* var inte signifikant (Tabell 15).

Precis som för fjärilarna var artrikedomen av humlor signifikant associerad med *Blomrikedom* och det fanns en icke signifikant positiv tendens till effekt av *Täckningen av hög vegetation (>15 cm)*. Det fanns också signifikanta regionala skillnader (*latitud* och *longitud*) i artrikedom för humlor.

Tabell 15. Resultat från "Generalized additive mixed models (GAMMs)" som analyserar artrikedom av humlor i relation till miljöersättningar och andra miljövariabler kopplade till betesmarken och det omgivande landskapet.

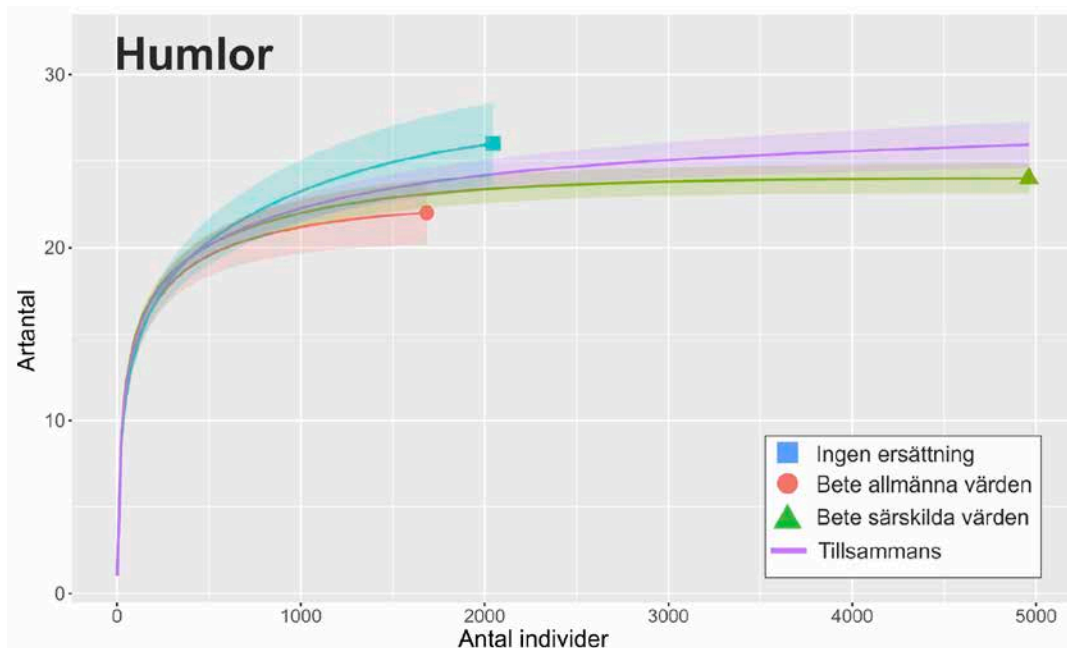
Artrikedom av humlor ***	B	SE	t	P
<i>Betande djur</i>	-0.032	0.058	0.5	0.5829
<i>Period: andra perioden</i>	-0.048	0.045	1.1	0.2786
<i>Ersättning: allmänna värden*</i>	-0.013	0.072	0.2	0.8626
<i>Ersättning: särskilda värden*</i>	-0.016	0.062	0.3	0.7944
<i>Landskap: Åkerdominerat**</i>	-0.187	0.071	2.6	0.0090
<i>Landskap: Skogsdominerat+åker**</i>	-0.062	0.071	0.9	0.3819
<i>Log (Blomrikedom)</i>	0.242	0.027	8.8	0.0000
<i>% Vegetation >15cm</i>	0.001	0.001	1.2	0.1539
	edf	Ref.df	F	p-värde
<i>Transektlängd</i>	1.882	1.882	32.9	0.0000
<i>Longitud och Latitud</i>	4.365	4.365	0.7	0.3870

* Jämförs med marker utan miljöersättning

** Jämförs med Skogsdominerat + bete

*** Interaktionerna *Ersättningstyp*Period* och *Ersättningstyp*Landskapstyp* var inte signifikanta ($p>0.05$) och inkluderades inte i de slutliga modellerna.

Potentiellt skulle den totala artrikedomen för humlor kunna skilja mellan marker med och utan miljöersättning, eller med olika typ av miljöersättning, genom att storleken på objekten och längden av de inventerade transekterna kan skilja sig mellan marker. Vi genomförde därför "rarefaction-analyser" (individbaserade inkluderande transektlängd) även för humlor, och precis som för fjärilar var den totala artrikedomen av humlor lägre i marker med allmänna värden jämfört med marker utan miljöersättning och marker med särskilda värden, se Figur 17.



Figur 17. "Rarefaction-analys" (individbaserad) för artantalet humlor i betesmarker utan miljöersättning, marker med bete allmänna värden och bete särskilda värden. De färgade zonerna indikerar 95 % konfidensintervall, dvs. icke överlappande zoner skiljer sig signifikant åt i artantal.

4.3.4 Modell för kärlväxter, positiva indikatorarter

Liksom för fjärilar och humlor fanns inget signifikant samband mellan skillnad i artrikedom mellan inventeringsvarv och typ av miljöersättning (interaktionen *Typ av miljöersättning*Period*), se Figur 15. Däremot var artrikedomen av indikatorväxter i betesmarkerna generellt högre period 2, av oklar anledning. Dessutom fanns starka signifikanta samband mellan artrikedom av indikatorväxter och *Typ av miljöersättning* (de med ersättning hade signifikant högre artrikedom än de utan). För artrikedomen av kärlväxter fanns det inte några signifikanta effekter av miljöersättningarna som var beroende av landskapstyp, dvs. interaktionen *Landskapstyp*Typ av miljöersättning* var inte signifikant (Tabell 16). Det fanns inte heller några signifikanta skillnader i artrikedom av indikatorväxter mellan de tre landskapstyperna, även om det fanns en tendens till högre artrikedom i en av de skogsdominerade landskapstyperna (Tabell 16). Precis som för humlor och fjärilar fanns det också stora skillnader i artrikedom av indikatorväxter mellan olika geografiska regioner (*latitud* och *longitud*).

Slutligen fanns starka effekter av de tre variablerna som inkluderades som Ellenbergvärden i modellerna (*Fuktighet*, *Ljus* och *Näring*). Följaktligen var artrikedomen högre i torra och näringsfattiga marker med bra ljusförhållanden, men detta kan ju förklaras av att dessa växter används som indikatorer på att det finns särskilda värden när markerna tilldelas allmänna eller särskilda värden i miljöersättningsystemet (se diskussionen).

Tabell 16. Resultat från "Generalized additive mixed models (GAMMs)" som analyserar artrikedomen av kärlväxter som är positiva indikatorer på hävd, i relation till miljöersättningar och andra miljö- och landskapsvariabler.

Artrikedomen av indikatorväxter ***	B	SE	t	P
<i>Period: andra perioden</i>	0.089	0.021	4.3	0.0000
<i>Ersättning: allmänna värden*</i>	0.339	0.066	5.1	0.0000
<i>Ersättning: särskilda värden*</i>	0.282	0.059	4.8	0.0000
<i>Landskap: Skogsdominerat + åker**</i>	0.153	0.082	1.9	0.0620
<i>Landskap: Skogsdominerat + betesmark**</i>	0.063	0.061	1.0	0.3030
<i>Indikatorvärde: Ljus****</i>	0.309	0.022	13.8	0.0000
<i>Indikatorvärde: Näring****</i>	-0.348	0.015	23.5	0.0000
<i>Indikatorvärde: Fuktighet****</i>	-0.293	0.012	24.0	0.0000
	edf	Ref.df	F	p-värde
<i>Area provytor</i>	1.000	1.000	62.8	0.0000
<i>Longitud och Latitud</i>	4.641	4.641	14.9	0.0000

* Jämförs med marker utan miljöersättning

** Jämförs med åkerdominerat landskap

*** Interaktionerna *Ersättningstyp*Period* och *Ersättningstyp*Landskapstyp* var inte signifikanta ($p > 0.05$) och inkluderades inte i de slutliga modellerna.

**** Ellenbergvärden baserade på växtsamhällets sammansättning

Artrikedomen av indikatorväxter var alltså högre i marker med miljöersättningar än i marker utan, och artrikedomen tycks till stor del styras av lokala mark- och miljöförhållanden.

5 Slutsatser

5.1 Diskussion

Generellt fanns inga entydiga signifikanta skillnader över tid som var kopplade till typ av miljöersättning eller avsaknad av miljöersättning mellan period 1 och period 2, även om olika tester visade litet olika resultat. Ingen av variablerna visar någon statistisk interaktion mellan ersättningsform och tidsperiod när det gäller de två vanligaste ersättningsformerna, *bete med allmänna värden* och *bete med särskilda värden*, vilket är det statistiskt sett mest tillförlitliga sättet att analysera förändring utifrån dessa data, och den analysen bygger också på betydligt mer data än skattningsanalyserna. Det bekräftas delvis av resultaten från de första, variabelvisa skattningsanalyserna, där det istället var de ovanligare ersättningsformerna för *alvarbete* och *skogsbete* som gav flest statistiskt signifikanta resultat. De ersättningsformerna är sparsamt och ojämnt förekommande i stickprovet (med koncentration till Öland och Gotland), samtidigt som de till stor del är ekologiskt avvikande jämfört med vanligare typer av gräsmarker. Flera andra miljöersättningar (ersättningar för *slätter*, *fäbodbete* och *mosaikbetesmarker*) var alldeles för sparsamt förekommande i data för att kunna inkluderas i analyserna. Diskussionen nedan fokuserar på de två vanligaste miljöersättningarna (miljöersättning för *bete allmänna värden* och *bete särskilda värden*) samt marker utan miljöersättning.

I de mer omfattande GAMM-analyserna fanns tydliga effekter av flera faktorer som inte är kopplade hävdintensitet (t.ex. geografiska skillnader). Artrikedom av dagfjärilar och humlor påverkades dessutom av faktorer som vegetationshöjd och blomrikedom. Artantalet av kärlväxter var i första hand relaterade till fuktighet, näringshalt och ljusförhållanden. Resultaten från analyserna diskuteras mer i detalj nedan.

En slutsats är också att NILS mindre stickprov inte lämpar sig för denna typ av utvärderingar, så därför är diskussionen fokuserad på resultat från kvalitetsuppföljningen av ängs- och betesmarker från TUVAs databasen.

5.1.1 Skillnader kopplade till hävd och miljöersättning i värdefulla ängs- och betesmarker

5.1.1.1 Variabler som indikerar hävd tillstånd

När det gäller hävdindikerande variabler, det vill säga täckningsgrad av buskar, fältskikt, gräsförna och mängd av olika vegetationshöjdsklasser, kan vi inte påvisa några större signifikanta skillnader mellan inventeringsvarven (2006–2010 och 2011–2015) under hela tioårsperioden (Tabell 2, Tabell 7–8, Tabell 10). Vissa av skattningsanalyserna (Figur 6, Figur 9) tyder på vissa skillnader mellan tidsperioder när det gäller dessa variabler i marker med allmänna och särskilda värden, men de är relativt små, och dessa analyser baseras på ett mindre antal marker som inte tar hänsyn till statistiska interaktioner eller skillnader i geografiskt läge och skillnader mellan landskapstyper. Återigen visar GAMM-analyserna för två femårsperioder inga signifikanta interaktioner mellan miljöersättningsform och period, vilket innebär att man inte kan dra några tillförlitliga slutsatser om förändringar i relation till miljöersättningsform.

Att fältskiktets totala täckning verkar högre för period 2 (Tabell 9) kan ha många olika anledningar. Det kan förstås ha att hävden har blivit svagare och

vegetationen därför tätare, men det kan också orsakas av att man har röjt bort träd och buskar, så att ljusstillgången för fältskiktet blir bättre och tillväxten därför högre. Båda dessa förklaringar kan också gälla för den signifikant lägre täckningen av lågväxt gräsmarksvegetation (0–5) och högre täckningen av medelhög vegetation (5–15 cm) för period 2 (Tabell 10), som kan tänkas ha ett samband med den högre fältskiktstäckningen. Ingen av dessa skillnader går dock så enkelt att tolka enskilt, utan bara i samband med andra faktorer.

5.1.1.2 Tillstånd för arter som indikerar biologisk mångfald

Artrikedomen av växter (indikatorarter) och dagfjärilar var högre i marker med miljöersättning än marker utan miljöersättning, medan humlor inte skilde sig åt mellan marker med och utan miljöersättning. En tidigare studie (Caruso m.fl. 2015) har visat högre artrikedomen av kärlväxter och lavar i marker med *bete särskilda värden* jämfört med marker med *bete allmänna värden*. Resultaten säger alltså något om hur väl miljöersättningarna fångar upp de värden som ersättningarna syftar till att gynna (se också Pihlgren m.fl. 2010), men därifrån kan man inte säkert dra slutsatsen att det är miljöersättningen som orsakar skillnaderna.

När det gäller skillnader mellan perioder i variabler som mer direkt indikerar kvalitet, det vill säga arter av kärlväxter, fjärilar och humlor, indikerar skattningsanalyserna att det finns skillnader mellan marker med ersättning och marker utan ersättning. Inga av interaktionsmodellerna (GAMM) visar dock några skillnader för interaktionen mellan period och miljöersättning, som är den viktiga för att rätt kunna tolka resultaten. Utifrån dessa resultat har vi alltså ingen grund för att säga att miljöersättningen har påverkat förändringar över tiden. Den femåriga tidsperioden är dock relativt kort, och det kan mycket väl komma fram sådana mönster om man följer utvecklingen under längre tid. Effekterna av skillnader i hävd måste helt enkelt få tid att slå igenom i faktiska förändringar för arterna, och de måste vara så tydliga att man kan skilja miljöersättningens effekter från andra faktorer, som kan vara väl så viktiga för utvecklingen.

I interaktionsmodellen visade artrikedomen av kärlväxter ett positivt samband med miljöersättning till marker med *bete särskilda värden*, liksom med *bete allmänna värden*, men frånvaron av en interaktion med period indikerar att det inte har ett samband med förändring över tiden, utan att skillnaden fanns redan i utgångsläget (Tabell 16). Detta är inte överraskande, eftersom en artrik kärlväxtflora tillmäts stor betydelse vid avgörandet av vilka marker som berättigar till miljöersättning för särskilda värden. Det fanns också en generell ökning av artantalet kärlväxtindikatorer mellan perioderna, som inte var kopplat till typ av miljöersättning eller frånvaro av ersättning. Analyserna av variabler som indikerar hävdintensitet tyder inte på några större skillnader mellan perioderna (se ovan), så skillnaderna mellan perioder för växtarter är svåra att förklara utifrån hävden. Det kan vara så att bibehållen hävdnivå tillsammans med tid för återetablering av arter kan ha bidragit till dessa förändringar.

Interaktionsmodellerna visade inte några skillnader i artrikedomen av fjärilar och humlor som kunde antyda att miljöersättning eller frånvaro av miljöersättning påverkade förändringar mellan perioder (Tabell 13–15, Figur 15). Det som påverkar artrikedomen av fjärilar och humlor verkar istället vara det omgivande landskapet, vegetationshöjden och blomrikedomen, som påverkas av hävd tillståndet just vid den tidpunkt då inventeringen genomförs. För marker som saknar miljöersättning kan också finnas en skillnad mellan marker som har gårdsstöd, och där det ställs vissa

krav på hävd, och de som inte har det. Effekten av gårdsstöd har vi dock inte analyserat i denna rapport.

5.1.1.3 Tillstånd i ängs- och betesmarker utifrån träd- och buskskikt, naturtyp och region

Det fanns skillnader mellan marker med olika miljöersättningar och marker utan miljöersättning även för andra variabler än arter och fältskiktsvegetation. Marker med miljöersättningar hade generellt lägre täckning av träd och buskar och lägre vegetation än marker utan miljöersättning, vilket troligen speglar de krav på trädäckning och hävd som tidigare har funnits (och finns) i miljöersättningsystemet. Det är olyckligt om marker med träd och buskar inte inkluderas i miljöersättningsystemet eftersom de kan hysa stora värden när det gäller kryptogamer, vedlevande insekter, fåglar och andra grupper (Jacobsson & Lindborg 2017). Vidare kan en intermediär täckning av träd och buskar i betesmarker vara positivt för artrikedomen av humlor och fjärilar (Berg m.fl., in prep.).

Att det verkar finnas ett positivt samband mellan näringstillgång och miljöersättning för både allmänna och särskilda värden (Tabell 12) är överraskande, eftersom högre näringstillgång normalt är förknippat med lägre artrikedomen av hävdgynnade kärleväxter. Dock visar analyserna av artrikedomen för kärleväxtindikatorer att artrikedomen av växter visar ett negativt samband med både näring och fuktighet (Tabell 16), vilket är som förväntat. Vi tror att förklaringen till det positiva sambandet mellan miljöersättning och näringsindikation är att en större andel av ängs- och betesmarksytorna utan miljöersättning ligger i mark som är mer av skogskaraktär, som i sin tur kan vara mager och ha mer risdominerad vegetation, eventuellt i kombination med att regioner med större andel skogslandskap har mindre andel ängs- och betesmarker med miljöersättning. Det visar återigen att det inte alltid är enkelt att dra entydiga slutsatser om orsakssamband utifrån enskilda variabler, eftersom många faktorer påverkar resultaten samtidigt, och delvis åt olika håll. Att analysera interaktioner mellan faktorer kan därför ibland vara helt avgörande för att man ska kunna dra rättvisande slutsatser. Mark inom TUVAs objekt som saknar miljöersättning för särskilda värden kan antagligen också i vissa fall vara sådan som är mer gödselpåverkad och därför inte har beviljats ersättning för särskilda värden, men den marken kan istället få ersättning för allmänna värden. Ett sådant resonemang visar också att ett medelvärde inte visar hela bilden, och ängs- och betesmarker utan miljöersättning kan vara en heterogen grupp, alltså sakna miljöersättning av en mängd olika anledningar.

Förutom att artrikedomen av dagfjärilar och humlor var kopplade till förekomst av hög vegetation och blomrikedom, vilket också har visats i tidigare analyser (Sjödin m.fl. 2008; Milberg m.fl. 2016), så fanns dessutom stora regionala skillnader i artrikedomen av dessa två grupper (Tabell 13–15; Appendix 5). Artrikedomen av gräsmarksfjärilar och humlor var högre i skogsdominerade jämfört med åkermarksdominerade landskap. Skogsdominerade landskap har fler miljöer för fjärilar (naturbetesmarker, skogsbilvägar, hyggen och kraftledningsgator) än åkerdominerade landskap. Flera tidigare studier har också visat att skogsdominerade landskap har högre artrikedomen av fjärilar än åkerdominerade landskap (Berg m.fl. 2011; Blixt m.fl. 2015; Jonason m.fl. 2010).

Skillnaderna mellan marker med ersättning för olika markklasser kan delvis förklaras med att de regionala förhållandena varierar mycket. I skattningsanalyserna för olika markklasser (under två treårsperioder) ingick också *alvarbete* och *skogsbete*, men motsvarande analyser genomfördes inte i GAMM-analyserna för de två femårsperio-

derna, eftersom dataunderlaget var begränsat och koncentrerat till vissa regioner (se nedan). *Alvarbete* skiljer sig till exempel från andra markklasser genom att ha lägst trädäckning, högst andel lågvuxen och lägst andel högvuxen vegetation, annorlunda artsammansättning och den högsta artrikedomen av kärleväxter. Skattningsanalyserna tyder på att individantalet av fjärilar har ökat både i skogsbete och alvarbete mellan de två treårsperioderna, medan individantalet av humlor har ökat i alvarbete (Figur 13–14), vilket är svårt att ange orsaken till med det begränsade antalet marker som ingår i dessa analyser. Denna miljöersättningsform finns i huvudsak på Öland och Gotland (Götalands mellanbygder), där de naturgivna förutsättningarna skiljer sig jämfört med landet i övrigt. Det är också bara på Öland och Gotland som lantbrukare kan söka miljöersättning för alvarbete. Eftersom denna typ av särpräglade och mycket artrika gräsmarkstyper har miljöersättning i mycket högre grad än andra gräsmarkstyper, så blir en jämförelse med objekt utan miljöersättning missvisande om man slår ihop alla miljöersättningsstyper till en enda grupp.

5.1.2 Hur väl lämpar sig data från kvalitetsuppföljningen och NILS för utvärdering av miljöersättningar?

Kvalitetsuppföljningen utvecklades som ett svar på Jordbruksverkets behov av kvalitetsuppföljning i ängs- och betesmarker för miljömålsuppföljning och är också tänkt att kunna användas vid utvärdering av miljöersättningar. Resultaten från denna utvärdering indikerar att det är svårt att utläsa några förändringar som kan knytas direkt till miljöersättningsformen under den tioårsperiod som undersökts. Vissa ersättningsformer är för ovanliga i kvalitetsuppföljningens stickprov för att förändringar ska kunna analyseras. För de miljöersättningsformer som har mindre areal (*skogsbete*, *alvarbete*, *slätter*) är detta stickprov olämpligt, och därför är mer riktade insatser nödvändiga. Att man får en statistisk signifikans i en beräkning innebär inte automatiskt att man kan dra långtgående slutsatser om orsakssamband. En annan svaghet är att endast ett fåtal ängs- och betesmarker i stickprovet i norra Sverige har miljöersättning. I hela stickprovet finns det bara två objekt, av 126 stycken, i norra Sverige som har haft miljöersättning åren 2009–2013. Eftersom kvalitetsuppföljningens stickprov redan nu omfattar en stor andel av TUVAs objekten i norra Sverige (då landskapsrutorna som är 15 x 15 km täcker en mycket stor andel av den totala landarealen), så kan det till och med vara svårt att få en bra bild av miljöersättningens faktiska effekter ens om samtliga TUVAs objekt i norra Sverige tas med. En komplettering av TUVAs databasen så att den blir avsevärt mycket mer komplett vad gäller gräsmarker i norra Sverige skulle ge en bättre bild av hur gräsmarkerna i norra Sverige utvecklas. Vi tror att många intressanta gräsmarker inte har fångats upp i Ängs- och betesmarksinventeringen.

Stickprovet i NILS innehåller inte tillräckligt många ängs- och betesmarker för att kunna användas till utvärdering av miljöersättningar. Datamaterialet räcker inte till för att göra analyser på regional nivå och inte heller att analysera effekterna av olika typer av miljöersättning. NILS potential ligger snarare i att följa storskaliga förändringar i landskapet som helhet, men inte kvalitet för enskilda markslag. Den typ av specifika frågeställningar som utvärdering av miljöersättningen utgör, ställer ännu större krav på att man kan få jämförbarhet mellan de grupper som ska jämföras, och det är mycket svårt (och/eller kostsamt) att utforma ett generellt stickprov som kan leva upp till den typen av krav.

Den typ av data som samlas in i kvalitetsuppföljningen är relevanta för att utvärdera miljöersättningar. Vegetationshöjd bedöms idag både i provyteinventeringen och i

transektinventeringen. Data från transektinventeringen kan ge ett mått på hävdgrad som baseras på flera besök över säsongen, vid standardiserade tidpunkter, och därför bör analyser av dessa data ingå i högre grad i framtida analyser. Som komplement till transektinventeringen skulle det behövas mått på träd- och busktäckning och olika markförhållanden längs med transekterna, eftersom sådana faktorer direkt påverkar fjärils- och humlefaunan, men dessutom påverkar dem indirekt via deras påverkan på markvegetationen och därmed på blomrikedomen och vegetationshöjden.

För alla artgrupper, men kanske i synnerhet kärlväxterna, bör olika alternativ för att dela in i artgrupper utredas, eftersom spännvidden i växtarternas habitatkrav är mycket stor. De arter som har identifierats som bra hävdindikatorer finns till mycket stor del bara i torr och ljusöppen mark, och därför får man därifrån ingen användbar information om fuktigare marker. Ellenbergs indikatorvärden verkar användbara för att indikera vissa samband med artrikedom och andra faktorer, men för- och nackdelar med dessa och andra indelningsgrunder behöver belysas bättre. Framför allt säger dessa indikatorvärden normalt ingenting om ifall arterna är hävdgynnade eller inte. Fram till och med 2015 var också artlistan ganska ofullständig för de vanligare gräsmarksväxterna, och det är svårt att ge en rättvisande beskrivning av vegetationens art-sammansättning om det saknas information om många arter. För artantal av fjärilar och humlor bör index utvecklas för att på ett mer överskådligt sätt kunna visa på utvecklingen av dessa organismgrupper. Det skulle till exempel vara möjligt att gruppera fjärilar och humlor efter habitatkrav för fjärilar och i långtungade respektive korttungade arter när det gäller humlor och på så sätt få ytterligare information om vilka processer som sker i marker med, respektive utan, miljöersättning.

NILS är utformat för att ge information om storskaliga förändringar i det svenska landskapet. Stickprovet är representativt för landskapet i Sverige som helhet, vilket innebär att betydligt fler provytor ligger i skog och våtmarker än i naturbetesmarker och ängar. En fördel med NILS är att det även inkluderar betes- och slåttermarker utanför TUVAs-databasen, och skulle därför kunna ge kompletterande information utöver kvalitetsuppföljningens urval. Tyvärr är stickprovet alldeles för glest i denna typ av marker för att resultaten ska bli tillförlitliga, och det behövs också analyser för att förstå varför klassningen efter markanvändning (naturlig eller kultiverad betesmark) verkar skilja sig så mycket mellan inventeringstidpunkterna. De parade jämförelserna har bara hälften så många ytor som det för perioderna var för sig (se Tabell 5, ovan), vilken innebär att klassningen av markanvändning av någon anledning skiljer sig väldigt mycket mellan varven. Det är mycket osannolikt att så stor andel av ängs- och betesmarkerna i realiteten har bytt användning mellan de två varven.

När man utformar en vetenskaplig undersökning, så måste man vara noggrann med att den gruppindelning av data man vill använda för att testa en hypotes är jämförbara utifrån frågeställningen. Om man inte gör allt man kan för att försäkra sig om att de är jämförbara, så kommer man med stor sannolikhet inte att få resultaten publicerade i en vetenskaplig tidskrift. Kvalitetsuppföljningens data för att testa effekter av miljöersättning innefattar många potentiella problem med jämförbarheten, och vi har bara i viss mån kunnat kompensera för vissa av dem. Att det finns skillnader mellan objekt med och utan miljöersättning, oavsett om man ser till tillstånd eller förändring, innebär inte nödvändigtvis att det är miljöersättningen som är orsaken. Det beror troligen på att objekt med och utan miljöersättning är olika redan från början.

Att försöka kompensera för olika utgångsläge genom att bara se till förändringar, bygger på antagandet att olika typer av ängs- och betesmarker i olika regioner utvecklas på samma sätt, även om de från början är olika. Vi ifrågasätter det antagandet. Man kan hantera det på två sätt, eller ännu hellre en kombination av dessa:

1. Gör i förväg ett urval av ängs- och betesmarker med och utan miljöersättning, så att utgångsläget är så likartat som möjligt i de två grupperna.
2. Använd analysmodeller som tar hänsyn till interaktioner mellan alla viktiga variationsfaktorer, så att man kan skilja på direkta och indirekta effekter.

Vi har i GAMM-analyserna i viss mån försökt att göra detta för de vanligare gräsmarkstyperna. För ovanliga gräsmarkstyper, eller gräsmarksfattiga regioner, är kvalitetsuppföljningens stickprov inte tillräckligt för sådana jämförelser. För analyser som ger en rättvisande bild av det totala tillståndet hos ängs- och betesmarker i hela Sverige, så bör även marker utanför TUVAs databasen inkluderas. Annars kommer man att få en missvisande och alltför positiv bild av utvecklingen.

Ett exempel på potentiellt missvisande resultat är de statistiskt signifikanta resultaten av förändringar för *alvarbete* och *skogsbete* i skattningsberäkningarna. Dessa resultat baseras på totalt 7 respektive 8 ängs- och betesmarksobjekt, varav nästan alla dessutom ligger i regionen Götalands mellanbygder (dvs. i praktiken på Öland och Gotland). Att dra generella slutsatser om miljöersättningens effekter baserat på 12 objekt på Öland och Gotland och 3 på fastlandet är därför mycket tveksamt. Även om nu de statistiskt signifikanta skillnaderna nu skulle representera faktiska förändringar (vilket inte är helt säkert, eftersom slumpen spelar in även här), så måste man ändå sätta sig in i vad data i praktiken representerar. Därför föreslår vi att man inte ska använda dessa resultat som grund för slutsatser om miljöersättningens effekter.

Ytterligare en viktig slutsats är att man inte bör ha orealistiskt stora förväntningar på hur snabbt förändringarna går och hur mycket man kan utläsa av ett begränsat stickprov. Många förändringar i landskapet tar tid, och även med ett stort och väl balanserat dataset kan man inte förvänta sig att se stora förändringar under en femårsperiod, eftersom det helt enkelt inte har hunnit hända så mycket. Om man dessutom, som för skattningsberäkningarna, gör analyserna på bara hälften av stickprovet och den tillgängliga datamängden, så är sannolikheten att man ska få användbara och rättvisande resultat ännu mindre.

5.2 Svar på utvärderingsfrågorna

1. Har kvaliteten i genomsnittliga betesmarker och slåtterängar i landet förändrats över tiden och ser förändringarna olika ut beroende på om markerna har haft miljöersättning eller inte?

För att kunna svara på denna fråga behövs data som representerar alla typer av betesmarker och slåttermarker, och för det behövs ett rikstäckande stickprov av den typ som NILS har. Tyvärr är mängden data för ängs- och betesmarker i NILS alldeles för liten för att man ska kunna dra den typen av slutsatser. Kvalitetsuppföljningens data kan bara användas för att uttala sig om tillstånd och förändringar inom TUVAs databasens objekt, och inte för generella slutsatser. Man kan till och med förvänta sig att TUVAs objekten är annorlunda och utvecklas på ett annat sätt än ängs- och betes-

marker utanför TUVAs, så att dra sådana generella slutsatser från kvalitetsuppföljningen skulle förmodligen bli helt missvisande.

2. Har kvaliteten i de objekt som finns i TUVAs-databasen, vilka i ängs- och betesmarksinventeringen klassades som värdefulla, förändrats över tiden och har olika typer av miljöersättningar lett till olika typer av förändringar?

Analyser av data från kvalitetsuppföljningen antyder att täckningsgraden av träd och buskar inte har förändrats mellan de två femårsperioderna. För vegetationshöjden indikeras en generell minskning av den mest kortväxta gräsmarksvegetationen (lägre än 5 cm), och en svag ökning av medelhög vegetation (5–15 cm) och fältskiktets totala täckning, men det finns inga tillförlitliga resultat som kopplar förändringen till miljöersättning. För fjärilar och humlor finns inga tillförlitliga signifikanta skillnader som kan indikera förändring, men för artrikedom av kärlväxtindikatorer finns indikation på en positiv förändring, som dock inte heller kan knytas till miljöersättningen. Enligt vår bedömning är de eventuella förändringarna i objekt med skogsbete och alvarbete inte tillförlitliga och bör inte användas för att dra generella slutsatser.

De skillnader som finns mellan objekt med olika miljöersättning beror alltså med största sannolikhet på att objekten är olika från första början. Miljöersättningen är inte orsak utan verkan. Med en längre tidsserie och mer jämförbart urval av gräsmarkstyper, så blir möjligheten att utläsa sådana skillnader större. Om man vill utläsa effekter i mer sällsynta gräsmarkstyper (t.ex. alvar eller skogsbete) eller för gräsmarksfattiga regioner (t.ex. norra Sverige), så krävs kompletterande datainsamling.

3. Hur stor areal av betesmarker och slätterängar i TUVAs-databasen har haft, respektive har saknat, miljöersättning under perioden 2009–2013 och hur väl hävdade har de varit?

Enligt skattningar från kvalitetsuppföljningen för de tre första åren i varje inventeringsvarv, så var det endast 61 procent av arealen ängs- och betesmarker i TUVAs-databasen som sköttes med miljöersättning under perioden 2009–2013. Av markerna som hade miljöersättning var 73 procent av arealen ”välhävdad”, 19 procent ”medelhävdad” och 8 procent är ”ohävdad” eller avsåg annat markslag. Av de ängs- och betesmarker som inte hade miljöersättning hävdades hälften i någon omfattning, medan den andra hälften var ohävdad eller hade övergått till annat markslag. Enligt ”facit”, som är Jordbruksverkets redovisning av de faktiska siffrorna, baserat på de kända uppgifterna om samtliga TUVAs-objekt i hela landet (Jordbruksverket 2012), så är det 54 procent av antalet ängs- och betesmarker i TUVAs-databasen som har miljöersättning. Sett till arealen så är det 37 procent av TUVAs-objektens areal som har miljöersättning för särskilda värden och 4 procent för allmänna värden (Jordbruksverket 2012; s. 22). Den skattade andelen av arealen är alltså halvannan gång högre (50 procent högre) än den faktiska, 61 procent jämfört med 41 procent. Om arealberäkningarna hade gjorts för hela stickprovet (alla fem åren i inventeringsvarvet), så hade troligen resultaten blivit mer tillförlitliga. I interaktionsanalyserna för alla fem åren har vi dock valt att inte fokusera på arealberäkningar, utan på samband mellan miljöersättning och olika variabler för vegetation, hävd och artrikedom.

4. Hur väl lämpar sig data från NILS och kvalitetsuppföljningen för utvärdering av miljöersättningar?

Kvalitetsuppföljningen fungerar för att visa på tillstånd och skillnader i marker med och utan miljöersättning, så länge det inte handlar om ersättningar eller områden med mycket små arealer, och bara för TUVVA-objekt i Syd- och Mellansverige. Det är däremot svårt att slå fast att förändringarna beror just på miljöersättningen, eftersom interaktionsmodellerna inte visade några signifikanta interaktioner med tidsperiod. Troligen är andelen betes- och slåttermarker som har miljöersättning betydligt större hos marker som finns med i TUVVA-databasen än som inte gör det, och därmed är det stor risk för att resultaten blir missvisande om man ser till alla ängs- och betesmarker i Sverige. Förutom att kvalitetsuppföljningen bara kan uttala sig om marker inom TUVVA, men inte alls för andra marker, så är det ett problem även för vanliga marktyper i kvalitetsuppföljningen att andelen ängs- och betesmarker är olika i olika regioner och landskapstyper. Det gör att man kan ha mycket svårt att skilja effekt av region och omgivning från effekt av miljöersättning. Det är alltså mycket viktigt att man har ett stort och balanserat stickprov och att man hanterar interaktion mellan miljöersättning och andra faktorer på ett genomtänkt sätt. Troligen behöver kvalitetsuppföljningens design och stickprovsurval utvärderas och kompletteras för att bättre svara upp mot dessa krav.

Generellt är det svårt att utvärdera miljöersättningen med data från NILS, vilket också betonades av de vetenskapliga granskarna. NILS kan bidra med intressant information om jordbrukslandskapet på större skala, men lämpar sig inte för detaljerad utvärdering av ängs- och betesmarker, eftersom stickprovet är alldeles för litet. Urvalskriterierna för vilka marker som ska ingå i beräkningarna verkar osäkra, eftersom den markanvändningsklassning som urvalet baseras på skiljer sig iögonfallande mycket mellan de två inventeringsvarven.

De viktigaste slutsatserna är att många andra faktorer är mer avgörande för arters förekomst och artantal än själva förekomsten av miljöersättning, vilket man måste ta hänsyn till i olika analyser. Ett sätt kan vara att minska variationen i datasetet genom att ta bort ”avvikande” typer, vilket vi delvis har gjort, men man måste i så fall göra det på ett sätt så att man inte samtidigt skapar lika stora problem som man löser. Dessutom behövs metoder (och data) att hantera de avvikande och mer sällsynta gräsmarkstyper som inte är väl representerade i nuvarande stickprov. Rimligtvis är det bästa och samhällsekonomiskt effektivaste att samordna kvalitetsuppföljningens stickprov på ett mycket mer genomtänkt sätt med andra liknande datainsamlingsprojekt för gräsmarker, exempelvis biogeografisk uppföljning av Art- och habitatdirektivets naturtyper (Kindström m.fl. 2016) och regional miljöövervakning av gräsmarker (Lundin m.fl. 2016). Om man exempelvis kunde begränsa vissa jämförelser till ytor som hade tilldelats den vanligaste naturtypsklassen Silikatgräsmark (kod 6270; Naturvårdsverket 2011), så skulle man få med en stor del av de värdefulla gräsmarkerna, men baserat på mer genomtänkta och väletablerade kriterier, som dessutom skulle göra resultaten direkt användbara för Naturvårdsverkets uppföljning av naturtypen.

5.3 Vidareutveckling av analyserna

Ett av de viktigaste mönstren är att de skillnader mellan perioder som kan utläsas, om de är statistiskt signifikanta, ändå är avsevärt mycket mindre än skillnaderna mellan objekten med olika ersättningsformer. Det innebär att förändringarna mellan två perioder kan vara svåra att tolka utifrån ekologiska samband eller skötseffekter. Den viktigaste åtgärden i framtida analyser (förutom att invänta en längre tidsserie, så att det hinner ske förändringar i landskapet) är att kritiskt utvärdera vad urvalet av gräsmarkstyper innebär för möjligheten att utläsa effekter av miljöersättning eller andra liknande faktorer. För att sådana faktorer ska kunna utvärderas och tolkas i termer av orsakssamband, så måste man försäkra sig om att de datamängder man använder är jämförbara.

För de skattningsanalyser för kvalitetsuppföljningen där analyserna är uppdelade på regioner med och utan miljöersättning, så har alla ersättningsformer slagits samman till en enda grupp, inklusive slätter, alvarbete och skogsbete. Alvarbete förekommer på en av de i särklass mest uppmärksammade, artrika och erkänt värdefulla naturtyperna bland de gräsmarker som kan beviljas miljöersättning, och det är få TUVA-objekt som har alvarvegetation men inte har miljöersättning. Ungefär hälften av markerna med skogsbete ligger på Gotland, vilket indikerar att det är kalktallskog med stort inslag av kalkgynnade växter. En sammanslagning av alla ersättningsformer kan därför ge missvisande resultat, vilket t.ex. gäller resultat som redovisar miljöersättningsformerna sammanslagna, uppdelat på fem geografiska regioner (Tabell 18, 20–21, 24, 27, 29)

- Ett mer genomtänkt sätt att hantera olika gräsmarkstyper och regioner i det befintliga datamaterialet. Vilka data ska ingå och hur man hanterar att alla ytor inte har samma miljöersättning alla år?
- Utvärdera eventuell rumslig autokorrelation och effekter av att data analyseras på rutnivå eller objektsnivå istället för att behandla alla provytor som oberoende. Spelar det någon roll? I skattningsanalyserna har detta tillmätts stor vikt, för att beräkna säkerheten i t.ex. skattningar av arealer och medelvärden, men i interaktionsanalyserna har vi istället valt att kompensera för rumsliga beroenden genom att lägga in longitud och latitud som faktorer i analysen.
- Tydligare hantering av förväntade samband och interaktioner mellan faktorer även i framtida standardanalyser. Undersök möjligheten att få in träd- och buskdata som kan användas i analyserna av fjärilar och humlor.
- Mer realistiska förväntningar om vilka förändringar som går att påvisa, vilka som är viktiga och hur snabbt förändringarna i landskapet egentligen går.
- En detaljerad plan för hur data ska analyseras över tiden. Analyser på små och ofullständiga stickprov bör utgå.
- En översyn och komplettering av stickprovet för att få bättre representation av sällsynta gräsmarkstyper och regioner med små arealer gräsmarker, bland annat genom samordning med liknande inventeringar inom t.ex. regional miljöövervakning och biogeografisk uppföljning av naturtyper.

Referenser

- 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. *Biol. Conserv.* 144, 2819–2831.
- Blixt, T., Bergman, K.O., Milberg, P., Westerberg, L., Jonason, D., 2015. Clear-cuts in production forests: from matrix to neohabitat for butterflies. *Acta Oecol.* 69, 71–77.
- Caruso, A., Öckinger, E., Winqvist, C. and Ahnström, J. 2015. Different patterns in species richness and community composition between trees, plants and epiphytic lichens in semi-natural pastures under agri-environment schemes. *Biodiversity and Conservation* 24:1729–1742.
- Diekmann, M. 2003. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. *Basic and Applied Ecology* 4:493–506.
- Ellenberg, H. m.fl. 2001. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Lehrstuhl für Geobotanik der Universität Göttingen.
<http://www.ecology.uni-jena.de/ecologymedia/Zeigerwerte.xls>
- Eriksson, Å., Sandring, S., Cronvall, E., Gallegos Torell, Å., Glimskär, A., Bergman, K.-O., Hedström Ringvall, A. & Svensson, J. 2011. Uppföljning av kvalitetsförändringar i ängs- och betesmark via NILS år 2010. Arbetsrapport 316. Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU.
- Glimskär, A., Arlt, D., Grandin, U., Kindström, M., Kindström, S., Wikberg, S., Gunnarsson, U., Hedenbo, P. & Rygne, H. 2016. Resultat för småbiotoper, gräsmarker och myrar i regional miljöövervakning 2009–2014. Länsstyrelsen i Örebro län, Publ. nr 2016:35. Örebro.
- Glimskär, A., Löfgren, P., Ringvall, A., 2005. Uppföljning av naturvärden i ängs- och betesmarker via NILS – statistisk utvärdering och förslag till design. Arbetsrapport 146. Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU.
- Jacobsson, S and Lindborg, R. 2017. The importance of trees for woody pasture bird diversity and effects of the EU tree density policy. *Journal of Applied Ecology* 54: 1638–1647.
- Jordbruksverket 2005. Ängs- och betesmarksinventeringen 2002–2004. Rapport 2005:1. Jönköping.
- Jordbruksverket 2012. Betesmarker och slåtterängar med miljöersättning Rapport 2012:41. Jönköping.
- Jordbruksverket, 2015. Jordbruksverkets statistikdatabas samt statistiskt meddelande JO 24 SM 1101
- Karlsson, L., Cristvall, C., Edman, T. & Lindberg, G. 2012. Betesmarker och slåtterängar med miljöersättning. Rapport 2012:41. Jordbruksverket.

- Kindström, M., Lundin, A., Nilsson, B. & Glimskär, A. 2016. Inventering och utveckling för hållmarksnaturtyper, alvar och svämängar 2016. SLU, Inst. för ekologi, Uppsala.
- Lundin, A., Kindström, M., Glimskär, A., Gunnarsson, U., Hedenbo, P. & Rygne, H. 2016. Metodik för regional miljöövervakning av gräsmarker och våtmarker 2015–2020. Länsstyrelsen i Örebro län, Publ. nr 2016:21. Örebro.
- Milberg, P., Bergman, K.-O., Cronvall, E., Eriksson, Å. I., Glimskär, A., Islamovic, A., Jonason, D., Löfqvist, Z., and Westerberg, L. 2016. Flower abundance and vegetation height as predictors for nectar-feeding insect occurrence in Swedish semi-natural grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 230: 47–54.
- Naturvårdsverket 2011. Silikatgräsmarker. Artrika torra-friska låglandsgräsmarker av fennoskandisk typ. EU kod 6270. Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1 NV-04493-11.
- Naturvårdsverket. 2015. Mål i sikte. Analys och bedömning av de 16 miljö kvalitetsmålen i fördjupad utvärdering 2015. Naturvårdsverket, Rapport 6662. Stockholm
- Nordberg, A. 2014. Utvärdering av ängs- och betesmarksinventeringen och databasen TUVÅ. Rapport 2013:32. Jordbruksverket. Jönköping.
- Persson, K. 2005. Ängs- och betesmarksinventeringen 2002–2004. Rapport 2005:1. Jordbruksverket. Jönköping
- Pihlgren, A., Berg, Å., Glimskär, A. & Marklund, L. 2010. Kärlväxter och fjärilar i betesmarker och slätterängar med eller utan miljöersättning – utvärdering via NILS. Arbetsrapport 291. Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU.
- Sjödin, N.E., Bengtsson, J., Ekbom, B., 2008. The influence of grazing intensity and landscape composition on the diversity and abundance of flower-visiting insects. *J. Appl. Ecol.* 45, 763–772.
- Sjödin, M. (red.) 2016. Fältinstruktion för Nationell Inventering av Landskapet i Sverige, NILS, år 2016. SLU, Inst. för skoglig resurshushållning, Umeå.
- Ståhl, G., Allard, A., Esseen, P.-A., Glimskär, A., Ringvall, A., Svensson, J., Sundquist, S., Christensen, P., Gallegos Torell, Å., Högström, M., Lagerqvist, K., Marklund, L., Nilsson, B., & Inghe, O. 2011. National Inventory of Landscapes in Sweden (NILS) – scope, design, and experiences from establishing a multiscale biodiversity monitoring system. *Environmental Monitoring and Assessment* 173: 579–595.

Appendix 1: Tabeller för skattade skillnader mellan inventeringsvarv

Täckning av olika vegetationsskikt

Tabell 17. Procentuell förändring i trädäckning på nationell nivå mellan första och andra inventeringsvarvet för olika ersättningsformer, t-test.

	Förändring (%)	p-värde
Bete allmän	-2,2	0,803
Bete särskild	0,8	0,878
Skogsbete	12,6	0,366
Alvarbete	83,4	0,067
Ingen miljöersättning (södra Sverige)	2,1	0,791
Ingen miljöersättning (hela landet)	0,3	0,961

Tabell 18. Procentuell förändring i trädäckning på regional nivå mellan första och andra inventeringsvarvet för marker med och utan miljöersättning, t-test. Orange ruta markerar en signifikant minskning på 95 %-nivån.

	Med (%)	p-värde	Utan (%)	p-värde
Götalands slättbygder	4,4	0,779	-12,9	0,004
Götalands mellanbygder	8,6	0,604	13,6	0,437
Götalands skogsbygder	1,3	0,838	6,8	0,579
Mellersta Sverige	-1,5	0,813	-0,3	0,988
Norra Sverige	Saknas		-8,1	0,503

Tabell 19. Procentuell förändring i busktäckning på nationell nivå mellan första och andra inventeringsvarvet för olika ersättningsformer, t-test. Grön ruta markerar en signifikant ökning på 95 %-nivån.

	Förändring (%)		p-värde	
	Med (%)	p-värde	Utan (%)	p-värde
Bete allmän	19,2	0,130	19,2	0,130
Bete särskild	14,7	0,038	14,7	0,038
Skogsbete	46,5	0,039	46,5	0,039
Alvarbete	15,0	0,003	15,0	0,003
Ingen miljöersättning (södra Sverige)	20,1	0,115	20,1	0,115
Ingen miljöersättning (hela landet)	22,7	0,051	22,7	0,051

Tabell 20. Procentuell förändring i busktäckning på regional nivå mellan första och andra inventeringsvarvet för marker med och utan miljöersättning, t-test. Grön respektive orange ruta indikerar en signifikant ökning respektive minskning på 95 %-nivån.

	Med	P-värde	Utan	p-värde
Götalands slättbygder	26,3	0,041	-41,0	0,002
Götalands mellanbygder	12,5	0,033	33,9	0,066
Götalands skogsbygder	19,5	0,275	33,3	0,062
Mellersta Sverige	-3,6	0,786	-12,5	0,219
Norra Sverige	Saknas		30,2	0,227

Tabell 21. Procentuell förändring i täckning av fältskikt på regional nivå mellan första och andra inventeringsvarvet för marker med och utan miljöersättning, t-test. Grön ruta indikerar en signifikant ökning på 95 %-nivån.

	Med (%)	p-värde	Utan (%)	p-värde
Götalands slättbygder	30,5	0,001	3,2	0,484
Götalands mellanbygder	17,1	0,000	13,8	0,403
Götalands skogsbygder	10,1	0,155	9,3	0,217
Mellersta Sverige	6,5	0,109	5,5	0,430
Norra Sverige	Saknas		1,7	0,761

Tabell 22. Procentuell förändring i täckningsgrad av träd, buskar och fältskikt i marker med respektive utan miljöersättning i södra Sverige utifrån NILS. Orange ruta indikerar en signifikant minskning på 95 %-nivån.

	Med ersättning (%)	p-värde	Utan ersättning (%)	p-värde
Träd	-21	>0,10	21	>0,10
Buskar	-15	>0,10	-17	>0,10
Fältskikt	-3	>0,10	-7	>0,10

Täckning av olika vegetationshöjdsklasser

Tabell 23. Procentuell skillnad i täckning av vegetationsklasser med olika höjd på nationell nivå mellan första och andra inventeringsvarvet för marker med olika miljöersättningar respektive utan miljöersättning (t-test). Grön respektive orange ruta indikerar en signifikant ökning respektive minskning på 95 %-nivån.

	<5 cm	p-värde	5-15 cm	p-värde	>15 cm	p-värde
Bete allmän	25,2	0,509	-4,1	0,865	13,8 %	0,720
Bete särskild	-14,4	0,068	17,2	0,099	-4,1 %	0,828
Skogsbete	-49,2	0,368	61,0	0,118	-8,5 %	0,744
Alvarbete	-3,4	0,852	25,6	0,077	3042,2 %	0,133
Ingen miljöersättning	-28,6	0,191	24,2	0,075	2,6 %	0,927

Tabell 24. Procentuell skillnad i täckning av vegetationsklasser med olika höjd på regional nivå mellan första och andra inventeringsvarvet för marker med och utan miljöersättning (t-test). Grön respektive orange ruta indikerar en signifikant ökning respektive minskning på 95 %-nivån.

	Veg.höjd <5cm		Veg.höjd 5-15 cm		Veg.höjd >15 cm	
	Med	Utan	Med	Utan	Med	Utan
Götalands slättbygder	-20,2	33,5	21,9	10,6	-2,7	4,5
Götalands mellanbygder	12,3	4,2	-17,2	-4,9	18,3	-3,9
Götalands skogsbygder	33,8	12,0	-6,1	21,6	-7,6	-22,8
Mellersta Sverige	-14,4	51,5	4,2	81,4	15,0	-30,9
Norra Sverige	Saknas	126,8	Saknas	-22,8	Saknas	-2,6

Tabell 25. Procentuell skillnad i täckningsgrad av betespräglad vegetation i olika höjdsklasser i marker med respektive utan miljöersättning i södra Sverige utifrån NILS. Grön respektive orange ruta indikerar en signifikant ökning respektive minskning på 95 %-nivån. Skattningarna är inte gjorda enbart för parade ytor i NILS, så urvalet är delvis olika mellan varven.

	<5 cm	p-värde	5-15 cm	p-värde	>15 cm	p-värde
Med ersättning	31,3	>0,10	25,9	>0,10	-67,7	<0,02
Utan ersättning	113,3	<0,02	36,8	>0,10	-81,7	<0,001

Kärlväxtarter

Tabell 26. Procentuella förändringar på nationell nivå i andelen småprovtytor med förekomst av arter i olika ekologiska grupper i marker med olika miljöersättningar respektive utan miljöersättning (t-test). Grön respektive orange ruta indikerar en signifikant ökning respektive minskning på 95 %-nivån. Asterisk indikerar att arter ur grupp 3 saknades helt under första varvet, varför det inte går att räkna ut en procentuell förändring.

	Grupp ogödslat		Grupp näringsrikt		Grupp skuggigt	
		p-värde		p-värde		p-värde
Bete allmän	-12,5	0,141	4,1	0,489	-11,5	0,322
Bete särskild	2,3	0,628	-5,3	0,392	-2,4	0,811
Skogsbete	-6,6	0,717	-18,7	0,296	-15,0	0,443
Alvarbete	-4,3	0,644	-30,5	0,054	-37,7	0,131
Ingen miljöersättning (södra Sverige)	-3,6	0,718	-14,2	0,046	-18,1	0,005
Ingen miljöersättning (hela landet)	-9,9	0,267	-17,1	0,012	-20,0	0,000

Tabell 27. Procentuella förändringar i förekomst av kärlväxter i olika ekologiska grupper (se Tabell 11) på regional nivå i marker med respektive utan miljöersättning. Grön respektive orange ruta indikerar en signifikant ökning respektive minskning på 95 %-nivån.

	Grupp ogödslat		Grupp näringsrikt		Grupp skuggigt	
	Med	Utan	Med	Utan	Med	Utan
Götalands slättbygder	12,7	-37,9	20,7	-44,2	20,7	-44,2
Götalands mellanbygder	-8,5	16,5	0,1	20,3	0,1	20,3
Götalands skogsbygder	-0,7	16,2	3,1	3,6	3,1	3,6
Mellersta Sverige	5,2	-27,0	-18,1	-27,9	-18,1	-27,9
Norra Sverige	Saknas	-30,7	Saknas	-22,5	Saknas	-22,5

Tabell 28. Procentuell skillnad i artantal av kärlväxtarter i marker med olika miljöersättningar respektive utan miljöersättning (t-test).

	Förändring i artantal	p-värde
Bete allmän	23,0	0,058
Bete särskild	-4,4	0,347
Skogsbete	-6,9	0,691
Alvarbete	25,4	0,057
Ingen miljöersättning (södra Sverige)	5,9	0,424
Ingen miljöersättning (hela landet)	-2,6	0,753

Tabell 29. Procentuell skillnad i artantal av kärlväxter på regional nivå i marker med respektive utan miljöersättning. Grön respektive orange ruta indikerar en signifikant ökning respektive minskning på 95 %-nivån.

	Med	p-värde	Utan	p-värde
Götalands slättbygder	-3,7	0,664	-29,3	0,572
Götalands mellanbygder	7,3	0,361	9,0	0,003
Götalands skogsbygder	10,5	0,328	22,4	0,034
Mellersta Sverige	-3,2	0,743	-25,3	0,041
Norra Sverige	Saknas	Saknas	-30,1	0,193

Tabell 30. Procentuella skillnader mellan varv 1 och 2 i ett antal icke hävdgynnade respektive hävdgynnade kärlväxtarter i marker med olika miljöersättningar respektive utan miljöersättning (t-test). Grön respektive orange ruta indikerar en signifikant ökning respektive minskning på 95 %-nivån.

	Bete allmän	Bete särskild	Ingen miljöersättning (södra Sverige)	Ingen miljöersättning (hela landet)
Icke hävdgynnade				
Brännässla	-2,4	-33,6	3,9	9,7
Skräppor	134,2	14,8	28,1	-0,7
Revsmörblomma	-26,2	-25,0	4,9	-6,9
Vanlig smörblomma	-17,1	-11,7	-27,0	-18,7
Midsommarblomster	-1,7	-2,0	-30,5	-24,7
Hundkäk	-36,6	-26,2	-43,6	-43,1
Borsttistel	0,0	-100,0	-100,0	-72,1
Åkertistel	52,0	-12,0	137,9	142,9
Maskrosor	-23,8	-7,5	-19,9	-41,1
Hävdgynnade				
Ormrot	616,2	150,0		-63,8
Brudbröd	-25,5	-5,9	-11,8	-11,8
Daggkåpor	-11,2	4,2	-4,7	-12,2
Bockrot	-11,8	11,2	-58,3	-58,9
Gulmåra	-9,7	-5,9	-7,1	-5,0
Ängs-/skogskovall	-73,4	-28,7	-15,7	-15,3
Skallror	-24,5	-9,0	233,3	-18,0
Stångfibblor	-4,1	5,6	12,3	7,8

*Saknas helt i första inventeringsvarvet, men har hittats i andra inventeringsvarvet.

Fjärilar och humlor

Tabell 31. Procentuell skillnad mellan inventeringsvarven i antalet observationer av fjärilar per 100 meter transekt i marker med olika typer av markklasser. Grön ruta indikerar en signifikant ökning på 95 %-nivån.

	Skillnad i antal fjärilsobservationer (%)	p-värde
Bete allmän	-0,6	0,967
Bete särskild	5,1	0,581
Skogsbete	67,7	0,024
Alvarbete	149,1	0,107
Ingen miljöersättning (södra Sverige)	-11,9	0,521
Ingen miljöersättning (hela landet)	-21,4	0,154

Tabell 32. Procentuell skillnad mellan inventeringsvarven i antalet observationer av fjärilar per 100 meter transekt i marker med olika typer av markklasser. Grön ruta indikerar en signifikant ökning på 95 %-nivån.

Fjärilsart	Bete allmän	Bete särskild	Ingen miljöersättning
Smultronvisslare	0,163	0,030	-0,021
Mindre tätelsmygare	0,066	0,326	0,024
Silversmygare	0,020	0,023	0,001
Skogs-/ängsnätvinge	0,067	0,080	-0,013
Aurorafjäril	0,000	0,036	-0,017
Kålfjäril	-0,100	-0,016	0,013
Rovfjäril	0,039	0,026	0,044
Rapsfjäril	-0,480	0,137	-0,199
Grönsnabbvinge	0,003	0,039	0,012
Tosteblåvinge	0,004	-0,002	0,018
Ängsblåvinge	0,081	0,024	-0,007
Silverblåvinge	0,274	-0,019	-0,024
Puktörneblåvinge	-0,483	0,004	-0,018
Ängspärlemorfjäril	0,210	0,116	0,009
Skogspärlemorfjäril	0,032	-0,099	-0,044
Älggräspärlemorfjäril	0,118	0,016	0,114
Prydlig pärlemorfjäril	-0,018	-0,037	-0,087
Brunfläckig pärlemorfjäril	-0,175	-0,014	-0,721
Tistelfjäril	0,005	-0,019	-0,001
Påfågelläga	-0,083	0,044	-0,158
Nässelfjäril	0,083	-0,009	-0,385
Vinbärsfuks	-0,023	0,023	0,007
Kartfjäril	0,002	0,019	0,000
Kamgräsfjäril	-0,200	-0,211	-0,018
Luktgräsfjäril	1,468	0,097	0,574
Slättergräsfjäril	-1,850	-0,199	0,009
Sandgräsfjäril	-0,045	-0,013	0,016
Sexfläckig bastardsvärmare	0,105	0,057	0,035
Bredbrämad bastardsvärmare	0,005	0,026	-0,008

Tabell 33. Procentuell skillnad mellan första och andra inventeringsvarvet i relation till olika markklasser på antalet observationer av humlor per 100 meter transekt. Grön respektive orange ruta indikerar en signifikant ökning respektive minskning på 95 %-nivån.

	Skillnad i antal humleobservationer (%)	p-värde
Bete allmän	-5	0,849
Bete särskild	33	0,160
Skogsbete	122	0,033
Alvarbete	373	0,154
Ingen miljöersättning (södra Sverige)	-39,6	0,096
Ingen miljöersättning (hela landet)	-47	0,012

Tabell 34. Förändringar (antal per 100 meter transekt) i förekomsten av humlearter som uppvisar signifikanta förändringar mellan inventeringsvarven i någon av markklasserna. Grön respektive orange ruta indikerar en signifikant ökning respektive minskning på 95 %-nivån.

	Bete (allmän)	Bete (särskild)	Ingen miljöersättning (hela landet)
Backhumla	0,053	0,018	0,008
Stenhumla	-0,034	-0,006	-0,142
Haghumla	-0,013	0,061	-0,058
Ängshumla	0,059	0,060	0,071
Mörk jordhumla	-0,079	0,056	-0,274
Brynhumla	0,008	0,039	-0,186
Jordsnylthumla	0,051	0,006	-0,009

Appendix 2: Positiva indikatorarter av kärlväxter

Tabell 35. Positiva indikatorarter/-artgrupper för hävd bland kärlväxter. Listan baseras på urvalet i Ängs- och betesmarksinventeringen, med tillägg av några vanligare arter/artgrupper (daggkåpor, gulmåra, svartkämpar).

Arun-arter	Låsbräken-arter
Axveronika	Majviva
Backnejlika	Nattviol-arter
Backsippa	Nordisk stormhatt
Backtimjan	Ormrot
Blåsuga	Ormtunga
Bockrot	Prästkrage
Borstistel	Rödkämpar
Brudbröd	Sankt Pers nycklar
Brudsporre	Skallre-arter
Daggkåpa-arter	Slätterblomma
Darrgräs	Slätterfibbla
Dvärglummer	Slättergubbe
Fältgentiana	Smultronklöver
Fjällgröe	Smörbollor
Fjällskära	Solvända/ölandssolvända
Fjälltimotej	Sommarfibbla
Granspira	Spåstistel
Gull-/lundviva	Stagg
Gullris	Stångfibbla-arter (t.ex. gråfibbla)
Gulmåra	Svarthö
Gökblomster	Svartkämpar
Havssälting	Svinrot
Hirsstarr	Trift
Jungfru Marie nycklar	Tätört
Jungfrulin-arter	Vildlin
Kattfot	Ängs-/blek-/svartfryle
Klasefibbla	Ängs-/kärr-/polarbräsma
Klockgentiana	Ängs-/skogskovall
Knippfryle	Ängshavre
Knägräs	Ängsnycklar
Käringtand	Ängsskära
Kärrknipprot	Ängsstarr
Kärrspira	Ängsvädd
Kärrsälting	Ärenpris
Liten blåklocka	Ögontröst-arter

Appendix 3: Indikatorvärden för ljus, fuktighet och näring

Tabell 36. Indikatorvärden för ljus, fuktighet och näring för kärleväxtarter enligt Ellenberg m.fl. (2001)


Art	L	F	N	Art	L	F	N	Art	L	F	N
Arun-arter	9	7	3	Fjällviol	4	6	6	Knägräs	8	.	2
Axveronika	7	3	2	Fårsvingel	7	.	1	Krustätel	6	.	3
Backnejlika	8	3	2	Fältgentiana	8	5	2	Krypljung	9	5	1
Backsippa	7	2	2	Granspira	7	8	2	Kräkbär/nordkråk	7	6	2
Backtimjan	7	2	1	Gren-/brunnrör	6	9	5	Kräkklöver	8	9	2
Bergslok	4	4	3	Groblad	8	5	6	Kvanne	7	9	9
Bergsyra	8	3	2	Gull-/lundviva	7	4	3	Käringtand	7	4	3
Björkpyrola	4	5	2	Gullris	5	5	4	Kärrknipprot	8	9	2
Björnbrodd	8	8	1	Gulmåra	7	4	3	Kärrspira	8	9	2
Blodrot	6	.	2	Gökblomster	7	7	.	Kärrsälting	8	9	1
Blåbär	5	.	3	Gökärt	.	5	2	Kärrviol	6	9	3
Blåsippa	4	4	5	Harsyra	1	5	6	Lappspira	.	.	.
Blåsuga	7	5	1	Havssälting	8	7	5	Liljekonvalj	5	4	4
Blåtätel	7	7	2	Hirsstarr	8	8	4	Lingon	5	4	1
Bockrot	7	3	2	Hjortron	9	8	1	Linnea	5	5	2
Borsttistel	7	8	6	Hultbräken	2	6	6	Liten blåklocka	7	.	2
Brännässla	.	6	9	Humlebl/nejlikrot	6	8	4	Ljung	8	.	1
Brudbröd	7	3	2	Hundkäx	7	5	8	Lopplummer	4	6	5
Brudsporre	7	7	3	Hundäxing	7	5	6	Låsbräken-arter	8	4	2
Daggkåpa-arter	6	5	4	Hästhov	8	6	.	Majviva	8	8	2
Darrgräs	8	.	2	Hökfibblor	9	4	3	Maskrosor	7	5	8
Dvärg/polarvide	7	7	4	Hönsbär	5	7	2	Midsommarblomst	6	6	7
Dvärglummer	8	7	3	Johannesörter	8	6	2	Mjökort	8	5	8
Ekbräken	3	6	5	Jungfru M nycklar	7	8	2	Mjölön	6	3	2
Ekorrbär	3	5	3	Jungfrulin-arter	7	4	2	Myrlilja	8	9	1
Femfingerört	9	2	1	JätTEGRÖE	9	10	9	Nattviol	6	5	.
Fetknopp-arter	8	2	1	Kabbleka	7	9	6	Nordisk stormhatt	3	7	8
Fjällgröe	7	5	7	Kattfot	8	4	2	Norsknoppa	7	5	4
Fjällkåpa	9	5	2	Kaveldun	8	10	8	Nätvide	8	6	3
Fjällruta	.	.	.	Kirskål	5	6	8	Odon	6	.	3
Fjällskräp	.	.	.	Klasefibbla	6	3	3	Ormbär	3	6	7
Fjällskära	9	5	3	Klockgentiana	8	7	1	Ormrot	7	5	2
Fjälltimotej	8	5	7	Klockljung	8	8	2	Ormtunga	7	7	2
Fjällummer	.	.	.	Klotstarr	.	.	.	Piprör	6	5	5
Fjällvedel	9	4	.	Knippfryle	7	4	3	Prästkrage	7	4	3
Revlummer	3	6	3	Spätistel	7	4	3	Vitklöver	8	5	6
Revmörblomma	6	7	7	Stagg	8	.	2	Vitmåra	6	6	2
Rosenrot	7	6	.	Stenbär	7	6	4	Vitsippa	.	5	.
Rosling	9	9	1	Stensöta	5	4	2	Vårfryle	2	5	4
Rödklöver	7	5	.	Stormåra	7	5	5	Våtarv	6	.	8
Rödkämpar	7	4	3	Strätta	7	8	4	Vänderot-arter	7	8	5
Röllika	8	4	5	Stångfibblor	7	4	2	Åkerbär	.	.	.
Sankt Pers nycklar	6	4	.	Svarthö	8	8	3	Åkerfräken	6	.	3
Silshår-arter	8	9	1	Svartkämpar	6	.	.	Åkertistel	8	.	7
Sjöfräken	7	8	3	Svinrot	7	7	2	Älgört	7	8	5

Tabell 36. Indikatorvärden för ljus, fuktighet och näring för kärlväxtarter enligt Ellenberg m.fl. (2001). (fortsättning)

Art	L	F	N	Art	L	F	N	Art	L	F	N
Skallra-arter	7	4	3	Taggstarr	9	9	1	Ängs/blek/svartfryle	7	5	3
Skogsfräken	3	7	4	Torta	.	.	.	Äng/kärrbräsma	4	6	.
Skogsklöver	7	4	3	Trampört	7	4	6	Ängs-/skogskovall	6	5	2
Skogsnoppa	8	5	6	Tranbär/dvärgtran	7	9	1	Ängshavre	7	3	2
Skogstjärna	5	.	2	Trift	8	6	4	Ängsnycklar	8	8	2
Skräppa-arter	7	7	6	Trådtåg	7	9	3	Ängsskara	6	.	3
Skvattram	6	9	2	Tuvsäv	8	9	1	Ängsstarr	8	9	2
Slätterblomma	8	8	2	Tuvtåtel	6	7	3	Ängssyra	8	.	6
Slätterfibbla	7	4	2	Tuvull	7	9	1	Ängsull	8	9	2
Slättergubbe	9	5	2	Tätört	8	8	2	Ängsvädd	7	7	2
Smultron	7	5	6	Vanlig smörblom	7	6	.	Ärenpris	6	4	4
Smultronklöver	8	7	7	Vass	7	10	7	Ögontröstar	8	4	2
Smörbollar	9	7	6	Vattenklöver	8	9	3	Örnbräken	6	5	3
Solvända/ölandssol	7	3	2	Veke-/knapptåg	8	7	4				
Sommarfibbla	8	5	6	Vildlin	7	.	2				

Appendix 4: Fjärilar typiska för gräsmarker

Tabell 37. Dagflygande fjärilar som bedöms som typiska för hävdpåverkade gräsmarker.

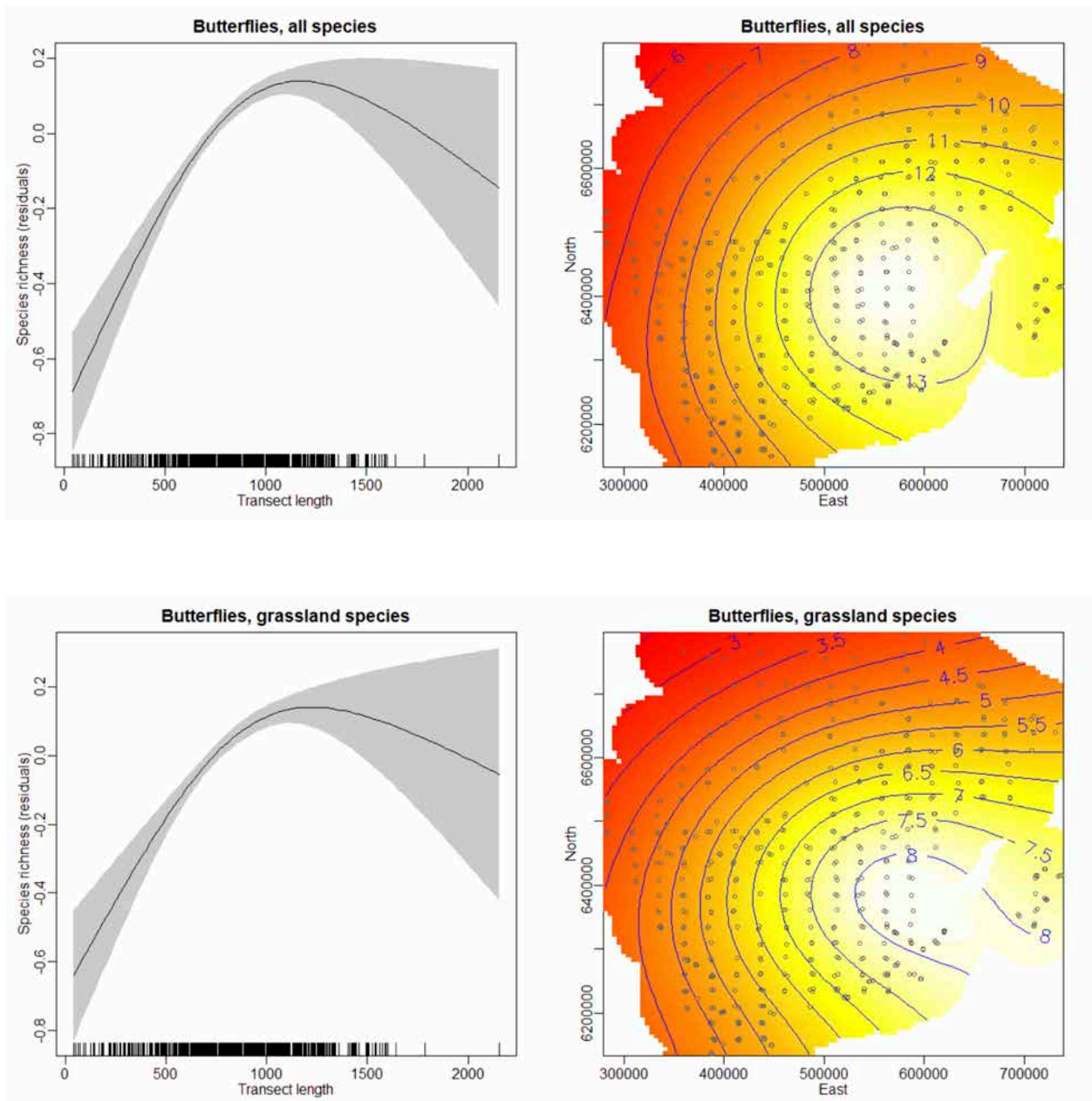


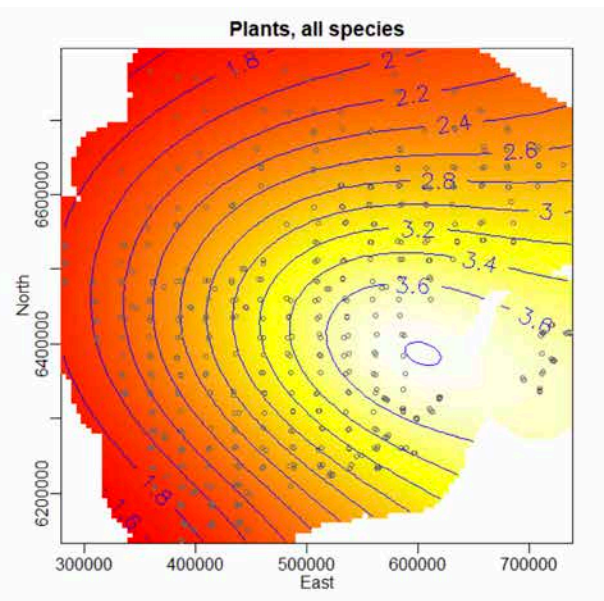
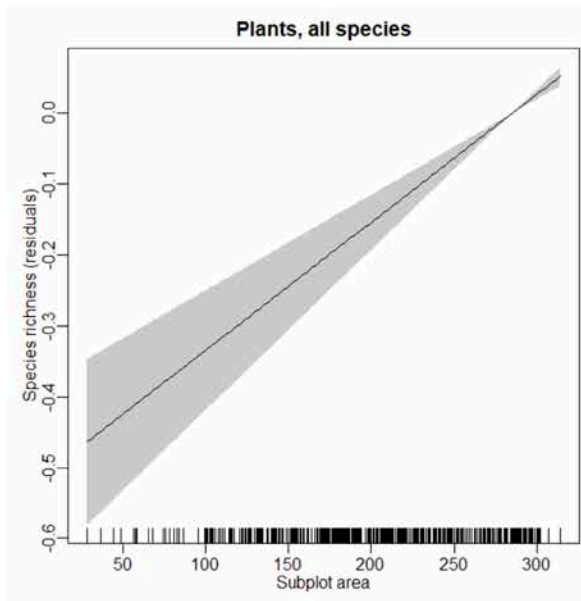
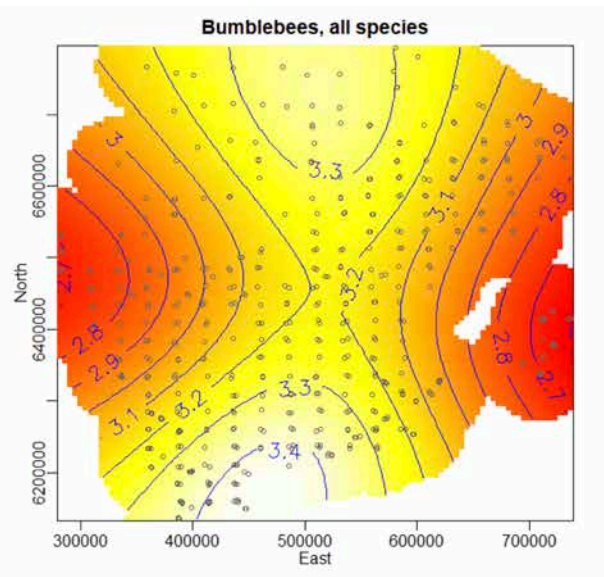
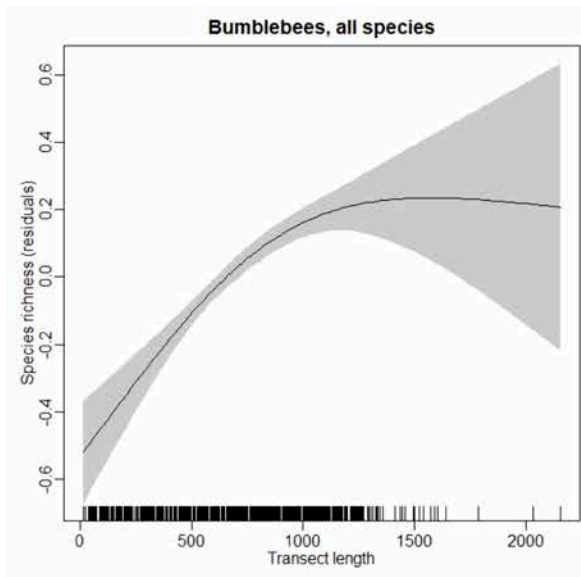
Apollofjäril
Backvisslare
Bredbramad bastardsvärmare
Brun blåvinge
Brun gräsfjäril
Brunfläckig pärlemorfjäril
Gullvivefjäril
Hedpärlemorfjäril
Kamgräsfjäril
Kattunvisslare
Klubbsprötad bastardsvärmare
Klöverblåvinge
Kronärtsblåvinge
Ljung-/edblåvinge
Luktgräsfjäril
Metallvingesvärmare
Midsommarblåvinge
Mindre bastardsvärmare
Mindre blåvinge
Mindre guldvinge
Mindre tätelsmygare
Prydlig pärlemorfjäril
Puktorneblåvinge
Pärlgräsfjäril
Rödfläckig blåvinge
Sandgräsfjäril
Sexfläckig bastardsvärmare
Silverblåvinge
Silversmygare
Silverstreckad pärlemorfjäril
Slättergräsfjäril
Smalsprötad bastardsvärmare
Smultronvisslare
Storfläckig pärlemorfjäril
Svartfläckig blåvinge
Svingelgräsfjäril
Svävflugelik dagsvärmare
Turkos blåvinge
Violett guldvinge
Violettkantad guldvinge
Vitfläckig guldvinge
Väpplingblåvinge
Ängsblåvinge
Ängsnätfjäril
Ängspärlemorfjäril
Ängssmygare

Appendix 5:

Figurerna till vänster: Samband mellan artrikedom (residualer) och transektlängd (m) för fjärilar, gräsmarksfjärilar och humlor, samt artrikedom och area inventerade provytor för kärlväxter. Se Tabell 13–16 för detaljer om de statistiska modellerna.

Figurerna till höger: samband mellan artrikedom och latitud (North) och longitud (East) för fjärilar, gräsmarksfjärilar, humlor och kärlväxter, se Tabell 13–16 för detaljer om de statistiska modellerna.





På denna sida...

kan du läsa kommentarer från de personer som har kvalitetsgranskat rapporten.

Kommentarerna är en hjälp för dig som läsare att bedöma om slutsatserna i rapporten är rimliga.

Granskningskommentarer

Rapporten har syftat till att besvara ett antal frågor beträffande utvecklingen av ängs- och betesmarkernas kvaliteter över tid (från 2006–10 till 2011–15), och om det finns skillnader i utveckling mellan ängs- och betesmarker (ÄoB) med olika typer av miljöersättning för att bevara den höga biologiska mångfalden i dessa marker. Rapportens slutsatser (i sammanfattningen samt kapitel 5) är rimliga och återspeglar de problem som finns i verkligheten när det gäller utvärdering av miljöersättningar, i detta fall för biologisk mångfald. I korthet kan slutsatserna sammanfattas som att:

- De stickprov som erhålls ur NILS respektive TUVAs databasen är för små för att detektera skillnader i kvalitetsutvecklingen mellan olika ÄoB-typer. Utvecklingen i ÄoB beror också på andra faktorer än just miljöersättningen, vilket gör det nödvändigt med ett betydligt större stickprov för att kunna kontrollera för dessa andra faktors påverkan.
- Den tid som gått sedan miljöersättning började användas för ÄoB är alltför kort för att man ska kunna se skillnader i utvecklingen, eftersom vegetationsförändringarna i ängs- och betesmarker, oavsett skötsel eller igenväxning, är mycket långsammare än de 5 år som det finns data för i NILS och TUVAs.
- De skillnader i kvalitet som finns mellan olika ÄoB-typer beror med största säkerhet på skillnader mellan olika typer när urvalet av marker för olika stödformer gjordes, dvs. när marker klassificerades som betesmarker med särskilda eller allmänna värden, skogsbete, alvarbete eller som marker utan miljöersättning. Skillnaderna som detekteras i rapporten beror på att den ursprungliga klassificeringen gjordes på ett för stöden relevant sätt, vilket framgår tydligt av rapporten.

Även om utvärderingsfrågorna därmed inte får tydliga svar, så vill jag framhålla att detta återspeglar den verklighet som finns. Författarna visar tydligt att förhoppningen att kunna använda redan existerande system som NILS eller TUVAs för att se kvalitetsförändringar var alltför optimistisk, och att mer träffsäkra utvärderingssystem behövs. Dessa behöver utformas för att ge större stickprov för alla ÄoB-typer, med speciell hänsyn till att det finns typer som bara förekommer regionalt. Det behöver också säkerställas att utvärderingarna fortsätter under tillräckligt lång tid för att olika utvecklingstrender ska kunna detekteras. Som framhålls i sammanfattningen bör "framtidiga utvärderingar ... ha en mer uttalad strategi för hur samspel mellan faktorer ska utvärderas och mer realistiska förväntningar om vilka förändringar som kan utläsas efter en kort tidsperiod, med tanke på hur många andra faktorer som spelar in för resultaten".

Det finns ett antal smärre punkter i rapporten kvar som är möjliga att diskutera kring, men dessa är av sådan art att de inte påverkar de slutsatser som dras, och därför tar jag inte upp dem i detta utlåtande. Denna utvärderingsrapport håller en god vetenskaplig kvalitet, drar slutsatser som är viktiga för att förbättra utvärderingsarbetet i framtiden, och visar dessutom vikten av att ha en kommunikation mellan utvärderare och granskare som fungerar och kan förbättra och garantera den vetenskapliga kvaliteten under processens gång. Utvärderarna har på ett utmärkt sätt förhållit sig till den kritik som tidigare framförts, vilket är föredömligt.

Jan Bengtsson, professor i ekologisk miljövärd, SLU, Uppsala, utförde granskningen av den sista versionen av utvärderingsrapporten. Tidigare versioner granskades även av professor Mats Lindegarth, Göteborgs Universitet.

Publicerade utvärderingsrapporter

UTV17:3 *Socioekonomiska effekter av fartygsskrotningar inom svenskt fiske*

Ex-post evaluation of the European Fisheries Fund (2007-2013)

Slututvärdering av fiskeriprogrammet 2007–2013

Publicerad av EU-kommissionen

UTV17:2 *Utvärdering av ESI-fondernas genomförande-organisationer i Sverige*

UTV17:1 *Kunskapsöversikt: Om förutsättningarna för utvärdering av resultat och effekter av bredbandsstöd i Sverige*

UTV16:6 *Bra vällersättning och kompensationsstöd*

Hur kan olika utformningar påverka jordbruket, miljön och samhällsekonomin?

UTV16:5 *Slututvärdering av det svenska landsbygdsprogrammet 2007–2013*

Delrapport IV: Synteser för en hållbar landsbygdsutveckling

Utvärdering av programmets samlade effekter

UTV16:4 *Slututvärdering av det svenska landsbygdsprogrammet 2007–2013*

Delrapport III: Utvärdering av åtgärder för landsbygdsutveckling

Axel 3: Förbättra livskvalitet på landsbygden

Axel 4: Leader – Genomföra lokala utvecklingsstrategier

UTV16:3 *Slututvärdering av det svenska landsbygdsprogrammet 2007–2013*

Delrapport II: Utvärdering av åtgärder för bättre miljö

UTV16:2 *Slututvärdering av det svenska landsbygdsprogrammet 2007–2013*

Delrapport I: Utvärdering av åtgärder för ökad konkurrenskraft

UTV16:1 *Biologisk mångfald i våtmarker som har anlagts med stöd från landsbygdsprogrammet*

UTV15:2 *Kompetens för utveckling?*

Utvärdering av kompetensutveckling i landsbygdsprogrammet 2007–2013

UTV15:1 *Vad behöver förenklas?*

Utvärdering av landsbygdsprogrammet samt havs- och fiskeriprogrammet



**Jordbruks
verket**

Jordbruksverket

551 82 Jönköping

Tfn 036-15 50 00 (vx)

E-post: jordbruksverket@jordbruksverket.se

www.jordbruksverket.se/utvardering

UTV17:4



Europeiska jordbruksfonden för
landsbygdsutveckling; Europa
investerar i landsbygdsområden