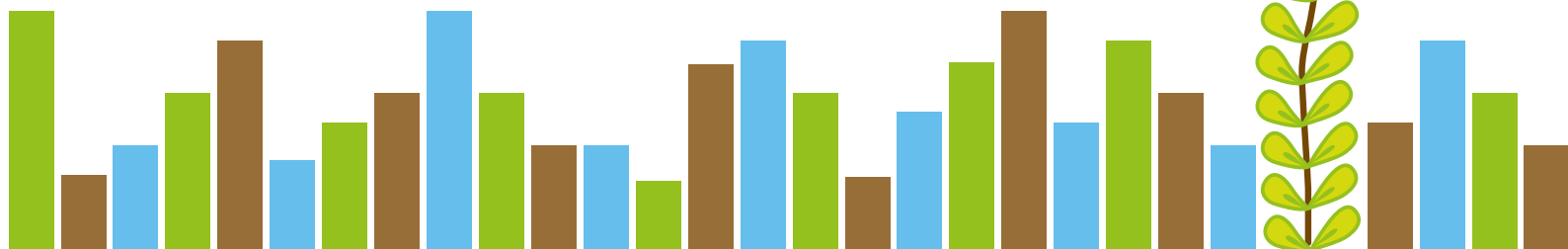
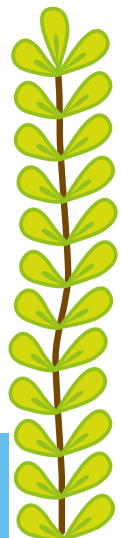


Slututvärdering av det svenska landsbygdsprogrammet 2007–2013

DELRAPPORT II:

Utvärdering av åtgärder för bättre miljö

Henrik G. Smith, Lunds universitet
Juliana Dänhardt, Lunds universitet
Karin Blombäck, SLU
Paul Caplat, Lunds universitet.
Dennis Collentine, SLU
Erik Grenerstam, Lunds universitet
Helena Hanson, Lunds universitet
Sören Höjgård, Lunds universitet
Torbjörn Jansson, SLU
Holger Johnsson, SLU
Annelie M. Jönsson, Lunds universitet
Mikael Lantz, Lunds Tekniska Högskola
Åke Lindström, Lunds universitet
Lovisa Nilsson, Lunds universitet
Martin Nordin, Lunds universitet
Ola Olsson, Lunds universitet
Rebecca Stewart, Lunds universitet
Martin Stjernman, Lunds universitet
Erik Öckinger, SLU



Varför görs denna utvärdering?

Denna rapport är en del av utvärderingen av landsbygdsprogrammet 2007–2013. Fyra grupper med forskare från universitet och högskolor har gjort slututvärderingen. Den publiceras i fyra delrapporter varav detta är en. Frågor som handlar om hela programmet besvaras huvudsakligen i delrapport IV. Frågor om enskilda åtgärder besvaras i de tre andra delrapporterna. En översikt av vilka frågor som besvaras i vilken rapport finns på följande sidor.

Slututvärderingen görs för att besvara EU-gemensamma och specifika svenska utvärderingsfrågor om vilka effekter programmet har haft, i vilken utsträckning det har bidragit till att uppfylla målen och hur effektivt detta har gjorts.

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

De flesta utvärderingarna genomförs av externa aktörer. Vi tar hjälp av forskare för att kvalitetsgranska rapporterna innan de publiceras. I slutet av rapporterna finns ett utlåtande från granskarna. Rapporterna publiceras i en särskild rapportserie och rapportförfattarna är ansvariga för slutsatserna. Slutsatserna utgör inte Jordbruksverkets officiella ståndpunkt.

/ Utvärderingssekretariatet vid Jordbruksverket

Var besvaras vilken utvärderingsfråga?

Slututvärderingen av landsbygdsprogrammet 2007–2013 publiceras i fyra delrapporter. I nedanstående översikt ser du alla utvärderingsfrågor. Där framgår också i vilken rapport frågorna behandlas och besvaras.

De frågorna som benämns CEQ (Common Evaluation Question) är gemensamma frågor som ska besvaras för alla landsbygdsprogram inom EU. Frågorna som benämns PSEQ (Program Specific Evaluation Question) är specifika frågor för vårt svenska program. Dessa frågor har, efter ett brett samråd, beslutats av utvärderingssekretariatet vid Jordbruksverket. De fyra svenska delrapporterna innehåller utvärderingen av det svenska landsbygdsprogrammet och behandlar såväl de EU-gemensamma som de specifika svenska frågorna.

Delrapport I, behandlar i huvudsak frågor kring åtgärder för *konkurrenskraft*:

Mikaela Backman, Thomas Holgersson, Johan Klaesson, Pia Nilsson, Jonna Rickardsson, Lisa Wassén & Hans Westlund. 2016. *Slututvärdering av det svenska landsbygdsprogrammet 2007–2013 – Delrapport I: Utvärdering av åtgärder för ökad konkurrenskraft*. Utvärderingsrapport 2016:2.

Delrapport II, behandlar i huvudsak frågor kring *miljöåtgärder*:

Henrik G. Smith, Juliana Dänhardt, Karin Blombäck, Paul Caplat, Dennis Collentine, Erik Grenerstam, Helena Hanson, Sören Höjgård, Torbjörn Jansson, Holger Johnsson, Annelie M. Jönsson, Mikael Lantz, Åke Lindström, Lovisa Nilsson, Martin Nordin, Ola Olsson, Rebecca Stewart, Martin Stjernman & Erik Öckinger. 2016. *Slututvärdering av det svenska landsbygdsprogrammet 2007–2013 – Delrapport II: Utvärdering av åtgärder för bättre miljö*. Utvärderingsrapport 2016:3.

Delrapport III, behandlar i huvudsak frågor kring *landsbygdsutveckling*, inklusive Leader:

Yvonne Gunnarsdotter, Kjell Hansen, Arvid Stiernström & Cecilia Waldenström. 2016. *Slututvärdering av det svenska landsbygdsprogrammet 2007–2013 – Delrapport III: Utvärdering av åtgärder för landsbygdsutveckling*. Utvärderingsrapport 2016:4.

Delrapport IV, behandlar de *programövergripande* frågorna:

Jörgen Johansson, Mats Holmquist, Mikael Jonasson, Marie Mattsson, Per-Ola Ulvenblad & Stefan Weisner. 2016. *Slututvärdering av det svenska landsbygdsprogrammet 2007–2013 – Delrapport IV: Synteser för en hållbar landsbygdsutveckling. Utvärdering av programmets samlade effekter*. Utvärderingsrapport 2016:5.

Programövergripande frågor

CEQ 6 I vilken utsträckning har landsbygdsprogrammet bidragit till omstrukturering av mjölksektorn?

Denna programövergripande fråga besvaras i delrapport I.

CEQ 11 I vilken utsträckning har landsbygdsprogrammet bidragit till att skapa tillgång till bredband (inklusive uppgradering)?

Denna programövergripande fråga besvaras i delrapport III.

Resterande programövergripande frågor besvaras i delrapport IV.

CEQ 1 I vilken utsträckning har landsbygdsprogrammet bidragit till ekonomisk tillväxt på landsbygden?

CEQ 2 I vilken utsträckning har landsbygdsprogrammet bidragit till att skapa arbetstillfällen?

PSEQ 2:A Hur många arbetstillfällen har programmet bidragit till att skapa respektive bevara?

PSEQ 2:B Hur många arbetstillfällen för unga har programmet bidragit till att skapa respektive bevara?

CEQ 3 I vilken utsträckning har landsbygdsprogrammet bidragit till att skydda och stärka naturresurser och landskapet, inklusive biologisk mångfald och jord- och skogsbruk med höga naturvärden?

CEQ 4 I vilken utsträckning har landsbygdsprogrammet bidragit till att öka tillgången till förnybar energi?

CEQ 5 I vilken utsträckning har landsbygdsprogrammet bidragit till att förbättra jord- och skogsbrukets konkurrenskraft?

PSEQ 5:A Vilken betydelse har programmets samlade effekter för enskilda jordbruksföretag med olika typer av verksamhet vad gäller företagens fortlevnad och utveckling?

CEQ 7 I vilken utsträckning har landsbygdsprogrammet bidragit till minskad klimatpåverkan och till klimatanpassning?

CEQ 8 I vilken utsträckning har landsbygdsprogrammet bidragit till förbättrad vattenförvaltning (kvalitet, användning och mängd)?

CEQ 9 I vilken utsträckning har landsbygdsprogrammet bidragit till att förbättra livskvaliteten på landsbygden och till att främja diversifiering av landsbygdsekonomin?

PSEQ 9:A Bidrar programmets fokus på miljöåtgärder till ökad livskvalitet på landsbygden? (Hur skulle landskapet se ut utan programmet?)

CEQ 10 I vilken utsträckning har landsbygdsprogrammet bidragit till införandet av innovativa ansatser?

CEQ 12 I vilken utsträckning har landsbygdsnätverket bidragit till att uppfylla målen i landsbygdsprogrammet?

- CEQ 13** I vilken utsträckning har TA bidragit till att uppfylla målen i landsbygdsprogrammet?
- PSEQ 13:A** Hur har administrationen påverkat måluppfyllelsen?
- PSEQ 13:B** Hur har kommunikationen påverkat måluppfyllelsen?
- PSEQ 13:C** Hur påverkar den regionala styrningen programmets måluppfyllelse och vad kan man lära sig av att länsstyrelserna haft olika strategier?
- CEQ 14** Hur effektivt har resurserna i landsbygdsprogrammet använts i förhållande till den avsedda omfattningen av insatser?
- PSEQ 14:A** Hur påverkar kontrollsystemets omfattning och utformning programmet effektivitet?
- PSEQ 25** På vilket sätt har programmet påverkat integrationen på landsbygden?
- PSEQ 26** På vilket sätt har programmet påverkat jämställdheten på landsbygden?

Frågor som gäller åtgärderna inom axel 1 (förbättra jord- och skogsbrukets konkurrenskraft)

- CEQ 15** Hur och i vilken utsträckning har åtgärden bidragit till att förbättra konkurrenskraften för stödmottagarna? (i förekommande fall ska svaren på denna fråga presenteras så att bidraget till jordbruks- respektive skogssektorns konkurrenskraft kan särskiljas)
Denna fråga besvaras, för alla åtgärder i axel 1, i delrapport I.
- PSEQ 15:A** Hur ändamålsenliga har samarbetsåtgärderna varit som styrmedel och vilka hinder respektive framgångsfaktorer finns?
Denna fråga gäller åtgärd 124 och besvaras i delrapport I.
- CEQ 20** Vilka andra effekter, bland annat de som rör andra mål/axlar, är kopplade till genomförandet av denna åtgärd (indirekta, positiva/negativa effekter för mottagarna, icke-stöd-mottagare, lokal nivå)?
Denna fråga besvaras, när det gäller effekter av åtgärder i axel 1, i delrapport I.
- PSEQ 20:A** I vilken utsträckning har kompetensutvecklingsåtgärderna bidragit till programmets miljömål?
Denna fråga gäller åtgärd 111 och besvaras i delrapport II.
- PSEQ 20:B** Vad kan man lära sig av hur klimatåtgärderna fungerat när det gäller utformningen och utvärderingen av klimatåtgärder i framtida program?
Denna fråga gäller åtgärderna 121 och 123 och besvaras i delrapport II.

Frågor som gäller åtgärderna inom axel 2 (förbättra miljön och landskapet)

- CEQ 16** Hur och i vilken utsträckning har åtgärden bidragit till att förbättra miljösituationen?
Denna fråga besvaras, för alla åtgärder i axel 2, i delrapport II.
- PSEQ 16:A** Hur ändamålsenlig och effektiv har den geografiska styrningen av miljöåtgärderna i programmet varit?
Denna fråga besvaras, för alla åtgärder i axel 2, i delrapport II
- CEQ 20** Vilka andra effekter, bland annat de som rör andra mål/axlar, är kopplade till genomförandet av denna åtgärd (indirekta, positiva/negativa effekter för mottagarna, icke-stödmottagare, lokal nivå)?
Denna fråga besvaras, när det gäller effekter av åtgärder i axel 2, i delrapport II.
- PSEQ 20:C** Vilka sysselsättningseffekter ger miljöåtgärderna?
Denna fråga besvaras, för alla åtgärder i axel 2, i delrapport II

Frågor som gäller åtgärderna inom axel 3 (förbättra livskvaliteten, bredda företagandet och främja utvecklingen av landsbygdens ekonomi)

- CEQ 17** Hur och i vilken utsträckning har åtgärden bidragit till ekonomisk diversifiering hos stödmottagarna?
Denna fråga gäller åtgärderna 311, 312 och 313 och besvaras i delrapport I.
- PSEQ 17:A** Vilken betydelse har diversifiering för andra mål, i synnerhet konkurrenskraft?
Frågan gäller åtgärderna 311, 312 och 313 och besvaras i delrapport I.
- CEQ 18** Hur och i vilken utsträckning har åtgärden bidragit till att förbättra livskvaliteten för stödmottagarna?
Frågan gäller åtgärderna 321, 322 och 323 och besvaras i delrapport III.
- PSEQ 18:A** Hur och i vilken utsträckning har åtgärden bidragit till att förbättra livskvaliteten på landsbygden?
Frågan gäller åtgärderna 321, 322 och 323 och besvaras i delrapport III.
- CEQ 19** I vilken utsträckning har åtgärden förbättrat stödmottagarnas kapacitet att förbättra ekonomisk diversifiering och livskvaliteten på landsbygden?
Frågan gäller åtgärderna 331 och 341 och besvaras i delrapport III.

- CEQ 20** Vilka andra effekter, bland annat de som rör andra mål/axlar, är kopplade till genomförandet av denna åtgärd (indirekta, positiva/negativa effekter för mottagarna, icke-stöd-mottagare, lokal nivå)?
Denna fråga besvaras, när det gäller effekter av åtgärderna 311, 312 och 313 i axel 3, i delrapport I.
Denna fråga besvaras, när det gäller effekter av åtgärderna 321, 322 och 323, 331 och 341 i axel 3, i delrapport III.
- PSEQ 20:B** Vad kan man lära sig av hur klimatåtgärderna fungerat när det gäller utformningen och utvärderingen av klimatåtgärder i framtida program?
Frågan gäller åtgärderna 311 och 312 och besvaras i delrapport II.
- PSEQ 20:D** Vilka effekter har åtgärderna för en vidare grupp av intressenter?
Denna fråga besvaras, när det gäller effekter av åtgärderna 311, 312 och 313 i axel 3, i delrapport I.
Denna fråga besvaras, när det gäller effekter av åtgärderna 321, 322 och 323 och 331 i axel 3, i delrapport III.
- PSEQ 20:E** Hur och i vilken utsträckning har bredbandssatsningarna bidragit till att uppfylla andra målsättningar?
Denna fråga besvaras, när det gäller effekter av åtgärd 321 i axel 3, i delrapport III.

Frågor som gäller åtgärderna inom axel 4 (Leader)

Samtliga nedanstående frågor besvaras, för alla åtgärder inom axel 4, i delrapport III.

- CEQ 21** I vilken utsträckning har landsbygdsprogrammet bidragit till att bygga upp lokal kapacitet för ökad sysselsättning och diversifiering genom Leader?
- CEQ 22** I vilken utsträckning har LAG bidragit till att nå målen i den lokala strategin och i landsbygdsprogrammet?
- PSEQ 22:A** Vad är det som styr vilka mål som prioriteras i de lokala strategierna?
- PSEQ 22:B** Hur skulle leadermetoden/LAG kunna användas för att i större omfattning bidra till uppfyllandet av landsbygdsprogrammets miljömål?
- CEQ 23** I vilken utsträckning har leadermetoden genomförts?
- CEQ 24** I vilken utsträckning har genomförandet av leadermetoden bidragit till att förbättra det lokala styret?

Utvärderare

Karin Blombäck är forskningsledare i Vattenvårdslära vid Institutionen för mark och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet i Uppsala. Hon har huvudsakligen arbetat med forskning och utveckling rörande växtnäringens förluster från åkermark och användandet av beräkningsmetoder för utvärdering och analys av detta.

Paul Caplat är forskare vid Centrum för miljö- och klimatforskning vid Lunds universitet. Han kombinerar populationsbiologi, landskapsekologi och makroekologi för att förstå och förutse mönster i arters utbredning och populationsutveckling i en föränderlig miljö. Hans forskning fokuserar på fåglars respons till klimatförändringar och olika markanvändning i jord- och skogsbruk.

Dennis Collentine är gästforskare vid Institutionen för mark och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet i Uppsala. Han är ekonom och har huvudsakligen arbetat med multidisciplinär forskning med inriktning på jordbruk och miljöpolitik.

Juliana Dänhardt är doktor i zooekologi vid Centrum för miljö- och klimatforskning, Lunds universitet. Hon arbetar främst som samordnare för forskningsprojekt med fokus på biologisk mångfald och ekosystemtjänster i jordbrukslandskapet. Hon är också intresserad av lantbrukares och samhällets attityder till ekosystemtjänster samt av styrmedel och beslutsfattande relaterad till jordbruket.

Erik Grenerstam är doktorand vid Nationalekonomiska Institutionen vid Lunds Universitet. Hans forskning är empirisk. Tillsammans med Martin Nordin analyserar han bland annat bredbandsutbyggnadens effekter på skolbetygen.

Helena Hanson är doktor i miljövetenskap vid Centrum för miljö- och klimatforskning vid Lunds universitet. Hennes forskning är inriktad mot att undersöka vilka faktorer i jordbrukslandskapet som förklarar utbredningen av nyttoinsekter och potentialen för biologisk skadedjursbekämpning.

Sören Höjgård har disputerat i nationalekonomi vid Lunds universitet och är docent i hälsoekonomi. Han arbetar huvudsakligen med samhällsekonomiska analyser inom områdena landsbygdsutveckling samt djurhälsa och djurvälstånd. Han är också ansvarig för den del av AgriFoods verksamhet som hör till Institutionen för Ekonomi vid SLU i Uppsala.

Torbjörn Jansson har disputerat i jordbruksekonomi vid universitetet i Bonn med inriktning på statistiska metoder och modellering. Hans arbete vid AgriFood, SLU, består främst av analyser av förändringar i den gemensamma jordbrukspolitiken på uppdrag av EU-kommissionen och olika myndigheter inom unionen. Torbjörn arbetar också med metodutveckling av simuleringsmodeller.

Holger Johnsson är forskningsledare vid Institutionen för mark och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet i Uppsala. Han är docent i Vattenvårdslära och har huvudsakligen arbetat med forskning och utveckling rörande växtnäringens förluster från åkermark och användandet av beräkningsmetoder för utvärdering och analys av detta.

Annelie M. Jönsson är projektassistent på Centrum för miljö- och klimatforskning, Lunds Universitet. Hon studerar främst effekter av habitatåtgärder avsedda att gynna biologisk mångfald och ekosystemtjänster i jordbrukslandskapet.

Mikael Lantz arbetar som forskare vid Miljö- och Energisystem (IMES) på Lunds Tekniska Högskola. Mikael arbetar med systemanalyser inom bioenergiområdet med särskilt fokus på produktion och användning av biogas och dess ekonomiska förutsättningar samt relaterade styrmedel.

Åke Lindström är professor i zooekologi vid Biologiska institutionen, Lunds universitet. Hans forskning är främst inriktad på att beskriva och förklara förändringar i svenska fåglarnas antal och utbredning. I arbetet ingår att leda Svensk Fågeltaxering, ett nationellt miljöövervakningsprojekt som på uppdrag av Naturvårdsverket följer hur det går för Sveriges fåglar.

Lovisa Nilsson är doktorand i miljövetenskap på Centrum för Miljö- och Klimatforskning vid Lunds universitet. Hon arbetar med multifunktionalitet i jordbrukslandskapet, hur åtgärder kan utformas för att gynna multipla ekosystemtjänster och biologisk mångfald samt lantbrukares attityder kring ekosystemtjänster som produceras i jordbrukslandskapet.

Martin Nordin har disputerat i nationalekonomi vid Lunds universitet. Han är docent i arbetsmarknadsekonomi. Hans forskning är empirisk och handlar bland annat om sambandet mellan utbildning och arbetsmarknad. På AgriFood, Lunds universitet, undersöker Martin effekterna av den gemensamma jordbrukspolitiken och arbetar med arbetsmarknadsrelaterade frågor inom jordbruket.

Ola Olsson är lektor i bevarandebiologi vid Biologiska institutionen, Lunds universitet. Han har arbetat med naturvårdsrelaterad grundforskning och tillämpad forskning. Doktorsavhandlingen handlade om mindre hackspettens förutsättningar i sydsvenska skogar. Därefter har hans forskning främst handlat om biologisk mångfald och ekosystemtjänster i jordbrukslandskapet, empiriskt såväl som teoretiskt.

Henrik Smith är professor i zooekologi vid Lunds universitet. Han är föreståndare för Centrum för miljö- och klimatforskning, koordinator för det strategiska forskningsområdet BECC (Biodiversity and Ecosystem Services in a Changing Climate) och forskningsaktiv vid Biologiska institutionen. Hans forskning fokuserar på hur förändringar i jordbrukslandskapet påverkar biologisk mångfald och ekosystemtjänster.

Rebecca Stewart är forskare vid Centrum för miljö- och klimatforskning vid Lunds universitet. Hon är intresserad av mångfalden bland främst ryggradslösa djur i dammar och våtmarker i jordbrukslandskapet. Hennes forskning undersöker hur bevarande av biologisk mångfald i våtmarker påverkar ekosystemtjänster såsom näringsämnesretention och pollinering i det kringliggande landskapet.

Martin Stjernman är forskare på enheten för Biodiversitet vid Lunds Universitet och arbetar med att utveckla sätt att kombinera statistiska och ekonomiska modeller samt olika typer av inventerings- och monitoringdata för att förutsäga effekter av förändringar i markanvändning inom jordbruket på biologisk mångfald, framförallt fåglar.

Erik Öckinger är forskare vid Institutionen för Ekologi på Sveriges lantbruksuniversitet i Uppsala. Hans forskning berör effekter av landskaps- och klimatförändringar på biologisk mångfald.

Sammanfattning

Rapporten är en del av slututvärderingen av Landsbygdsprogram för Sverige 2007-2013 och har tagits fram på uppdrag av Jordbruksverket. Den redovisar resultat och effekter som uppnåddes genom miljö- och klimatåtgärderna inom landsbygdsprogrammet, vilket omfattar samtliga insatser och ersättningar i axel 2, samt miljö- och klimatrelaterade utvärderingsfrågor för en del åtgärder i axel 1 och 3.

Med hjälp av vetenskapliga analyser, kunskapsbaserade resonemang och de för varje insats i landsbygdsprogrammet specificerade indikatorerna har bland annat följande EU-gemensamma (QEC) och programspecifika (PSEQ) utvärderingsfrågor besvarats:

- QEC 16: I vilken utsträckning har åtgärden bidragit till att förbättra miljösituationen?
- CEQ 20: Vilka andra effekter, bl.a. de som rör andra mål/axlar, är kopplade till genomförandet av denna åtgärd?
- PSEQ 16A: Hur ändamålsenlig och effektiv har den geografiska styrningen av miljöåtgärden i programmet varit?
- PSEQ 20A: I vilken utsträckning har kompetensutvecklingsåtgärderna bidragit till programmets miljömål?
- PSEQ 20B: Vad kan man lära sig av hur klimatåtgärderna fungerat när det gäller utformningen och utvärderingen av klimatåtgärder i framtida program?
- PSEQ 20C: Vilka sysselsättningseffekter ger miljöåtgärderna?

Utredarnas generella slutsats är att landsbygdsprogrammet spelat en stor och i många fall avgörande roll för miljön, t.ex. genom att förhindra nedläggning av jordbruk i områden med svåra förutsättningar för jordbruk, bevara betes- och slåttermarker av värde för biologisk mångfald och skapa och restaurera våtmarker för biologisk mångfald och näringsretention. Detta bidrar till uppfyllelsen av de svenska miljömålen och internationella åtaganden. Även de klimatrelaterade åtgärderna bidrar i viss mån till att uppfylla miljömålen, men en låg anslutning till vissa åtgärder och programmets ensidiga fokus på produktion av förnybar energi (som bortser från ur klimatsynvinkel mycket större biogena utsläppskällor) gör att effekten på miljömålen bedöms som relativt små. Bedömningen av kompetensutvecklingens effekter på miljömålen har försvårats av brist på tillämpningsbart underlag, men utvärderingen av rådgivningsprogrammet Greppa näringen visar att det bidragit till att reducera kvävetillförseln till Östersjön. För en del andra åtgärder är det empiriska underlaget för vilken effekt de har mycket svagt. Detta behöver i sig inte innebära att dessa åtgärder saknar effekt, men gör det svårt att bedöma deras bidrag till uppfyllelsen av miljömålen och begränsar kunskapen om huruvida alternativa utformningar av insatserna skulle ge större effekt.

Den explicita geografiska styrningen som förekommer i programmet bedöms generellt som relevant, men dess effekt varierar stort mellan olika åtgärder/insatser och är i vissa fall svårt att utreda. Det finns dock en del åtgärder/insatser som idag saknar explicit geografisk styrning, men där vi bedömer att kostnadseffektiviteten skulle kunna öka markant om man införde en sådan (t.ex. *Certifierad ekologisk produktion*).

Miljöåtgärdernas sysselsättningseffekter har endast kunnat bedömas för ett fåtal åtgärder/insatser (kompensationsbidraget samt ersättningarna för *Extensiv vallodling och Skötsel av betesmarker och slåtterängar*) och anses generellt vara marginellt positiv. Detta bör dock tolkas med stor försiktighet eftersom bedömningen gjordes enbart via dessa åtgärders effekt på markanvändningen.

Miljö- och klimatåtgärders effekter

Under programperioden 2007-2013 innehöll landsbygdsprogrammet en mängd olika åtgärder med syfte att gynna miljö och klimat. Utvärderingen visar att det finns en stor variation i såväl upptaget av de olika åtgärderna som deras effekt. Miljöåtgärdernas syften fokuserar huvudsakligen på att gynna bevarandet av biologisk mångfald, minskat växtnärläckage och giftfri miljö. De flesta miljöåtgärder bidrar generellt till att uppnå sitt syfte, men om de gör det på ett kostnadseffektivt sätt har ofta varit svårt och ibland omöjligt att utvärdera. För syftet giftfri miljö har det inte funnits resurser till en djupare utvärdering.

Ersättningarna för *Skötsel av betesmarker och slåtterängar* samt för *Certifierad ekologisk och kretsloppsinriktad produktion* är exempel på insatser med konstaterad positiv effekt på biologisk mångfald. Andra ersättningar, såsom ersättningen för *Värdefulla natur- och kulturmiljöer*, adresserar visserligen för biologisk mångfald viktiga livsmiljöer, men deras utformning och skötselvillkor har visat sig inte vara anpassade till detta syfte med insatsen. För en del ersättningar saknas tillräckligt kunskap eller dataunderlag för att kunna göra tillfredställande utvärderingar av effekterna på biologisk mångfald. Bland dessa finns exempelvis ersättningarna för *Extensiv vallodling* och *Skötsel av våtmarker*.

Minskat näringsämnesläckage och miljömålet *Ingen övergödning* fanns som syfte för flera insatser inom åtgärden *Miljövänligt jordbruk* och den generella bedömningen är att insatserna bidrar till att uppfylla detta syfte. Det finns dock stor skillnad i hur effektiva insatserna är. *Minskat kväveläckage* anses ha en god kostnadseffektivitet, särskilt efter att ersättningsnivåerna anpassades under senare delen av programperioden. Även reduceringen av fosfor genom skyddszoner bedöms ha en högre kostnadseffektivitet jämfört med förra programperioden på grund av regionala skillnader i anslutning. När det gäller *Extensiv vallodling* visar utvärderingen stora regionala skillnader, och för andra insatser, såsom *Restaurering och anläggning av våtmarker* och *Certifierad ekologisk odling*, har det varit svårt att bedöma om de på ett kostnadseffektivt sätt bidragit till att uppfylla miljömålen.

Miljöåtgärdernas effekter på miljömålet *Giftfri miljö* har inom ramen för denna utvärdering inte kunnat analyseras specifikt på grund av bristande underlag och begränsade resurser. Eftersom det generellt är svårt att utvärdera det specifika bidraget av de berörda ersättningarna till en giftfri miljö, kan utvärderingen därför inte på ett tillfredställande sätt svara på hur stor deras bidrag till detta miljö kvalitetsmål har varit.

När det gäller klimatåtgärder har programmet ett tydligt fokus på produktion och användning av energi och relaterade emissioner av växthusgaser. Samtidigt konstateras det att emissionerna av växthusgaser från jordbrukssektorn primärt härrör från biogena processer i form av metan från idisslarnas matsmältning och lustgas från det kväve som tillförs åkermarken. För en fortsatt reduktion av jordbrukssektorns

emissioner av växthusgaser bör satsningarna på en minskad användning av fossila bränslen fortsätta, men det är samtidigt nödvändigt att lägga ett större fokus på de biogena emissionerna. För att tydliggöra vikten av klimatåtgärder och satsningar på förnybar energi bör dessa insatser också lyftas fram som egna åtgärder istället för att finnas insprängda bland åtgärder som har annat huvudfokus.

För ett fåtal åtgärder och ersättningar har det gått att härleda möjliga sysselsättningseffekter via de markanvändningseffekter som estimerats med modeller. Även om dessa resultat bör tolkas med stor försiktighet, bedöms sysselsättningseffekten av miljöåtgärderna generellt vara marginellt positiv. Ersättningen *Skötsel av betesmarker och slåtterängar* har i beräkningar som bygger på kontrafaktiska markanvändningsscenarier lett till en märkbar förändring av markanvändningen (ökad areal betesmarker med stöd) vilket, eftersom animalieproduktion generellt anses vara mer tidskrävande än spannmålsproduktion, bedöms leda till högre sysselsättning. *Extensiv vallodling* och kompensationsbidrag har däremot en mycket begränsad påverkan på markanvändningen, varför sysselsättningseffekten bedöms som marginell.

Generella förbättringsförslag inför utformningen av kommande program

Även om utvärderarnas samlade bedömning är att landsbygdsprogrammets upplägg, d.v.s. dess syften och motiv, ingående medel och val av åtgärder, är relevant och generellt bidrar till att förbättra situationen för miljö och klimat, så finns det en hel del som kan och bör förbättras för att möjliggöra kostnadseffektiva program i framtiden.

De enskilda insatsernas syften och mål bör preciseras och kopplas till tydliga indikatorer som på ett relevant sätt kan mäta måluppfyllandet. Detta är avgörande för att man ska kunna utforma ett kostnadseffektivt landsbygdsprogram och utvärdera det på ett adekvat sätt. Dessutom behöver beskrivningarna för syften och motiv för många av ersättningarna ses över och anpassas till det aktuella kunskapsläget. Exempelvis skulle syftet ”bevara biologisk mångfald” leda till helt olika åtgärder beroende på om man vill bevara sällsynta arter eller ekosystemtjänstgynnare.

Det empiriska underlaget för utvärdering behöver stärkas inför utvärderingen av framtida landsbygdsprogram. Detta kan exempelvis göras genom systematiska översikter och empirisk primärforskning som undersöker konsekvenser av olika åtgärder. För att optimera detta bör utvärderingen byggas in som en organisk del av landsbygdsprogrammet. Utredarna föreslår att en procent av programmets budget används till att utforma och implementera relevanta metoder för kontinuerlig insamling av lämplig data under hela programperioden.

För att i högre grad kunna utvärdera landsbygdsprogrammets kostnadseffektivitet krävs en fortsatt utveckling av metoder för att studera konsekvenserna för målet av att åtgärden/insatsen/delinsatsen finns eller inte finns (eller var annorlunda utformad) (kontrafaktiska scenarier) och modeller som förutsäger effekten på det specificerade målet i relation till insatsens storlek. Dessutom krävs en tydligare specificering av syften och mål för insatser med multipla syften. Med stärkta utvärderingsverktyg kan alternativa utformningar av landsbygdsprogrammets struktur, val av insatser och regional differentiering prövas och utvärderas för att underlätta beslutsfattande vid utformningen av ett kostnadseffektivt framtida program.

Innehåll

1	Inledning	17
2	Åtgärdsövergripande metodbeskrivning	19
3	Åtgärd 111 och 114: Kompetensutvecklande åtgärder inom Yrkesutbildning och information riktad till personer verksamma inom jordbruks-, livsmedels- och skogsbrukssektorerna, samt Rådgivningstjänster för jord- och skogsbrukare	39
4	Åtgärderna 121, 123, 311 och 312: Klimatåtgärder	60
4.1	Biogas i landsbygdsprogrammet 2007 – 2013	65
4.2	Biopannor i landsbygdsprogrammet 2007 – 2013	79
4.3	Skillnad mellan beviljade och utbetalda medel	90
4.4	Åtgärd 121: Modernisering av jordbruksföretag	94
4.5	Åtgärd 123: Högre värde i jord- och skogsbruksprodukter	99
4.6	Åtgärd 311: Diversifiering till annan verksamhet än jordbruk	99
4.7	Åtgärd 312: Affärsutveckling i mikroföretag	101
4.8	Svar på utvärderingsfrågan om klimatåtgärder	103
5	Åtgärd 211 och 212: Stöd för naturbetingade svårigheter för jordbrukare i bergsområden (åtgärd 211) och andra områden med svårigheter (åtgärd 212)	107
6	Åtgärd 214 och 216: Ersättningar för miljövänligt jordbruk (214) och stöd för icke-produktiva investeringar – jordbruk (216)	120
6.1	Biologisk mångfald och kulturmiljövärden i betesmarker, slätterängar och våtmarker	130
6.2	Värdefulla natur- och kulturmiljöer i odlingslandskapet och renskötselområdena	144
6.3	Regionalt prioriterade ersättningar/Utvald miljö	155
6.4	Traditionella kulturväxter och husdjursraser	178
6.5	Minskade växtnäringens förluster från jordbruksmark	185
6.6	Miljöskyddsåtgärder	203
6.7	Certifierad ekologisk produktion och kretsloppsinriktad produktion	209
6.8	Extensiv vallodling för miljön och det öppna landskapet	220
7	Åtgärd 215: Ersättning för djurens välbefinnande	240
8	Åtgärd 227: Icke-produktiva investeringar – skog	248
9	Generella slutsatser för miljö- och klimatåtgärder	265
	Referenser	269

Bilaga 1:	308
Bilaga 2:	310
Bilaga 3.	326
Bilaga 4:	331
Granskningskommentarer	346
Publicerade utvärderingsrapporter.....	348

1 Inledning

I den här temarapporten redovisas slututvärderingen av de miljö- och klimatåtgärder som ingick i Landsbygdsprogram för Sverige 2007-2013 (Landsbygdsdepartementet 2012). Rapporten omfattar samtliga insatser och ersättningar i axel 2, klimatåtgärderna i axel 1 och 3 (åtgärder 121, 123, 311 och 312) samt kompetensutvecklingsåtgärderna i axel 1 (åtgärder 111 och 114).

Rapporten är framtagen av författarna på uppdrag av Jordbruksverket inom ramen för utvärderingen av medlemsländernas landsbygdsprogram som föreskrivs av EU. Den ligger, tillsammans med två andra temarapporter om landsbygdsprogrammets effekter på konkurrenskraft respektive landsbygdsutveckling, till grund för en syntesrapport som behandlar den samlade effekten av Sveriges landsbygdsprogram 2007-2013.

Under programperioden 2007-2013 betalades ungefär 35 miljarder kronor ut för olika åtgärder inom landsbygdsprogrammet, varav mer än hälften gick till ersättningarna med syfte att gynna miljön i axel 2. Med en sådan finansiering har programmet en stor potential att avsevärt förbättra miljösituationen, både i jordbrukslandskapet och i miljöer som påverkas av detta. Samtidigt ligger det i både politikens och skattebetalarnas intresse att pengarna används på ett kostnadseffektivt sätt, d.v.s. att landsbygdsprogrammet i sin helhet utformas så att ersättningarna leder till största möjliga nytta. För att kunna uppnå detta krävs att programmet är välanpassat till sina syften och mål, och att valet av åtgärder och deras specifika utformning är vetenskapligt förankrad. Att regelbundet och fortlöpande utvärdera programmets uppnådda effekter gör det möjligt att efterhand förbättra utformningen av programmet och anpassa det till nya förutsättningar och ny kunskap.

Vi som har arbetat med den här rapporten kommer från olika vetenskapliga discipliner och är knutna till olika institutioner (se författarbeskrivningarna), men delar intresset för miljö- och klimatfrågor inom jordbruket, och deras politiska implementering. Det har därför varit en stor inspiration att gemensamt bidra till slututvärderingen av landsbygdsprogram för Sverige 2007-2013.

Författardeklaration

Redaktörer: Henrik G. Smith, Juliana Dänhardt

Kapitel 1: Inledning

Henrik G. Smith, Juliana Dänhardt

Kapitel 2: Åtgärdsövergripande metodbeskrivning

Henrik G. Smith, Juliana Dänhardt, Sören Höjgård, Torbjörn Jansson, Holger Johnsson, Mikael Lantz, Martin Stjernman

Kapitel 3: Åtgärd 111 och 114: Kompetensutvecklande åtgärder inom Yrkesutbildning och information riktad till personer verksamma inom jordbruks-, livsmedels- och skogsbrukssektorerna, samt Rådgivningstjänster för jord- och skogsbrukare
Sören Höjgård, Martin Nordin

Kapitel 4: Klimatåtgärder inom landsbygdsprogrammet 2007-2013
Mikael Lantz

Kapitel 5: Åtgärd 211 och 212: Stöd för naturbetingade svårigheter för jordbrukare i bergsområden (åtgärd 211) och andra områden med svårigheter (åtgärd 212)
Sören Höjgård, Paul Caplat, Torbjörn Jansson, Henrik G. Smith, Martin Stjernman

Kapitel 6: Åtgärd 214 och 216: Ersättningar för miljövänligt jordbruk (214) och stöd för icke-produktiva investeringar – jordbruk (216)

Juliana Dänhardt, Paul Caplat, Torbjörn Jansson, Henrik G. Smith, Martin Stjernman

6.1 Biologisk mångfald och kulturmiljövärden i betesmarker, slätterängar och våtmarker

Erik Öckinger, Rebecca Stewart, Juliana Dänhardt, Paul Caplat, Henrik G. Smith, Martin Stjernman

6.2 Värdefulla natur- och kulturmiljöer i odlingslandskapet och renskötselområdena

Ola Olsson, Juliana Dänhardt, Henrik G. Smith

6.3 Regionalt prioriterade ersättningar/Utvald miljö

Annelie M. Jönsson, Juliana Dänhardt, Henrik G. Smith, Rebecca Stewart, Erik Öckinger, Dennis Collentine, Holger Johnsson

6.4 Traditionella kulturväxter och husdjursraser

Juliana Dänhardt, Henrik G. Smith

6.5 Minskade växtnäringstförluster från jordbruksmark

Holger Johnsson, Dennis Collentine, Karin Blombäck

6.6 Miljöskyddsåtgärder

Dennis Collentine, Holger Johnsson, Karin Blombäck, Annelie M. Jönsson, Henrik G. Smith

6.7 Certifierad ekologisk produktion och kretsloppsinriktad produktion

Henrik G. Smith, Juliana Dänhardt, Holger Johnsson, Karin Blombäck, Dennis Collentine

6.8 Extensiv vallodling för miljön och det öppna landskapet

Helena Hanson, Henrik G. Smith, Holger Johnsson, Dennis Collentine, Karin Blombäck, Paul Caplat, Juliana Dänhardt, Martin Stjernman

Kapitel 7: Åtgärd 215: Ersättning för djurens välbefinnande

Sören Höjgård

Kapitel 8: Åtgärd 227: Icke-produktiva investeringar – skog

Åke Lindström, Juliana Dänhardt

Kapitel 9: Generella slutsatser

Henrik G. Smith, Dennis Collentine, Juliana Dänhardt, Martin Stjernman

Bilaga 1: Målanalys

Helena Hanson, Juliana Dänhardt, Mikael Lantz, Henrik G. Smith

Bilaga 2: Fördjupad studie av vissa miljöstöds effekter på näringsläckaget till Östersjön

Sören Höjgård, Erik Grenerstam, Martin Nordin

Bilaga 3: Artvisa abundansförändringar av jordbruksfåglar i FBI

Martin Stjernman, Paul Caplat, Henrik G. Smith

Bilaga 4: Anlagda våtmarkers effekter på fåglar i jordbrukslandskapet

Martin Stjernman, Ola Olsson, Henrik G. Smith

2 Åtgärdsövergripande metodbeskrivning

I detta avsnitt redovisar vi hur temagruppen har angripit utvärderingen. Vi beskriver och tolkar utvärderingsfrågorna samt redogör för de övergripande metoder som använts för utvärdering av flera åtgärder eller ersättningar. Specifika metoder redovisas istället under respektive åtgärd.

Tolkning av utvärderingsfrågorna

Temagruppen har fått i uppdrag att svara på totalt sex utvärderingsfrågor. Två av dessa frågor är EU-gemensamma och har tagits fram av EU-kommissionen (CEQ), medan de andra är programspecifika för det svenska landsbygdsprogrammet (PSEQ). Fördelningen av dessa frågor till de olika åtgärderna, samt utvärderingssekretariatets prioritering, framgår av tabell 2.1.

Tabell 2.1. Åtgärder och utvärderingsfrågor som ingår i temagrupp II:s ansvar, samt Jordbruksverkets prioritering av frågorna.

Stöd	Fråga	Prioritering
Axel 1, åtgärd 111	PSEQ 20A: I vilken utsträckning har kompetensutvecklings-åtgärderna bidragit till programmets miljömål?	Hög
Axel 1, åtgärd 121, 123	PSEQ 20B: Vad kan man lära sig av hur klimatåtgärderna fungerat när det gäller utvärderingen och utformningen av klimatåtgärder i framtida program?	Medel
Axel 2, åtgärder 211, 212, 214, 215, 216, 227	CEQ 16: Hur och i vilken utsträckning har åtgärden bidragit till att förbättra miljösituationen?	Medel
	PSEQ 16A: Hur ändamålsenlig och effektiv har den geografiska styrningen av miljöåtgärderna i programmet varit?	Hög
	CEQ 20: Vilka andra effekter, bland annat de som rör andra mål/axlar, är kopplade till genomförandet av denna åtgärd (indirekta, positiva/negativa effekter för mottagarna, icke-stödmottagare, lokal nivå)?	Medel
	PSEQ 20C: Vilka sysselsättningseffekter ger miljöåtgärderna?	Medel
Axel 3, åtgärd 311, 312	PSEQ 20B: Vad kan man lära sig av hur klimatåtgärderna fungerat när det gäller utvärderingen och utformningen av klimatåtgärder i framtida program?	Medel

Dessa frågor ska bland annat besvaras med hjälp av de framtagna indikatorerna för respektive åtgärd eller insats, men har också utvärderats på andra sätt (se nedan). Temagruppens tolkning av frågorna beskrivs här nedan.

QEC 16: Hur och i vilken utsträckning har åtgärden bidragit till att förbättra miljösituationen?

Frågan gäller samtliga åtgärder inom axel 2. Syftena av dessa åtgärder varierar och kan röra flera olika aspekter inom det breda ämnet ”miljö”. Temagruppen tolkar att ”miljö” i det här sammanhanget innefattar alla de miljörelaterade mål och syften som nämns i beskrivningen av åtgärderna i axel 2, det vill säga biologisk mångfald, mark- och vattenkvalitet (minskad växtnärläcksage), användning av växtskyddsmedel, värdefulla kulturmiljöer samt traditionella växt- och husdjursraser. Beträffande åtgärden *Djurens välbefinnande* tolkas frågan som gällande åtgärdens effekt på den miljö som suggorna vistas i, d.v.s. om åtgärden har bidragit till att förbättra deras livsmiljö på så sätt att risken för negativa effekter på deras hälsa och välfärd har minskat.

Huruvida miljösituationen har förbättrats bedöms där så möjligt med hjälp av empiriska data. En förbättring anses ha uppnåtts när utvärderingen har kunnat påvisa att åtgärden har lett till en tydlig förändring i önskat riktning, till exempel en ökad biologisk mångfald eller minskade växtnäringens förluster. En förbättring kan dock också ha skett om en långvarig negativ trend har uppstannat eller börjat utvecklas mindre negativt på grund av åtgärden, exempelvis för jordbruksfågelindexet. Finns inga empiriska data tillgängligt kan det i vissa fall ändå föras resonemang baserad på tidigare utförda vetenskapliga studier.

För att avgöra i vilken utsträckning åtgärden har förbättrat miljösituationen används i första hand de föreslagna indikatorerna för respektive åtgärd. Där det saknas relevanta indikatorer eller andra empiriska data är det svårt eller rent av omöjligt att bedöma utsträckningen av en åtgärds effekt på det önskade syftet.

Av många skäl hade det varit önskvärt att samordna bedömningskriterierna mellan temagruppens olika partner för att få en konsekvent bedömning av ersättningarnas miljöeffekter. Tyvärr är detta mycket svårt att genomföra i praktiken. Dels är åtgärderna som utvärderas sinsemellan väldigt olika, med vitt skilda syften och mål och stor variation i sättet de var utformade på. Vidare såg det för utvärderarna tillgängliga dataunderlaget väldigt olika ut och krävde emellanåt mycket specifika angreppssätt och utvärderingsmetoder. Därför har samordningen av bedömningsgrunderna mellan grupperna varit begränsad till att alla använt de tolkningar vi gjort i resonemanget ovan vid bedömningen av en åtgärds effekter.

CEQ 20: Vilka andra effekter, bl.a. de som rör andra mål/axlar, är kopplade till genomförandet av denna åtgärd?

Temagruppen tolkar frågan som i första hand gällande andra mål inom landsbygdsprogrammet. I andra hand kan vissa åtgärder även vara kopplade till och potentiellt påverka nationella mål i andra sammanhang, till exempel vissa av miljökvalitetsmålen. Även om vi inte förväntar oss kännbara effekter av landsbygdsprogrammets åtgärder på global skala, så är målen i programmet kopplade till såväl nationella som internationella mål. Detta tydliggörs av målanalysen i bilaga 1.

PSEQ 16A: Hur ändamålsenlig och effektiv har den geografiska styrningen av miljöåtgärden i programmet varit?

För vissa av åtgärderna i landsbygdsprogrammet har ersättningen endast betalats ut i vissa geografiska regioner i Sverige, eller så har ersättningsnivåerna skiljt sig mellan olika stödområden. Utvärderingsfrågan tolkas som att främst beröra dessa geografiskt särskilda villkor. Temagruppen har dock valt att även inkludera bristen på en sådan styrning i utvärderingsfrågan för en del åtgärder där denna eller tidigare utvärderingar och studier visar att åtgärdens effekt varierar beroende på geografiska skillnader eller förutsättningar i landskapet, till exempel för ekologisk odling.

Ändamålsenlig tolkas här som relevant med tanke på vad som är känd om (geografiska) faktorer som påverkar ersättningens effekt. Hur effektiv styrningen har varit kan endast avgöras med hjälp av empiriska data som möjliggör en jämförelse av åtgärdens effekt med respektive utan geografisk styrning. Där så är möjligt med egna data eller befintlig kunskap svarar temagruppen på denna fråga.

PSEQ 20A: I vilken utsträckning har kompetensutvecklingsåtgärderna bidragit till programmets miljömål?

Frågan tolkas på samma sätt som fråga QEC16, d.v.s. i vilken utsträckning kompetensutvecklingsåtgärderna påverkat programmets miljömål – biologisk mångfald, mark- och vattenkvalitet, värdefulla kulturmiljöer och djurens livsmiljö. Då temagruppen haft ansvaret för åtgärderna i axel 2 har den koncentrerat sig på effekterna av de mer miljörelaterade kompetensutvecklingsåtgärderna – begränsad klimatpåverkan, ekologisk produktionsformer, ett rikt odlingslandskap, giftfri miljö, ingen övergödning, tvärvillkor samt djurens välfärd.

Att analysera åtgärdernas effekter på målvariablerna ovan förutsätter att det finns uppgifter om vilka som deltagit i respektive kompetensutvecklingsåtgärd så att det blir möjligt att skapa försöks-, respektive kontrollgrupper och se om målvariablernas utveckling skiljer sig mellan dem. Uppgifter om deltagande på individnivå finns i Jordbruksverkets stöddatabas. Problemet är att det generellt saknas uppgifter om målvariablerna på gårdsnivå. Det har därför endast varit möjligt att analysera effekten av deltagande i rådgivningsprogrammet Greppa Näringen på jordbruksföretagens växtnäringssläckage.

PSEQ 20B: Vad kan man lära sig av hur klimatåtgärderna fungerat när det gäller utformningen och utvärderingen av klimatåtgärder i framtida program?

Frågan är gemensam för två åtgärder inom axel 1 och två åtgärder inom axel 3. För alla åtgärder utom 123 (Högre värde i jord- och skogsbruksprodukter) finns resultat och effektindikatorer som rör åtgärdens bidrag till att förhindra en klimätförändring, produktion av förnybar energi och minskade emissioner av växthusgaser. Temagruppens tolkning av utvärderingsfrågan är att effekterna av stöden i form av minskad klimatpåverkan ska utvärderas. Detta görs primärt utifrån de angivna indikatorerna för respektive åtgärd. Dessutom beaktas vilken typ av insatser som fått stöd i relation till jordbrukssektorns totala klimatpåverkan. Utvärderingen ska också belysa möjligheten att utvärdera den här typen av åtgärder.

Klimatåtgärder skulle också kunna innefatta anpassning till ett förändrat klimat. Det är dock temagruppens tolkning att dessa åtgärder inte ingår i gruppens utvärderingsuppdrag.

PSEQ 20C: Vilka sysselsättningseffekter ger miljöåtgärderna?

Frågan tolkas som gällande hur miljöstöden påverkat sysselsättningen i mottagarnas företag (i första hand) och i den region mottagarna är verksamma i (i andra hand).

För att analysera stödens sysselsättningseffekter krävs att det finns uppgifter dels om vilka som fått stöd och vilka som inte gjort det (så att det blir möjligt att skapa försöks-, respektive kontrollgrupper) och dels uppgifter om antal anställda och arbetstider i deras företag. Uppgifter om vilka stöd olika jordbruksföretag fått finns i Jordbruksverkets stöddatabas och uppgifter om antal anställda och arbetstider i dessa företag finns hos SCB. Ett problem är dock att många miljöstöd – t.ex. 211 och 212 samt 214 och 216 (och delstöden därunder) ges till i princip samtliga företag som uppfyller villkoren. Därmed blir det omöjligt att skapa kontrollgrupper av företag med likartad produktion som möter samma naturgivna förutsättningar men som inte får stöd. Ett alternativ är att utnyttja simuleringsmodeller för att skapa den

kontrafaktiska situationen. Emellertid ryms sådana analyser inte inom de resurser som stått till temagruppens förfogande. Slutsatser angående sysselsättningseffekterna av dessa stöd har därför dragits från simuleringsresultat avseende deras effekter på markanvändningen och bygger delvis på resultat från halvtidsutvärderingen. De bör således tolkas med stor försiktighet.

Beskrivning av datakällor

För att utvärdera måluppfyllelsen för de olika ersättningar och åtgärder har ambitionen varit att i första hand använda data från Jordbruksverkets databas DAWA. I vissa fall har vi dock behövt frågå denna ambition av olika anledningar och istället extraherat data från Jordbruksverkets årliga redovisningar om landsbygdsprogrammet (Årsrapporterna för åren 2007 – 2013). För åtgärden *Icke-produktiva investeringar – Skog* har data till tabellerna om måluppfyllelsen tagits fram av Skogsstyrelsen.

För utvärderingen av de olika åtgärdernas effekter har vi använt en stor variation av olika datakällor. Dessa beskrivs detaljerad i respektive metodbeskrivning, antingen här nedan eller under respektive åtgärdskapitel i rapporten.

Behandlingen av miljökostnader och miljönyttor

Miljökostnader (miljönyttor) är problematiska eftersom de utgör negativa (positiva) externa effekter eller kollektiva nyttigheter. Negativa (positiva) externa effekter är kostnader (nyttor) som orsakas av en verksamhet hos andra än den som driver verksamheten utan att dessa andra kan kräva kompensation (krävas på betalning) för dessa kostnader (nyttor). Kollektiva nyttigheter är varor eller tjänster som det är svårt att utesluta någon från att konsumera (t.ex. naturmiljö). Externa effekter och kollektiva nyttigheter har således inte några marknadspriser vilket innebär att värderingen av dem får göras på annat sätt. Det finns metoder för detta (se t.ex. Boardman m.fl. 2001, Bateman m.fl. 2002, Alberini och Kahn 2006) men inom ramen för slututvärderingen finns inga resurser för att göra empiriska värderingsstudier. I vissa fall finns resultat i den vetenskapliga litteraturen som möjligen kan användas. Detta är t.ex. vad som gjorts i analysen av rådgivningsprogrammet Greppa Näringens effekter i kapitel 3. Det är dock inte helt oproblematiskt eftersom värderingsstudier kan vara mycket olika beträffande val av metod vilket naturligtvis påverkar resultaten. Vanligen saknas dock resultat för värdet av miljöeffekter, såväl negativa (miljökostnader) som positiva (miljönyttor) sådana. Värdet av miljökostnader och miljönyttor ingår därför generellt inte i analyserna.

Evidenssyntes

I de fall där effektindikatorer saknas eller antas enbart delvis beskriva effekter av åtgärden, samtidigt som vi inte har tillgång till modellverktyg för att beskriva effekterna i sin helhet, har vi valt att i mån av resurser sammanställa tillgänglig forskning när det gäller effekten av åtgärden. Vi har fokuserat på de kvantitativt viktigaste åtgärderna, medan vi för andra åtgärder hänvisar till halvtidsutvärderingen eller recenta rapporter. Evidenssyntesen belyser forskningsläget, i första hand genom att använda existerande systematiska sammanställningar som meta-analyser, men också i övrigt beskrivet forskningsläget. Vi har framförallt fokuserat på svenska, skandinaviska och nordeuropeiska studier (i nämnd ordning), men tar även upp andra studier av generellt värde.

Den typ av evidenssynteser som vi har producerat riskerar alltid att lida av bias. För det första kan man inte utan kvantitativ analys avgöra om det finns ett problem med att studier som inte visar några effekter (eller oväntade effekter) inte publicerats (Rothstein m.fl. 2006). För det andra riskerar en beskrivande översikt att spegla förutfattade meningar hos författarna. Vi har försökt undvika detta så gott det går, dels genom att förlita oss på existerande meta-analyser, dels genom en bred översyn av existerande litteratur. Idealt sett, skulle informationen ha sammanställts som formella systematiska översikter (Pullin och Stewart 2006), men resurserna och tiden tillgängliga för utvärderarna har inte möjliggjort detta. I några fall, t.ex. effekten av vall på biologisk mångfald, är dessutom informationen så fåtalig och splittrad att en kvantitativ systematisk översikt inte varit möjlig.

Metodik för simuleringar med CAPRI-modellen

Modellens principer

Effekten av miljöstöden och kompensationsbidragen studerades genom en komparativ statistisk analys med simulationsmodellen CAPRI. CAPRI är en regionaliserad modell, där utbudet av jordbruksprodukter beräknas på NUTS2-nivå. Det innebär att det finns åtta regioner i Sverige. NUTS2 är en geografisk indelning baserad på administrativa avgränsningar som används inom EU (bland annat av statistikmyndigheten Eurostat), och som i Sverige motsvarar grupper av sammanslagna län.

CAPRI-modellen generellt, och många studier där den har använts, dokumenteras på modellens webbsida, www.capri-model.org. Den intresserade läsaren hänvisas dit för fördjupad information. Här beskriver vi bara de aspekter av modellen som är relevanta för att förstå resultaten samt de kritiska antaganden som förmodas ha störst betydelse för dessa scenarier: Utbuds- och omvandlingsfunktionerna för jordbruksmark samt de alternativa produktionsteknikerna.

Jordbruket i CAPRI modelleras som interaktionen mellan ett större antal *produktionsaktiviteter*. Produktionsaktiviteter betyder odling av olika grödor och hållande av djur av olika slag och i olika åldrar. Inalles finns 61 produktionsaktiviteter i modellen. För att underlätta analysen redovisas endast resultat från växtodlingen (41 aktiviteter), och dessa har aggregerats till sju grupper för att göra analysen överskådlig och anpassad till undersökningens syften. Namnen på aggregaten anger vilka typer av produktionsaktiviteter som ingår. Särskilt kan nämnas ”Andra åkergrödor” som innehåller potatis, sockerbetor, baljväxter och foderbetor. ”Träda och annan obrukad åkermark” är åkermark som tagits ur produktion men som uppfyller kraven för att berättiga till gårdsstödet, d.v.s. hålls i sådant skick att den kan tas i produktion igen utan särskilda åtgärder. Aggregatet ”All åkermark” innehåller just all åkermark, vilket är alla de andra grupperna förutom betesmark, och dessutom majsensilage, energiskog, frukt, grönsaker och prydnadsväxter.

Produktionsaktiviteterna interagerar med varandra genom växternas behov av insatsvaror, djurens behov av foder och avkastningen av olika produkter i de olika produktionsaktiviteterna. Till detta kommer en ekonomisk modell som innebär att samtliga producenter i en region tillsammans agerar som om det försökte maximera sin vinst, men är tvungna att acceptera de produktpriser som marknaden erbjuder. I modellen finns därför information om priser på produkter och insatsvaror, och om de olika stöd som finns för jordbruket i EU. Kompensations- och miljöstöden är några av dessa. Exakt hur en förändring i de ekonomiska faktorerna påverkar jordbruket styrs genom en mängd parametrar.

Utöver täckningsbidraget tar producenterna i modellen även hänsyn till en icke-linjär kostnadsfunktion som används för att kalibrera modellen till observerat beteende (se t.ex. Jansson och Heckelei 2011). Arbete och kapital finns inte uttryckligen med i modellen, även om det går att argumentera för att de i viss mån representeras av den icke-linjära kostnadsfunktionen. Anpassningarna i modellen antas därför ske på kort till medellång sikt, ca 5 år. Den icke-linjära kostnadsfunktionen har i litteraturen härletts ur olika teoretiska modeller, bland annat (i) markens heterogenitet (mark i modellen är annars homogen) (ii) risk-aversion hos producenterna, samt (iii) existensen av begränsande faktorer på gårdsnivå som inte explicit finns med i modellen.

Mängden tillgänglig jordbruksmark i varje region i CAPRI beror av *den marginella markräntan*, vilket är det ekonomiska värdet av att använda ytterligare en hektar mark. *Markutbudselasticiteten*, d.v.s. den parameter som i modellen styr i vilken takt ny mark görs tillgänglig/minskas i hela Sverige (och för alla andra EU-länder) när den marginella markräntan ändras, baseras på en studie av van Meijl m.fl. (2006). Eftersom CAPRI behöver denna information inte bara på riksnivå utan också på regional nivå så gjordes simulationer med en specialiserad markanvändningsmodell kallad CLUE (Verburg m.fl. 2010) för att ta reda på hur regioner i Sverige skiljer sig från riksgenomsnittet vad avser konkurrensen om jordbruksmark. De båda informationskällorna — markutbudselasticitet på riksnivå, relativ flexibilitet i markanvändningen på regionnivå — kombinerades för att ge markutbudselasticiteter på regionnivå.

Utöver förändringar i den totala mängden jordbruksmark så skiljer modellen mellan åker och betesmark, och tillåter att åker blir till bete och vice versa. I vilken utsträckning detta är möjligt och sker beror i verkligheten många lokala faktorer, biofysikaliska såväl som ekonomiska. I modellen beror omvandlingen på den marginella markräntan av betesmark och åker, och styrs även den av en elasticitet, kallad *transformationselasticiteten*. Transformationselasticiteterna togs från en studie som genomförts av Golub m.fl. (2006).

Modellering av miljöstöden i landsbygdsprogrammet

För att göra analysen hanterbar inom den korta projekttiden så modellerades stöden till vallodling, skötsel av betesmarker samt kompensationsbidragen individuellt, medan övriga åtgärder aggregerades till ett enda stöd i modellen. Tabell 2.2 ger en översikt över de olika åtgärder som ingick i analysen.

- LFA-stöden modellerades som ett arealstöd för betesmark och vallodling. Eftersom CAPRI har en representativ gård per NUTS2-region, och således inga LFA-områden, så modellerades ett genomsnittsbelopp per NUTS2.
- Betesmarksstöden modellerades som ett arealbidrag för betesmark.
- Vallstödet modellerades som ett arealbidrag för vall på åkermark.
- Alla andra miljöstöd (som vi nedan kallar ”Exte”, som skuggats i översikten i tabell 2.2) modellerades som ett tillägg till gårdsstödet men med bivillkoret att extensiva produktionsformer får dubbelt så mycket stöd som intensiva, där extensiv definierades som produktion med 20 % lägre skörd och motsvarande lägre insatsvaruanvändning och intensiv som produktion med 20 % högre skörd och högre insatsvaruanvändning än genomsnittet.

Det sista stödet (Exte) består av en mycket heterogen grupp av stöd, där vart och ett av de ingående stöden var svårt att modellera på ett tillfredställande vis i en så aggregerad modell som CAPRI. Den förenklade modellen av dessa stöd innebär att den totala stödvolymen stämmer bra med verkligheten. När det gäller stödets samlade effekter på produktionen saknas däremot ett passande empiriskt underlag. Uppdelningen i hög/låg avkastning och insatsvaruanvändning är en teknisk lösning för att tillåta en förändring i produktionsteknologi trots att skörd och insatsvaror annars används med fasta koefficienter (så kallad Leontief-teknologi), och ska inte blandas samman med litteraturens diskussion om extensifiering. Detta är ett vanligt sätt att modellera en så kallad konvex produktionsmöjlighetsmängd inom till exempel linjärprogrammering genom att dela upp en genomsnittlig produktionsaktivitet i flera delar som tillsammans ger genomsnittet, t.ex. ”alla producenter med avkastning under genomsnittet” och ”alla producenter med avkastning över genomsnittet”. När stödet kopplas i högre utsträckning till den ena teknologin så kommer modellen att tendera att öka den teknologin, eventuellt på bekostnad av den andra.

En nackdel med den valda tolkningen är att de stöd som i verkligheten inte är direkt kopplade till någon specifik jordbruksaktivitet, som ”våtmarker” och ”minskat kväveläckage” i modellen kommer att generera intäkter som inte motsvaras av kostnader, och därför oproportionerligt höjer markpriserna och markanvändningen i modellen. En annan nackdel är att de stöd som verkligen är stöd till produktionsalternativ med mindre insatsvaror (ekologisk produktion, skyddszoner, hotade husdjursraser) alla dras över en kam. Vi bedömde emellertid att denna förenklade implementering är bättre än att utgå från att stöden inte har någon effekt alls på vare sig produktion eller ekonomi.

Fyra scenarier beräknades, där ett stöd togs bort i varje scenario, enligt sammanställningen i tabell 2.2. Samtliga scenarier jämfördes med ett referensscenario för 2015, baserat på en trendframskrivning av CAPRI-databasen från 2008 (som är genomsnittet av 2007, 2008, 2009), där jordbrukspolitiken antogs förbli oförändrad.

Tabell 2.2. Översikt över åtgärder som modellerades i respektive scenario.

Åtgärd	Scenariobeteckning				
	Referens	noLFA	noBete	noVall	noRdse
Kompensationsbidrag till mindre gynnade områden (LFA)	•	-	•	•	-
Skötsel av betsmarker/slåtterängar	•	•	-	•	-
Vallodling	•	•	•	-	-
Miljöinvesteringar	•	•	•	•	-
Cert. Ekolog. prod./Kretsloppsinnr. prod.	•	•	•	•	-
Miljöskyddsåtgärder	•	•	•	•	-
Skötsel av våtmarker	•	•	•	•	-
Natur- och kulturmiljöer	•	•	•	•	-
Minskat kväveläckage	•	•	•	•	-
Hotade husdjursraser	•	•	•	•	-
Skyddszoner	•	•	•	•	-
Naturfrämjande insatser på åkermark	•	•	•	•	-

En punkt (•) betyder att åtgärden ingick i scenariot, ett minus (-) betyder att den inte ingick. Skuggade rader modellerades som ett enda stöd, som ett tillägg till gårdsstödet.

Stödbeloppen i referensscenariot (totalbeloppet per region samt genomsnittligt belopp per hektar) beräknades utifrån de totala stödansökningarna 2013 enligt utdrag ur Jordbruksverkets stöddatabas och den relevanta arealen i varje NUTS2-region enligt CAPRI-modellens databas.

Sedan modellen lösts analyserades scenarierna genom parvisa jämförelser med referensscenariot. Därigenom studeras isolerat effekten av att ta bort ett stöd i taget, medan alla andra förändringar som påverkar jordbruket hålls oförändrade.

Inom varje region modelleras endast den totala omfattningen av varje produktionsaktivitet, utan hänsyn till exakt *var* produktionen äger rum. För att kunna koppla modellresultaten till biofysikaliska modeller och indikatorer (fågelindikatorn och en växtnäringsläckagemodell) så användes en statistisk disaggregation av resultaten från NUTS2 till *homogena rumsliga kartenheter* (förkortat HSMU). Disaggregationen sker efter att själva simulationen utförts. Dessa HSMU är homogena med avseende på jordart, klimat, lutning, höjd över havet samt länstillhörighet. Avsikten med disaggregationen är att göra fördelningen av grödor explicit. Disaggregationen, som utvecklats av bl.a. Wolfgang Britz och Markus Kempen vid universitet i Bonn (Britz 2008) och vidareutvecklats av Adrian Leip vid Joint Research Centre i Ispra, följer ingen *ekonomisk* modell, utan baseras på observationer från LUCAS och CORINE. LUCAS är en uppsättning kontrollpunkter som besöks med några års mellanrum och för vilka bl.a. markanvändning insamlas. CORINE är en databas där man med hjälp av satellitbilder klassificerat markanvändningen. Modellresultaten disaggregeras med hjälp av en bayesiansk skattning som innebär att fördelningen per HSMU ska ligga så nära den observerade (skattningar från LUCAS och CORINE, korrigerade för trend) som möjligt och ändå aggregera till rätt resultat per NUTS2.

Om resultatens tillförlitlighet

Det finns inga mått på hur tillförlitlig CAPRI-modellens resultat är. En traditionell matematisk programmeringsmodell är *normativ*, d.v.s. den beräknar hur agenterna i modellen borde bete sig för att maximera målfunktionen i modellen. Sådana modeller är användbara för att till exempel planera produktion eller logistik, men har också använts för att simulera eller prognosticera verkligt beteende, alltså till ett *positivt* syfte (Hazell och Norton 1986). När normativa modeller används till positiva syften uppstår i allmänhet kalibreringsproblem – det är svårt att få modellen att reproducera observerat beteende. CAPRI innehåller en blandning av *positiva* och *normativa* element. Modellen antar att producenterna strävar efter att maximera sin vinst givet de begränsningar som finns. Därutöver har många av modellparametrarna skattats ekonometriskt. Framförallt gäller det en grupp parametrar som påverkar i vilken omfattning som producenterna anpassar sig till förändrad lönsamhet (ibland kallade PMP-parametrar, se även Jansson och Heckeley (2011) och Buysse m.fl. (2007)). Men även om mått på osäkerhet (t.ex. varians, konfidensintervall) kan konstrueras för en del centrala parametrar, så är steget långt till att därur härleda hur tillförlitliga resultaten för modellen som helhet är, med hänsyn tagen till samspelet mellan alla modellkomponenter.

En lockande tanke vore att utvärdera modellens resultat gentemot verkligheten. Det stora problemet där för CAPRI:s del är att CAPRI är *komparativ statistisk*. Det innebär att det inte finns någon tid explicit i modellen. Simulationer ska istället betraktas som alternativa jämvikter i samma tidpunkt. Vi simulerar till exempel 2015 med

och utan landsbygdsprogrammet. I verkligheten existerar bara det ena, i detta fall ”verkligheten *med* landsbygdsprogrammet”. I verkligheten sker alla förändringar över tiden, men då förändras samtidigt massor av andra parametrar, varav många inte finns uttryckligen representerade i modellen.

Den mest praktiska valideringen för denna typ av modell är ”validation by construct”. Kunniga människor granskar modellen och bedömer om det den gör är rimligt. I praktiken sker detta genom granskning i samband med publikation av vetenskapliga artiklar, och av modellens användare och utvecklare i samband med tillämpade analyser. CAPRI har använts i ett stort och växande antal vetenskapliga arbeten¹, och används fortlöpande i tillämpningar i olika sammanhang, till exempel inom EU-kommissionens arbete med sin ”Agricultural Outlook” (M’barek och Delincé 2015). Om inte en validering så är detta åtminstone en indikation på att det finns viss konsensus kring modellens resultat.

Metodik för prognoser för jordbruksfåglar enligt olika stödsscenarier

Inom ramen för utvärderingen har det inte varit möjligt att specifikt samla in empirisk datamaterial som skulle kunnat användas för utvärderingen av landsbygdsprogrammets effekter på biologisk mångfald. Det finns även en del åtgärder, t.ex. ersättningen för *Extensiv vallodling*, där det av andra skäl är mycket svårt att samla in sådant underlag även om en utvärdering hade varit inbyggt i programmet från början. Utvärderarna har därför varit tvungna att förlita sig på befintliga data. Det enda dataset som idag finns tillgängligt i tillräckligt stor omfattning och med en tillräckligt bra tidsaspekt är fågeldata som samlas in årligen av Svensk Fågeltaxering (se nedan). Detta betyder dock inte nödvändigtvis att fåglar är den organismgruppen som bäst återspeglar vad som händer med den biologiska mångfalden i allmänhet (se t.ex. Pärt och Söderström 1999a). Hur väl artrikedomen mellan olika organismgrupper samvarierar beror dessutom på faktorer såsom landskapets struktur och det aktuella habitatet (t.ex. Ekroos m.fl. 2013a). Det vore därför ytterst önskvärt att även kunna analysera andra organismgrupper än fåglar. Ett liknande datamaterial håller på att utvecklas för fjärilar av Svensk Dagfjärilsövervakning (www.dagfjarilar.lu.se), men har i nuläget inte tillräckligt stor omfattning för att kunna användas för den här utvärderingen. För andra i jordbrukslandskapets viktiga organismgrupper, såsom kärlväxter, pollinerande insekter, naturliga fiender, marklevande organismer, grod- och kräldjur samt däggdjur, finns idag inga användbara dataset att tillgå.

Nedan följer en översiktlig beskrivning av de metoder som använts i utvärderingen av effekterna av ett antal miljöstöd på fåglar i jordbrukslandskapet. Den generella metodiken som har använts här är i princip samma metodik som tidigare använts för att beskriva konsekvenserna av olika scenarier för vallodling (Jordbruksverket 2016a). Vad som är nytt är att vi skapar kontrafaktiska markanvändningsscenarier med hjälp av en nyutvecklad version av CAPRI-modellen (Common Agricultural Policy Regionalized Impact), en *ex ante* modell för inverkansbedömning av olika styrmedel inom jordbrukssektorn utvecklad på uppdrag av EU-kommissionen (Britz och Witzke 2012). För mer detaljerade beskrivningar av delar av metodiken hänvisas till Jordbruksverket 2016a, för en beskrivning av CAPRI och de scenarier som skapades hänvisas till avsnittet *Metodik för simuleringar med CAPRI-modellen* ovan

¹ För de senaste 10 åren finns minst 37 publicerade vetenskapliga artiklar och bokkapitel listade på CAPRI-modellens hemsida www.capri-model.org

i denna rapport. Här beskriver vi mer utförligt hur vi kopplat CAPRI:s förutsägelser till fågelmodeller.

Utvärderingen av stödets effekter på biologisk mångfald baserades på analys av kontrafaktiska scenarier skapade med hjälp av CAPRI. CAPRI kan användas för att förutse markanvändningen inom jordbruket utifrån olika ekonomiska policyförutsättningar och här användes alltså CAPRI för att utröna vilken markanvändning som skulle ha blivit resultatet (kontrafaktiskt) om de olika stöden inte funnits. För var och ett av dessa scenarier för markanvändningen predikterades effekterna på den fastställda indikatorn för biologiska mångfald, Farmland Bird Index (FBI). Indikatorn är uppbyggd av den sammanvägda abundansen av 14 relativt vanliga fågelarter som anses knutna till jordbruket. Utvärderingen innebar att förutsägelser av abundans av dessa 14 arter under olika scenarier för jordbrukets markanvändning vägdes samman till förutsägelser för FBI, vilka sedan jämfördes med motsvarande förutsägelser för ett referensscenario med oförändrad jordbrukspolitik (d.v.s. stöden behålls) i princip motsvarande dagens situation. Jämförelser gjordes alltså inte med den faktiska situationen vad gäller fågelförekomst och markanvändning utan med en av CAPRI förutsedd situation under dagens rådande förhållanden. Av naturliga skäl avviker förutsägelser från en ekonomisk modell mer eller mindre alltid från den verkliga situationen och detta oönskade ”brus” i resultaten undveks genom jämförelser görs mellan olika scenarier och ett referensscenario skapat inom modellen.

Förväntad abundans för varje scenario och för var och en av arterna som ingår i FBI predikterades med hjälp av statistiska modeller, s.k. habitatassociationsmodeller, som kombinerades med den av de olika scenarierna förutsagda markanvändningen. Habitatassociationsmodellerna skattar arternas habitat- (markanvändnings-) beroende och optimerades för varje art separat. Vi tillät också arternas beroende av respektive habitat att variera mellan olika delar av landet genom att inkludera produktionsområde och dess interaktioner med övriga variabler i modellerna. Produktionsområdena lämpade sig relativt väl som regional indelning då de i) är på en rimligt finskalig nivå med avseende på stickprovstorlekar (tillräckligt många rutter där fåglar räknades per område (se nedan), ii) har koppling till både stödsystem, administration och jordbruksmarkens produktivitet och iii) medför relevanta områdesavgränsningar också ur ekologisk synvinkel i det att det beskriver fördelningen av naturtyper, jordmån och annan habitatkaraktäristik i Sverige bättre än t.ex. länsindelningen.

För att statistiskt skatta parametrarna i dessa modeller använde vi oss av data från Svensk Fågeltaxering, SFT (Green och Lindström 2015). SFT samlar årligen in data på abundans av vanliga svenska fågelarter från ett nätverk av inventeringsrutter (s.k. standardrutter) regelbundet utspritt i Sverige och här använde vi oss av data från åren 1999-2014, en tidsperiod som sammanfaller med den period vi hade tillgång till markanvändningsdata från Jordbruksverkets blockdatabas (IAKS). Kopplingen till blockdatabasen är viktig eftersom det är källan till aktuell markanvändning i rutterna till vilken inventeringsresultaten skulle kopplas. Rutt- och årsspecifik markanvändning extraherades ur blockdatabasen med hjälp av program skapade i MATLAB.

Optimeringen av modellerna innebar att vi utgick från en s.k. full modell där alla relevanta parametrar ingick och skapade utifrån den en serie modeller av minskande komplexitet ner till en modell där endast ett totalt medel skattades. I alla modellerna ingick år och rutt som slumpfaktorer för att hantera eventuellt rumsligt och tidsmässigt beroende mellan observationerna. Vi är i första hand intresserade av att

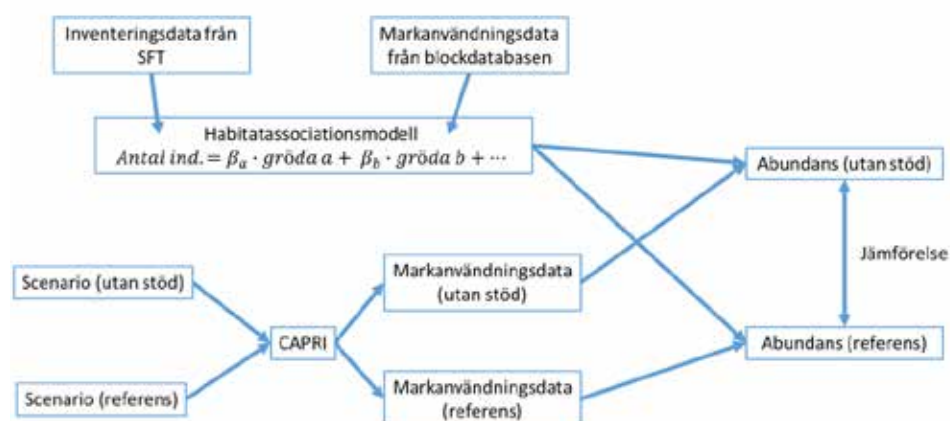
skatta det generella sambandet mellan habitat/markanvändning och abundans och inte hur detta varierar tidsmässigt. Rumslig variation utöver den som modelleras av produktionsområdena och dess interaktioner är inte heller vårt fokus. Exempel på faktorer som inducerar sådan variation kan vara lokala karaktäristika i ruttens närområde såsom förekomst av tätort, stora skogsområden men även vem som inventerat. Vi hanterade slutligen eventuell överdispersion i modellerna (variation utöver den förväntade) genom att inkludera ytterligare en slumpfaktor med en nivå per observation (en s.k. "observation level random effect").

Den fulla modellen var (slumpfaktorerna exkluderade):

$$\text{Antal fågelindivider} = \text{Prod.omr.} \cdot (\text{Åker} + \text{Träda} + \text{Vall} + \text{Bete})$$

där * indikerar att alla tvåvägsinteraktioner mellan produktionsområde och de olika markklasserna ingår.

Samtliga modeller passades till SFT-data och vi valde sedan för varje art den modell som utifrån ett informationsteoretiskt perspektiv (d.v.s. optimerad med avseende på så hög förklaringsgrad och så låg komplexitet som möjligt) bäst förklarade respektive arts data.



Figur 2.1. Schematisk bild av metodiken för hur förändringar i markanvändning, enligt olika scenarier predikterade av CAPRI, kombinerades med habitatassociationsmodeller för att förutsäga fågelabundanser. Effekterna av stöden utvärderades genom jämförelser av abundanser skattade för respektive scenario och referensen.

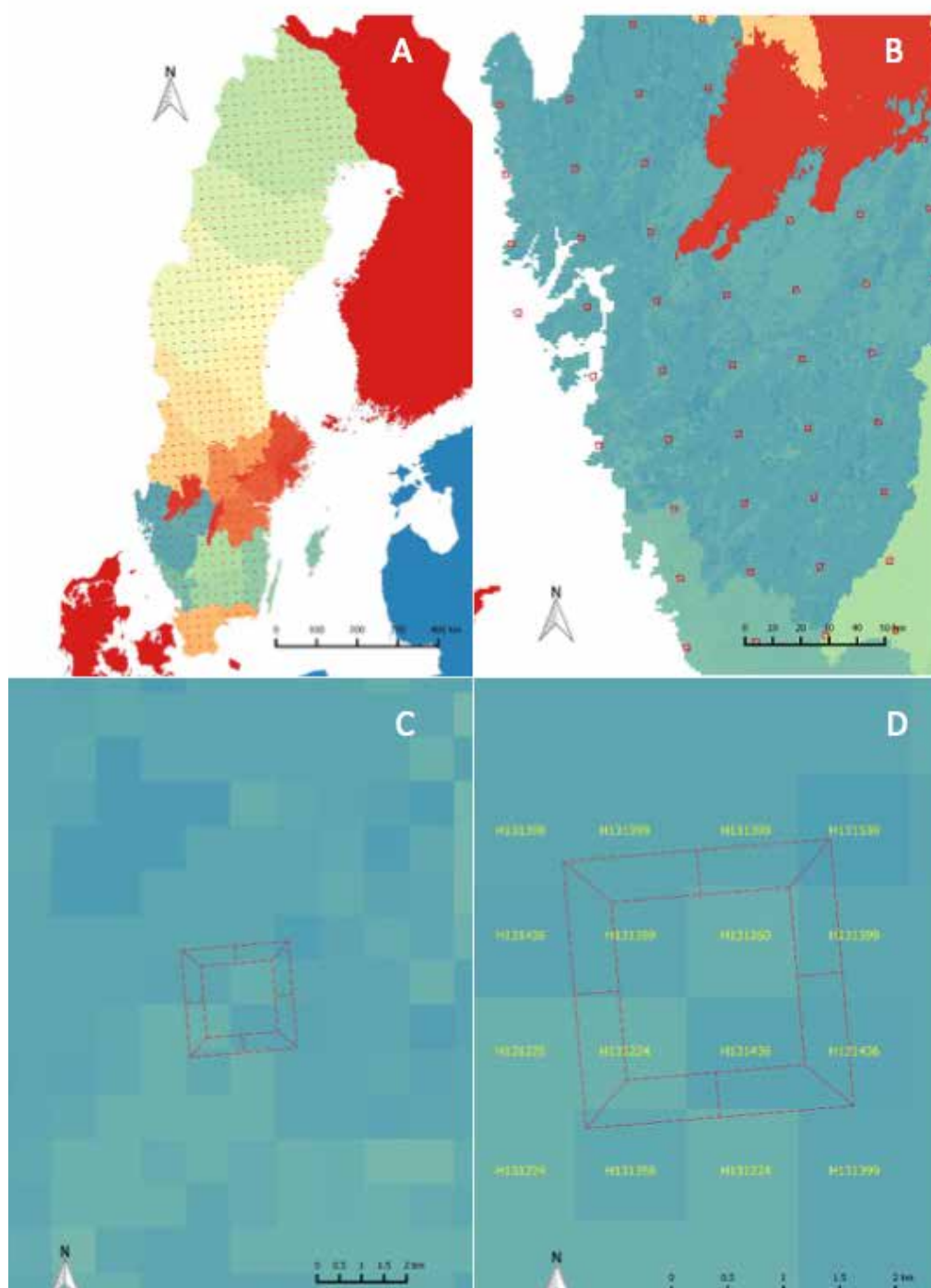
Översättning av scenarier från CAPRI till förändringar i markanvändning i standardrutterna

CAPRI genererar förutsägelser om markanvändning under olika scenarier för förändringar i stödsystemen. Den ekonomiska modelleringen i CAPRI görs normalt för åtta så kallade NUTS2-regioner i Sverige. Vi bedömde att förutsägelser på NUTS2-skala var för grov ur ett ekologiskt perspektiv och vi valde därför att använda så kallade disaggregerade CAPRI data.

Disaggregeringen beskrivs på annan plats i rapporten (se *Metodik för simuleringar med CAPRI-modellen* ovan), men innebär kortfattat att prediktioner i CAPRI skalas ner till så kallade HSMU-områden (Homogenous Spatial Mapping Units) (Britz 2008), områden med avgränsningar baserade på homogenitet vad gäller markanvändning (CORINE marktäckedata), markbeskaffenhet (Europe Soil Map), höjdskillnad (Digital Elevation Map) och administrativ indelning (NUTS 3-region $\approx$ län). I Sverige finns drygt 5 000 sådana områden av varierande storlek. Här beskrivs hur sådana data hanterades för att översättas till information om markanvändning i de statistiska modeller som användes för att prediktera förändringar i biologisk mångfald (fågela-bundans och FBI, se ovan). Den statistiska modelleringen baseras som nämnts på fågelstudier utförda inom SFT i de så kallade standardrutterna, ett system med 8 km långa rutter utefter vilka fåglar inventeras årligen. Rutterna är formade som en kvadrat där varje kilometer betraktas som ett separat linjesegment. För att underlätta jämförelser av resultat mellan olika scenarier gjordes modellprediktionerna i de rutter där fåglarna observerats. Det innebar att markanvändningsförändringar under olika scenarier behövde appliceras på rutterna där prediktionerna skulle göras och vi beskriver här de steg som togs för att översätta erhållna data från CAPRI till nya arealer av olika grödor i rutterna för att på så sätt skapa ett datamaterial som kunde användas i de prediktiva statistiska modellerna.

HSMU-data bestod av ett GIS-raster (1x1 km celler) där varje cell innehöll information om till vilket HSMU-område cellen hörde, samt fem excelfiler (en för varje scenario samt en med referensscenariot) med markanvändningsinformation för merparten (ca 80 %) av alla HSMU-områden i GIS-rastret. Dessutom innehöll excelfilerna markanvändningen summerad i de åtta NUTS2-regionerna vilket kunde användas i de fall där markanvändning för specifika HSMU-områden saknades.

Vi började med att finna vilka HSMU-områden som sammanföll med respektive standardrutt. Vi arbetade här på linjenivå och använde rgdal- och rasterpaketen i statistikprogrammet R för att för varje linjesegment extrahera information om 1) vilka HSMU-områden som täcktes av det aktuella segmentet samt 2) hur stor del av segmentet som täcktes av respektive område (figur 2.2). Till denna information lades också information om markanvändning för respektive HSMU, hämtad från scenariofilerna (figur 2.3).



Figur 2.2. Illustration av HSMU-områdena och dess förhållande till standardrutterna. Av A framgår den grövre indelningen av HSMU-områdena i NUTS 3-regioner (län) och i B syns tydligast standardrutternas regelbundna fördelning i Sverige (25 km mellanrum). I C och D framgår bland annat att HSMU-områdena (nummer i gult) inte nödvändigtvis är sammanhängande.

```

$`04F2H_3`
$`04F2H_3`$ref
  value  weight      uaar  SWHE  RYEM  BARL  OATS  OCER  RAPE  OOIL      MAIZ  ...
364 H127507 0.5609756 10.467156 0 0 0 0 0 0 0 0 0.02975747 ...
424 H130778 0.4390244 3.407486 0 0 0 0 0 0 0 0 0.00000000 ...

$`04F2H_3`$nolfa
  value  weight      uaar  SWHE  RYEM  BARL  OATS  OCER  RAPE  OOIL      MAIZ  ...
364 H127507 0.5609756 9.404103 0 0 0 0 0 0 0 0 0.02964868 ...
424 H130778 0.4390244 3.389546 0 0 0 0 0 0 0 0 0.00000000 ...

$`04F2H_3`$novall
  value  weight      uaar  SWHE  RYEM  BARL  OATS  OCER  RAPE  OOIL      MAIZ  ...
364 H127507 0.5609756 9.030323 0 0 0 0 0 0 0 0 0.03039292 ...
424 H130778 0.4390244 3.403217 0 0 0 0 0 0 0 0 0.00000000 ...

$`04F2H_3`$nobete
  value  weight      uaar  SWHE  RYEM  BARL  OATS  OCER  RAPE  OOIL      MAIZ  ...
364 H127507 0.5609756 2.336507 0 0 0 0 0 0 0 0 0.02220089 ...
424 H130778 0.4390244 3.259381 0 0 0 0 0 0 0 0 0.00000000 ...

$`04F2H_3`$nordse
  value  weight      uaar  SWHE  RYEM  BARL  OATS  OCER  RAPE  OOIL  MAIZ  ...
364 H127507 0.5609756 0.0000 0 0 0 0 0 0 0 0 0 ...
424 H130778 0.4390244 2.9706 0 0 0 0 0 0 0 0 0 ...

```

Figur 2.3. Exempel på extraherad HSMU-data för ett linjesegment på en standardrutt (linje 3, rutt 04F2H). I det här fallet sammanföll linjen med två rasterceller tillhörande HSMU-områdena H127507 respektive H130778. "weight" beskriver hur stor del av linjen som täcks av respektive rastercell och "uaar" står för totala mängden jordbruksmark (utilizable agricultural area) i respektive HSMU-område och de därpå följande "grödkolumnerna" beskriver arealen för respektive gröda. Prediktionerna är uppdelade på de fyra scenarierna (nolfa=utan komp.bidrag, novall=utan vallstöd, nobete= utan betesstöd, nordse=utan miljöstöden) samt referensscenariot (=ref).

För varje linjesegment och för varje scenario utgick vi från den verkliga arealen jordbruksmark som enligt blockdatabasen fanns i det aktuella segmentet. Arean justerades sedan upp eller ner enligt den proportionerliga förändring som framgick av kvoten totala arealen (UAAR) i aktuellt scenario och UAAR i referensscenariot för det HSMU-områden som överlappade segmentet. I de fall flera olika HSMU-områden var aktuella viktades information från dessa med dess respektive täckningsgrad i linjen (weight i figur 2.3). Den resulterande arealen fördelades sedan mellan de olika grödorna i samma proportioner som aktuellt CAPRI-scenario förutsade för de HSMU-områden som överlappade linjen och med samma viktning. Inget scenario förutsade att jordbruksmark skulle tillkomma om det inte funnits någon i referensscenariot vilket innebar att fanns ingen jordbruksmark i överlappande HSMU-områden enligt referensen så sattes arealen i linjesegmentet till 0 i alla scenarier. Däremot förekom både ökning och reduktioner i arealen i många scenarier där referensen hade jordbruksmark och om scenariot predikterade 0 hektar jordbruksmark för överlappande HSMU-områden reducerades arealen i linjesegmentet i enlighet till 0.

När arealen väl fördelats enligt ovan summerades arealerna över rutterna, de olika grödorna summerades över de fyra grupperna (åker, träda, vall och bete, se tabell 2.3) och varje scenarios data användes tillsammans med habitatassociationsmodellerna för att prediktera abundansen hos de olika arterna.

Tabell 2.3. Beskrivning av grödor i CAPRI samt deras arealer enligt referensscenariot i CAPRI. Modellklassningen visar vilka grödor som grupperats för att motsvara grödorna i de statistiska modellerna.

CAPRI-kod	Förklaring enligt CAPRI	Översättning	Total areal i referensscenariot (kha)	Modellklassning
SWHE	Soft wheat production activity	Vete	338.5	Åker
RYEM	Rye and meslin production activity	Råg och blandsäd	26.1	Åker
BARL	Barley production activity	Korn	374.4	Åker
OATS	Oats and summer cereal mixes production activity without triticales	Havre och vårsådd blandsäd (ej rågvete)	177.8	Åker
MAIZ	Grain maize production activity	Majs	1.9	Åker
OCER	Other cereals production activity including triticales	Rågvete och annan spannmål	36.0	Åker
RAPE	Rape production activity	Raps	94.7	Åker
OOIL	Other seed production activities for the oil industry	Annan oljeväxt	5.0	Åker
NURS	Nurseries production activity	Plantskola	0.4	Åker
FLOW	Flowers production activity	Blommor	0.4	Åker
OCRO	Other crops production activity	Annan gröda	1.1	Åker
NECR	New energy crops	Energigröda	12.5	Träda
MAIF	Fodder maize production activity	Fodermajs	16.2	Åker
OFAR	Fodder other on arable land production activity	Vall	1074.5	Vall
GRAE	Grass and grazing production activity extensive	Extensivt bete	214.1	GRAE + GRAI = GRAS
GRAI	Grass and grazing production activity intensive	Intensivt bete	214.2	GRAE + GRAI = GRAS
PULS	Pulses production activity	Baljväxter	35.6	Åker
POTA	Potatoes production activity	Potatis	24.0	Åker
SUGB	Sugar beet production activity	Sockerbetor	32.2	Åker
TOMA	Tomatoes production activity	Tomater	0.05	Åker
OVEG	Other vegetables production activity	Andra grönsaker	17.0	Åker
APPL	Apples pears and peaches production activity	Äppel-/Päronodling	1.8	Åker
OFRU	Other fruits production activity	Annan fruktodling	2.0	Åker
FALL	Fallow land	"Övergiven" mark	9.1	Träda
VSET	Set aside voluntary	Träda	136.5	Träda
GRAS	Grass and grazing production activity	Bete	428.3	Bete
UAAR	Usable agricultural area	Total jordbruksmark	2846.0	

Diskussion av metoden

Fågelindikatorn Farmland Bird Index (FBI) är den enda effektindikatorn när det gäller att utvärdera konsekvenser av landsbygdsprogrammet på biologisk mångfald. Fåglar har minskat dramatiskt som ett resultat av jordbrukets intensifiering (Chamberlain m.fl. 2000, Donald m.fl. 2001, Shrubbs 2003, Wretenberg m.fl. 2006), varför de på många sätt är en utmärkt indikator. Indikatorn har valts för att fokusera på fågelarter som är tydligt knutna till jordbrukslandskapet (Gregory m.fl. 2005). Det framgår dock inte av landsbygdsprogrammet hur indikatorn ska utvärderas. Genom att jämföra trender i fåglars populationsutveckling från olika tidsperioder (Wretenberg m.fl. 2007) eller områden med olika karaktär (Donald m.fl. 2001), kan man dra slutsatser kring effekter av jordbrukspolitiken. Det finns dock flera problem med detta. För det första styrs långsiktiga trender av många olika faktorer som ofta inte är relaterade till jordbrukspolitiken. Det kan handla om att förhållanden i övervintringsområden påverkar häckfågelpopulationers storlek (Sutherland 1996), eller att trender är olika i olika habitat (Newson m.fl. 2009) (men se Stjernman m.fl. 2013). Detta innebär att det är svårt att särskilja jordbrukspolitikens effekt på fåglar. För det tredje är det ofta svårt att hitta rimliga kontraster för jämförelser, eftersom jordbrukspolitiken implementeras likformigt över stora områden och under långa tidsperioder. Vi har här istället valt att använda oss av scenarier, där jordbruksfåglarnas förekomst, uttryckt som FBI, modelleras som ett resultat av markanvändning vilken i sin tur kan förändras utifrån *kontrafaktiska* scenarier. Modellerna genererar distinkta prediktioner för fågelförekomsten för de olika scenarierna vilka kan jämföras med rådande situation (egentligen en modellerad version av rådande situation). På så sätt kunde vi utvärdera om de förändringar i markanvändningen som skulle bli fallet om olika stöd inte funnits hade resulterat i påtagliga förändringar i fågelförekomsten. Vi fann ingen effekt av kompensationsbidraget eller vallstödet, men en minskning av FBI med 2 respektive 5 % när stödet till betesmarker respektive hela stödet till miljövänligt jordbruk togs bort. Detta visar tydligt att metoden kan detektera befintliga skillnader där de finns – i det här fallet att stödet till betesmarker har större betydelse för mångfalden av fåglar än övriga stöd. Samtidigt är det viktigt att påpeka att det finns några svagheter i metoden som kan och bör förbättras. Detta tar vi upp nedan.

Ett problem för alla metoder som använder FBI, är att indexet speglar förekomsten av vanliga jordbruksfåglar. Det innebär att metoden *sensu strictu* inte mäter biologisk mångfald, utan bygger på antagandet att utvecklingstrender för vanliga jordbruksfåglar speglar den generella utvecklingen. Sällsynta arter har dock ofta specifika habitatkrav (det är orsaken till att de är sällsynta), vilket gör att trenderna för vanliga fåglar inte nödvändigtvis speglar hur det går för sällsyntare fåglar (Inger m.fl. 2015). Samtidigt är utvecklingstrenderna för vanliga fåglar långt ifrån ointressanta i sig, eftersom vanliga arter till största delen styr ekosystemens funktion (Gaston och Fuller 2008, Gaston 2011). FBI fokuserar på ett antal vanliga jordbruksfåglar, men vad som är en jordbruksfågel är inte alltid givet, framförallt som jordbrukslandskapet präglas av en förändring av *sammansättningen* på fågelfaunan (Inger m.fl. 2015). Mer objektiva metoder för att skapa index skulle kunna övervägas (Butler m.fl. 2012). Det är heller inte klart i vilken mån utvecklingen för fåglar speglar utvecklingen för andra taxa (Pärt och Söderström 1999a, Billeter m.fl. 2008) men bristen på systematiska övervakningsdata för dessa gör att analysen ännu inte går att genomföra, möjligen med undantag för fjärilar inom en snar framtid (Pettersson m.fl. 2014).

Den metod vi har valt innebär att vi modellerar markanvändning och fågelförekomst, men resultaten blir då beroende av i vilken grad modellerna på ett korrekt sätt skattar markanvändning respektive fågelförekomst. Generellt för dessa modeller är att de är som mest tillförlitliga när inferens görs över korta tidsperioder, t.ex. över en period i landsbygdsprogrammet, men att de har mer begränsat värde över längre tidsperioder när inte bara omvärldsförhållanden generellt utan även de processer som styr kan ändras. Som ett exempel kan nämnas att vårt tillvägagångssätt inte tar hänsyn till förändringar i fågelfaunan som ett resultat av klimatförändringar, trots att vi vet att sådana processer på sikt kommer att ha stor betydelse även i Sverige (Lindström och Agrell 1999, Jiguet m.fl. 2013). Vi ser det därför som viktigt att mer processinriktade modeller utvecklas och används både vad gäller markanvändningen (Happe m.fl. 2006, Brady m.fl. 2012) och för jordbruksfåglar (Stephens m.fl. 2003, Butler och Norris 2013).

Fågelmodellerna påverkas av skattningsosäkerhet både vad gäller markanvändning och fågeldata. När det gäller markanvändningen, bygger modelleringen på data från blockdatabasen. Det innebär att enbart förändringar som fångas i blockdatabasen kan detekteras. Det finns därför ingen information om skötsel eller struktur av olika habitat, som för t.ex. betesmarker och vall kan variera. Samma problem gäller den typ av markanvändningsdata som CAPRI kan leverera. Vidare bygger modellen på data från Svenska häckfågeltaxeringen (Green och Lindström 2015) där fåglar räknas längs fixa ruttor. Här genereras avvikelser mellan antalet räknade fåglar av olika arter och de sanna antalen dels av slumpen och dels eftersom inte alla individer upptäcks. För att hantera den typen av brus krävs upprepade inventeringsbesök samma säsong. Dessvärre inbegriper inte det svenska monitoringprogrammet upprepade besök vilket gör att vi inte kan skatta detekterbarhet utan måste förutsätta att den är oberoende av prediktorerna i modellerna. Det finns också en viss osäkerhet i var fåglarna observerats då inventeraren ibland avviker från den planerade rutten med upp till 200 m på grund av naturliga hinder. Avståndet som fåglarna räknas på är också obegränsat, vilket ytterligare gör att kopplingen till markanvändning blir svag. Det finns således betydande möjligheter till metodologiska förbättringar av tekniken (t.ex. Newson m.fl. 2008), vilka dock dels måste vara konsistenta med historiska metoder så att långsiktiga trender kan beräknas, dels begränsas av att kostnaderna för inventering riskerar öka.

Skattningsosäkerheten påverkas också av den totala tillgången på data. Eftersom enbart ca 7 % av Sverige är jordbruksmark, ligger ca 7 % av rutterna i jordbruksmark. Detta innebär att tillgången på data från jordbruksmark blir begränsad, framförallt i de delar av landet som har små jordbruksarealer. Detta får dels till följd att vi var tvungna att gruppera habitat i mycket grova kategorier för att kunna göra formellt korrekta statistiska analyser. Vidare att den statistiska styrkan i våra modeller blir begränsad, framförallt för mer sällsynta arter som ortolansparven. Våra skattningar handlar om antalet fåglar i hela Sverige, vilket gör att de begränsade arealerna jordbruksmark i norra Sverige med lägre fågeltätheter har begränsad betydelse. Ett ökat antal ruttor i jordbruksområden skulle därför stärka FBI som indikator på flera sätt.

Vårt tillvägagångssätt har också en betydande modellosäkerhet. Både vad gäller markanvändning och fågelförekomst finns det många processer som inte fångas i de nuvarande modellerna. Som exempel kan nämnas att upptaget av ekologisk odling är notoriskt svårt att modellera, eftersom modellerna inte fångar aspekter av attityd och kultur hos lantbrukare (se kap 6.8). Fågelmodellerna är enkla habitatasociationsmodeller, vilket innebär att enbart mängd och inte sammansättning av landskapen påverkar fåglarnas förekomst. Detta är för närvarande en nödvändig förenkling, men innebär att vi missar landskapsprocesser som är kända för att vara viktiga för fåglar (Söderström och Pärt 2000, Bennett m.fl. 2006, Batary m.fl. 2010).

Vi har här beskrivit ett antal felkällor som påverkar osäkerheten i de predikterade effekterna av olika (kombinationer av) stöd. Trots detta kan vi i genomgångarna av varje stöd nedan (kap 5 och 6) konstatera att den osäkerhet som presenteras som mest endast sträcker sig över några få procent. Den begränsade osäkerheten i prediktionerna beror till stor del att det, i och med att vi använder kontrasterna mellan situationen utan stöd och en referenssituation, tas en stor del av variationen i parameterskattningarna bort (den är densamma i både referens och scenario). Det som återstår är den variation som uppstår när osäkerheten i de olika parametrarna kombineras och kopplas till markanvändningen.

Vår metod är inte analytisk utan baserad på simuleringar av parametrarna i modellerna (Jordbruksverket 2016a). Sambanden mellan prediktorer i fågelmodellerna och hur grödor kan kombineras i den ekonomiska modelleringen är komplicerade och har nödvändiggjort denna teknik men det innebär också att det inte är rättframt att uppskatta vilka markanvändningsförändringar som skulle behövas för att generera en specifik förändring i FBI. Sammanfattningsvis anser vi trots allt att kontrafaktiska modelleringar av fågelförekomst, t.ex. uttryckt som FBI, är av stort värde, framförallt som andra effektindikatorer saknas. Det finns dock stor potential att utveckla FBI som effektindikator.

Metodiken för beräkningar av växtnäringsläckage

Med hjälp av beräkningssystemet NLeCCS har beräkningar av växtnäringsläckaget från svensk åkermark kunnat göras. I beräkningssystemet ingår simuleringsmodellerna SOILNDB (baseras på SOIL/SOILN modellerna) för kväve och ICECREAMDB (baseras på ICECREAM modellen) för fosfor. Som utgångspunkt för dessa beräkningar har den svenska åkermarken, beroende av skiftande klimat, produktionsinriktning, gödsling samt produktionsnivåer, delats in i 22 läckageregioner. Med detta som grund har ett så kallat normalläckage beräknats för varje region, det vill säga läckaget för ett år med ett normaliserat klimat och en normaliserad skörd (Johnsson m.fl. 2008).

Normalläckaget beräknas genom att använda längre tidsserier av väderdata (från SMHI) för de olika regionerna tillsammans med information om vad och hur man odlar (odlingsstatistik huvudsakligen från SCB). Odlingsstatistiken omvandlas i en så kallad växtodlingsgenerator till tidsserier av växtsekvenser som används som indata till SOILNDB och ICECREAMDB. Dessa levererar i sin tur tidsserier av kväve- och fosforläckage för olika marker i de 22 läckageregionerna. Läckaget räknas därefter om till utlakningskoefficienter för olika kombinationer av grödor, markegenskaper och regioner. I beräkningarna kan åtgärderna fånggröda med höst- respektive vårbearbetning och skyddszon specifikt tas hänsyn till. Genom att

simulera den faktiska situationen med åtgärden (t.ex. fånggröda) för ett visst år och den kontrafaktiska situationen om åtgärden inte funnits (t.ex. ingen fånggröda) och ta differensen mellan dessa kan åtgärdens växtnärringsreducerande effekt beräknas.

Beräkningar av utlakningen av näringsämnen som genomförs med NLeCCs modellen omfattar osäkerhet i både indata och i de underliggande processmodellerna (SOILN och ICECREAM). Resultaten som presenteras i denna utvärdering representerar de mest aktuella beräkningarna i dagsläget men utveckling av modellerna leder ständigt till förbättringar och minskad osäkerhet. Det finns ytterligare osäkerhet i resultaten från de kontrafaktiska scenarierna och de antaganden som de bygger på.

Statistisk utvärdering av effekter av landsbygdsprogrammet på näringsämnesläckage med hjälp av paneldata

Landsbygdsprogrammets effekter på näringsläckage har traditionellt, och även i denna rapport, utvärderats genom modeller. Modellerna kan appliceras på kontrafaktiska scenarier för markanvändning, t.ex. antaganden om att vissa åtgärder eller stöd inte finns. Inom ramen för den här utvärderingen har vi haft möjlighet att utveckla ett nytt sätt att utvärdera effekterna av åtgärder i landsbygdsprogrammet, genom en omfattande statistisk analys av innehållet av kväve och fosfor i vattenprover från 4 300 provstationer i Sverige som relaterats till upptag i landsbygdsprogrammet så som det beskrivs i blockdatabasen (IAKS) (Grenestam och Nordin 2016).

Studien utvärderade följande ersättningar:

1. Ersättning för fånggröda och vårbearbetning
2. Ersättning för anläggning och skötsel av skyddszoner
3. Ersättning för anläggning och restaurering av våtmarker
4. Ersättning för ekologisk produktion
5. Ersättning för miljöskyddsåtgärder (inkluderar en rad aktiviteter, t.ex. upprättande av produktionsplaner och beräkning av näringsbalanser)
6. Ersättning för extensiv vallodling för miljön och det öppna landskapet
7. Ersättning för bevarande av öppet och varierat landskap
8. Ersättning för bevarande av värdefulla kulturmiljöer i odlingslandskapet
9. Ersättning för bevarande av betesmarker

Av dessa har nr. 1-6 har direkt syfte att reducera näringsläckaget medan nr. 7-9 primärt har andra syften (Landsbygdsdepartementet 2012).

Studien använder sig av uppgifter från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) om innehållet av kväve och fosfor i vattenprover tagna under perioden 1997-2013 i 4 300 sjöar och vattendrag i hela landet. Dessa kombineras med uppgifter om egenskaper hos avrinningsområdena; retention i respektive område (också från SLU) samt uppgifter från Jordbruksverket om hur mycket och vilka miljöstöd som betalats ut årligen till jordbrukarna i områdena ifråga. De totala utbetalningarna för respektive stöd i ett givet område används som mått på hur stor areal som berörs av åtgärden, vilket antas vara det som påverkar läckaget. För att koppla informationen om näringsinnehållet i vattenproverna till gårdar som ligger uppströms provtagningsstationerna utnyttjas GIS-kartor (Geographical Information Systems) över Sveriges ca 50 000 delavrinningsområden från Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI) som

beskriver vilka som bildar större gemensamma avrinningsområden. Med hjälp av uppgifter om geografiska koordinater matchas provtagningsstationerna och gårdarna till de olika delavrinningsområdena. Uppgifter om var provtagningsstationerna och gårdarna är belägna kommer från SLU, respektive från Statistiska Centralbyråns företagsregister (Statistiska Centralbyrån). Därigenom identifieras gårdar som ligger uppströms en given provtagningsstation i ett givet delavrinningsområde.

Det slutliga materialet innehåller uppgifter om drygt 33 000 delavrinningsområden, med en genomsnittlig storlek på 10 km², och knappt 40 000 jordbruk. Avrinningen från ett jordbruks marker passerar, i genomsnitt, 14 olika provtagningsstationer innan den når havet eller korsar en landgräns. En genomsnittlig provtagningsstation tar emot avrinningen från 300 uppströms belägna gårdar.

För att ta bort effekten av säsongsvariationer i vattenprovernars näringsinnehåll som uppstår p.g.a. variation i vattenföringen används säsongrensade årsgenomsnitt för respektive provtagningsstation. Om det finns flera provtagningsstationer i ett och samma delavrinningsområde används säsongrensade årsgenomsnitt beräknade för samtliga provtagningsstationer i avrinningsområdet. Detta resulterar i näringsinnehållsuppgifter från 2 376 delavrinningsområden.

En detaljerad bakgrundsbeskrivning, redogörelse för metoderna, resultat och diskussion finns i bilaga 2.

Denna studie stödjer en del resultat som framkommer genom de modellverktyg som använts i utredningen, men har också en del kontrasterande resultat. Utredarna menar att det är viktigt att kombinera modellbaserade utvärderingar med andra metoder, t.ex. statistisk evaluering av relevanta data, när så är möjligt. Det finns all anledning att fördjupa den här studien, för att förstå orsaken till de funna sambanden och varför de delvis skiljer sig från modellresultaten.

3 Åtgärd 111 och 114: Kompetensutvecklande åtgärder inom Yrkesutbildning och information riktad till personer verksamma inom jordbruks-, livsmedels- och skogsbrukssektorerna, samt Rådgivningstjänster för jord- och skogsbrukare

Beskrivning av åtgärden: Motiv, mål, berörd lagstiftning

Åtgärden grundar sig på artiklarna 21 och 24 i Rådets förordning (EG) nr 1698/2005 samt artikel 15 i Kommissionens förordning (EG) nr 1974/2006.

Den motiveras med att utvecklingen inom jord- och skogsbrukssektorn, rennäringen och livsmedelssektorn innebär ökade krav på företagets anpassning och flexibilitet samt ett strategiskt förhållande till konkurrens, innovationer och nya sätt att arbeta. Syftet är att bidra till att förstärka effekterna av andra åtgärder inom respektive axel (Landsbygdsdepartementet 2012).

Målet är att öka kunskaperna och kompetensen hos företag inom områden som rör produktionskvalitet, tillämpning av ny kunskap om teknik, hållbart resursutnyttjande och utveckling av lönsamt företagande inklusive småskalig livsmedelsförädling och god arbetsmiljö (Landsbygdsdepartementet 2012).

Villkor för stödet

Stödet kan sökas av personer verksamma inom jordbrukssektorn, inklusive trädgård och renskötsel, samt livsmedels- och skogsbrukssektorerna eller med utveckling av produkter från dessa sektorer. Kompetensutvecklingsstöd kan ges till utbildning, rådgivning och informationsinsatser som inte ingår i kurser och praktik inom den normala jord- och skogsbruksutbildningen på sekundärnivå eller högre. Stöd kan även ges till spridning av vetenskaplig kunskap, innovativa metoder och kunskaps-höjande aktiviteter. Insatserna ska kunna utföras både nationellt och regionalt med utgångspunkt i nationella, regionala och lokala strategier för landsbygdsutveckling. Stödet ges till kompetensutvecklingsinsatser i form av kurser, individuell rådgivning, seminarier, informationsaktiviteter, m.m. inom framförallt följande områden (se Landsbygdsdepartementet 2012):

- Förbättring av miljön och landskapet – kompetensutveckling med koppling till axel 2
- Förändrat klimat och förnybar energi
- Företagsutveckling för att stimulera till att utveckla befintliga och nya produkter och verksamheter
- Jordbruksrådgivning
- Forskning och utveckling

I möjligaste mån ska insatserna vara kundorienterade samt efterfråge- och målstyrda. Företagare ska själva kunna söka upp lämplig kompetensutveckling och få stöd för kostnader som är förenade med deltagande i kurser eller motsvarande aktiviteter.

Regler och finansiella ramar ska möjliggöra flexibilitet i genomförandet på nationell och regional nivå.

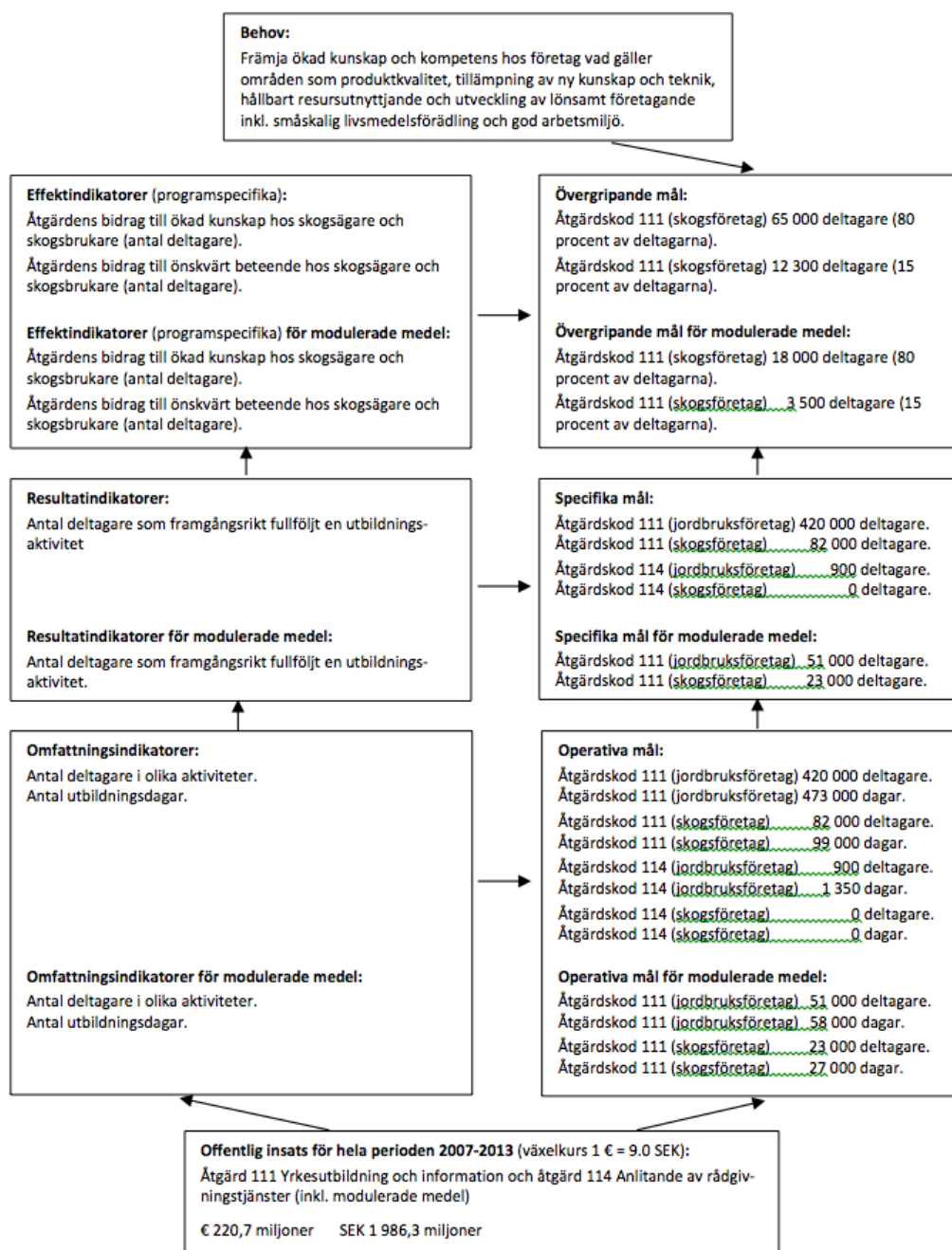
Stöd för enskild rådgivning ges direkt till den person eller företag som får rådgivningen. Om stöd lämnas för att tillhandahålla utbildning ges det till den som gör detta, inte till den enskilde deltagaren.

Stödets andel av kostnaden för olika slags insatser får variera. För aktivitetskod 114 ska den maximala stödnivån dock vara 80 % av de stödberättigade kostnaderna per typ av råd och högst 1 500 euro (13 500 kronor, växelkurs: 1 € = 9 kr). Gemenskapens medfinansiering uppgår till 50 % av de stödberättigade offentliga utgifterna (75 % av de stödberättigade offentliga utgifterna vad gäller modulerade medel).

Interventionslogik och indikatorer

Figur 3.1 illustrerar interventionslogiken för kompetensutvecklingsstödet som är densamma som vid halvtidsutvärderingen. Det kan dock noteras att effektindikatorerna har ändrats. I det nuvarande programdokument (Landsbyggsdepartementet 2012) finns endast programspecifika indikatorer som dessutom gjorts mindre tydliga och bara gäller skogsföretag. Vid halvtidsutvärderingen fanns EU-gemensamma effektindikatorer uttryckta i termer av ökningsar av arbetsproduktivitet, nettoförädlingsvärden och antal årsverken hos alla företag som fått del av åtgärderna (se Rabinowicz m.fl. 2010). Varför effektindikatorerna ändrats förklaras inte i det nuvarande programdokumentet. Inte heller varför de nya effektindikatorerna bara gäller skogsföretag och endast åtgärd 111. De EU-gemensamma utvärderingsfrågorna avser fortfarande kompetensutvecklingsåtgärdernas (såväl åtgärd 111 som åtgärd 114) effekter på stödmottagarnas konkurrenskraft medan de programspecifika (svenska) utvärderingsfrågorna endast gäller hur de miljöinriktade kompetensutvecklingsåtgärderna inom åtgärd 111 bidragit till programmets miljömål.

Figur 3.1. Interventionslogik för stödet till kompetensutvecklingsåtgärder



Källa beträffande insatser, mål och indikatorer: Landsbygdsdepartementet (2012)

Vid halvtidsutvärderingen konstaterades att interventionslogiken bygger på antagandet att kunskap och kompetens om produktkvalitet, teknik, hållbart resursutnyttjande och lönsamt företagande inte utvecklas i tillräcklig omfattning av företagen utan subventioner av kostnaderna för sådana investeringar (se Rabinowicz m.fl. 2010). Halvtidsutvärderaren fann resonemanget logiskt vad gällde de miljöinriktade kompetensutvecklingsåtgärderna (en stor del av avkastningen från den typen av insatser tillfaller andra än den som gör dem då miljö är en kollektiv vara). Halvtidsutvärderaren noterade att problemet också kunde gälla åtgärder syftande till att höja kompetensen

hos ett företags anställda beträffande t.ex. teknologi och marknadsföring eftersom andra företag kan dra nytta av sådana insatser utan att kompensera företaget för det, när de anställda byter arbetsgivare (d.v.s. sådana insatser har positiva externa effekter).

Slututvärderaren instämmer i halvtidsutvärderingens analys och bedömer att interventionslogiken i huvudsak är korrekt vad gäller att producenternas incitament att satsa resurser på kompetensutveckling kan vara otillräckliga i avsaknad av kompensation. Undantag kan finnas för åtgärder som syftar till att stärka företagarens egen kompetens i rollen som företagare och öka kunskaperna inom företagsekonomi, marknadsföring, produktutveckling och produktionsmetoder. I sådana fall rör det sig om investeringar i kunskaper där företagaren borde kunna tillgodogöra sig hela avkastningen. Frågan om kompetensutvecklingsåtgärderna är kostnadseffektiva (d.v.s. om de utformats så att de ger störst effekt per satsad krona) eller inte kan inte besvara generellt och *à priori*. Eftersom insatserna är av olika slag (t.ex. kurser, rådgivning, information och studieresor) och syftar till att stärka olika slags kompetenser (t.ex. entreprenörs förmåga, respektive kompetens inom miljöområdet) krävs att man analyserar effekterna för varje insats inom respektive axel.

Budget och utfall

Budgeten är inte uppdelad på axlar eller enskilda insatser. Den totala budgeten, inklusive modularade medel, för perioden 2007-2013, uppgick till 220,7 miljoner euro eller 1 986,3 miljoner kronor (växelkurs: 1 euro = 9 kronor). I landsbygdsprogrammet finns inga medel specifikt budgeterade för åtgärd 114. Efter kommunikation med Jordbruksverket, har det framkommit att man från EU-kommissionens sida ville att Sverige skulle slå ihop medlen för åtgärderna 111 och 114.

Av Figur 3.1 framgår att kompetensutvecklingsåtgärdernas mål är uttryckta i termer av totalt *antal deltagare och utbildningsdagar* i samtliga aktiviteter (operativa mål), totalt antal deltagare som *framgångsrikt* fullföljt en utbildningsaktivitet (specifika mål) samt totalt antal deltagare från skogsföretag och andel av dessa som fått *ökade kunskaper eller ändrat sitt beteende* i önskvärd riktning (övergripande mål). Indikatorerna för de operativa målen är således helt enkelt det totala antalet deltagare i kompetensutvecklingsåtgärder samt det totala antalet utbildningsdagar under programperioden. Det framgår emellertid inte om deltagarindikatorn avser antalet olika individer eller om samma person kan räknas på nytt när denne deltar i en ny utbildningsinsats. Programdokumentet (Landsbyggsdepartementet 2012) förklarar inte heller vad som avses med att ”framgångsrikt fullfölja en utbildningsaktivitet” eller ”ökad kunskap” respektive ”önskvärt beteende hos skogsägare”.

Det är således svårt att analysera i vilken utsträckning insatsernas specifika och övergripande mål har uppfyllts. Vad gäller de övergripande målen kan viss ledning avseende indikatorvariabler möjligen fås från de indikatorer som angivits för de andra åtgärder under respektive axel som kompetensutvecklingsåtgärderna är avsedda att stödja. Problemet är då att de saknas uppgifter om indikatorerna för miljöåtgärderna i axel 2 på gårdsnivå.

Tabell 3.1. Antal deltagare och utbildningsdagar i kompetensutvecklingsåtgärder 2007-2015

År	Antal deltagare		Deltagare alla axlar	Antal dagar		Dagar alla axlar
2007	Axel 1	2 807	15 110	Axel 1	8 009	17 052
	Axel 2	11 039		Axel 2	7 428	
	Axel 3	1 264		Axel 3	1 615	
2008	Axel 1	10 438	83 973	Axel 1	18 183	69 900
	Axel 2	65 549		Axel 2	42 430	
	Axel 3	7 986		Axel 3	9 287	
2009	Axel 1	92 281	135 781	Axel 1	47 235	81 901
	Axel 2	24 518		Axel 2	18 777	
	Axel 3	18 982		Axel 3	15 889	
2010	Axel 1	150 114	190 453	Axel 1	70 395	104 931
	Axel 2	28 466		Axel 2	20 318	
	Axel 3	11 873		Axel 3	14 155	
2011	Axel 1	127 706	176 289	Axel 1	77 628	116 606
	Axel 2	28 633		Axel 2	18 219	
	Axel 3	19 950		Axel 3	20 759	
2012	Axel 1	174 099	263 036	Axel 1	57 507	126 960
	Axel 2	68 446		Axel 2	52 022	
	Axel 3	20 491		Axel 3	17 431	
2013	Axel 1	83 727	158 493	Axel 1	70 001	119 954
	Axel 2	55 761		Axel 2	32 811	
	Axel 3	19 005		Axel 3	17 142	
2014	Axel 1	46 666	96 538	Axel 1	50 925	111 913
	Axel 2	27 285		Axel 2	29 576	
	Axel 3	22 587		Axel 3	31 412	
2015	Axel 1	3 055	19 515	Axel 1	5 581	17 809
	Axel 2	8 878		Axel 2	6 506	
	Axel 3	7 582		Axel 3	5 722	

Antal deltagare avser båda könen i samtliga kompetensutvecklingsinsatser under respektive axel (en uppdelning i antal kvinnor respektive män per axel, område och typ av insats finns i bilagan). Antal dagar avser det totala antalet deltagardagar för samtliga deltagare (d.v.s. antal deltagare × insatsens varaktighet) i samtliga insatser under respektive axel (en uppdelning av antal deltagardagar per axel, område och typ av insats finns i bilagan).

Källa: Jordbruksverket

Som framgår av Tabell 3.1 överträffades det operativa målet beträffande *antal deltagare* för perioden 2007-2013 (1 023 135 deltagare vid slutet av år 2013 och 1 139 188 efter förlängningen till 2015). Vanligast var deltagande i kompetensutvecklingsåtgärder inom axel 1, där den mest frekventerade insatsen var *Företagsutveckling* som 392 365 personer deltagit i vid slutet av år 2013 (406 483 efter förlängningen till 2015). Vid slutet av år 2013 hade vidare 248 802 personer deltagit i åtgärden *Hållbart Skogsbruk* (284 405 efter förlängningen till år 2015) inom axel 1. Det framgår dock inte hur många av dessa som var skogsföretagare.

Insatserna inom axel 2 omfattar åtgärderna *Begränsad Klimatpåverkan* (84 880 deltagare vid slutet av år 2013, respektive 89 376 efter förlängningen till 2015), *Djurens Valfärd* (34 977 deltagare år 2013, respektive 40 502 år 2015), *Ekologiska*

Produktionsformer (36 238 deltagare år 2013, respektive 39 975 år 2015), *Ett Rikt Odlingslandskap* (43 020 deltagare år 2013, respektive 49 439 år 2015), *Giftfri Miljö* (14 256 deltagare år 2013, respektive 16 522 år 2015), *Ingen Övergödning* (58 779 deltagare år 2013, respektive 71 962 år 2015) samt *Tvärvillkor* (10 257 deltagare år 2013, respektive 10 794 år 2015).

Insatserna inom axel 3 består av åtgärderna *företagsutveckling* (38 799 deltagare år 2013, respektive 61 065 år 2015) och *Landsbygdsutveckling* (60 745 deltagare år 2013, respektive 68 648 år 2015).

Det operativa målet för *antalet utbildningsdagar* hade inte riktigt uppnåtts vid slutet av 2013 (637 310 dagar totalt jämfört med planerade 657 150). Förlängningen innebar emellertid att man nådde upp till 767 037 utbildningsdagar.

Tabell 3.2 visar de årliga utbetalningarna för deltagande i/anordnande av kompetensutvecklings åtgärder. De totala utbetalningarna för hela perioden 2007-2015 summerar till ca 2 194 miljoner kronor. Att man överskred budgeten förklaras delvis av växelkursförändringar under perioden (således översteg växelkursen 9,0 kr per € under alla år utom 2012 och 2013).

Tabell 3.2. Utbetalningar för kompetensutvecklingsåtgärder 2007-2015

År	Utbetalningar (Kr)		Utbetalningar alla axlar (Kr)
2007	Axel 1	1 455 713	11 793 823
	Axel 2	9 002 191	
	Axel 3	1 335 919	
2008	Axel 1	15 976 088	177 110 144
	Axel 2	145 197 932	
	Axel 3	15 936 124	
2009	Axel 1	33 899 074	173 518 874
	Axel 2	116 329 395	
	Axel 3	23 290 405	
2010	Axel 1	44 100 080	177 695 188
	Axel 2	108 549 528	
	Axel 3	25 045 580	
2011	Axel 1	85 734 917	247 428 071
	Axel 2	116 946 439	
	Axel 3	44 746 715	
2012	Axel 1	94 359 305	266 974 309
	Axel 2	130 966 415	
	Axel 3	42 307 589	
2013	Axel 1	152 522 056	348 463 624
	Axel 2	156 959 000	
	Axel 3	38 982 568	
2014	Axel 1	213 295 911	439 410 092
	Axel 2	177 406 116	
	Axel 3	48 708 065	
2015	Axel 1	140 406 358	351 677 189
	Axel 2	179 580 294	
	Axel 3	31 690 537	

Källa: Jordbruksverket

Jämförs de årliga utbetalningarna med uppgifterna om deltagande per år i Tabell 3.1, tycks utbetalningarna var oproportionerligt små under början av perioden och oproportionerligt stora under slutet. Detta förklaras dels av att utbetalningarna ofta släpar efter deltagandet samt av att utbetalningarna inom åtgärden även avser sådant som informations- och mässmaterial (pers. kom., Jordbruksverket).

Erfarenheter från tidigare utvärderingar gällande åtgärdens påverkan på miljömål

Tidigare nationella utvärderingar av landsbygdsprogrammet

Vid såväl halvtids- och slututvärderingarna av *Miljö- och landsbygdsprogram för Sverige 2000-2006* som vid förhands- och halvtidsutvärderingarna av *landsbygdsprogram för Sverige 2007-2013* konstaterades att begränsningar i data medförde betydande svårigheter att analysera kompetensutvecklingsåtgärdernas effekter.

Vid halvtids- och slututvärderingarna av *Miljö och landsbygdsprogram för Sverige 2000-2006* saknades uppgifter om vem som hade deltagit i vilken kompetensutvecklings åtgärd vid vilken tidpunkt (se Näringsdepartementet (2003) respektive Sveriges lantbruksuniversitet (2009)). Detta är nödvändig information för att koppla deltagarna till rätt företag och konstruera såväl försöksgrupper (de som deltagit i åtgärderna) samt kontrollgrupper (de som inte deltagit i åtgärderna), för att analysera åtgärdernas effekter på målvariablerna. Vid halvtids- och slututvärderingarna fanns det, för vissa ekonomiska målvariabler (t.ex. investeringar, förädlingsvärden, sysselsättning) information på företagsnivå i Statistiska Centralbyråns (SCB:s) databaser. För målvariabler rörande miljöinriktade kompetensutvecklingsåtgärder fanns emellertid inga uppgifter på företagsnivå. Därmed kunde varken halvtids- eller slututvärderingen av Miljö- och landsbygdsprogram för Sverige 2000-2006 göra någon kvantitativ kontrafaktisk analys av åtgärdernas effekter. Halvtidsutvärderaren ansåg det dock sannolikt att kompetensnivån hos deltagarna hade ökat inom de områden som åtgärderna riktats mot och därmed sannolikt att insatserna bidragit till att uppfylla målet om generellt höjd kompetensnivå. Mot bakgrund av att deltagarna i en enkätundersökning gjord av Jordbruksverket ansåg att de haft stor nytta av åtgärdsplaner för att bevara natur- och kulturmiljöer, drog halvtidsutvärderaren också slutsatsen att insatserna bidragit till att uppfylla målet att öka effekten av andra åtgärder i programmet (Näringsdepartementet 2003). Slututvärderaren ansåg det problematiskt att dra slutsatser om kausala samband från enkätundersökningar riktade till enbart deltagare i åtgärderna då det är svårt att avgöra hur mycket av förändringarna i kunskaper och attityder som beror på inverkan från andra faktorer (samhällsdebatten, priser, förändringar i ersättningsregler eller belopp avseende andra stöd) än deltagandet i kompetensutvecklingsåtgärderna när det saknas kontrollgrupp. Slututvärderaren avstod därför från att uttala sig om åtgärdernas effekter. Istället framhölls vikten av att identifierbara uppgifter om deltagarna samt uppgifter om målvariabler på företagsnivå togs fram för att underlätta för kommande utvärderingar (Andersson m.fl. 2009).

I förhandsutvärderingen av *landsbygdsprogram för Sverige 2007-2013* noterades att stöd till kompetensutveckling skulle kunna motiveras med förekomsten av marknadsmisslyckanden p.g.a. att åtgärderna har positiva externa effekter eller syftar till att

förbättra förvaltningen av kollektiva varor (se Livsmedelsekonomiska Institutet 2006). Bedömningen gjordes helt på teoretiska grunder och förhandsutvärderingen innehöll inga skattningar av åtgärdernas effekter. Däremot diskuterades ingående huruvida dessa var möjliga att kvantifiera med de uppgifter som då fanns. Det konstaterades att SCB:s företagsregister innehöll uppgifter om ekonomiska utfall på företagsnivå som skulle kunna samköras med Jordbruksverkets uppgifter om deltagande i olika åtgärder, förutsatt att deltagarna var identifierbara. I så fall skulle det vara möjligt att konstruera försöks- respektive kontrollgrupper för kontrafaktisk analys. Det framhölls dock att samkörning av olika register var tidskrävande och kostsamt. Det noterades också att målvariabler för åtgärder som syftar till att förbättra miljön eller öka djurvelfärden saknades i befintliga register. Det ansågs därför vara av vikt att data om relevanta målvariabler samlades in på företagsnivå och gjordes tillgängliga för framtida utvärderare.

I halvtidsutvärderingen av *Landsbygdsprogram för Sverige 2007-2013* noterades att Jordbruksverket hade identifierbara uppgifter om vilka som deltagit i kompetensutvecklingsåtgärder (dock inte för åtgärderna fält/gårdsvandring samt informationsmöten) samt när detta skett (se Rabinowicz m.fl. 2010). Det övervägdes att koppla ihop dessa uppgifter med SCB:s företagsuppgifter för att analysera effekter av de kompetensutvecklingsåtgärder som berörde företagsutveckling. Ett problem var att uppgifterna i SCB:s register bara sträckte sig fram till år 2007 vilket inte var tillräckligt för en analys. Som en möjlig lösning diskuterades att utnyttja att såväl kompetensutvecklingsåtgärderna som övriga stöd inom landsbygdsprogrammet var relativt oförändrade från den tidigare programperioden. Uppgifter om vem som deltagit i vilken åtgärd vid vilken tidpunkt under den perioden skulle kunna fås via en enkätundersökning. Detta visade sig emellertid vara för tidskrävande. Ett ytterligare problem var att det fortfarande saknades uppgifter om målvariabler på gårdsnivå för de kompetensåtgärder som var inriktade på miljö. Det gjordes försök att analysera om deltagande i kompetensutvecklingsåtgärder inom området *Ett Rikt Odlingslandskap* påverkade antalet anmärkningar för igenväxning av eller för skötselavvikelse för betesmarker och slåtterängar, om deltagande i kompetensutveckling inom området *Ingen Övergödning* eller rådgivningsprogrammet "Greppa Näringen" (inom området *Ingen Övergödning*) påverkade sannolikheten att beviljas miljöersättning för skyddszoner och/eller minskat kväveläckage, samt om deltagande i kompetensutvecklingsåtgärder inom området *ekologiska produktionsformer* påverkade antalet företag som fått ersättning för ekologiska produktionsformer med hjälp av uppgifter från Jordbruksverket för åren 2007 och 2009. Resultaten var emellertid endast statistiskt signifikanta i ett fåtal fall och i vissa fall de motsatta av vad som förväntades. Halvtidsutvärderaren poängterade att resultaten måste tolkas med stor försiktighet då dataunderlaget var för begränsat för att man t.ex. skulle kunna ta hänsyn till att vissa av företagen kanske deltagit i kompetensutvecklingsåtgärderna vid något tidigare tillfälle (d.v.s. tidigare än 2007 eller 2009) eller om deltagandet inträffat före eller efter det att de fått anmärkning för igenväxning/skötselavvikelse, eller före eller efter att de sökt stöd för andra miljöåtgärder.

Andra utvärderingar

Utöver de obligatoriska nationella utvärderingarna av tidigare och innevarande landsbygdsprogram har delar av kompetensutvecklingsåtgärderna utvärderas separat av dem som varit ansvariga för deras genomförande. Sålunda har Skogsstyrelsen genomfört en enkätundersökning bland dem som deltagit i projektet *Skogens*

Mångfald. Slutsatsen var att deltagarna var nöjda både med upplevelsen av hur den egna kompetensen ökat till följd av rådgivningen och med utförandet av insatsen. Resultaten säger emellertid inget om hur projektet påverkat skogens biologiska mångfald.

Jordbruksverket genomförde en enkätundersökning för att undersöka effekterna av kompetensutvecklingsåtgärderna i samband med halvtidsutvärderingen av Landsbygdsprogram för Sverige 2007-2013 (Jordbruksverket 2010c, Karlsson m.fl. 2011) samt en liknande enkätundersökning inför slututvärderingen (Tollin och Karlsson 2015). Någon kontrollgrupp användes inte utan enkätfrågorna riktades till ett urval av dem som deltagit i åtgärderna. Respondenterna frågades om hur *nöjda* de varit med åtgärderna, om deltagandet hade *förändrat arbetssättet*, om det lett till introduktion av *nya produkter/produktionsinriktningar*, om det bidragit till *förbättrade produktionsmetoder*, om det bidragit till introduktion av *nya IT- och datorhjälpmedel* samt om det bidragit till att man börjat *arbeta mer miljövänligt*. Respondenterna ombads således själva avgöra hur de skulle ha gjort i den kontrafaktiska situationen (d.v.s. om de inte deltagit i kompetensutvecklingsåtgärderna). Mot bakgrund av svaren drogs slutsatsen att kompetensutvecklingsåtgärderna hade gett bra effekt (Karlsson m.fl. 2011). Slututvärderaren konstaterar emellertid att det är problematiskt att dra slutsatser om effekter utifrån svar på enkätfrågor riktade till enbart dem som fått del av en åtgärd om hur de skulle ha agerat i en hypotetisk kontrafaktisk situation.

Rådgivningsprogrammet Greppa Näringen, som bl.a. syftar till att minska övergödningen av Östersjön genom rådgivning till lantbrukare avseende växtnäingsanvändningen, har utvärderats vid två tidigare tillfällen. Enligt Jordbruksverket (Olofsson m.fl. 2008) hade rådgivningen lett till en total minskning av kväveutlakningen på mellan 700 ton och 949 ton per år. I Linge m.fl. (2010) redovisades att ”Det beräknas läcka 1 000 ton mindre kväve från medlemmars gårdar varje år”. Greppa Näringens beräkningar var en uppdatering av de som gjorts i Jordbruksverkets studie, men slutsatsen var att rådgivningen hade haft fortsatt effekt. Vid en genomgång av beräkningarna noterades dock en del problem som innebar att skattningarna av programmets effekter var osäker (Rabinowicz m.fl. 2010). I såväl Jordbruksverkets som Greppa Näringens studier poolades alla gårdar med en viss produktionsinriktning som deltagit i programmet. Beräkningarna utgick från gårdarnas näringsbalanser vid inträdet i programmet (de var således sina egna kontroller) och analyserade hur dessa ändrades under tiden i programmet samtidigt som man kontrollerade för effekter av skillnader i gårdarnas lokalisering. Det gjordes separata analyser för gårdar med olika produktionsinriktning (mjölk-, gris-, respektive spannmåls gårdar). Det togs dock inte hänsyn till att gårdarna gått med i programmet vid olika tidpunkter och det framgår inte vilka övriga gårdskaraktistika man kontrollerat för, eller om man tagit hänsyn till effekter av andra faktorer (t.ex. förändringar i in- och outputpriser) under tiden som en gård deltar i programmet. Studierna kontrollerade inte heller för att deltagande är frivilligt och urvalet av gårdar således inte nödvändigtvis var slumpmässigt. Detta kan leda till att skattningsresultaten blir felaktiga p.g.a. selektionsbias.

Underlag och metoder gällande utvärdering av åtgärdens påverkan på miljömål

Vid tidpunkten för slututvärderingen är situationen vad beträffar dataunderlag för utvärderingen av kompetensutvecklingsåtgärderna i huvudsak oförändrad. En skillnad är att Jordbruksverket nu har identifierbara uppgifter om vilka som deltagit i kompetensutvecklingsåtgärder (dock inte för åtgärderna fält/gårdsvandring samt informationsmöten) samt när detta skett för hela perioden 2007-2013. Vidare sträcker sig SCB:s uppgifter om ekonomiska utfall på företagsnivå fram till och med år 2013. En samkörning av uppgifterna i dessa båda register skulle således kunna ge underlag för att analysera om kompetensutvecklingsåtgärderna inom området *Företagsutveckling* påverkat företagens konkurrenskraft. Det saknas emellertid fortfarande uppgifter om målvariabler för de miljöinriktade kompetensutvecklingsåtgärderna på företagsnivå vilket innebär att dessa åtgärders effekter, med undantag för rådgivningsprogrammet ”Greppa Näringen” som syftar till att reducera övergödningen, inte kan analyseras.

Vad gäller rådgivningsprogrammet Greppa Näringen har AgriFood Economics Centre analyserat dess effekter på växtnärbalanser och förädlingsvärden. Analysen möjliggjordes av att AgriFood kunde utnyttja gårdsdata som Greppa Näringen ställt till förfogande, företagsdata från SCB och uppgifter från Jordbruksverket angående vilka jordbrukspolitiska stöd gårdarna fått under den period de deltagit i programmet. Uppgifterna täcker perioden 2001-2013 men inte förlängningen av landsbygdsprogrammet under 2014 och 2015. Nedan följer en kortfattad redogörelse för data och metod i AgriFoods studie (för den fullständiga studien, se Nordin och Højgård 2016).

AgriFoods analys av Greppa Näringens effekter på näringsbalanser och förädlingsvärden

Under perioden 2001-2013 deltog drygt 8 700 gårdar i rådgivningsprogrammet Greppa Näringen. Programmet startade i Skåne, Halland och Blekinge och syftar till att reducera jordbrukets läckage av växtnäring, växtskyddsmedel samt växthusgasutsläpp. Med tiden inkluderades allt fler län och år 2012 deltog gårdar från alla län upp till Gävleborg och Dalarna. Deltagande är frivilligt och gratis för gårdarna och från 2001 till 2012 ökade kostnaderna för programmet från ca 14 Mkr till ca 44 Mkr (2012 års priser).

Medverkande gårdar besöks kontinuerligt av rådgivare från olika konsultföretag. Vid det första besöket inventeras gårdens produktion, marker, mineral- och stallgödselanvändning, tidpunkt och metod för gödsling, o.s.v. Det upprättas en växtnärbalans med hjälp av en s.k. farm-gate modell (se t.ex. Oenema m.fl. 2003, Hoang och Alauddin 2010, Beukes m.fl. 2012) där utflödet av växtnäring bundet i produkter som lämnar gården beräknas och dras från inflödet av växtnäring till gården (främst genom inköp av mineral- och stallgödsel men även inköp av utsäde, foder och djur samt från luftnedfall). En positiv växtnärbalans (inflöde större än utflöde) innebär att risken för näringsläckage ökar. Inventeringen av gårdsdata och den initiala näringsbalansen används för val av strategi för att effektivisera växtnärbalansanvändningen. Resultatet följs upp vid framtida besök då nya näringsbalanser upprättas. Programmet har hittills fokuserat på att minska kväveöverskotten i näringsbalanserna.

De hypoteser som testades i AgriFoods studie var om rådgivningen minskade kväveöverskottet och/ eller råvarukostnaderna samt ökade förädlingsvärdet. Det vill säga, ju mer rådgivning en gård fått, desto lägre kväveöverskott och råvarukostnader och desto högre förädlingsvärde, allt annat lika.

Data

Analysen baserades på uppgifter från Greppa Näringen om de gårdar som deltagit i programmet under perioden 2001-2013 och som fått mer än ett rådgivningsbesök där det upprättats näringsbalans. Uppgifterna innehåller information om *när* varje gård gick med i programmet; *var* gården är belägen (kommun); gårdens huvudsakliga *produktion* (spannmålsodling eller animalieproduktion, vilken slags animalieproduktion och om det rör sig om ekologisk animalie- eller spannmålsproduktion); gårdens *storlek* (hektar jordbruksmark); andel av olika *jordar*; antal *djur* av olika slag; antal *rådgivningsbesök* av olika slag; *näringsinflöde* via inköp av mineral- och stallgödsel, foder, djur av olika slag, etc. samt *utflöde av växtnäring* bundet i produkter som lämnar gården vid varje besök då näringsbalans beräknas. Greppa Näringens data innehåller också uppgifter om *vilken rådgivare* som besökt gården vid de olika tillfällena, *hur många gårdar* vederbörande besökt samt *hur många besök* denne gjort på respektive gård. Av de ca 8 700 gårdar som deltagit i programmet under perioden, hade 3 948 bara fått ett besök. För dessa gårdar fanns således bara uppgifter om näringsbalans vid inträdet i programmet och de togs därför inte med i analysen av rådgivningens effekter på näringsbalanserna.

SCB:s företagsdata innehåller årliga uppgifter om respektive gårds kostnader för insatsvaror, arbetskraft och investeringar, dess försäljningsintäkter, förädlingsvärden och resultat. Analysen fokuserade på effekter på *kostnader* och *förädlingsvärden* eftersom gårdens resultat påverkas av avskrivningar, räntor, skatteregler etc.

Jordbruksverkets data om vilka andra jordbruksstöd respektive gård fått innehåller uppgifter om hur mycket man fått i *gårdsstöd* årligen (logaritmerat) samt uppgifter om vilka *stöd från landsbygdsprogrammet* man fått under de olika åren. Uppgifter om övriga stöd (bortsett från stöd till kompetensutvecklingsåtgärder) från landsbygdsprogrammet togs med eftersom vissa av dem har samma syfte som programmet Greppa Näringen (t.ex. stöden till våtmarker, fånggröda och ingen vårbearbetning).

Metod

Som i tidigare studier (Olofsson m.fl. 2008, Linge m.fl. 2010) poolade även AgriFood observationerna från samtliga gårdar och utnyttjade uppgifter om näringsbalans (samt råvarukostnader och förädlingsvärde) vid den tidpunkt då respektive gård gått med i programmet som utgångspunkt för analysen (d.v.s. även i AgriFoods studie fick de medverkande gårdarna vara sina egna kontroller). Bortfallet av observationer p.g.a. att nästan 4 000 av de gårdar som deltagit i programmet bara hade fått ett rådgivningsbesök innebar att AgriFood inte kunde göra separata analyser av rådgivningens effekter på mjölk-, svin-, respektive spannmåls gårdar, såsom gjorts i de ovan nämnda studierna av Jordbruksverket och Greppa Näringen. Emellertid utnyttjades uppgifterna om produktionsinriktning som kontrollvariabel i AgriFoods analyser.

En närmare analys av datamaterialet visade att gårdar som anslutit sig till programmet senare under perioden hade lägre ingående näringsbalans än gårdar som anslutit sig tidigt. Detta kan bero på att kunskaperna om hur man bäst utnyttjar växtnäringen

generellt har förbättrats med tiden. För att inte överskatta programmets effekter kontrollerades därför för när de olika gårdarna anslöt sig med en indikatorvariabel för anslutningsår.

Som tidigare nämnts är deltagande i programmet frivilligt. Detta kan innebära att urvalet inte är slumpmässigt vilket kan leda till problem vid tolkningen av programmets effekter. Således är det möjligt att mer miljöintresserade eller mer entreprenörinriktade lantbrukare valt att delta i programmet i större utsträckning och fått mer rådgivning än andra och att näringsöverskotten (förädlingsvärdena) på deras gårdar därför skulle ha minskat (ökat) över tiden även om de inte deltagit i programmet. I så fall kan förändringar i näringsbalanser, råvarukostnader eller förädlingsvärden från ett mätillfälle till ett annat inte utan vidare tolkas som sanna effekter av programmet, d.v.s. effekter som kan förväntas uppstå även på gårdar som inte deltagit (efter att man kontrollerat för skillnader deras egenskaper).

Då datamaterialet bara innehåller uppgifter om näringsbalanser för gårdar som deltagit i programmet var det inte möjligt att kontrollera för selektionsbias när det gäller urvalet av gårdar. Däremot var det möjligt att göra det beträffande mängden rådgivning de gårdar som deltagit fått. En närmare analys visade nämligen att vissa av rådgivarna besökte ”sina” gårdar oftare än andra rådgivare. Det visade sig också att drygt 40 % av skillnaderna i besöksantal mellan rådgivarna fanns kvar efter att man kontrollerat för skillnader i karakteristika mellan deras respektive gårdar. Dessa kvarstående skillnader i besöksantal kan bero på skillnader i icke observerade egenskaper hos rådgivarna (t.ex. skillnader i erfarenhet). Om det inte finns någon systematik i kopplingen mellan rådgivare och lantbrukare (t.ex. att mer erfarna rådgivare systematiskt tilldelas mer miljö- eller entreprenörintresserade lantbrukare) skulle den kvarstående variationen i besöksantal emellertid kunna betraktas som slumpmässig och användas för att skatta generaliserbara effekter av skillnader i mängden rådgivning på målvariablerna näringsbalanser, råvarukostnader och förädlingsvärden.

Det tycks inte finnas några direkta incitament att systematiskt koppla ihop mer miljö- eller entreprenörintresserade lantbrukare med mer erfarna eller engagerade rådgivare. Konsultföretagens intäkter bestäms av hur många besök som upphandlas av länsstyrelsen i respektive län och har inget samband med rådgivningens resultat då länsstyrelserna saknar kunskap om detta och deras upphandling baseras på vad rådgivningsföretagen tar betalt (personligt meddelande, Greppa Näringen). De kvarstående skillnaderna i antal besök, efter att man kontrollerat för effekter av skillnader i gårdskarakteristika, betraktades därför som slumpmässiga och användes för att skatta effekterna av skillnader i mängden rådgivning.

För att skatta hur många av de besök en viss gård (t.ex. gård i) fått, som var oberoende av gårdens egenskaper, beräknades först medelantalet besök som gårdens rådgivare hade gjort $\bar{V}_i$. Vid beräkningen av $\bar{V}_i$ utelämnades de besök som rådgivaren gjort på gård i för att undvika att gårdens egna egenskaper påverkade resultatet.

Därefter skattades hur antalet besök respektive gård faktiskt fått (V_i) påverkades av gårdens egna egenskaper (produktionsinriktning, antal ha, andel jordar av olika slag, antal djur av olika slag omräknat till djurenheter, etc.) vid det senaste rådgivningstillfället (XI_i), förändringar i dessa egenskaper mellan det första och det sista rådgivningstillfället ($XI_i - X0_i$) samt två indikatorvariabler ($\delta 0_i$ och $\delta 1_i$) som anger

när rådgivaren gjorde sitt första respektive sista besök *och* rådgivarens medelbesöksantal (beräknat enligt ovan med utelämnande av de besök som gjorts på den aktuella gården):

$$V_i = \delta_{0i} + \delta_{1i} + \omega X_{1i} + \tau(X_{1i} - X_{0i}) + \pi \overline{V_G} + \mu_i \quad (1)$$

Genom indikatorvariablerna δ_{0i} och δ_{1i} kontrolleras för effekter på rådgivarens genomsnittliga antal besök från faktorer som är gemensamma för alla gårdar vid rådgivarens första respektive sista besök.

Resultaten från regression (1) användes för att prediktera sambandet mellan det faktiska antalet rådgivningsbesök på gården och gårdens rådgivares medelbesöksantal $\widehat{V_i}(\overline{V_G})$, givet gårdens egenskaper. Slutligen, för att skatta effekten av ytterligare ett rådgivningstillfälle, givet gårdens egenskaper, på förändringar i målvariablerna näringsbalanser, förädlingsvärden, respektive råvarukostnader mellan det första och sista rådgivningstillfället ($Y_{1i} - Y_{0i}$), användes följande regression:

$$Y_{1i} - Y_{0i} = \alpha_{0i} + \alpha_{1i} + \beta \widehat{V_i}(\overline{V_G}) + \theta X_{1i} + \gamma(X_{1i} - X_{0i}) + \varepsilon_i \quad (2)$$

För att minimera risken att selektionsbias påverkade skattningen av effekterna av skillnader i antalet rådgivningsbesök på målvariablerna (näringsbalans, råvarukostnader respektive förädlingsvärde), ersattes således det faktiska antalet rådgivningsbesök varje gård fått med antalet rådgivningsbesök predikterat av det genomsnittliga antalet besök som respektive gårds rådgivare gjort på sina andra gårdar. Skattningsmetoden kallas instrumentvariabelmetod (IV-metod) eftersom man ersätter den variabel man vill skatta effekten av (faktiskt antal rådgivningsbesök, V_i) med ett s.k. instrument (här antal besök predikterat av rådgivarens genomsnittliga antal besök på andra gårdar, $\widehat{V_i}(\overline{V_G})$) som påverkar målvariabeln på likartat sätt som det faktiska antalet rådgivningsbesök men inte själv påverkas av gårdens egenskaper eller lantbrukarens intresse för miljö eller entreprenörskap. Detta kräver att instrumentet inte har något samband med målvariablerna utöver sambandet med den variabel vars effekt man egentligen är intresserad av (se Nordin och Höjgård 2016, och referenserna däri).

Resultat gällande utvärdering av åtgärdernas påverkan på miljömålen

Som tidigare konstaterats är det, bortsett från rådgivningsprogrammet Greppa Näringen, inte möjligt att analysera kompetensutvecklingsinsatsernas effekter eftersom det saknas uppgifter om miljörelaterade indikatorer på gårdsnivå. I det som följer begränsas analysen därför till en sammanfattning av resultaten i AgriFoods studie avseende effekterna av Greppa näringen på kvävebalanser, råvarukostnader och förädlingsvärden (se Nordin och Höjgård 2016).

Rådgivningens resultat avseende effekter på växtnäringsbalanser

Tabell 3.3. Rådgivningens effekt på kvävebalansen (kg kväve per ha)

Kontrollvariabel	IV Modell				OLS
	Version 1	Version 2	Version 3	Version 4	
Antal rådgivningsbesök	– 4.316*** (1,464)	– 3,602** (1,420)	– 3,103* (1,798)	– 4,263 (3,434)	– 1,309** (0,626)
Antal djur		– 0,009 (0,019)	0,010 (0,030)	– 0,017 (0,020)	– 0,012 (0,017)
Jordbruksmark areal		0,011 (0,008)	0,038** (0,018)	0,025*** (0,009)	0,017** (0,008)
Ekologisk animalieproduktion		6,710 (4,161)	4,964 (6,049)	5,227 (5,169)	7,265* (3,744)
Ekologisk spannmålsprod.		– 5,772 (3,701)	– 0,117 (6,808)	– 4,611 (4,524)	– 6,508* (3,362)
<i>Förändringar i kontrollvariablerna</i>					
Antal djur		0,140*** (0,031)	0,159** (0,070)	0,197*** (0,029)	0,137*** (0,028)
Jordbruksareal		– 0,051*** (0,017)	– 0,145** (0,035)	– 0,108*** (0,026)	– 0,057*** (0,016)
Ekologisk animalieproduktion		– 22,23*** (4,408)	– 29,75*** (6,233)	– 24,63*** (5,635)	– 20,08** (4,119)
Ekologisk spannmålsproduktion.		– 6,489* (3,695)	– 10,94** (5,320)	2,562 (4,881)	– 6,802** (3,33)
Andra jordbruksstöd	Nej	Nej	Ja	Nej	Nej
Företagsfixa effekter	Nej	Nej	Nej	Ja	Nej
Antal observationer	3 656	3 656	2 093	2 263	4 243
Weak IV test	883,8	885,9	509,9	164,1	
R ²	0,029	0,079	0,107	0,111	0,081

Målvariabeln är förändring i kvävebalansen mellan det första och det sista rådgivningsbesöket.

I samtliga IV-modeller har variabeln "antal rådgivningsbesök" instrumenterats med hjälp av rådgivarens genomsnittliga antal besök.

Alla modeller har skattats med fixa effekter för tidpunkten för första och sista besök, produktionsinriktning, jordtyper och kommun.

Robusta standardfel anges i parentes.

*** p < 0,01; ** p < 0,05 och * p < 0,1.

Tabell 3.3 visar effekterna av ytterligare ett rådgivningsbesök på kvävebalansen.² Fyra versioner av IV-modellen skattades. Den första kontrollerar bara för skillnader i antalet rådgivningsbesök medan den andra också kontrollerar för skillnader i gårdskaraktäristika. Version tre inkluderar även skillnader i innehav av jordbruksstöd som kontrollvariabler. I version fyra ersätts skillnader i innehav av jordbruksstöd med skillnader i egenskaper mellan rådgivningsföretagen som inte ändras under programtiden (företagsfixa effekter). I den sista kolumnen, slutligen, återges resultaten från en ”vanlig” OLS-modell där det faktiskt observerade antalet besök använts som förklaringsvariabel. Resultaten visar att fler rådgivningsbesök *minskar* överskottet i kvävebalansen oavsett modellspecifikation. I den version av IV-modellen som kontrollerade för skillnader i rådgivningsföretagens egenskaper är effekten dock inte statistiskt signifikant. Att effekten blev mindre och standardfelen större ju fler förklaringsvariabler som togs med antogs bero på att detta minskade antalet observationer.

Ett potentiellt problem med IV-metoden är att sambandet mellan det instrument som används (antalet besök predikterat av rådgivarens genomsnittliga besöksantal) och den variabel vars effekt man egentligen är intresserad av (antalet rådgivningsbesök) är för svagt. Om så är fallet kan skattningen av rådgivningseffekten bli missvisande (Stock och Yogo 2005, Murray 2006). Därför brukar sambandet mellan instrumentet och den relevanta variabeln testas med ett s.k. F-test. En tumregel är att testvärdet ska vara större än 10 (Stock och Yogo 2005). I AgriFoods studie överskred testvärdena (se resultaten för Weak IV test i tabellen) i samtliga fall kraftigt det kritiska värdet. Författarna drog därför slutsatsen att det inte fanns någon risk för missvisande resultat p.g.a. att det använda instrumentet var för svagt.

Rådgivningens resultat avseende effekter på förädlingsvärden och råvarukostnader

I Tabell 3.4 visas effekten av ytterligare ett rådgivningsbesök på gårdarnas förädlingsvärden med samma modellspecifikationer som ovan. Eftersom modellerna använde sig av logaritmerade värden för förädlingsvärden anger resultaten procentuella effekter på förädlingsvärdet av ytterligare ett rådgivningsbesök. Koefficienten 0,113 för antal rådgivningsbesök i version av 1 av IV-modellen innebär således att ytterligare ett besök *ökar* förädlingsvärdet med 11,3 %, allt annat lika (11,8 % i version 2 och 3 samt med 14,5 % i version 4 av IV modellen och med 1,5 % i OLS-modellen, de två sista effekterna var dock inte statistiskt signifikanta).

Resultaten för ”Weak IV-test” tyder åter på att det inte fanns problem med för svagt samband mellan instrumentet (predikterat antal besök) och den variabel man egentligen var intresserad av att skatta effekten av (faktiskt antal besök).

2 Det gjordes även motsvarande skattningar av rådgivningens effekt på fosforbalanserna. Den var emellertid inte statistiskt signifikant i någon av modellerna vilket ansågs bero på att rådgivningen hittills fokuserat på kväveanvändningen (se Nordin och Højgård, 2016).

Tabell 3.4. Rådgivningens effekt på (logaritmen av) gårdarnas förädlingsvärde.

Kontrollvariabel	IV Modell				OLS
	Version 1	Version 2	Version 3	Version 4	
Antal rådgivningsbesök	0,113** (0,052)	0,118** (0,052)	0,118** (0,051)	0,145 (0,125)	0,015 (0,022)
Antal djur		– 0,001* (0,0003)	– 0,0006* (0,0003)	– 0,0009* (0,0005)	– 0,0006* (0,0003)
Jordbruksmark areal		0,0003 (0,0002)	0,0002 (0,0002)	0,0002 (0,0003)	0,0003 (0,0002)
Ekologisk animalieproduktion		– 0,147* (0,081)	– 0,135 (0,083)	– 0,185* (0,108)	– 0,158* (0,081)
Ekologisk spannmålsprod.		0,013 (0,069)	0,081 (0,086)	0,074 (0,088)	0,032 (0,069)
<i>Förändringar i kontrollvariablerna</i>					
Antal djur		0,002*** (0,0008)	0,002*** (0,0008)	0,002* (0,001)	0,002*** (0,0008)
Jordbruksareal		0,003*** (0,0007)	0,003*** (0,0007)	0,003*** (0,001)	0,002*** (0,0007)
Ekologisk animalieproduktion		0,245 (0,156)	0,241 (0,156)	0,176 (0,216)	0,236 (0,155)
Ekologisk spannmålsproduktion		– 0,063 (0,122)	– 0,065 (0,122)	– 0,001 (0,172)	0,056 (0,123)
Andra jordbruksstöd	Nej	Nej	Ja	Nej	Nej
Företagsfixa effekter	Nej	Nej	Nej	Ja	Nej
Antal observationer	2 759	2 759	2 759	1 724	2 759
Weak IV test	498,7	499,7	504,3	93,8	
R ²	0,073	0,092	0,095	0,148	0,101

Målvariabeln är förändring i logaritmen av förädlingsvärdet mellan det första och det sista rådgivningsbesöket.

I samtliga IV-modeller har variabeln "antal rådgivningsbesök" instrumenterats med hjälp av rådgivarens genomsnittliga antal besök.

Alla modeller har skattats med fixa effekter för tidpunkten för första och sista besök, produktionsinriktning, jordtyper och kommun.

Robusta standardfel anges i parentes.

*** p < 0,01; ** p < 0,05 och * p < 0,1.

I Tabell 3.5 visas effekten av ytterligare ett rådgivningsbesök på gårdarnas råvarukostnader (utsäde, djur, växtnäring, o.s.v.). Som framgår är den inte statistiskt signifikant vare sig i IV-modellen (oavsett specifikation) eller OLS-modellen. Resultatet av Weak IV-test tyder åter på att avsaknaden av statistisk signifikans inte beror på att sambandet mellan instrumentet och variabeln av intresse var för svagt.

Sammanfattningsvis visar resultaten i AgriFoods studie således att ytterligare rådgivning inom Greppa Näringen (som inte beror på skillnader i gårdarnas karaktistika) minskade överskottet i växtnärbalanserna, samtidigt som den ökade förädlingsvärdena men inte påverkade gårdarnas kostnader för råvaror. Författarna tolkade det som om rådgivningen i första hand påverkade gårdarnas effektivitet i utnyttjandet av den tillförda växtnäringen.

Tabell 3.5. Rådgivningens effekt på (logaritmen av) gårdarnas kostnader för råvaror

Kontrollvariabel	IV Modell				OLS
	Version 1	Version 2	Version 3	Version 4	
Antal rådgivningsbesök	0,001 (0,003)	0,001 (0,003)	0,001 (0,003)	0,011 (0,007)	– 0,001 (0,002)
Antal djur		– 0,000 (0,000)	– 0,000 (0,000)	– 0,000 (0,000)	– 0,000 (0,000)
Jordbruksmark areal		0,000 (0,000)	– 0,000 (0,000)	0,000 (0,000)	0,000 (0,000)
Ekologisk animalieprod.		0,003 (0,004)	0,004 (0,004)	0,009* (0,005)	0,003 (0,004)
Ekologisk spannmålsprod.		0,002 (0,004)	0,008* (0,005)	– 0,001 (0,005)	0,002 (0,004)
<i>Förändringar i kontrollvariablerna</i>					
Antal djur		0,000 (0,000)	0,0001 (0,0001)	0,0001 (0,0001)	0,0001 (0,0001)
Jordbruksareal		0,0002*** (0,0000)	0,0002*** (0,0000)	0,0001*** (0,00001)	0,0002*** (0,0000)
Ekologisk animalieprod.		– 0,0004 (0,0089)	– 0,001 (0,009)	– 0,007 (0,01)	– 0,001 (0,009)
Ekologisk spannmålsproduktion.		– 0,007 (0,008)	– 0,007 (0,008)	– 0,005 (0,007)	– 0,007 (0,008)
Andra jordbruksstöd	Nej	Nej	Ja	Nej	Nej
Företagsfixa effekter	Nej	Nej	Nej	Ja	Nej
Antal observationer	2 919	2 919	2 919	1 825	2 919
Weak IV test	535,7	534,6	539,6	92,9	
R ²	0,064	0,083	0,099	0,096	0,083

Målvariabeln är förändring i logaritmen av de totala kostnaderna mellan det första och det sista rådgivningsbesöket.

I samtliga IV-modeller har variabeln "antal rådgivningsbesök" instrumenterats med hjälp av rådgivarens genomsnittliga antal besök.

Alla modeller har skattats med fixa effekter för tidpunkten för första och sista besök, produktionsinriktning, jordtyper och kommun.

Robusta standardfel anges i parentes.

*** p < 0,01; ** p < 0,05 och * p < 0,1.

Rådgivningens resultat avseende effekter på in-, respektive utflöde av kväve samt markanvändning

För att undersöka om rådgivningen i Greppa Näringen också påverkade den använda kvantiteten växtnäring användes IV-modellen för att skatta dess effekt på inflödet av kväve i mineral- och stallgödsel samt utflödet av kväve i produkter som lämnar gården (d.v.s. istället för att skatta effekten på kvävebalanserna beräknade enligt SLU:s och LRF:s modell, skattades effekterna på in respektive utflöde för sig). Slutligen gjordes en skattning för att analysera om rådgivningen påverkade den areal som inte höstbearbetades på gårdarna för att i någon mån belysa om rådgivningen leder till förändringar i markanvändning som påverkar effektiviteten i kväveutnyttjandet.

Resultaten i Tabell 3.6 visar att skillnader i antal rådgivningsbesök inte har någon statistiskt signifikant effekt på inflödet av kväve i mineral- eller stallgödsel. Däremot ökar ytterligare ett rådgivningsbesök utflödet av kväve bundet i produkter som lämnar gården. Författarna tolkar resultaten som ytterligare en indikation på att rådgivningen huvudsakligen påverkar effektiviteten i kväveanvändningen (vilket

ökar produktionen) men inte kvantiteten kväve som används. En hypotes är, som antytts ovan, att rådgivningen ökar effektiviteten i markanvändning med avseende på kväveutnyttjande. Resultaten för effekten på arealen som inte höstbearbetas, enligt vilka ytterligare ett rådgivningsbesök ökar arealen, tyder på att så kan vara fallet (om arealen som inte bearbetas på hösten ökar, reduceras risken för näringsförluster under den tid då marken är obevuxen eller grödan inte tar upp så mycket näring).³

Tabell 3.6. Rådgivningens effekt på in- och utflöde av kväve samt areal som inte höstbearbetas.

	Inflöde av kväve i mineralgödsel (Kg N/ha)	Inflöde av kväve i stallgödsel (Kg N/ha)	Utflöde av kväve i produkter som lämnar gården (Kg N/ha)	Areal som inte höstbearbetas (ha)
Antal besök	0,363 (0,998)	- 60,46 (55,93)	2,481*** (0,729)	4,603*** (1,055)
Antal observationer	3 656	3 656	3 656	3 560
R ²	0,144	0,141	0,093	0,065

Målvariablerna definierades som förändringar i kvantitet, respektive areal, mellan det första och det sista rådgivningsbesöket.

Alla skattningar inkluderar fixa effekter för att kontrollera för skillnader i när det första respektive sista besöket gjordes, skillnader i gårdarnas produktionsinriktning, skillnader i jordtyp, samt skillnader i gårdarnas lokalisering. Robusta standardfel i parantes.

*** p < 0,01; ** p < 0,05; * p < 0,1.

Resultaten i tabellerna 3.2-3.5 byggde enbart på skattningar av skillnader i antalet rådgivningsbesök där det upprättats en näringsbalans. Inom programmet görs också en mängd besök utan att så sker. Författarnas hypotes var att det främst är besök som innefattar upprättande av näringsbalans som har effekt på gårdarnas beslut om användning av insatsvaror, markanvändning, samt andra faktorer rörande driften som påverkar näringsbalanserna. För att testa den hypotesen, inkluderades variabeln ”skillnader i antal besök utan näringsbalans” som en extra kontrollvariabel i skattningarna av effekter på näringsbalans, förädlingsvärden och råvarukostnader. Resultaten visade att besök utan näringsbalans inte hade några statistiskt signifikanta effekter på vare sig kvävebalanserna, fosforbalanserna, förädlingsvärdena eller kostnaderna (se Nordin och Höjgård 2016).

Rådgivningens kostnader och intäkter

Det gjordes också ett försök att skatta programmets kostnader och intäkter. En marginell ökning av antalet rådgivningsbesök som inte beror på skillnader i gårdarnas karakteristika visar sig reducera kväveöverskottet (vilket minskar risken för kväveläckage) och öka förädlingsvärdet. Detta är en vinst för samhället men Greppa Näringen är bara samhällsekonomiskt lönsamt om värdet av dessa förbättringar är högre än kostnaderna för programmet.[±]

Programmets totala kostnader uppgick under perioden 2001-2013 till 440 miljoner kr eller omkring 23 400 kr per besök (2012 års priser).

3 Författarna konstaterar att det hade varit önskvärt att analysera effekter på fler indikatorer för förändringar i markanvändning. Emellertid var ”areal som inte höstbearbetas” den enda som fanns någorlunda väl dokumenterad i Greppa Näringens data.

För kvantifieringen av det samhällsekonomiska värdet av de reducerade kväveöverskotten utnyttjade författarna resultat från den vetenskapliga litteraturen. Det bör noteras att dessa är osäkra p.g.a. metodologiska problem såväl vad avser kvantifieringen av hur mycket av de beräknade kväveöverskotten som faktiskt läcker från gårdarna och när Östersjön, som vad gäller värdet av ett minskat kväveläckage.

I Tabell 3.3 visades att ett rådgivningsbesök som inte beror på gårdens karakteristika minskar kväveöverskottet med 3,6 kg/ha (version 2 av IV-modellen). Cirka 59 % av de rådgivningsbesök som gjordes i programmet var oberoende av skillnader i gårdskaraktistika (se Nordin och Höjgård 2016). Det är således endast för dessa besök som den skattade marginaleffekten gäller. Även besök som beror på gårdens egenskaper, d.v.s. resterande 48 % av rådgivningsbesöken i programmet, kan påverka kväve-överskottet. Skattningarna anger emellertid inte hur stor den effekten är och den tas därför inte med. Effekten av ett genomsnittligt besök i programmet är således att gårdarnas kväveöverskott minskar med omkring 2,12 kg/ha.

För att beräkna hur mycket detta förväntas minska läckaget från jordbruksmarken utnyttjades resultat från en finsk experimentstudie (Salo och Turtola 2006) där variation i kvävebalanser förklarade ca 70 % av variationen i det faktiska kväveläckaget. Kvävebalanserna i Salo och Turtola beräknades med hjälp av en s.k. soil-surface modell som endast räknar med in- och utflöden av näringsämnen från gårdens marker. Detta innebär att näringsämnen som tillförs gården i form av inköpt foder och inköpta djur och näringsämnen som lämnar gården bundet i djurprodukter inte påverkar näringsbalansen (se t.ex. Oenema m.fl. 2003). Det intressanta är emellertid om den del av kväveöverskottet som soil-surface modellen inte tar hänsyn till är mer eller mindre benäget att läcka (t.ex. ammoniakförluster från djur) än det kväveöverskott som finns i marken. Hur det förhåller sig med det är oklart (författarna inte kunnat finna några empiriska studier av hur mycket av näringsöverskottet beräknat med hjälp av en farm-gate modell som faktiskt läcker givet ”svenska” klimatförhållanden). Under antagande av att sannolikheten för läckage från den del av kväveöverskottet som hänförs till djuren är densamma som för den del av kväveöverskottet som finns i marken förväntas därför kväveläckaget minska med omkring 1,48 kg/ha.

Hela läckaget från en given gård når inte Östersjön eftersom en del sedimenteras i vattendrag och/eller tas upp av växtlighet längs vägen (s.k. retention). Retentionen beror på avstånd från gården till Östersjön, avrinningsförhållanden, nederbörd och jordtyp, faktorer som skiljer sig åt mellan gårdarna. Enligt en svensk studie (Brandt och Ejhed 2002) är retentionen omkring 40 % i de län som deltar i Greppa Näringen. Det innebär att ca 60 % av kväveläckaget antas ha nått Östersjön, d.v.s. programmet förväntas reducera kvävetillförseln med omkring 0,89 kg/ha. Den genomsnittliga arealen hos gårdar som deltar i programmet är 115 ha. Kvävetillförseln till Östersjön förväntas därför minska med ca 102,35 kg per gård.

Övergödning är en negativ extern effekt. Värderingen av den minskade kvävetillförseln måste således göras på annat sätt än via marknadspriserna. Det finns ett antal skattningar av betalningsviljan för att minska kvävetillförseln till Östersjön (se referenserna i Nordin och Höjgård 2016). Resultaten varierar mellan 4,7 kr/kg kväve och 81,8 kr/kg kväve i 2012 års priser. Då ingen av studierna är fri från metodologiska problem användes hela värderingsspannet för att illustrera osäkerheten. Detta innebär att värdet av det minskade kväveläckaget p.g.a. ytterligare ett rådgivningsbesök i programmet förväntas uppgå till mellan 481 kr och 8 372 kr per gård. Beräkningarna sammanfattas i Tabell 3.7:

Tabell 3.7. Skattat samhällsekonomiskt värde per gård av reduktionen av kväveöverskottet

Variabel	Storlek
Effekt på kvävebalansen av ytterligare ett besök oberoende av gårdskaraktistika	- 3,6 kg/ha
Andel besök i programmet som är oberoende av gårdskaraktistika	59 %
Rådgivningseffekt på kväveöverskottet	$0,59 \times (- 3,6) = - 2,12 \text{ kg/ha}$
Andel av kväveöverskottet som förväntas ha läckt	70 %
Förväntad effekt på kväveläckaget	$0,7 \times (- 2,12) = - 1,48 \text{ kg/ha}$
Del av läckaget som skulle ha nått Östersjön	60 %
Förväntad effekt på kvävetillförseln till Östersjön	$0,6 \times (- 1,48) = - 0,89 \text{ kg/ha}$
Genomsnittlig gårdsstorlek	115 ha
Förväntad reduktion av kvävetillförsel till Östersjön per gård	$0,89 \times 115 = 102,35 \text{ kg}$
Värdet av reduktionen i kvävetillförsel till Östersjön per gård	Min: $102,35 \times 4,1 = 481 \text{ kr}$ Max: $102,35 \times 81,8 = 8\,370 \text{ kr}$

Beräkningarna i tabell 3.7 visar således att värdet av den minskade kvävetillförseln till Östersjön som ytterligare ett besök av Greppa Näringens rådgivare resulterar i uppgick till mellan 481 och 8 700 kr per gård i 2012 års priser. Orsaken till det stora intervallet är osäkerheten om vilket värde individer fäster vid kvävereduktionen. Det kan dock noteras att värdet av kvävereduktionen inte ens med den högsta värderingen räcker för att täcka den genomsnittliga kostnaden för ett besök.

Emellertid påverkade rådgivningsbesöken också gårdarnas förädlingsvärden. Enligt Tabell 3.4 ovan ökade ett besök som gjorts oberoende av gårdens egenskaper dess förädlingsvärde med 11,8 % (version 2 av IV-modellen). Gårdarnas genomsnittliga förädlingsvärde var 4 500 kr/ha i 2012 års priser (Nordin och Höjgård 2016). Beräkningarna av effekten av ytterligare ett besök (oberoende av gårdens karaktistika) på förädlingsvärdet visas i Tabell 3.8:

Tabell 3.8. Skattad effekt på förädlingsvärdet per gård

Variabel	Storlek
Effekt på förädl.värde av ytterligare ett besök oberoende av gårdskaraktistika	11,8 %
Andel besök i programmet som är oberoende av gårdskaraktistika	59 %
Genomsnittligt förädlingsvärde	4 500 kr/ha
Genomsnittlig areal per gård	115 ha
Effekt på förädlingsvärdet per gård	$0,118 \times 0,59 \times 4\,500 \times 115 = 36\,000 \text{ kr}$

Resultaten visar således att ytterligare ett besök som är oberoende av gårdens egenskaper ökade förädlingsvärdet med 36 000 kr per gård vilket i sig självt är tillräckligt för att täcka kostnaderna för besöket. Det totala samhällsekonomiska värdet (värdet av kvävereduktionen + effekten på förädlingsvärdet) av ett marginellt besök uppgick således i genomsnitt till mellan 36 481 och 44 370 kr per gård medan genomsnittskostnaden för ett besök var 23 400 kr i 2012 års priser. Författarna drog därför slutsatsen att rådgivningsprogrammet var samhällsekonomiskt lönsamt.

Eftersom den största vinsten var effekten på förädlingsvärdena, som tillfaller jordbrukaren, fördes också en diskussion om huruvida det var nödvändigt att samhället subventionerade hela kostnaden för att delta i programmet eller om det räckte med att betala för värdet av kvävereduktionen. Författarnas bedömning var emellertid att det i så fall krävdes en mer precis skattning av detta värde än vad som för närvarande finns.

Svar på utvärderingsfrågan gällande påverkan på miljömålen

PSEQ 20A: I vilken utsträckning har kompetensutvecklingsåtgärderna bidragit till programmets miljömål?

Eftersom avsaknaden av uppgifter om effektindikatorer på företagsnivå för de övriga insatserna gör det omöjligt att analysera deras effekter kan slutsatser endast dras för effekterna av rådgivningsprogrammet Greppa Näringen.

Beträffande Greppa Näringen ansluter sig slututvärderaren till slutsatserna i Nordin och Højgård (2016) att marginaleffekten av rådgivningen i programmet Greppa Näringen bidragit till att reducera tillförseln av kväve till Östersjön och därmed till att minska övergödningsproblematiken. Insatsen har också positiva effekter på gårdarnas förädlingsvärde. Slututvärderaren noterar att det hade varit intressant att analysera om den marginella rådgivningseffekten skiljer sig mellan gårdar med olika produktionsinriktning. Exempelvis skulle det kunna uppstå skillnader beroende på hur lätt det är att ersätta mineralgödsel med stallgödsel, vilket torde vara olika för gårdar med huvudsaklig inriktning mot animalieproduktion och gårdar som är specialiserade på spannmålsproduktion. Då den metod som användes är mycket datakrävande var detta inte möjligt i AgriFoods studie. En sådan analys vore emellertid av intresse om mer data blir tillgänglig då resultaten skulle kunna ge indikationer på om rådgivningsprogrammet bör inriktas på gårdar med viss produktionsinriktning.

Förslag till förbättringar av stödets upplägg gällande påverkan på miljömålen

Även om det numera finns information om vem som deltagit i vilka kompetensutvecklingsinsatser, samt när det skett, på individnivå saknas det fortfarande (bortsett från vad gäller rådgivningsprogrammet Greppa Näringen) uppgifter om miljörelaterade resultat- och effektindikatorer på företagsnivå. Detta innebär att det inte är möjligt att analysera de andra åtgärdernas effekter. Därmed går det inte heller att empiriskt belägga huruvida en annan uppläggning och inriktning av stödet skulle öka dess effektivitet. Vad som kan konstateras är att insatserna i rådgivningsprogrammet Greppa Näringen ger ett samhällsekonomiskt överskott givet den nuvarande utformningen. Det är möjligt att en annan inriktning (fokus på gårdar med viss produktionsinriktning) skulle ge ännu större effekt. Med nuvarande dataunderlag går det emellertid inte att avgöra om så är fallet.

Förslag till förbättringar av uppföljning och indikatorer gällande påverkan på miljömålen

Ett förslag till förbättring är att säkerställa att uppgifter på företagsnivå om de miljörelaterade indikatorerna finns i framtiden och samlas in under programmets gång för samtliga kompetensutvecklingsåtgärder.

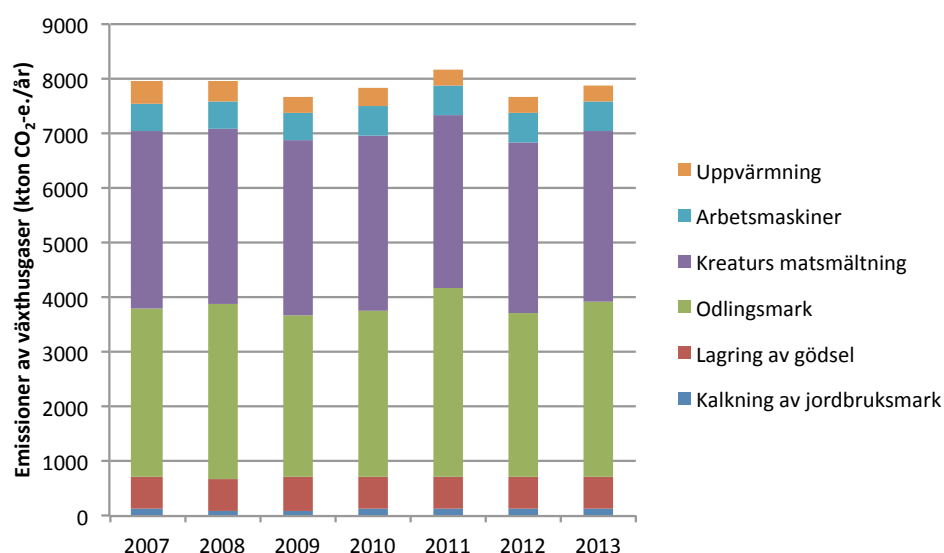
4 Åtgärderna 121, 123, 311 och 312: Klimatåtgärder

År 2013 uppgick Sveriges emissioner av växthusgaser till 55,8 miljoner ton CO₂-ekvivalenter exklusive utrikes transporter och LULUCF (land use, land use change and forestry) (Naturvårdsverket 2015a). Emissionerna från jordbrukssektorn, inklusive dess energianvändning, uppgick samtidigt till 7,9 miljoner ton vilket motsvarar cirka 15 % av de nationella emissionerna (Naturvårdsverket 2015b).

Här ingår emissioner från förbränning av fossila bränslen för uppvärmning och drift av arbetsmaskiner men också biogena emissioner från kreaturs matsmältning, hantering av gödsel och odling av mark. Däremot ingår inte produktion av elektricitet, fjärrvärme och insatsvaror. Som jämförelse beräknar Jordbruksverket (2012a) att produktionen av insatsvaror motsvarar cirka 1 miljon ton CO₂-ekvivalenter vilket kan jämföras med den direkta energianvändningen som i samma studie beräknades bidra med 1,2 miljoner ton CO₂-ekvivalenter.

Jämfört med situationen år 2007 har emissionerna minskat med cirka 1 % eller 83 000 ton CO₂-ekvivalenter, se också figur 4.1. Observera att uppgifterna i Naturvårdsverket (2015b) inte är helt jämförbara med uppgifterna i Naturvårdsverket (2015a) eftersom de bygger på en något uppdaterad metod. Under den analyserade perioden har emissioner från kreaturs matsmältning minskat något på grund av färre djur. Samtidigt har emissionerna från marken ökat på grund av en ökad tillförsel av kväve. Emissioner av växthusgaser från förbränning i stationära anläggningar har minskat med cirka 30 % samtidigt som emissionerna från arbetsmaskiner ökat med cirka 5 %.

Sammantaget är det dock emissioner av lustgas från odlingsmark samt emissioner av metan från kreaturs matsmältning som dominerar jordbrukssektorns emissioner av växthusgaser.



Figur 4.1. Emissioner av växthusgaser från jordbrukssektorn (Naturvårdsverket 2015b).

I landsbygdsprogrammet konstateras att klimatet är en stor utmaning för hela samhället och att de areella näringarna är en del av problemet och en del av lösningen. Bland de behov och utmaningar som identifierats där anges till exempel behovet av att minska jordbrukets utsläpp av växthusgaser, öka energieffektiviseringen, förstärka och utveckla produktionen av förnybar energi och på andra sätt påskynda landsbygdens anpassning till ett förändrat klimat (Landsbygdsdepartementet 2012).

I samband med hälsokontrollen av den gemensamma jordbrukspolitiken har Europeiska Unionens råd också valt att omfördela medel (så kallad modulering) för att bland annat möta utmaningar med anledning av klimatförändringar och behov av energiomställning (Jordbruksverket 2015a). Därmed har fokus och resurstilldelning för åtgärder inom dessa områden ökat under programmets gång.

När det gäller klimatåtgärder har temagruppen att svara på den programspecifika utvärderingsfrågan PSEQ 20B: *Vad kan man lära sig av hur klimatåtgärder fungerat när det gäller utvärderingen och utformningen av klimatåtgärder i framtida program?*

Som framgår av kapitel 2 är frågeställningen avgränsad till åtgärd 121 och 123 inom axel 1 samt åtgärd 311 och 312 inom axel 3. Då tidigare studier visat att stöd till biopannor och biogas svarar för en stor del av beviljade medel har utvärderarna också fått i uppdrag att fokusera särskilt på dessa åtgärder. För dessa åtgärder var uppdraget också att identifiera eventuella skillnader mellan beviljade och utbetalda medel med det primära syftet att kunna svara på varför vissa projekt förändrats eller inte blivit av.

Klimatrelaterade indikatorer och mål

Utvärderingen av de åtgärder som presenteras ovan baseras i huvudsak på de indikatorer och mål som anges i landsbygdsprogrammet. För flera åtgärder används samma indikatorer men det finns också vissa skillnader. De indikatorer som bedöms vara relevanta för klimatåtgärder presenteras kortfattat nedan tillsammans med vår tolkning av dessa.

Åtgärdens bidrag till att förhindra en klimatförändring

Rubricerad indikator används som en EU gemensam respektive programspecifik effektindikator för åtgärd 121. Dels för perioden 2007 – 2013 och dels för modulerande medel 2010 – 2013.

För den gemensamma effektindikatorn är målet uttryckt i ton oljeekvivalenter vilket är en energienhet (Naturvårdsverket 2016). Den programspecifika indikatorn har istället ett mål uttryckt i ton CO₂-ekvivalenter. Antalet CO₂-ekvivalenter är dock baserade på samma mängd oljeekvivalenter som den gemensamma indikatorn. Det bör dock påpekas att konverteringen mellan oljeekvivalenter och CO₂-ekvivalenter inte tycks vara baserad på samma energibärare. För perioden 2007 – 2013 används 2,3 ton CO₂-ekv./ton oljeekvivalent vilket motsvarar cirka 200 gram/kWh. För de modulerande medlen används istället 3,1 ton CO₂-ekv./ton oljeekvivalent vilket motsvarar cirka 270 gram/kWh. Dessa emissioner stämmer väl överens med förbränning av naturgas respektive eldningsolja om produktion och distribution inte inkluderas (Gode m.fl. 2011).

Den högre emissionsfaktorn skulle kunna tyda på en förväntan om att de modulerande medlen ska finansiera andra typer av åtgärder som i högre grad reducerar emissionerna av växthusgaser. Alternativt har det i programmets senare del gjorts en bedömning om att den högre emissionsfaktorn bättre speglar förhållandena i Sverige. Huruvida det är på det sättet eller om det finns någon annan förklaring har dock inte gått att identifiera inom denna studie.

Därutöver finns en programspecifik resultatindikator som också avser åtgärdens bidrag till att förhindra en klimatförändring men där målet är att det ska planteras ett visst antal hektar fleråriga energigrödor.

Antal företag som vidtagit någon form av klimatåtgärd

Rubricerad indikator är en resultatindikator inom de modulerande medlen för åtgärd 121 där målet är ett visst antal företag. Vad som avses med en klimatåtgärd definieras inte men här görs bedömningen att det dels avser faktiska investeringar men också kunskapsuppbyggnad och andra typer av förutsättningsskapande åtgärder.

Åtgärdens bidrag till att öka produktionen av förnybar energi

En ökad produktion av förnybar energi återkommer som programspecifik resultatindikator inom flera åtgärder med avseende på de modulerande medlen. I samtliga fall anges målet i TWh och i något fall specificeras att en del av produktionen ska bestå av biogas.

Här görs bedömningen att indikatorn dels omfattar åtgärder som leder till en ökad produktion och användning av förnybara energibärare på enskilda jordbruksföretag men också produktion av förnybara energibärare som används utanför respektive gård. Därmed inkluderas till exempel en konvertering av oljepannor till biobränslepannor eller produktion av kraftvärme från biogas som produceras i den egna gårdsanläggningen men också produktion av pellets eller biogas för vidare leverans till annan användare.

Åtgärdens bidrag till att minska utsläppen av växthusgaser

För de båda åtgärderna inom axel 3 finns slutligen en indikator om att minska utsläppen av växthusgaser. Målet anges som ton CO₂-ekvivalenter varav en del ska vara kopplade till biogas. Här finns inte en uttalad koppling till energi på samma sätt som för indikatorn om att förhindra en klimatförändring. Sett till de emissionsminskningar som anges tycks det dock finnas en relation till indikatorn om att producera förnybar energi där den förnybara energin i så fall ska antas ersätta eldningsolja.

Samlad bedömning

Baserat på de indikatorer och mål som presenterats ovan görs bedömningen att de klimatåtgärder inom landsbygdsprogrammet som bidrar till att uppfylla respektive mål i huvudsak är energirelaterade. Det bör dock poängteras att det saknas en närmare definition av respektive indikator och i vissa fall används olika emissionsfaktorer. Därmed är det möjligt att de antaganden som gjorts här inte till fullo överensstämmer med intentionerna i programmet.

Givet hur indikatorer och mål har formulerats görs bedömningen att dessa i huvudsak avser en minskad användning av fossila energibärare alternativt en ökad användning av förnybara energibärare som i förekommande fall antas ersätta fossila bränslen.

Däremot görs bedömningen att insatser som syftar till att behålla en existerande användning av förnybara energibärare primärt inte bidrar till att uppfylla målen. Det innebär till exempel att effekterna av att ersätta en gammal biobränslepanna med en ny inte inkluderas. Det skulle dock kunna argumenteras att utan stöd hade existerande biobränslepannor istället ersatts av oljepannor.

Slutligen görs bedömningen att indikatorerna om att minska utsläppen av växthusgaser också kan omfatta andra utsläppsminskningar som till exempel minskade emissionerna av metan från stallgödsel.

Jordbrukssektorns energianvändning

Den direkta energianvändningen inom jordbruket består bland annat av drivmedel till arbetsmaskiner, bränslen för uppvärmning av växthus, ekonomibyggnader och torkar samt elektricitet för belysning och drift av diverse elektrisk utrustning.

Jordbrukets användning av energi har redovisats i olika studier de senaste åren. Resultatet mellan studierna varierar dock vilket delvis kan förklaras av att de avser olika år men också för att de använder olika metod och urval. Energimyndigheten (2014) har till exempel genomfört en enkätstudie vars resultat redovisas i tabell 4.1. Baserat på denna studie uppgick jordbrukets energianvändning till 6,1 TWh år 2013. Här ingår dock inte energianvändningen i bostäder och växthus. Däremot ingår sidoverksamheter som till exempel turism.

I underlagen till Naturvårdsverket (2015a) anges att jordbruk och skogsbruk använder cirka 6,7 TWh bränsle för uppvärmning (exklusive elektricitet och fjärrvärme) och som drivmedel. Närmare 70 % av energianvändningen är drivmedel som används i arbetsmaskiner. Baserat på Naturvårdsverket (2015a) används 45 % av drivmedlen i jordbrukssektorn.

Som jämförelse har Jordbruksverket (2010a) beräknat energianvändningen inom jordbruket till 4,4 TWh år 2010. Här ingår också energianvändningen i växthus (0,7 TWh). Denna studie baseras på åtgångstal för djurhållning och växtodling samt urvalsundersökningar för växthus. När det gäller växthusodling görs också specifika enkätundersökningar vart tredje år. Baserat på dessa använde de svenska växthusen cirka 0,6 TWh år 2014, se också tabell 4.2.

Baserat på uppgifterna i tabell 4.1 och 4.2 uppgår energianvändning i jordbrukssektorn och svensk växthusodling till cirka 6,7 TWh inklusive 1,6 TWh elektricitet och fjärrvärme. Den totala energianvändningen är ungefär den samma idag som när landsbygdsprogrammet inleddes. Användningen av fossila bränslen för uppvärmningsändamål har dock minskat med drygt 30 % inom jordbrukssektorn och 15 % för växthusodling.

Tabell 4.1. Energianvändning i jordbrukssektorn (exklusive bostäder och växthus)
(Energimyndigheten 2014)

	2007 (GWh)	2013 (GWh)
Eldningsolja	567	479
Ved, flis, bark och spån	803	951
Pellets, briketter och träpulver	43	51
Spannmål	53	66
Halm	248	299
Övriga biobränslen (torv)	8	
Gasol och naturgas	4	18
Elektricitet	1 376	1 448
Övriga bränslen för uppvärmning	6	7
Bensin och diesel	2 892	2 754
Biodrivmedel	38	36
Summa	6 038	6 109

Tabell 4.2. Energianvändning i svensk växthusodling (Jordbruksverket 2015b)

	2008 (GWh)	2014 (GWh)
Eldningsolja	264	72
Naturgas	132	87
Gasol	21	4
Torv	0,2	4
Ved, bark, flis och spån	108	233
Pellets och briketter	19	50
Halm	6	6
Fjärrvärme	45	56
Berg- och jordvärme*		5
Elektricitet	105	83
Annat		2
Summa	701	602

* Avser elektricitet till värmepumpar

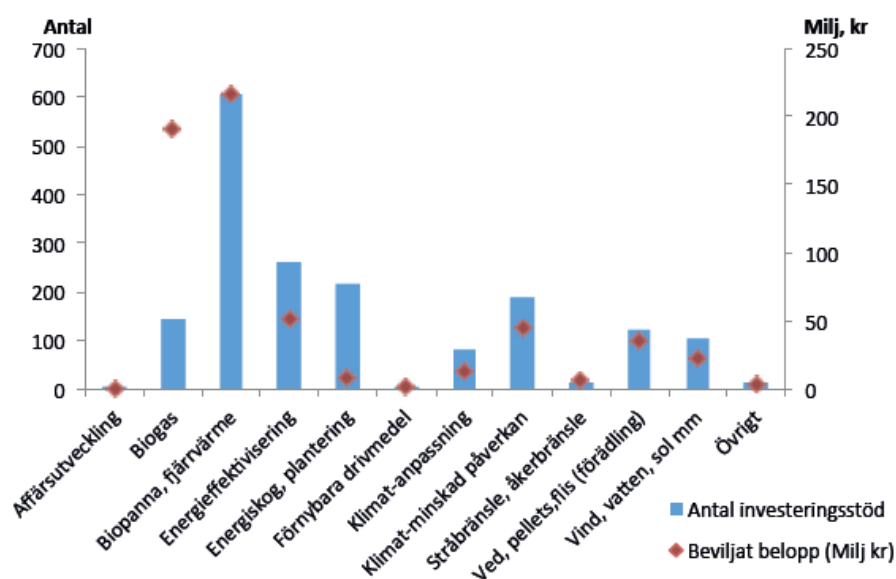
Identifierade klimatåtgärder inom landsbygdsprogrammet

I en studie av Niemi Hjulfors m.fl. (2015) har drygt 2 300 beviljade insatser inom landsbygdsprogrammet 2007 – 2013 identifierats som på olika sätt har anknytning till förnybar energi och klimat. Det rör sig till exempel om investeringar i biogas, biopannor, energieffektivisering och plantering av fleråriga energigrödor. Därmed har den absoluta merparten av de identifierade insatserna varit energirelaterade vilket också stämmer överens med vår tolkning av de klimatrelaterade indikatorerna och målen. Samtidigt kan det konstateras att ytterst få insatser haft det primära syftet att minska användningen av diesel trots att det används betydligt mer fossil energi för att driva arbetsmaskiner än att producera värme.

Totalt har närmare 900 miljoner kr beviljats och merparten av medlen har gått till investeringsstöd. Ungefär en tredjedel av medlen har dock varit projektstöd till affärsutveckling, förstudier och kunskapsuppbyggnad med mera. Sett till beviljade investeringsstöd är det investeringar i biopannor och därefter biogas som dominerar, se också figur 4.2.

De insatser som identifierats av Niemi Hjulfors m.fl. (2015) har i varierande grad varit konkreta klimatåtgärder. Flera insatser består dock av ett större projekt där klimatinsatsen är en del. Det kan till exempel handla om modernisering eller utbyggnad av stallar där lantbrukaren också installerar en fastbränslepanna för att ersätta en äldre oljepanna. Därmed är summan som uteslutande gått till klimatåtgärder sannolikt överskattad. Samtidigt kan det finnas andra insatser som inte identifierats här men som ändå är av betydelse för de areella näringarnas klimatpåverkan, förutsättningar för att producera förnybar energi och anpassa sig till ett förändrat klimat.

Det bör också påpekas att de åtgärder som presenteras i figur 4.2 avser beviljade projekt och inte slutbetalda projekt. I den mån vissa projekt inte genomförts som planerat kan utfallet därmed vara något överskattat. Baserat på resultatet i Niemi Hjulfors m.fl. (2015) har Jordbruksverket gett utvärderarna i uppdrag att särskilt fokusera på stöd till biogas och biopannor.



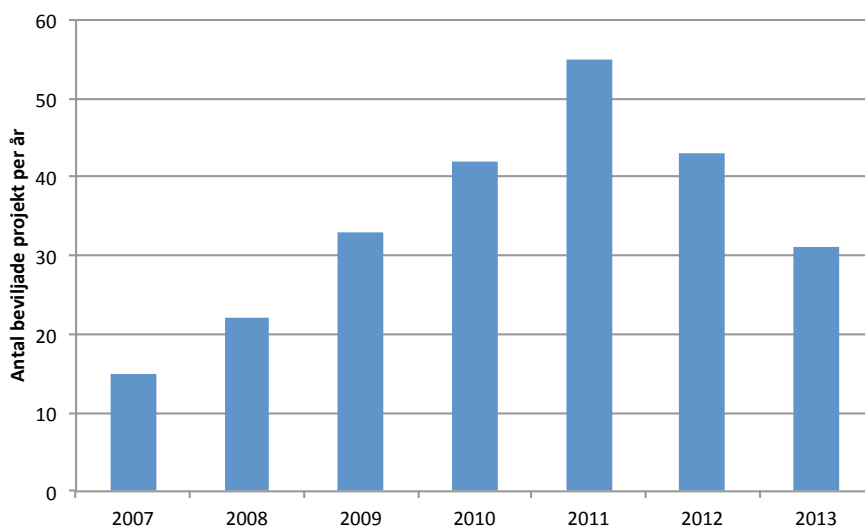
Figur 4.2. Antal beviljade investeringsstöd samt beviljat belopp under 2007 – 2013 uppdelat per insatskategori (Niemi Hjulfors m.fl. 2015).

4.1 Biogas i landsbygdsprogrammet 2007 – 2013

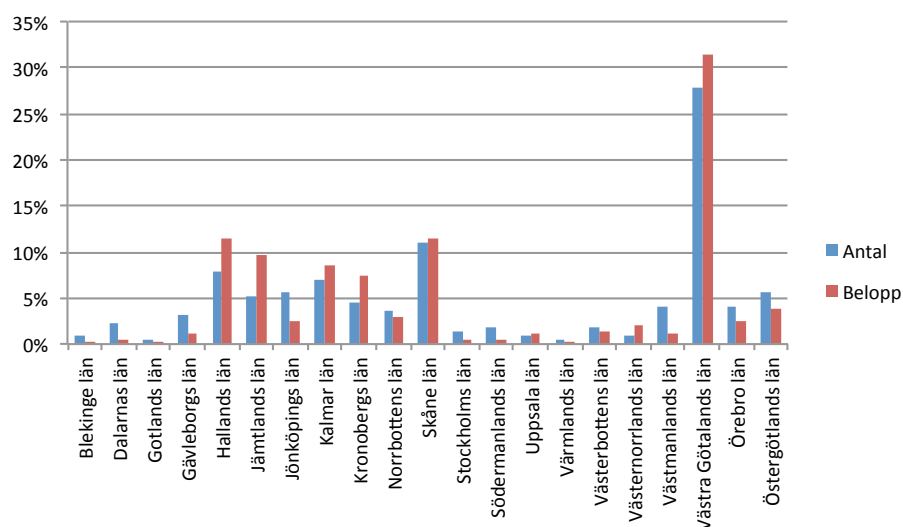
I det material som tillhandahållits av Jordbruksverket har 268 biogasrelaterade insatser identifierats med beviljade stöd på närmare 258 miljoner kr. Av de beviljade insatserna hade 240 registrerats som slutbetalda den 14 oktober 2015. Dessa insatser hade beviljats 193 miljoner kr och 182 miljoner kr hade utbetalts.

Fortsättningsvis baseras beräkningar och figurer på de 240 slutbetalda projekten. Det kan innebära en viss underskattning av utfallet eftersom vissa projekt kan vara genomförda men ännu inte slutbetalda. Det kan också finnas andra projekt som påverkar förutsättningarna för produktion och användning av biogas men som inte nämner biogas i projektbeskrivning eller liknande. Dessa har därför inte identifierats här och inkluderas därmed inte i analysen.

I figur 4.3 redovisas hur de slutbetalda insatserna fördelas över programperioden och i figur 4.4 visas hur insatserna fördelas över landet. Där framgår till exempel att Västra Götaland dominerar med cirka 30 % av de beviljade insatserna sett till såväl antal som belopp. Utöver dessa har 14 insatser om totalt 16,5 miljoner kr hanterats av Jordbruksverket.



Figur 4.3. Antal slutbetalda insatser inom biogas fördelat på ansökningsår



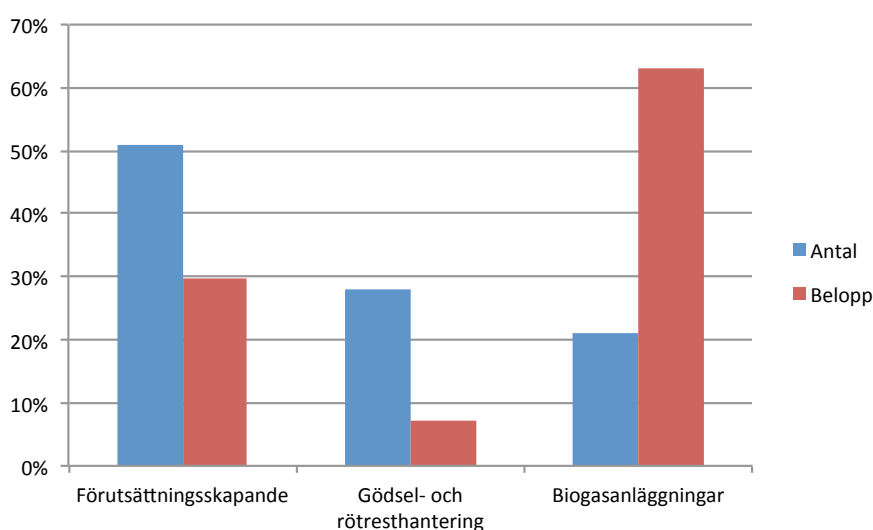
Figur 4.4. Geografisk fördelning av beviljade insatser inom biogas med avseende på antal och beviljat belopp

I föreliggande studie har stöden till biogas också delats in i tre olika kategorier baserat på deras projektbeskrivning, se figur 4.5.

Förutsättningsskapande insatser inkluderar bland annat olika typer av förstudier, rådgivning och samverkansprojekt av olika slag. Som visas i figur 4.5 inkluderar den här gruppen ungefär hälften av alla identifierade stöd till biogas.

Gödsel- och rötresthantering inkluderar i huvudsak investeringar för att kunna leverera gödsel till en biogasanläggning och/eller ta emot biogödsel från en biogasanläggning. Det kan till exempel vara stöd till brunnar, tak eller gårdsinvesteringar för att möjliggöra en effektiv gödselhantering.

Biogasanläggningar omfattar slutligen stöd till investeringar i ny- eller ombyggnation av biogasanläggningar samt i vissa fall gasmotorer och uppgraderingsanläggningar med mera. Dessa investeringar svarar för 20 % av insatserna men över 60 % av det beviljade beloppet.



Figur 4.5. Kategorisering av slutbetalda stöd till biogas

I tabell 4.3 redovisas hur de slutbetalda insatserna är fördelade mellan olika åtgärder. Där framgår tydligt att stöd till biogas i huvudsak kanaliseras via stöd till modernisering (åtgärd 121) inom axel 1 och diversifiering (åtgärd 311) inom axel 3.

Tabell 4.3. Fördelning av slutbetalda biogasinsatser per åtgärd

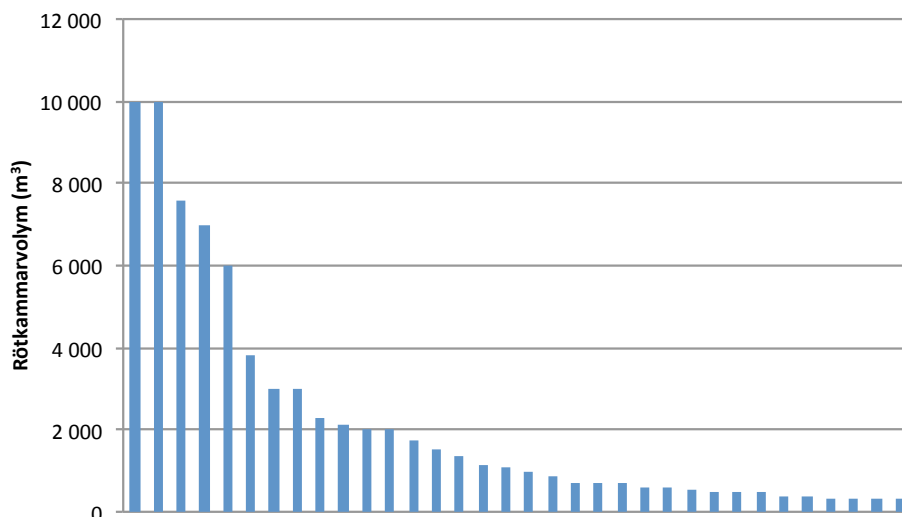
	Antal	Summa
AXEL 1	106	70 914 754
Förädlingsstöd	1	386 922
Infrastruktur	1	35 000
Kompetensutveckling axel 1	8	2 906 401
Kompetensutveckling axel 1, modulering	3	5 062 072
Modernisering av jordbruksföretag	23	8 500 941
Modernisering av jordbruksföretag - Biogas	23	32 260 725
Modernisering av jordbruksföretag, modulering	44	19 218 876
Samarbete gröna näringen	3	2 543 817
AXEL 3	119	119 090 867
Byutveckling	1	60 000
Diversifiering	26	16 298 433
Diversifiering - Biogas	24	56 284 375
Diversifiering, modulering	47	29 791 202
Kompetensutveckling axel 3	7	1 012 960
Mikroföretag	9	1 919 433
Mikroföretag - Biogas	3	13 387 964
Mikroföretag, modulering	1	124 000
Natur och kulturarv	1	212 500
AXEL 4	15	3 446 783
Konkurrenskraft jord och skog	10	2 414 854
Miljö och landskap	5	1 031 929
Totalsumma	240	193 452 404

I föreliggande studie analyseras utfallet av klimatåtgärderna inom åtgärd 121, 123, 311 och 312. Inom dessa åtgärder finns bland annat mål om att bidra till att förhindra en klimatförändring, minska emissioner av växthusgaser och öka produktionen av förnybar energi. Här analyseras därför hur investeringar i biogasanläggningar påverkar dessa mål. Stöden till förutsättningsskapande insatser såväl som till investeringar i gödsel- och rötresthantering kan även de ha stor indirekt betydelse för biogasens utveckling inom jordbrukssektorn. Dessa effekter har dock inte analyserats vidare här.

Produktion av biogas

Av de 240 slutbetalda insatserna avser 50 stycken stöd till biogasanläggningar. Baserat på uppgifter tillhandahållna av Jordbruksverket har 35 stycken av dessa ansökt om inkludering i gödselgasstödet⁴. Ett av företagen har dock inte gett tillräckligt med uppgifter för att kunna utvärderas vidare och inkluderas därför inte i de fortsatta beräkningarna. Den totala rötkammarvolymen för de kvarvarande företagen är cirka 75 000 m³ och varierar från 300 till 10 000 m³, se figur 4.6.

4 För mer information om gödselgasstödet, se Jordbruksverket (2016b).



Figur 4.6. Rötkammarvolym för de företag som sökt inkludering i gödselgasstödet

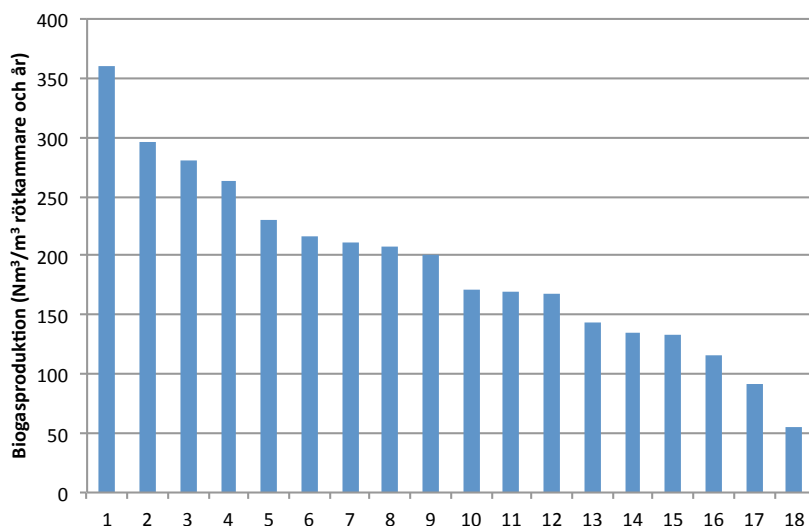
Den rapporterade produktionen av biogas uppgår till cirka 81 GWh biogas år 2014.⁵ Som jämförelse anger Energimyndigheten (2015b) att de svenska gårdsanläggningarna producerade 44 GWh under samma år. Sannolikt kan skillnaden åtminstone delvis förklaras av att vissa anläggningar som fått stöd inom landsbygdsprogrammet är så stora att de troligen inte kategoriseras som gårdsanläggningar.

Det kan också konstateras att gasproduktionen varierar betydligt mellan de olika anläggningarna. Detta beror sannolikt på att substratmixen kan variera. En anläggning som endast rötar stallgödsel får till exempel en lägre gasproduktion per ton våtvikt än en anläggning som också rötar olika typer av avfall och restprodukter. Biogaspotentialen för olika typer av slakteriavfall kan till exempel vara cirka 500 – 2 000 kWh/ton att jämföra med biogaspotentialen för flytgödsel på 120 – 150 kWh/ton beroende på om det är nöt- eller svingödsel (Carlsson och Uldal 2009, Tufvesson m.fl. 2013). Vissa anläggningar kan också vara i uppstartsfasen eller ha andra typer av driftsproblem som leder till att produktionen blir lägre än vad som skulle kunna förväntas.

Generellt använder anläggningarna dock en hög andel gödsel. Drygt 60 % av anläggningarna uppger att man endast rötar gödsel och övriga använder minst 75 % gödsel räknat som våtvikt. Av den totala mängden substrat svarar gödsel för cirka 96 % av den tillförda våtvikten.

För de anläggningar som endast använder gödsel och som inte uppenbart varit i uppstartsfasen varierar den rapporterade biogasproduktionen mellan 55 och 361 Nm³ per m³ rötkammare och år, se figur 4:7. Som jämförelse skulle en anläggning som rötar flytgödsel från svin eller nöt med en bedömd biogasproduktion på 18 – 22 Nm³/ton och en uppehållstid på 25 dygn ha en biogasproduktion på cirka 260 - 320 Nm³/m³ och år. Flertalet anläggningar tycks därför ha möjlighet att öka biogasproduktionen ytterligare.

⁵ Företagen uppger att produktionen av biogas uppgår till 11,4 miljoner Nm³ och här antas att metaninnehållet är 60 %. Därutöver anger några bolag en elproduktion på 3,7 GWh och här antas att den elektriska verkningsgraden är 30 % (Tufvesson m.fl. 2013).



Figur 4.7. Beräknad biogasproduktion per m³ röt-kammare och år

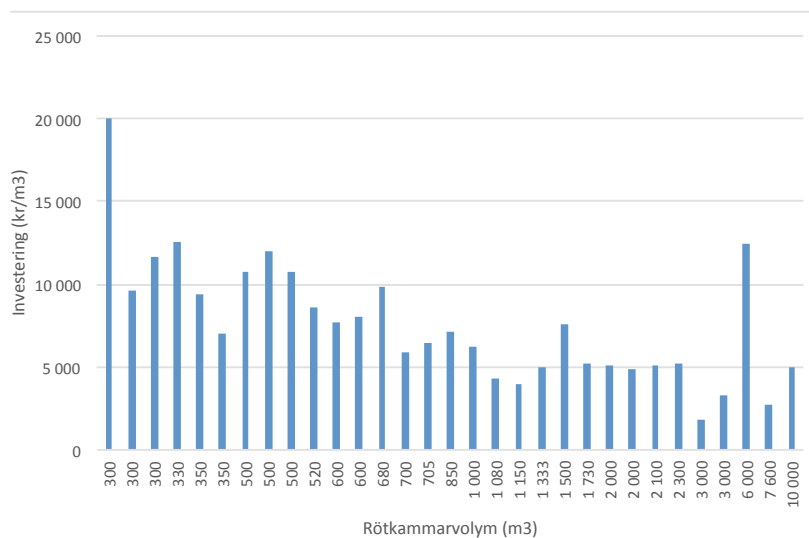
Investeringsnivåer och stödbelopp för biogasanläggningar

Som beskrivits tidigare har landsbygdsprogrammet stöttat olika typer av biogas-satsningar där stödbeloppen varierat betydligt. När det gäller stöd till investeringar i biogasanläggningar varierar det faktiskt utbetalda stödbeloppet mellan 0,6 och 11,1 miljoner kr. Totalt uppgår stödet till investeringar i biogasanläggningar till 89,8 miljoner kr.

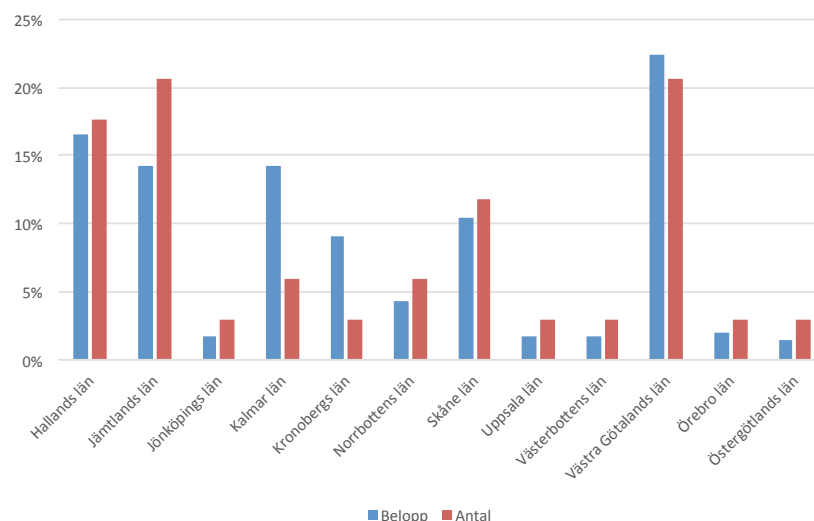
I figur 4.8 redovisas investeringsnivån per m³ röt-kammare för 31 av de 34 insatser som fått stöd inom programmet. De tre insatser som exkluderats har i ett fall angett att stödet avser en uppgradering av befintlig anläggning, i ett fall att stödet avser en uppgraderingsanläggning och i det tredje fallet bedöms investeringen här som orimligt låg. Sannolikt avser även denna ansökan en uppgradering eller delinvestering i en anläggning.

Med dessa undantag uppgår investeringen till cirka 7 600 kr/m³ röt-kammare i genomsnitt. Observera att de kostnader som anges i figur 4.8 baseras på de ansökningar som skickats in utan någon ytterligare bearbetning. I vissa fall innebär det att investeringen endast avser biogasanläggningen som sådan. I andra fall består investeringen av biogasanläggning såväl som kraftvärmeenhet eller uppgraderingsanläggning. Investeringsnivåerna är därmed inte helt jämförbara med varandra men ger ändå en fingervisning om vilka investeringar en biogassatsning för med sig.

I figur 4.9 visas hur investeringarna fördelas över landet och där framgår till exempel att 20 % av anläggningarna återfinns i Jämtland respektive Västra Götalands län. Anläggningarna i Jämtland är också de enda som fått ett investeringsstöd på 50 %. För övriga varierar stödet mellan 15 – 30 %. Värt att notera är också att det endast är 12 län där det byggts anläggningar att jämföra med de 21 län som fått någon typ av biogasstöd.



Figur 4.8. Investering per m³ rötkammare inklusive, i förekommande fall, kraftvärmeenhet och uppgraderingsanläggning



Figur 4.9. Biogasanläggningarnas geografiska fördelning över landet

Klimat effekter vid produktion av biogas

Produktion av biogas kan ge upphov till direkta såväl som indirekta klimatkänsligheter. Direkta effekter kan till exempel vara emissioner kopplade till den elektricitet och värme som används för att driva processen eller metanläckage från anläggningen. Indirekta effekter sker uppströms eller nedströms biogasanläggningen och inkluderar till exempel alternativ substrathantering och att rötrest kan ersätta mineralgödsel. Direkta såväl som indirekta effekter beror i stor utsträckning på vilket substrat som biogasproduktionen baseras på. Som beskrivits tidigare är de identifierade anläggningarna som fått stöd inom landsbygdsprogrammet i mycket stor utsträckning baserade på gödsel. Följande beräkningar baseras därför på gödselbaserad produktion av biogas.

Konventionell hantering av stallgödsel ger upphov till emissioner av växthusgaser från lagring såväl som spridning. Emissionernas omfattning påverkas av gödselns sammansättning, lagrens utformning samt på vilket sätt gödseln sprids. Om gödseln används för produktion av biogas förändras dess egenskaper och den kan också komma att hanteras på ett annat sätt.

För att analysera klimateffekterna av att producera biogas från gödsel är det därmed nödvändigt att inte bara inkludera biogassystemet som sådant utan också den gödselhantering som annars hade skett och som nu ersätts.

Då biogasanläggningarna som finansierats inom landsbygdsprogrammet producerar såväl elektricitet och värme som fordonsgas beräknas klimatnyttan av biogasproduktionen för båda dessa alternativ. Produktionen av kraftvärme antas ske vid en gårdsbaserad anläggning som enbart rötar gödsel från den egna gården och fordonsgas antas bli producerad vid en samrötningsanläggning som rötar gödsel från ett större antal gårdar. I praktiken kan dock de olika biogassystemens utformning variera betydligt.

I Tufvesson m.fl. (2013) presenteras en miljöanalys för gödselbaserad biogas där biogasproduktionen baseras på den svenska gödselmixen från nöt och svin. Det innebär närmare 80 % flytgödsel, 13 % fastgödsel och 9 % djupströ räknat som våtvikt. Sett till produktionen av biogas svarar fastgödsel och djupströ för ungefär 20 % vardera. Här baseras beräkningarna i huvudsak på samma metod och data som i Tufvesson m.fl. (2013) men djupströ exkluderas ur gödselmixen då det bedöms vara relativt ovanligt att biogasanläggningar använder sådan gödsel idag. I tabell 4.4 nedan redovisas den antagna gödselsammansättningen för produktion av 1 GWh biogas oavsett anläggningstyp.

Tabell 4.4. Antagen gödselsammansättning för produktion av en GWh biogas (Tufvesson m.fl. 2013).

	Våtvikt (ton)	TS (%)	VS (%)	NH ₄ -N* (kg/ton)	N-tot* (kg/ton)	B ₀ (Nm ³ /ton VS)	Metanutbyte (Nm ³ /ton TS)
Flytgödsel – nöt	4 223	8,3	6,6	1,9	3,8	225	160
Fastgödsel – nöt	828	20	16	2,9	7,2	225	150
Flytgödsel – svin	1 628	5,8	4,6	2,6	3,6	421	200
Fastgödsel – svin	63	22,6	18,1	4,6	11,4	421	180

* Före lagringsförluster

Bakgrundsdata, referenser och antaganden framgår om inget annat nämns i Tufvesson m.fl. (2013) men sammanfattas också i korthet här. Inledningsvis redovisas antagandena som görs för den konventionella hanteringen av gödsel som sker innan biogassystemet introduceras. Därefter presenteras antagandena för biogassystemen.

Konventionell hantering av stallgödsel

Emissioner av växthusgaser från konventionell hantering av gödsel består i huvudsak av metan och lustgas från lagring och spridning av gödsel. Därutöver uppstår en del emissioner av koldioxid vid förbränning av diesel vid transport och spridning. Tillförseln av kol från gödsel bidrar också till en uppbyggnad av markkol.

Lagring av stallgödsel

Lagring av gödsel ger upphov till växthusgaser i form av metan och lustgas. Emissioner av metan uppstår när det organiska materialet i gödseln bryts ned under syrefria förhållanden och påverkas dels av mängden organiskt material och dess sammansättning samt hur gödseln har hanterats. I den svenska klimatrappporteringen beräknas emissionerna av metan för respektive gödselslag och hanteringssystem med ekvation 1 nedan.

$$\text{CH}_4 = \text{VS} \cdot \text{B}_0 \cdot 0,67 \cdot \text{MCF} \quad [\text{Ekvation 1}]$$

CH_4 = emissioner av metan (kg)

VS = mängden organiskt material (VS) i gödsel (kg)

B_0 = maximal metanproduktion ($\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg VS}$)

MCF = metankonverteringsfaktor (%)

Maximal metanproduktion för gödsel från mjölkcor, övriga nöt och svin anges av Naturvårdsverket (2015a) till 0,24 och 0,18 respektive 0,45 $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg VS}$. Metankonverteringsfaktorn som anger hur stor andel av metanet som faktiskt produceras anges till 1 – 17 % beroende på hanteringssystem för gödseln. Här baseras beräkningarna på flytgödsel och fastgödsel med en antagen konverteringsfaktor på 3,5 % respektive 2 %.

Utöver metan kan lagring av gödsel också ge upphov till lustgas. Denna bildas genom nitrifikation (en aerob process) och denitrifikation (en anaerob process). För att lustgas ska bildas krävs därför kväve, lättillgängligt kol samt en miljö som är omväxlande aerob och anaerob. Andelen kväve som avgår i form av lustgas vid lagring av fast- och flytgödsel sätts här till 0,5 % (Naturvårdsverket 2015a).

För utförligare resonemang och bakgrundsinformation om växthusgasemissioner från lagring av gödsel se till exempel Naturvårdsverket (2015a), IPCC (2006) och Tufvesson m.fl. (2013).

Utöver emissioner av metan och lustgas kan lagring av gödsel också ge upphov till emissioner av ammoniak. Här sätts emissionerna av ammoniak till 3 % respektive 4 % av mängden totalkväve i flytgödsel från nöt och svin. Dessa antaganden bygger på att gödseln lagras under svämtäcke. När det gäller fastgödsel sätts emissionerna av ammoniak till 20 % av totalkvävet. Slutligen antas att det uppstår en indirekt lustgasbildning där 1 % av $\text{NH}_3\text{-N}$ konverteras till $\text{N}_2\text{O-N}$ (IPCC 2006).

Transport och spridning av stallgödsel

Vid transport och spridning av gödsel används traktorer med en antagen dieselförbrukning på 3 kWh/ton flytgödsel och 3,6 kWh/ton fastgödsel.

Därutöver antas att 10 % av den tillförda mängden ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$)⁶ avgår i form av ammoniak vilket i sin tur ger upphov till indirekta emissioner av lustgas på samma sätt som beskrivits ovan. Därutöver ger tillförseln av kväve upphov till direkta emissioner av lustgas motsvarande 1 % av kvävetillförseln (Naturvårdsverket, 2015a). Detta är ett avsteg från metoden i Tufvesson m.fl. (2013) där lustgasemissionen sattes till 2,5 % baserat på den emissionsfaktor som användes av Naturvårdsverket vid det tillfället.

⁶ Här avses även det kväve som föreligger som ammoniak i gödseln.

Slutligen antas att 16 % av det kol som tillförs marken via gödsel binds in som stabilt markkol. För ett utförligare resonemang se Tufvesson m.fl. (2013).

Produktion av biogas

Som beskrivits ovan genomförs beräkningarna för två typer av biogassystem. Ett gårdsbaserat där biogasen används för produktion av kraftvärme och ett större där gödsel från flera gårdar rötas i samma anläggning. I det senare fallet antas att biogasen avsätts som fordonsgas. I båda fallen antas dock att produktionen av biogas sker i omrörda tankar i en process av typen CSTR (continuous stirred tank reactors).

Lagring av gödsel på gården

Oavsett vilket biogassystem som avses antas det ske en viss lagring av gödsel på gården innan gödseln kommer in i biogasanläggningen. När det gäller flytgödsel antas att lagringstiden är så kort att dessa emissioner kan försummas. För fastgödsel inkluderas dock 10 % av de emissioner som uppstår vid konventionell lagring av fastgödsel.

Transporter av gödsel och rötrest inom biogassystemet

Gödsel och rötrest kan transporteras på väg med lastbil eller traktor alternativt pumpas till och från anläggningen. Vilken lösning som väljs kan variera mellan olika anläggningar. Här antas att flytgödsel och rötrest transporteras på lastbil som lyfter 35 ton och har en drivmedelsförbrukning på 4 respektive 5 kWh/km vid tom respektive full transport. Det antas också att fastgödsel transporteras med ekipage som lyfter 15 ton och har en drivmedelsförbrukning på 3,5 kWh/km inklusive tomma returer. Därutöver tillkommer drivmedel för lastning och lossning som sätts till 0,5 kWh/ton för flytgödsel och rötrest samt 0,3 kWh/ton för fastgödsel.

Transportavståndet kan variera betydligt mellan olika anläggningar men sätts här till 20 km enkel väg.

Produktion av biogas

Behovet av processvärme sätts här till 25 kWh/ton substrat vid de anläggningar där biogasen ska avsättas som fordonsgas och 30 kWh/ton där biogasen ska avsättas för produktion av kraftvärme. När det gäller elektricitet sätts förbrukningen till 8 respektive 7 kWh/ton våtvikt beroende på om biogasen avsätts som fordonsgas eller för produktion av kraftvärme.

Beräkningarna baseras alltså inte på anläggningsspecifika data utan schabloner baserade på den litteraturgenomgång som presenteras i Tufvesson m.fl. (2013). Den skillnad i energianvändning som anges där är dock primärt baserad på anläggningsstorlek och inte hur biogasen avsätts. Här görs dock antagandet att fordonsgas i första hand produceras i större samrötningsanläggningar och kraftvärme i mindre gårdsanläggningar. Vid produktion av fordonsgas antas att värmen produceras i en flispanna och vid produktion av kraftvärme antas att värmen tas från gasmotorn. Emissionerna från den elektricitet som används baseras på svensk elmix.

Produktion och distribution av fordonsgas

I de fall biogasen ska avsättas som fordonsgas måste den uppgraderas och på samma sätt som i Tufvesson m.fl. (2013) antas att detta sker med en vattenskrubber vilket är den vanligaste lösningen i Sverige. För utförligare information om olika uppgraderingstekniker, se till exempel Bauer m.fl. (2013). För att kunna användas som fordonsbränsle behöver den uppgraderade biogasen också komprimeras och här antas att komprimeringen sker vid anläggningen och att gasen därefter transporteras till tankstationer på lastbil.

Uppgraderingsanläggningens behov av elektricitet sätts här till $0,25 \text{ kWh/Nm}^3$ biogas. För komprimering och drift av tankstation antas att behovet av elektricitet uppgår till $0,32 \text{ kWh/Nm}^3$ uppgraderad biogas.

Transporten av komprimerad fordonsgas antas ske med dieseldrivna lastbilar och avståndet sätts till 60 km. Den beräknade dieselförbrukningen uppgår därmed till $0,05 \text{ kWh/Nm}^3$ uppgraderad biogas.

Metanläckage från biogasanläggning och uppgradering

Vid produktion och hantering av biogas kan det uppstå ett visst metanläckage från anläggningen, rötrestlagren och eventuell uppgraderingsanläggning.

Hur mycket metan som läcker varierar mellan olika anläggningar. Avfall Sverige (2012) rapporterar till exempel om ett genomsnittligt läckage på 1,9 % från de biogasanläggningar som deltar i det så kallade frivilliga åtagandet. Här ingår också beräknade emissioner från rötrestlagret. Samtidigt rapporterar Liebetrau m.fl. (2013) om uppmätta emissioner från 10 tyska anläggningar där läckaget från rötkammaren som sådan uppmätts till 0 – 0,03 %.

Läckaget från uppgraderingen beror dels på val av teknik och dels på förekomsten av eventuell efterbehandling. För befintliga vattenskrubbar redovisar Avfall Sverige (2012) ett läckage på 2 % i genomsnitt. Samtidigt anger Bauer m.fl. (2013) att tillverkarna kan garantera ett läckage under 1 % för nya anläggningar. Här antas att läckaget från biogasanläggningen och eventuell uppgradering motsvarar 0,5 % respektive 1 % av den producerade biogasen.

Lagring av rötrest

När gödsel rötas bryts en del av det organiska materialet ned vilket gör att rötad flytgödsel oftast inte bildar något svämtäcke. Här antas dock att tillförseln av fastgödsel gör att rötresten bildar svämtäcke på samma sätt som flytgödsel. Därmed antas att 4 % av kvävet avgår som ammoniak och att den indirekta lustgasbildningen motsvarar 1 % av ammoniakemissionerna. Den direkta lustgasbildningen sätts till 0,5 % av kvävet i rötresten på samma sätt som för gödsel.

Metanemissionerna från rötrestlagret beräknas med ekvation 1. Metan-konverteringsfaktorn sätts till 3,5 % precis som för flytgödsel. Baserat på B_0 -värdet för de ingående gödselslagen och den antagna metanproduktionen beräknas dock B_0 till $93 \text{ Nm}^3/\text{ton VS}$. Då metanläckaget från rötrestlagret är en fråga som ofta diskuteras beräknas också hur resultatet påverkas om MCF sätts till 10 % som är det defaultvärde som används av IPCC (Tufvesson m.fl. 2013). Dessutom beräknas hur stora emissionerna får vara innan rötning av gödsel ger en negativ påverkan på emissionerna av växthusgaser.

Spridning av rötrest

Här antas att rötresten hanteras som flytgödsel och att emissionerna i huvudsak är de samma som för flytgödsel. Därmed baseras beräkningarna på att 10 % av kvävet som finns i gödseln i form av ammonium och ammoniak avgår som ammoniak. Det antas också att 1 % av detta kväve indirekt ger upphov till emissioner av lustgas. Då en större andel av kvävet i gödsel föreligger i form av ammoniak/ammonium innebär detta att emissionerna ökar i biogassystemet. Det antas också att de direkta emissionerna av lustgas motsvarar 1 % av det tillförda kvävet.

Drivmedelsförbrukningen sätts till 3 kWh diesel/ton våtvikt.

Slutligen antas att 25 % av det tillförda kolet bidrar till en uppbyggnad av stabilt markkol. Då mängden kol i den rötade gödseln är lägre än i den orötade blir dock den faktiska inbindningen den samma som när gödseln inte rötas.

Rötrest ersätter mineralgödsel

Baserat på de antaganden som beskrivits ovan beräknas rötresten medföra en ökad tillförsel av kväve med 5,1 gram $\text{NH}_4\text{-N/kWh}$ biogas jämfört med gödselsystemet. Den totala mängden kväve är dock oförändrad. Här antas att den ökade mängden tillgängligt kväve minskar behovet av mineralgödsel i motsvarande utsträckning vilket minskar emissionerna av växthusgaser med cirka 34 gram $\text{CO}_2\text{-ekv./kWh}$ biogas (Tufvesson m.fl. 2013).

Sammantagna klimateffekter vid produktion av biogas från gödsel

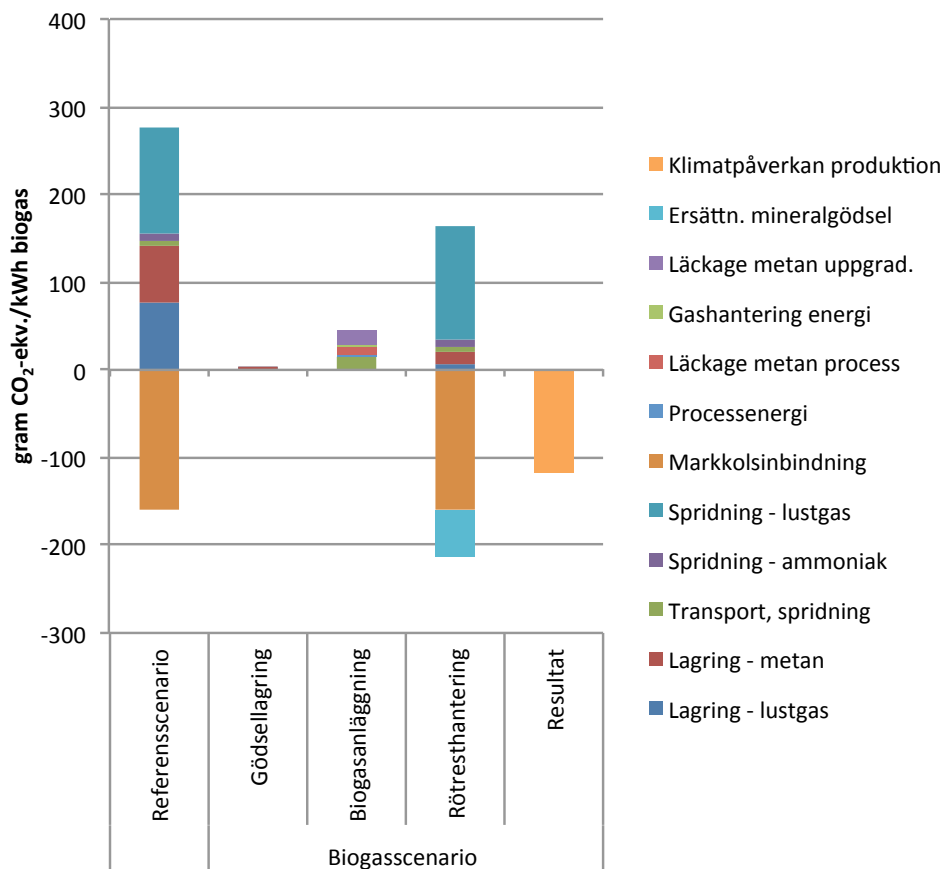
Givet det underlag som presenterats här beräknas produktion av biogas från gödsel resultera i att emissionerna av växthusgaser minskar med 117 respektive 153 gram $\text{CO}_2\text{-ekvivalenter/kWh}$ biogas vid produktion av fordonsgas respektive kraftvärme, se också figur 4.10 och 4.11.

Om metankonverteringsfaktorn för rötresten sätts till 10 % istället för 3,5 % beräknas produktionen av fordonsgas minska emissionerna av växthusgaser med 88 gram $\text{CO}_2\text{-ekvivalenter}$ istället för 117.

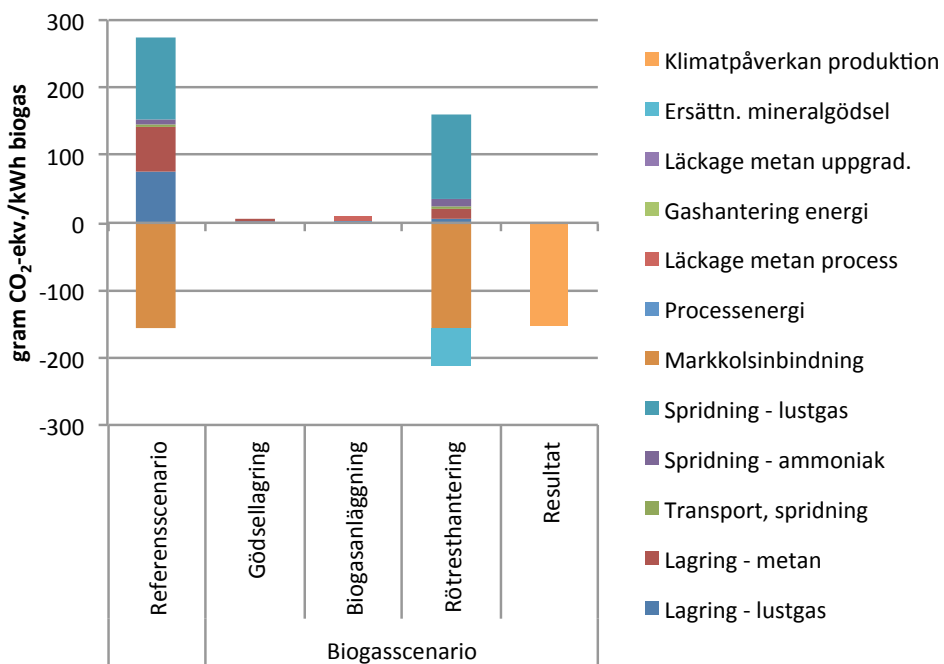
För att rötning av gödsel inte ska ge någon påverkan på emissionerna av växthusgaser krävs dock en MCF på närmare 30 % vilket motsvarar ett metanläckage på cirka 8 % av den producerade biogasen.

Metanläckaget från rötrestslagret har därmed relativt stor betydelse för biogassystemets emissioner av växthusgaser. För att nyttan av att producera biogas ska försvinna krävs det dock så stora läckage att de sannolikt inte förekommer på väl fungerande anläggningar. Åtgärder för att minska läckaget bör dock trots detta ges hög prioritet.

Läsaren bör också observera att ovanstående resonemang inte inkluderar det faktum att den producerade biogasen också ersätter fossila drivmedel alternativt annan produktion av elektricitet och värme. Inkluderas avsättningen ökar klimatnyttan betydligt vilket visas i kommande avsnitt.



Figur 4.10. Emissioner av växthusgaser vid produktion av fordonsgas från gödsel



Figur 4.11. Emissioner av växthusgaser vid produktion av biogas för kraftvärme från gödsel

4.1.1 Klimateffekter vid användning av biogas

Nyttan av att använda biogas är inte bara beroende av hur den producerats utan också vilken typ av energibärare den ersätter. Av de 34 anläggningar som fått stöd inom landsbygdsprogrammet bedöms 26 stycken producera kraftvärme och 8 stycken producera fordonsgas alternativt leverera till en gemensam uppgraderingsanläggning. I tabell 4.5 visas den antagna utsläppsreduktionen per kWh biogas beroende på hur gasen avsätts.

När det gäller produktion av elektricitet används emissionsdata för svensk såväl som nordisk elmix. Beräkningarna baseras på en elektrisk verkningsgrad på 30 % och det antas att den värme som också produceras i första hand används för att värma biogasanläggningen. Då de flesta gårdar har ett begränsat värmebehov beaktas inte möjligheten att ersätta någon ytterligare värme vilket för vissa anläggningar kan innebära att angivna värden är en underskattning.

Tabell 4.5. Antagen utsläppsreduktionen beroende på ersatt energibärare

Biogas ersätter	Utsläppsreduktion (gram CO ₂ -ekv./kWh)	Källa
Bensin med 5 % etanol	277	Gode m.fl. (2011)
Svensk elmix	40	Börjesson m.fl. (2010)
Nordisk elmix	125	Martinsson m.fl. (2012)

4.1.2 Samlad bedömning av biogasens klimateffekter

Baserat på de utsläppsminskningar som presenteras i figur 4.10 och 4.11 samt tabell 4.5 beräknas biogasanläggningarna som fått stöd inom landsbygdsprogrammet minska emissionerna av växthusgaser med cirka 25 300 ton CO₂-ekv. per år om den elektricitet som produceras antas ersätta svensk elmix. Observera att här inkluderas inte möjligheten att den värme som produceras vid produktion av kraftvärme används utöver att värma biogasanläggningen.

Som beskrivits tidigare har dessa biogasanläggningar fått 89,1 miljoner kr i stöd. Om anläggningarna finns kvar i 15 år och bidrar till en utsläppsreduktion på 26 400 ton per år innebär det en kostnad på cirka 7 öre/kWh gödselbaserad biogas eller 0,23 kr/kg CO₂. Detta kan jämföras med det samhällsekonomiska värdet på 0,6 – 1,1 kr/kWh för gödselbaserad fordonsgas som beräknats av Tufvesson m.fl. (2013) vid dagens skatt på koldioxid. Kostnaden ska dock ses som en indikation och användas med försiktighet. Här inkluderas till exempel inte att vissa anläggningar gjort investeringar tidigare eller att andra delar av biogassystemen finansierats på annat sätt. Här inkluderas inte heller kostnaden för biogasens skattefrihet eller det nyligen inrättade gödselgasstödet.

Tabell 4.6. Produktion av biogas och relaterad utsläppsreduktion

	Produktion (GWh)			Utsläppsreduktion (kton CO ₂ -ekv.)		
	Biogas	Fordonsgas	El	Biogas	Fordonsgas	El
Modernisering	43,6	26,2	5,2	5,7	7,3	0,7 – 2,2
Diversifiering	29,8	17,3	3,7	3,9	4,8	0,5 – 1,6
Mikroföretag	9,0	9,0		1,0	2,5	
Totalt	82,4	52,5	9,0	10,7	14,5	1,2 – 3,8

4.2 Biopannor i landsbygdsprogrammet 2007 – 2013

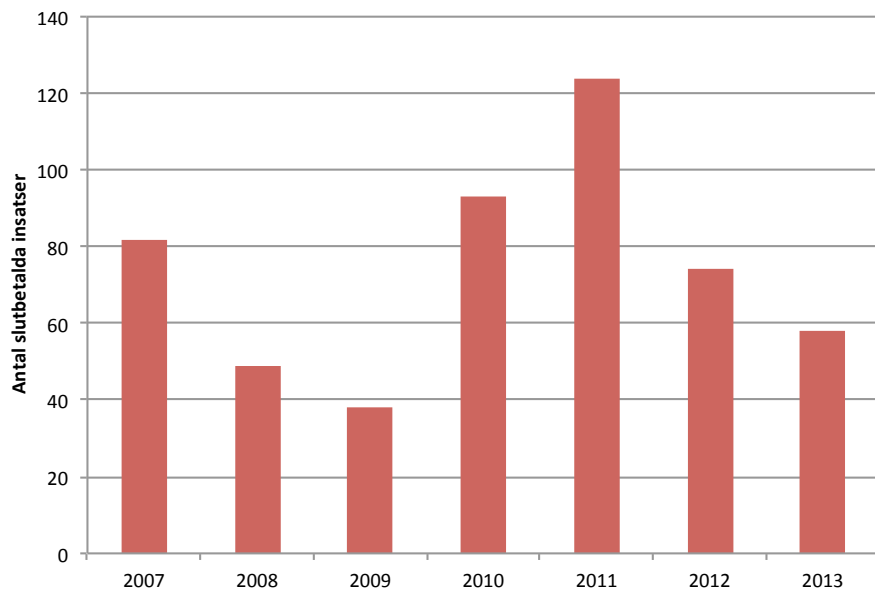
Till föreliggande studie har Jordbruksverket tillhandahållit data för de drygt 2 300 ärenden som Niemi Hjulfors m.fl. (2015) identifierat. Dessa data har sedan bearbetats genom att samtliga projekt som innehåller orden panna eller värme i projektnamn eller projektbeskrivning har identifierats. Därefter har data bearbetats manuellt för att särskilja projekten som inkluderar investeringar i biopannor från investeringar som till exempel endast avser kringutrustning till pannor eller investeringar i fjärrvärme och värmepumpar. Pannor för produktion av fjärrvärme har dock inkluderats. Projekt som endast avser utredningar och kompetensutveckling har exkluderats.

Utifrån denna bearbetning har 540 projekt med ett totalt beviljat stödbelopp på cirka 213 miljoner kr identifierats. En del av dessa projekt har dock inte avslutats och hädanefter redovisas därför endast data för de projekt som registrerats som slutbetalda senast den 14 oktober 2015. Totalt är det 25 projekt med beviljade medel på 9,7 miljoner kr som därmed inte inkluderas i de fortsatta beräkningarna. Vissa av dessa projekt kan dock vara slutrapporterade men ännu inte registrerade. Kommande beräkningar kan därför visa på en viss underskattning av utfallet.

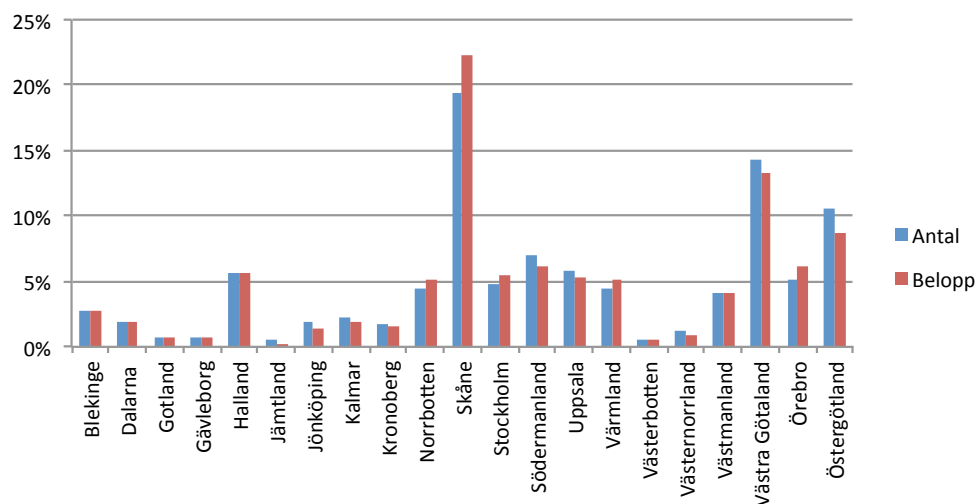
I figur 4.12 redovisas hur de 515 slutbetalda insatserna fördelas över programperioden och i figur 4.13 visas hur insatserna fördelas över landet. Där framgår till exempel att Skåne, Västra Götaland och Östergötland är de län som fått mest stöd och tillsammans svarar för närmare 45 % av det totala antalet projekt och totalt beviljat stödbelopp.

I figur 4.14 redovisas hur de slutbetalda insatserna är fördelade mellan olika åtgärder. Där framgår tydligt att stöd till biopannor i huvudsak har kanaliseras via modernisering (åtgärd 121) och diversifiering (åtgärd 311). Inom dessa åtgärder finns bland annat mål om att bidra till att förhindra en klimatförändring, minska emissioner av växthusgaser och öka produktionen av förnybar energi. Här beaktas endast hur biopannorna kan ha påverkat dessa mål. Huruvida investeringar i biopannor ger andra effekter så som förändringar i förädlingsvärde och arbetstillfällen analyseras inte här.

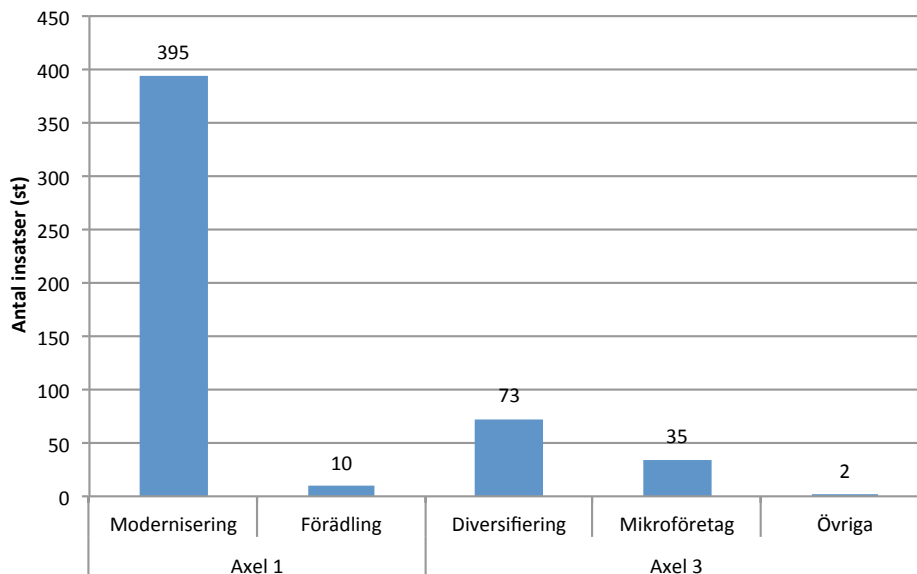
Läsaren bör också observera att vissa företag fått stöd mer än en gång. Antingen inom samma åtgärd vid olika tillfällen eller inom olika åtgärder. Sammantaget är det därför 498 unika företag som fått stöd till biopannor. De fortsatta beräkningarna av hur dessa insatser påverkat användningen av fossil och förnybar energi baseras därför på dessa 498 unika företag.



Figur 4.12. Antal slutbetalda investeringar i biopannor fördelat på ansökningsår



Figur 4.13. Geografisk fördelning av slutbetalda insatser med avseende på antal och beviljat belopp



Figur 4.14. Fördelning av beviljade stöd på axlar och åtgärder

Förändrad användning av energi

För att kunna utvärdera hur de identifierade insatserna har påverkat jordbruksföretagens användning av energi för produktion av värme hade det varit önskvärt med uppgifter om företagets energiförbrukning före och efter att insatsen genomförts. Denna typ av information har dock inte kunnat utläsas ur de utdrag från statistikdatabasen DAWA som Jordbruksverket tillhandahållit.

Här används istället data från den företagsenkät som presenteras i Niemi Hjulfors m.fl. (2015), en förenklad enkät som genomförts inom ramen för denna utvärdering samt data från Skatteverket om återbetalning av skatt på fossila bränslen. De olika datakällorna samt resultatet från dessa beskrivs närmare nedan.

Jordbruksverkets företagsenkät

År 2013 skickade Jordbruksverket ut en enkät till alla företag som fått slutbetalning av investeringsstöd år 2007 – 2011. När det gäller företag som gjort investeringar i förnybar energi och klimat skickades 759 enkäter ut och 487 eller 64 % av företagen svarade. Svarsfrekvensen varierar dock betydligt mellan de olika frågorna och vissa svar har sorterats bort eftersom den svarande missförstått frågan eller inte angett någon enhet. Aggregerade resultat från företagen som investerat i förnybar energi- och klimat redovisas i Niemi Hjulfors m.fl. (2015). Jordbruksverket har även tillhandahållit en sammanställning av dessa 487 enkätsvar som bearbetas vidare här.

Baserat på enkätsvaren har 167 företag minskat sin användning av fossil energi med cirka 65 GWh. Dessutom har 104 företag angett att de gjort en omställning till en biopanna alternativt uppgraderat en befintlig biopanna. Totalt uppger dessa företag att de ökat användningen av förnybar energi med cirka 148 GWh. Investeringsstöden har därmed dels använts för att ersätta fossila bränslen men också för att öka användningen av förnybara bränslen.

Läsaren bör dock observera att bland dessa insatser återfinns inte bara investeringar i biopannor utan också ett flertal investeringar i olika typer av värmepumpar och energieffektivisering. Av de 167 företag som uppgett att de minskat användningen av fossil energi är det också 43 stycken som minskat användningen av diesel.

Då denna utvärdering fått i uppdrag att särskilt fokusera på investeringar i biopannor har enkätsvaren bearbetats ytterligare för att identifiera de företag som också återfinns bland de 498 unika företag som fått stöd till biopannor. Bland dessa återfanns 85 stycken som minskat användningen av fossil energi med 50 GWh vilket motsvarar 594 MWh/företag i genomsnitt, se också tabell 4.7.

Bland de företag som uppgett att de gjort en omställning till en biopanna alternativt uppgraderad en befintlig biopanna återfanns 91 av 104 stycken bland de projekt som identifierats här. Med samma beräkningsmetod som i Niemi Hjulfors m.fl. (2015) uppgår den ökade användningen av förnybar energi till 140 GWh. Av dessa är det 74 företag som inte uppgett att de ersatt fossila bränslen. Dessa 74 företag har därför sannolikt ersatt eller uppgraderat en befintlig biopanna eller ett värmesystem baserat på elektricitet. Totalt har dessa företag ökat användningen av biobränsle med 130 GWh.

Tabell 4.7. Beräknad minskad användning av fossila bränslen bland de identifierade satsningarna på biopannor

Källa	Antal företag (st)	Ersatt fossila bränslen (GWh)
Eldningsolja	81	-46,1
Naturgas	1	-2,8
Gasol	3	-1,6
Totalt	85	-50,5

Utvärderarnas enkät

Som komplement till den företagsenkät som presenterats ovan har det inom ramen för föreliggande studie också genomförts en enklare enkät till vissa företag som fått stöd till biopannor. Av tid och resursskäl gjordes bedömningen att det inte var möjligt att kontakta samtliga företag som fått stöd. För att fånga upp en så stor del av den potentiellt minskade användningen av fossil energi som möjligt beslutades också att inte göra ett slumpmässigt urval bland projekten. Baserat på hypotesen att de projekt som beviljats mest medel också skulle ersätta mest fossila bränslen gjordes urvalet istället utifrån beviljade medel.

Inledningsvis kontaktades därför de 50 företag som beviljats mest stöd. Dessa söktes via e-post och telefon och 26 företag svarade. För att komplettera enkäten som genomförts av Niemi Hjulfors m.fl. (2015) kontaktades därefter samtliga företag som fått stöd år 2012 och 2013 och som uppgett en e-postadress. Dessa kontaktades endast via e-post. Av dessa 99 företag har 34 företag svarat. Slutligen kontaktades företag som i sin projektbeskrivning angett att biopannan skulle användas vid växthusodling vilket ledde till ytterligare 10 svar.

Totalt har 70 företag svarat på enkäten och 68 stycken har lämnat tillräckligt med information för att det ska gå att beräkna deras energianvändning.

De frågor som ställdes till företagen var:

- Hur stor panna har ni installerat (ange märkeffekt i kW eller motsvarande)?
- Vilket eller vilka bränslen använder ni i den nya pannan? Om flera ange gärna ungefärlig fördelning.
- Vilket bränsle använde ni tidigare?
- Hur mycket bränsle använder ni per år (ange till exempel m³, kg eller kWh)? Ni kan också ange hur mycket bränsle ni använde innan ni bytte värmesystem (t.ex. m³ olja eller kWh el).
- Vart används värmen i huvudsak (bostäder, ekonomibyggnader, tork, växthus etc.)?

Resultatet från denna enkät sammanfattas i tabell 4.8 nedan. Observera att det förekommer ett visst överlapp mellan de båda enkäterna. Resultatet i tabell 4.7 och 4.8 kan därför inte slås samman rakt av. Sammantaget kan det konstateras att 55 företag minskat sin användning av eldningsolja med cirka 33 GWh motsvarande 596 MWh/företag. Några av dessa företag har dessutom minskat användningen av elektricitet med cirka 0,4 GWh. Därutöver har 15 företag rapporterat att de gjort reinvesteringar eller nyinvesteringar i biobränslepannor som använder 34 GWh biobränslen.

Tabell 4.8. Beräknad minskad användning av fossila bränslen bland de identifierade satsningarna på biopannor

	Antal företag (st)	Användning av energi (GWh)
Eldningsolja ¹	55	-32,8
Elektricitet ²	6	-0,4
Biobränslen ³	13	-33,7

¹ Vissa företag har uppgett hur mycket olja de använde innan de bytte panna och vissa har angett hur mycket biobränsle de använder idag.

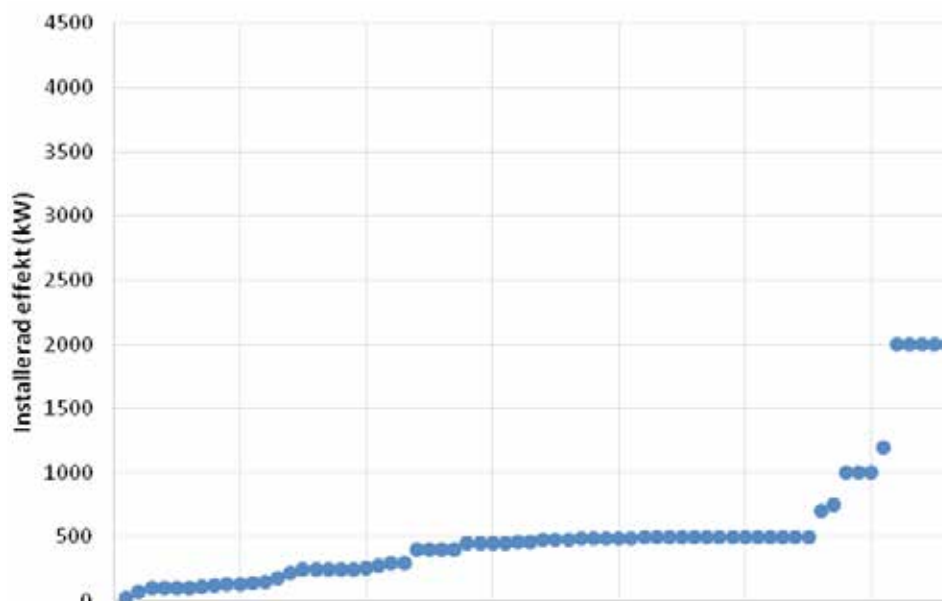
² De sex företag som angett att man minskat användningen av elektricitet har samtliga också uppgett att man minskat användningen av eldningsolja. Dessa ska därför inte räknas in i det totala antalet företag.

³ Huvudsakligen företag som ersatt en gammal biobränslepanna med en ny men också vissa helt nya installationer.

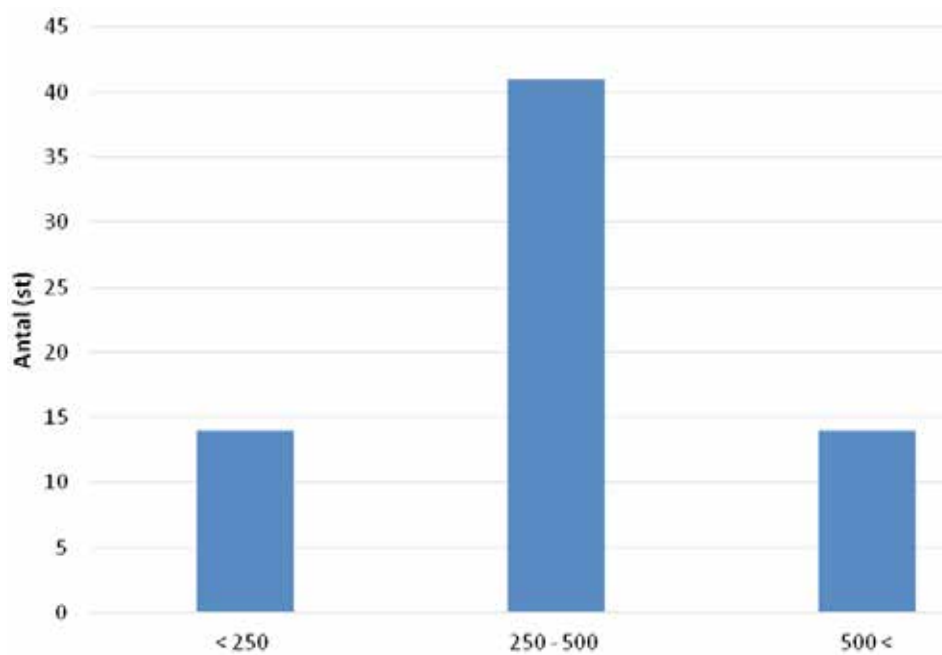
I enkäten efterfrågades också data på hur stora anläggningar som installerats och vart den producerade värmen i huvudsak används. När det gäller hur värmen används har 41 företag uppgett användningsområde. Många har dock uppgett flera områden vilket gör resultaten svårtolkade, se också tabell 4.9. Det kan dock konstateras att för växthusföretag är det växthusen som svarar för huvuddelen av värmebehovet. I de fall pannan står på en gård anges ofta flera användningsområden (tork, ekonomibyggnader och bostäder). Flera företag uppger också att pannan är dimensionerad för att försörja torken men eftersom den används under så kort tid är det inte givet att den står för det mesta av värmebehovet. Den totala effekten på de pannor som installerats uppgår till 44,4 MW med en variation från 30 – 4 000 kW och en medeleffekt på cirka 640 kW, se också figur 4.15 och 4.16.

Tabell 4.9. Användning av värme från biopannor

	Antal företag (st)
Växthus	15
Tork	17
Ekonomibyggnader	21
Bostäder	10
Övrigt	3



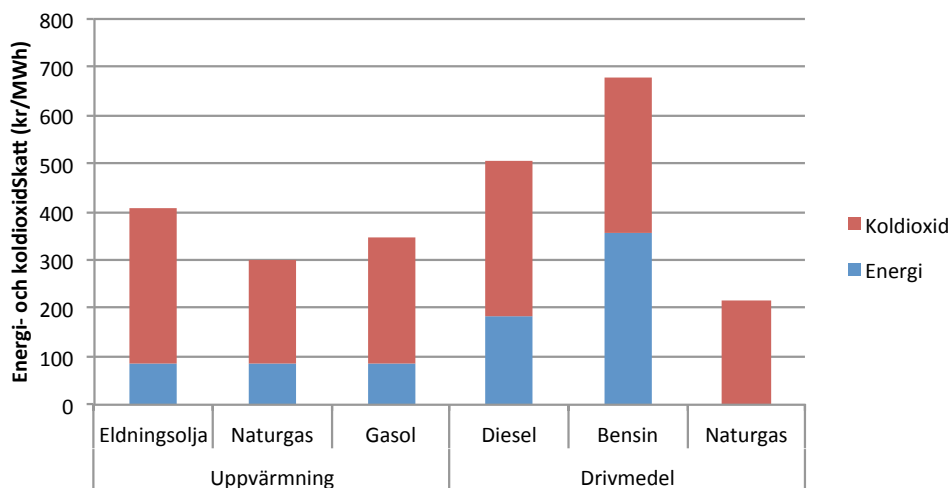
Figur 4.15. Installerad effekt (kW) per företag



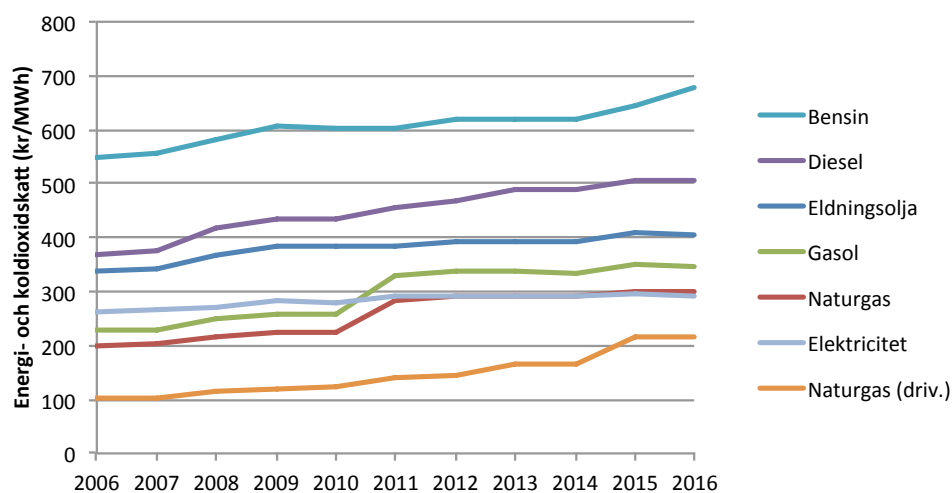
Figur 4.16. Fördelning av pannor beroende på installerad effekt

Återbetalning av skatt

I Sverige är elektricitet och fossila bränslen belagda med energi respektive energi- och koldioxidskatt (Skatteverket 2016b). Skattesatsen varierar mellan olika bränslen och användningsområden. År 2016 är skatten till exempel 216 kr/MWh för naturgas som används som drivmedel och 680 kr/MWh för bensin, se också figur 4.17. För elektricitet är den generella skattesatsen 292 kr/MWh. Energi- och koldioxidskatternas utveckling över de senaste 10 åren presenteras i figur 4.18 där det framgår att höjningarna varit som störst för naturgas och gasol men att alla skatter ökat.



Figur 4.17. Energi- och koldioxidskatt på bränslen år 2016 (Skatteverket 2016b).



Figur 4.18. Energi- och koldioxidskatt på bränslen (Skatteverket 2016b).

De skattesatser som presenterats i figur 4.17 och 4.18 är generella för alla användare. Vissa typer av verksamheter har dock rätt till nedsättning eller återbetalning av skatt. För yrkesmässig jordbruksverksamhet och växthusodling medges år 2016 återbetalning av 70 % av energiskatten och 20 % av koldioxidskatten för bränslen som inte används för motordrivna fordon. För diesel som används i arbetsfordon återbetalas 1 700 kr/m³ (Skatteverket 2016c). I tabell 4.10 presenteras hur återbetalningsgraden varierat från år 2007 till 2013. Generellt har andelen skatt som kan återbetalas minskat vilket i praktiken innebär att skatten höjts betydligt för jordbrukssektorn jämfört med den generella skattenivån. Till exempel har skatten på eldningsolja höjts med cirka 15 % mellan år 2007 – 2013. För jordbrukssektorn har skatten dock mer än fördubblats i praktiken. När det gäller skatt på elektricitet är skattesatsen 0,5 öre/kWh för företag som bedriver yrkesmässig jordbruksverksamhet och växthusodling vilket motsvarar en skattereduktion på drygt 98 %.

Tabell 4.10. Återbetalning av skatt vid yrkesmässig jordbruksverksamhet (Skatteverket 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013).

	Diesel		Övriga fossila bränslen*	
	Energi	Koldioxid	Energi	Koldioxid
2007	0 %	77 %	100 %	79 %
2008	0 %	79 %	100 %	79 %
2009	0 %	79 %	100 %	79 %
2010	0 %	79 %	100 %	79 %
2011		2 100 kr/m ³	70 %	70 %
2012		2 100 kr/m ³	70 %	70 %
2013		1 700 kr/m ³	70 %	70 %
2014		1 700 kr/m ³	70 %	70 %

* Förbrukning för annat ändamål än för drift av motordrivna fordon

De resultat som presenterats tidigare har uteslutande baserats på enkäter till företag som fått investeringsstöd. Sammantaget är det dock inte mer än 170 företag som svarat vilket ger en svarsfrekvens på drygt 30 %. Som komplement till dessa enkäter har företagens förändrade energianvändning därför också beräknats baserat på respektive företags beslutade återbetalning av energi- och koldioxidskatt. I föreliggande studie har det varit möjligt att ta del av återbetalningar på företagsnivå från år 2008 och framåt. Här beräknas den förändrade energianvändningen baserat på skillnaden mellan år 2008 och 2014. Det är dock endast yrkesverksamma jordbruksföretag som har rätt till denna återbetalning. Andra typer av företag som är verksamma på landsbygden kan därför inte analyseras baserat på detta underlag. När det gäller växthusföretag kan dessa också ansöka om att bli skattebefriade förbrukare och behöver då inte ansöka om återbetalning i efterhand utan får den lägre skattesatsen direkt från leverantören (Skatteverket 2016a). Det innebär att många växthusföretag sannolikt saknas i detta underlag.

Av de 498 företag som fått stöd till biopannor har 280 stycken begärt återbetalning år 2008 och 231 stycken har begärt återbetalning år 2014. Därmed täcks mer än 50 % av de företag som fått stöd. Uppgifterna om återbetalning har tillhandahållits av Skatteverket och gör det möjligt att analysera data på företagsnivå hos de företag som fått stöd. Det gör det också möjligt att jämföra resultatet med alla andra företag som inte fått stöd till biopannor för att på så sätt visa på effekterna av stödet.

Samtidigt finns det vissa begränsningar. I de fall företaget ersätter en äldre biopanna med en ny ändras inte återbetalningen av skatt och därmed går det inte att identifiera effekterna av en sådan investering baserat på detta underlag. Återbetalningen av skatt påverkas också av om en verksamhet bytt ägare eller om ett företag förändrat sin verksamhet. Därmed kan det ske förändringar som inte är direkt kopplade till investeringen i en biopanna. Det bör också påpekas att företagets primärproduktion inte är konstant. Om investeringen i biopannan sker i samband med en större förändring av verksamheten kan behovet av värme också förändras. Behovet av värme varierar också mellan olika år beroende på utetemperatur, spannmålsskörd och dess fukthalt med mera.

I tabell 4.11 nedan redovisas antalet företag som begärt återbetalning för någon typ av fossilt bränsle samt den beräknade mängden eldningsolja som företagen sökt återbetalning för år 2008 och år 2014. Dessutom redovisas motsvarande uppgifter för resterande antal företag som sökt återbetalning.

Sammantaget har de 280 företag som sökt återbetalning år 2008 minskat användningen av eldningsolja med drygt 25 GWh eller 66 %. Utslaget per företag motsvarar det 91 MWh per företag. Även de företag som inte beviljats stöd till biopannor har minskat sin användning av eldningsolja betydligt. Den procentuella minskningen är dock endast 36 %.

Tabell 4.11. Företag som fått återbetalning av energi- och koldioxidskatt samt beräknad använd mängd eldningsolja

	Företag som beviljats stöd		Övriga företag	
	2008	2014	2008	2014
Företag som begärt återbetalning (st)	280	236	32 874	26 943
Eldningsolja (GWh)	38,5	12,9	373,4	237,1
Differens 2014 vs 2008 (GWh)		- 25,5		- 136,3
Differens 2014 vs 2008 (%)		- 66 %		- 36 %

Läsaren bör observera att de uppgifter som anges i tabell 4.11 överlappar resultaten från enkäterna. Där inkluderas även företag som endast begärt återbetalning för diesel. I tabell 4.12 redovisas därför motsvarande resultat för de företag som begärt återbetalning för eldningsolja år 2008 exklusive de företag som svarat på någon av de två enkäterna. Av de kvarvarande företagen har 143 stycken sökt återbetalning år 2008. Jämfört med återbetalningen år 2014 har företagen minskat användningen av eldningsolja med drygt 15 GWh vilket motsvarar cirka 108 MWh per företag.

Tabell 4.12. Företag som inte ingår bland enkätsvaren och som fått återbetalning av energi- och koldioxidskatt samt beräknad använd mängd eldningsolja

	Företag som beviljats stöd men inte ingår bland enkätsvaren	
	2008	2014
Företag som begärt återbetalning	143 st	62 st
Eldningsolja	22,7 GWh	7,1 GWh
Differens 2014 vs 2008		- 15,5 GWh
Differens 2014 vs 2008		- 69 %

Samlad bedömning

För att kunna bedöma i vilken utsträckning investeringar i biopannor påverkar företagens energianvändning används tre olika datakällor. Då vissa företag återkommer i flera av dessa används materialet i följande prioriteringsordning; Företagsenkät, egen enkät, återbetalning av skatt.

Orsaken till denna prioritering är att enkätsvaren bedöms ge ett något mer specifikt svar på hur investeringen påverkat företagens energianvändning jämfört med återbetalningen av skatt. Den sistnämnda har dock fördelen att data kan samlas in för många företag och även jämföras med de som inte fått stöd.

Sammantaget bedöms investeringar i biopannor ha minskat användningen av fossil energi och då huvudsakligen eldningsolja med cirka 96 GWh per år eller 295 MWh per företag, se också tabell 4:9. Samtidigt kan det konstateras att det är stora skillnader mellan de olika företagen vilket presenteras i figur 4.19. Där framgår till exempel att ett fåtal företag har minskat sin användning betydligt samtidigt som vissa företag tycks ha ökat sin användning av fossila bränslen. Anledningen till detta har inte gått att besvara inom denna studie. Det kan dock misstänkas att det rör sig om förändringar i verksamheten eller skillnader i värmebehov mellan olika år. Intressant att notera är också att av de företag som minskat sin användning av fossila bränslen står de 10 % som minskat mest för över 50 % av den totala minskningen.

I tabell 4.15 redovisas även hur den minskade användningen av fossila bränslen fördelas mellan olika åtgärder. Där syns tydligt att över 80 % av minskningen kan kopplas till insatser inom modernisering vilket stämmer väl överens med resultatet i figur 4.14. Det kan också noteras att den här beräknade minskade användningen av eldningsolja motsvarar cirka 20 % av den minskade användningen av eldningsolja som redovisas i tabell 4.1 och 4.2. Delvis kan det bero på att det saknats underlag för att beräkna hur användningen av eldningsolja förändrats på alla företag. Om stora energianvändare så som växthusföretag saknas kan det till exempel ha stor betydelse för resultatet. Sannolikt innebär det också att det genomförs olika typer av insatser som bidrar till en minskad användning av eldningsolja och som inte innebär installation av biopannor finansierade inom landsbygdsprogrammet.

Utöver den minskade användningen av fossila bränslen har de här identifierade insatserna också medfört en ökad användning av förnybar energi. I tabell 4.13 redovisas den ökade användningen av förnybar energi baserat på data från företagsenkäten och i viss mån den enkät som genomförts i denna utvärdering. De företag som svarat där har dock i huvudsak genomfört reinvesteringar vilka inte inkluderas här. Totalt har de insatser som identifierats här ökat användningen av förnybar energi med cirka 130 GWh vilket motsvarar cirka 35 % av den ökade användningen av förnybar energi inom jordbrukssektorn, se tabell 4.1 och 4.2.

I tabell 4.14 redovisas också hur den förändrade bränsleanvändningen påverkar emissionerna av växthusgaser. Om endast den minskade användningen av fossila bränslen beaktas minskar emissionerna av växthusgaser med cirka 26 700 ton CO₂-ekvivalenter. Antas det att den ökade användningen av förnybara bränslen också ersätter olja minskar emissionerna med 65 800 ton/år.

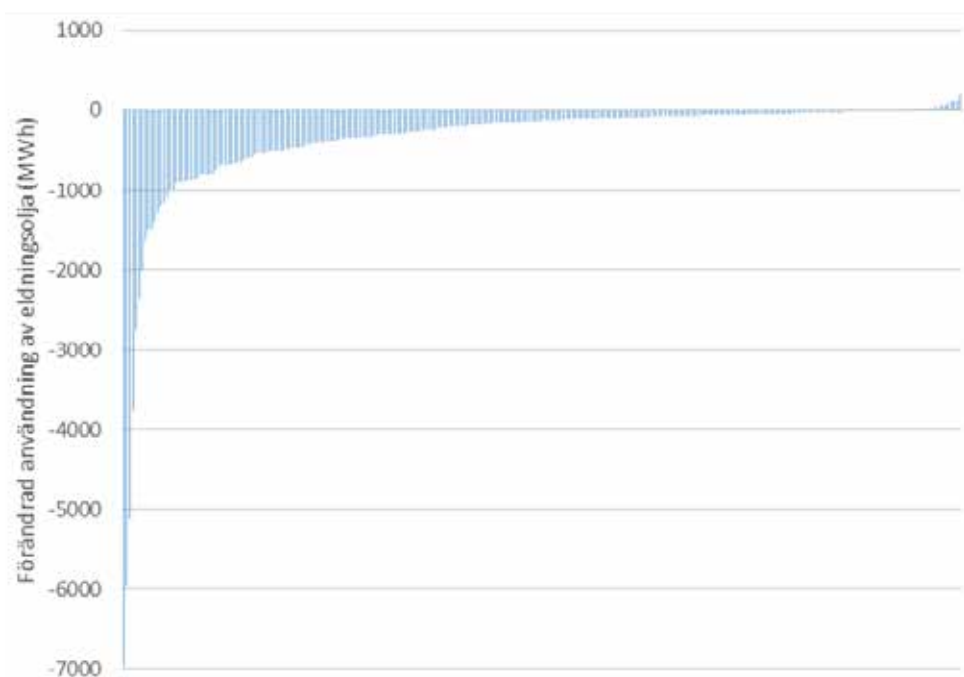
Då det totala stödbeloppet för dessa anläggningar är drygt 200 miljoner kr blir kostnaden 0,2 – 0,5 kr/kg CO₂-ekvivalent. Precis som för biogas ska denna siffra dock endast ses som en indikation då det är oklart exakt i vilken utsträckning det bara är biopannor som fått stöd.

Tabell 4.13. Beräknad minskad användning av fossila bränslen

Källa	Antal företag (st)	Ersatt fossila bränslen (GWh)	Ersatt fossila bränslen (MWh/företag)
Företagsenkät	82	50,5	594
Egen enkät	48	29,4	613
Återbetalning av skatt	143	15,7	108
Totalt	273	95,7	295

Tabell 4.14. Förändrad användning av fossila och förnybara energibärare samt förändrade emissioner av växthusgaser

	Fossila GWh	Förnybara GWh	Växthusgaser kton CO ₂ -ekv.
Diversifiering	2,4	13,2	0,7 – 4,5
Diversifiering, modulering	3,8	14,3	1,1 – 5,2
Förädlingsstöd	0,4	5,3	0,1 – 1,6
Mikroföretag	1,8	7,5	0,5 – 2,7
Modernisering	55,2	91,2	15,9 – 42,2
Modernisering, modulering	28,5	1,2	8,2 – 8,6
Service	3,8	-	1,1
Totalt	95,7	132,7	27,6 – 65,8



Figur 4.19. Förändrad användning av fossila bränslen per företag

4.3 Skillnad mellan beviljade och utbetalda medel

Denna utvärdering har särskilt fokuserat på stöd till investeringar i biopannor och biogasrelaterade åtgärder. För dessa åtgärder var uppdraget också att identifiera eventuella skillnader mellan beviljade och utbetalda medel med det primära syftet att kunna svara på varför vissa projekt förändrats eller inte blivit av. Resultatet från denna analys presenteras nedan.

Stöd till biogas

Baserat på det underlag som redovisats i vår utvärdering av klimatåtgärderna inom landsbygdsprogrammet har 268 biogasprojekt identifierats. Tre projekt har dock inte beviljats några medel och exkluderas därför här. Totalt har projekten beviljats 258 miljoner kr i stöd varav 195 miljoner kr har betalats ut. Den generella utbetalningsgraden är därmed 76 %. I tabell 4.15 redovisas antalet projekt och beviljat belopp i relation till utbetalningsgraden. Där framgår att 77 % av projekten rekviderat minst 75 % av beviljat belopp. Samtidigt har 9 % av de beviljade projekten inte rekviderat några pengar alls. Dessa projekt står dock för 22 % av de totala medlen vilket innebär att de är relativt stora.

Tabell 4.15. Fördelning av projekt beroende på utbetalningsgrad

Utbetalningsgrad	Antal projekt (st)	Summa (miljoner kr)
0 %	23	55,7
< 75 %	38	15,7
> 75 %	203	186,1
Totalt	264	257,5

I föreliggande analys har vi via telefon sökt kontakt med samtliga projektägare som inte rekviderat några medel alls. Svarsfrekvensen uppgår till 60 % av antalet projekt som inte rekviderat medel. Dessa svarar dock för 95 % av det ej utbetalda beloppet. Projektägarna har fått frågan om vad som skulle ha genomförts i projektet, varför det inte blev av och huruvida det finns några planer på en fortsatt biogassatsning. Dessutom har projektägarna fått svara på huruvida stödet skulle kunna ha utformats på ett annat sätt eller om Jordbruksverket och länsstyrelsen skulle ha kunnat agera på ett annat sätt för att underlätta projektets genomförande.

Vad skulle ha genomförts

Baserat på projektägarnas svar alternativt vad som skrivits i projektbeskrivningen har de projekt som inte genomförts delats in i fyra kategorier, se tabell 4.16. Där framgår tydligt att de flesta projekt som inte genomförts hade för avsikt att investera i biogasanläggningar eller motsvarande. Dessa står också för den absoluta majoriteten av beviljade medel.

Tabell 4.16. Fördelning av projekt beroende på vad som skulle ha genomförts

Utbetalningsgrad	Antal projekt (st)	Summa (miljoner kr)
Biogasanläggning m.m.	12	52,3
Gödsel och rötresthantering	2	0,3
Förutsättningsskapande	6	1,1
Okänt	4	2,0

Anledning till att projektet inte genomfördes.

Då projektägarna fått svara fritt skiljer sig svaren åt betydligt. Skälen till att projekten inte blivit av kan dock i huvudsak delas in i tre olika kategorier.

1. Den ekonomiska kalkylen bedömdes inte vara tillräckligt stark.
2. Tillståndsprocessen tog så lång tid att programperioden hann ta slut.
3. Projektet byggde på samverkan mellan flera olika parter och någon drog sig ur vilket gjorde det svårt/omöjligt för övriga att fortsätta.

I de fall projekten skulle ha resulterat i en gårdsanläggning anger samtliga svaranden att kalkylen inte gick ihop alternativt att de upplevde den tekniska risken som för hög. De större samrötningsanläggningarna uppger istället att projektet i huvudsak föll på att tillstånden inte hann bli klara i tid. Även andra projektägare nämner den långa handläggningstiden för tillstånden som ett bekymmer även om det inte var avgörande för att deras projekt inte blev av.

De som fått stöd till att bygga rötrestbrunnar uppger att de skulle tagit emot rötrest från en större anläggning men i och med att den inte blev av föll även brunnarna.

I de fall projekten fallit på att en eller flera parter lämnat en planerad samverkan (gäller både förutsättningsskapande projekt och investeringar) tycks det bero på olika syn på projektens ekonomiska förutsättningar samt olika prioriteringar hos enskilda personer eller styrelser. Då endast projektägarna intervjuats kan det dock finnas olika syn på vilka skälen varit som inte framkommit här.

Finns det fortsatta biogasplaner

På frågan om huruvida man arbetar vidare med sitt biogasprojekt uppger de projektägare som haft för avsikt att bygga större anläggningar att projekten fortfarande lever och att man planerar att söka nya stöd alternativt att man redan beviljats nya stöd. När det gäller de mindre projekten uppger ett par projektägare att man fortfarande har funderingar på en biogassatsning. De flesta har dock mer eller mindre lagt planerna på hyllan.

Skulle en annan stödutformning eller ett annat agerande från myndigheterna kunnat leda till att projekten genomförts?

När det gäller stödets utformning eller myndigheternas agerande anger några att ett högre stödbelopp alternativt en längre programperiod hade kunnat bidra till projektets genomförande. Flertalet ser dock att det var helt andra skäl till att projektet inte blev av och har inte lämnat några förbättringsförslag.

4.3.1 Stöd till biopannor

Baserat på det underlag som redovisats i vår utvärdering av klimatåtgärderna inom landsbygdsprogrammet har 540 projekt som avser stöd till biopannor identifierats. Dessa projekt har beviljats 213 miljoner kr i stöd varav 194 miljoner kr har betalats ut. Den generella utbetalningsgraden är därmed 91 %. I tabell 4.17 redovisas antalet projekt och beviljat belopp i relation till utbetalningsgraden. Där framgår att cirka 90 % av projekten rekvirerat 90 % av det beviljade beloppet. Samtidigt har 4 % av de beviljade projekten inte rekvirerat några pengar alls. Dessa projekt står också för cirka 4 % av de totala medlen.

Tabell 4.17. Fördelning av projekt beroende på utbetalningsgrad

Utbetalningsgrad	Antal projekt (st)	Summa (miljoner kr)
0 %	24	8,5
< 75 %	36	13,4
> 75 %	480	191,2
Totalt	540	213,0

I föreliggande analys har vi via telefon sökt kontakt med samtliga projektägare (förutom två dödsbon) som inte rekvirerat några medel alls. Svarsfrekvensen uppgår till 68 % av antalet projekt som inte rekvirerat medel och 63 % av summan som dessa projekt beviljats.

Vad skulle ha genomförts

Samtliga identifierade projekt har haft för avsikt att investera i någon form av biobränslepanna.

Anledning till att projektet inte genomfördes.

Då projektägarna fått svara fritt skiljer sig svaren åt betydligt. Skälen till att projekten inte blivit av kan dock i huvudsak delas in i tre olika kategorier.

1. Projektägaren har lagt ner eller förändrat sin primärproduktion.
2. Administrativa misstag som lett till att medel inte utbetalts trots genomförd investering.
3. Företaget hade inte de ekonomiska förutsättningarna för att genomföra investeringen alternativt att projektägaren bedömde att kalkylen inte gick ihop. Vissa har också framfört att man trodde det skulle krävas mycket manuellt arbete som man inte ville lägga ner och någon framförde också att den tekniska lösningen inte kändes färdigutvecklad.

Av de projektägare som svarat har merparten uppgett ekonomiska eller praktiska skäl till att man inte investerat. Till skillnad från biogasprojekten är det dock flera som uppger att det inte nödvändigtvis handlade om projektkalkylen utan också om projektägarens ekonomiska situation i allmänhet. Ingen av projektägarna nämner heller tillståndsfrågan överhuvudtaget.

Skulle en annan stödutformning eller ett annat agerande från myndigheterna kunnat leda till att projekten genomförts?

Flertalet av de som inte fått något stöd på grund av administrativa misstag önskar sig en större flexibilitet från myndighetens sida. Här rör det sig om investeringar som påbörjats för tidigt, slutredovisning som lämnats in för sent eller fakturor som inte varit rätt utformade.

Ett par projektägare tar också upp att det tar tid att få besked som en försvårande faktor. Detta gäller dels ansökningarna som sådana och dels utbetalningarna för åtgärder som genomförts. Om företagen har en ansträngd likviditet är det besvärande att behöva vänta länge på beviljade medel. Här efterlyses delutbetalningar.

Ett växthusföretag framhåller behovet av stöd till nya klimatdatorer eftersom många har gamla analoga som inte längre underhålls. Detta är dock förslag till det kommande programmet och inte synpunkter på det gamla.

Samlad bedömning

Projekt som rör satsningar på biogas eller biopannor står för en stor del av de klimatrelaterade åtgärderna inom landsbygdsprogrammet. De totala stödbeloppen är också i ungefär samma storleksordning med 258 respektive 213 miljoner kr.

Vid en jämförelse kan det dock konstateras att projekten som syftar till satsningar på biogas i genomsnitt är mer än dubbelt så stora som satsningarna på biopannor (1,0 respektive 0,4 miljoner kr).

När det gäller biopannor är det endast 4 % av de beviljade medlen som inte rekvirerats. Anledningen tycks i många fall vara kopplad till företagets övergripande verksamhet och ekonomi samt i vissa fall administrativa misstag snarare än tveksamheter angående investeringar som sådan.

När det gäller biogas har närmare 20 % av de beviljade stöden inte betalats ut och en starkt bidragande orsak till detta är att ett par stora samrötningsanläggningar inte blivit av. Anledningen till detta är främst att tillståndprocessen dragit ut på tiden. Projektägarna tycks också mena att kalkylen skulle ha gått ihop. Det bör dock noteras att de inte ställdes inför ett skarp investeringsbeslut eftersom programperioden tog slut. För de mindre biogasprojekten tycks det snarare vara svårigheterna att få ihop ekonomin som varit avgörande. Det kan också konstateras att många av de mindre projekten kom relativt tidigt i programmet då biogasmarknaden kan ha varit mindre utvecklad än idag. Vid den här tidpunkten vad stödet också begränsat till 1,8 miljoner kr vilket kan ha påverkat förutsättningarna negativt.

Överlag tycks investeringar i biogas vara mer komplicerade än investeringar i biopannor så till vida att de ofta omfattar samverkan mellan flera parter och att de större anläggningarna som tycks kunna få ekonomin att fungera fastnar i långa tillståndprocesser.

Givet denna längre tidperiod skulle man kunna överväga fördelarna med att bevilja stöd för biogas i flera steg. Till exempel för förstudier, tillståndprocess och slutligen investering. Fördelen skulle kunna vara att projektägarna får stöd till det initiala arbetet vilket minskar deras ekonomiska risk i ett tidigt skede. Samtidigt behöver Jordbruksverket inte binda upp stora summor (vilket kan bli fallet för de ekonomiskt bärkraftiga projekten) med risk att dessa inte rekvireras på grund av långa tillståndprocesser med mera. Nackdelen för projektägaren skulle dock kunna vara att man inte blir garanterad ett investeringsstöd i steg 2. Fördelar och nackdelar med ett sådant förvarande bör därför utredas ytterligare.

4.4 Åtgärd 121: Modernisering av jordbruksföretag

Syftet med åtgärden är erbjuda investeringsstöd till jordbruksföretag för att underlätta deras omställning till en hållbar och konkurrenskraftig produktion. Stödet ska bland annat möjliggöra en ökad produktion av förnybar energi med särskilt fokus på etablering av fleråriga energigrödor. Målgruppen är jordbruk, trädgård- och renskötsföretag som investerar inom primärproduktionen.

Klimatrelaterade åtgärder som kan ges prioritet är till exempel investeringar i ökad energieffektivitet och minskad användning av fossila bränslen i växthus samt investeringar för att utveckla nya produkter baserad på förnybara råvaror så som biomassa för energiändamål. Stödet har generellt kunnat uppgå till 30 % av investeringen men inom mindre gynnade områden i norra Sverige har ytterligare 20 % kunnat beviljas (Landsbygdsdepartementet 2012).

Gemensamma och programspecifika indikatorer och mål som bedömts vara relevanta för klimatåtgärder inom åtgärden redovisas i tabell 4.18 till 4.21.

Tabell 4.18. EU gemensamma indikatorer för perioden 2007 – 2013

Typ av indikator	Indikator	Mål
Effekt	Åtgärdens bidrag till att förhindra en klimatförändring	116 000 ton oljeekv. ⁷

Tabell 4.19. Programspecifika mål och indikatorer för perioden 2007 – 2013

Typ av indikator	Indikator	Mål
Resultat	Plantering av fleråriga energigrödor	30 600 hektar
Effekt	Åtgärdens bidrag till att förhindra en klimatförändring	267 000 ton CO ₂ -ekv.

Tabell 4.20. EU gemensamma indikatorer för modulerande medel perioden 2010 – 2013

Typ av indikator	Indikator	Mål
Effekt	Åtgärdens bidrag till att förhindra en klimatförändring	71 500 ton oljeekv.

Tabell 4.21. Programspecifika indikatorer och mål för modulerande medel perioden 2010 – 2013

Typ av indikator	Indikator	Mål
Resultat	Antal företag som vidtagit någon form av klimatåtgärd	560 företag
	Åtgärdens bidrag till att öka produktionen av förnybar energi	0,8 TWh
Effekt	Åtgärdens bidrag till att förhindra en klimatförändring	222 000 ton CO ₂ -ekv.

Uppföljning av indikatorer och måluppfyllelse

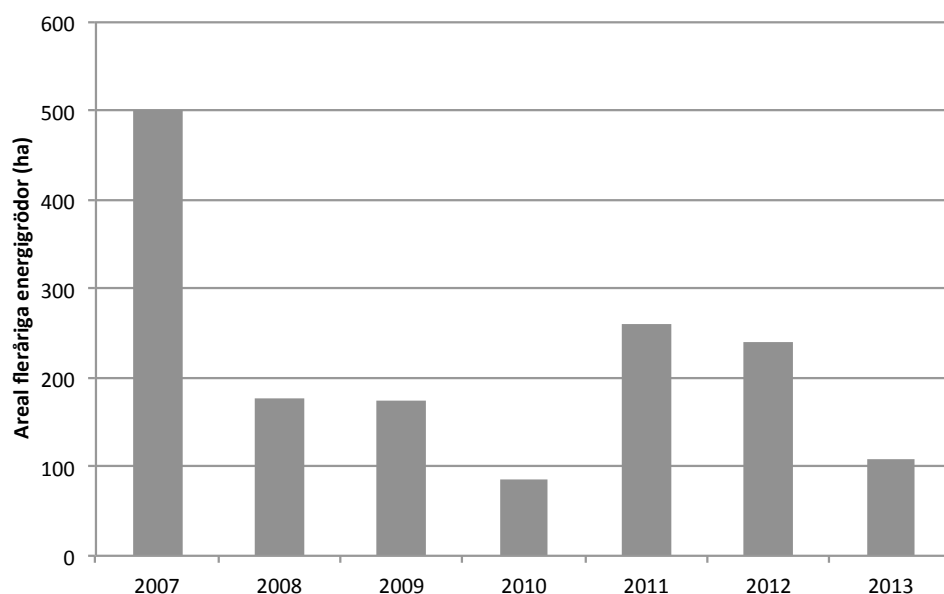
Baserat på uppgifterna i Jordbruksverket (2015a) har 6 700 företag fått stöd inom åtgärden. Flertalet av dessa har dock sannolikt fått stöd till investeringar som primärt inte har med klimatåtgärder att göra. Försättningsvis baseras analysen därför på de insatser inom förnybar energi och klimat som identifierats av Niemi Hjulfors m.fl. (2015).

Totalt har 1 253 unika insatser inom åtgärd 121 slutbetalts den 14 oktober 2015. Av dessa hade 582 insatser beviljats inom de modulerande medlen. En del företag har dock blivit beviljade stöd till flera insatser och antalet unika företag blir därför 1 063 respektive 478 stycken.

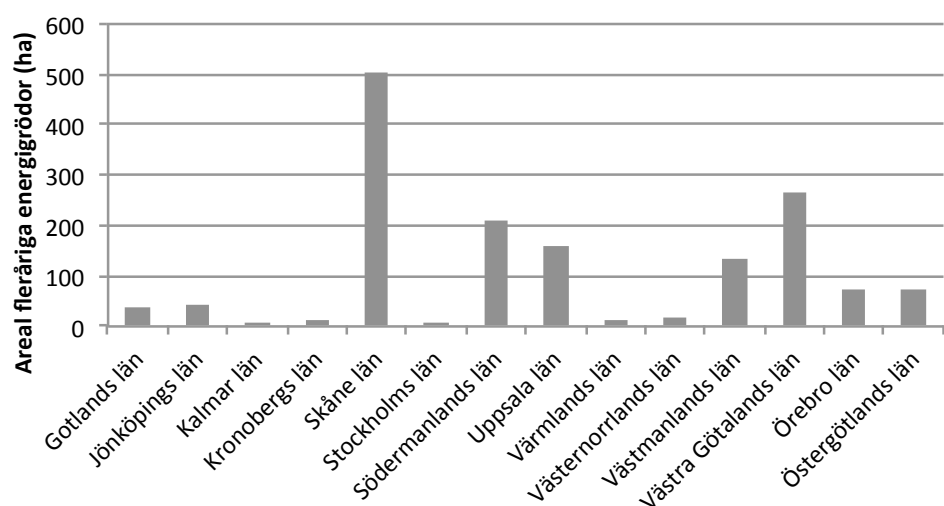
⁷ 1 ton oljeekvivalent = 11,63 MWh (Naturvårdsverket 2016).

Plantering av fleråriga energigrödor

Inom åtgärd 121 har det beviljats 8,4 miljoner kr för plantering av fleråriga grödor varav 7,0 miljoner kr hade utbetalts den 30/11 2015. Enligt utdragen från DAWA har det planterats 1 549 ha varav cirka 100 ha har finansierats inom de modulerande medlen. All plantering av fleråriga energigrödor redovisas dock här. En tredjedel av arealen härrör från ansökningar som registrerades under programmets första år och därefter har ansökningarna varierat mellan cirka 100 – 200 hektar per år, se också figur 4.20. De fleråriga energigrödorna har etablerats i 14 län varav de fem står för över 80 % av den totala arealen, se också figur 4.21. Som jämförelse uppgår den totala arealen energiskog till 12 647 ha år 2013 vilket är en minskning med cirka 12 % jämfört med år 2007 (Jordbruksverket 2015c).



Figur 4.20. Ansökningar om stöd för etablering av fleråriga energigrödor per år



Figur 4.21. Planterad areal energigrödor per län

Tabell 4.22. Stöd till etablering av fleråriga energigrödor

Beviljade projekt	216 stycken
Beviljade medel	8,4 miljoner kr
Utbetalda medel	7,0 miljoner kr
Planterad areal	1 549 ha
Produktion av förnybar energi ⁸	62 GWh/år
Minskad klimatpåverkan ⁹	17 800 ton CO ₂ -ekvivalenter

Investeringar i biopannor

När det gäller investeringar i biopannor har 515 unika insatser och 498 unika företag identifierats inom ramen för denna studie. Av dessa har 77 % eller 383 företag beviljats stöd inom åtgärd 121. Baserat på den företagsenkät som presenteras i Niemi Hjulfors m.fl. (2015), den förenklade enkät som genomförts här samt återbetalning av energi- och koldioxidskatt har en förändrad användning av fossila bränslen kunnat identifieras hos 273 företag. Totalt beräknas dessa företag ha minskat sin användning av fossila bränslen med 83,7 GWh och ökat sin användning av förnybara bränslen med 92,4 GWh, se också tabell 4.14 och 4.23. Emissionerna av växthusgaser beräknas också ha minskat med 24,1 – 50,8 kton CO₂-ekvivalenter per år beroende på om den ökade användningen av förnybara bränslen antas ersätta olja eller inte.

Tabell 4.23. Förändrad användning av energi och emissioner av växthusgaser från biopannor

	Fossila bränslen (GWh)	Förnybara bränslen (GWh)	Minskad klimatpåverkan (kton CO ₂ -ekvivalenter)
Modernisering	- 55,2	91,2	15,9 – 42,2
Modernisering–modulering	- 28,5	1,2	8,2 – 8,6
Totalt	- 83,7	92,4	24,1 – 50,8

Investeringar i biogasanläggningar

När det gäller investeringar i biogasanläggningar har det beviljats stöd till 17 insatser inom åtgärd 121. Baserat på företagets rapporterade biogasproduktion för år 2014 beräknas produktion av biogas uppgå till cirka 43,6 GWh varav 60 % avsätts som drivmedel. Med antaganden att all biogas är gödselbaserad och att den elektricitet som produceras ersätter svensk elmix beräknas utsläppsreduktionen till 13,5 kton CO₂-ekvivalenter per år, se också tabell 4.6 och 4.24.

8 Huvuddelen av de projekt som beviljats stöd har för avsikt att plantera salix. En del anger dock att man ska plantera hybridasp eller poppel. Enligt Börjesson m.fl. (2013) ger salix en energiskörd om 50 MWh/år i Götalands södra slättbygder och 36 MWh/år i Svealands slättbygder. Hybridasp och poppel ger enligt samma studie något lägre energiskörd. Här antas dock att hela arealen består av salix och att energiskörden i genomsnitt uppgår till 40 MWh/ha.

9 Flis från energiskog används för att ersätta andra bränslen vid produktion av elektricitet och värme. I vilken utsträckning detta bidrar till en minskad klimatpåverkan beror på vilket bränsle som flisen ersätter. Om det antas att flisen ersätter andra biobränslen är klimatnyttan begränsad. Om fossila bränslen ersätts blir nyttan större. Här redovisas utsläppsminskningen som uppstår om flisen ersätter eldningsolja vilket ger en besparing på 288 kg CO₂-ekvivalenter per MWh (Gode m.fl. 2011).

Tabell 4.24. Produktion av biogas och minskade emissioner av växthusgaser

	Produktion (GWh)	Minskad klimatpåverkan ¹ (kton CO ₂ -ekvivalenter)
Modernisering	36,3	12,1 – 13,0
Modernisering – modulering	7,3	1,4 – 2,0
Totalt	43,6	13,5 - 15,0

¹ Beroende på om den elektricitet som ersätts antas vara svensk eller nordisk elmix

Övriga insatser

Utöver stöd till etablering av fleråriga energigrödor och investeringsstöd till biopannor och biogas har det inom ramen för åtgärden också beviljats stöd till bland annat energieffektivisering, ökad produktion av förnybar elektricitet och en effektivare gödselhantering så som täckning av brunnar, övergång från fast- till flytgödsel och utrustning för ett effektivare kväveutnyttjande vid gödsling.

Totalt har 508 företag beviljats 145 miljoner kr för denna typ av insatser. Det bör dock poängteras att här ryms till exempel om- och nybyggnad och stallar, torkanläggningar och växthus där det gjorts visa klimatåtgärder så som värmeåtervinning eller effektivare belysning. Därmed har inte hela stödbeloppet gått till just investeringar i klimat- och förnybar energi.

Inom föreliggande studie har det inte gjorts några ytterligare analyser av vilka effekter dessa åtgärder kan ha fört med sig. I den analys som presenteras av Niemi Hjulfors m.fl. (2015) återfinns dock en del av dessa insatser och resultatet av de beräkningar som görs där sammanfattas nedan. Det bör observeras att angivna effekter endast gäller de företag som svarat på enkäten. När det gäller företag som förändrat sin gödselhantering uppges till exempel att endast 32 av över 200 beviljade insatser lämnat uppgifter. Det bör också noteras att enkäten endast omfattar insatser om slutbetalts år 2007 – 2011. De sista åren av programmet är därför inte inkluderat. Effekterna bör därmed kunna vara betydligt högre än vad som anges här.

Totalt beräknar Niemi Hjulfors m.fl. (2015) att den förändrade gödselhanteringen minskat emissionerna av växthusgaser med 832 ton CO₂-ekvivalenter. Alla företag utom ett som svarat på enkäten har fått stöd inom åtgärd 121 och därför redovisas hela summan här.

När det gäller energieffektivisering har 70 företag angett att de minskat sin energianvändning varav 90 % fått stöd inom åtgärd 121. Då omfattningen är mycket liten redovisas den totala beräknade effekten här. Totalt beräknas företagens energianvändning minskat med 2,8 GWh vilket lett till en besparing på 203 ton CO₂-ekvivalenter (Niemi Hjulfors m.fl. 2015).

Måluppfyllelse

Resultatet av de stöd som presenterats här sammanfattas i tabell 4.25 till 4.28 nedan. Sammanfattningsvis kan det konstateras att måluppfyllelsen är relativt hög när den gäller antalet företag som vidtagit någon form av klimatåtgärd (85 %) men i övrigt mycket låg.

Tabell 4.25. EU gemensamma indikatorer för perioden 2007 – 2013

Typ av indikator	Indikator	Mål	Utfall	Måluppfyllnad
Effekt	Åtgärdens bidrag till att förhindra en klimatförändring	116 000 ton oljeekvivalenter	Energigrödor 5 300 ton Biopannor 12 600 ton Biogas 3 100 ton Övrigt 200 ton Totalt 21 200 ton	18 %

Tabell 4.26. Programspecifika mål och indikatorer för perioden 2007 – 2013

Typ av indikator	Indikator	Mål	Utfall	Måluppfyllnad
Resultat	Plantering av fleråriga energigrödor	30 600 hektar	1 549 ha	5 %
Effekt	Åtgärdens bidrag till att förhindra en klimatförändring	267 000 ton CO ₂ -ekvivalenter	17 800 ton CO ₂ -ekvivalenter	7 %

Tabell 4.27. EU gemensamma indikatorer för modulerande medel perioden 2010 – 2013

Typ av indikator	Indikator	Mål	Utfall	Måluppfyllnad
Effekt	Åtgärdens bidrag till att förhindra en klimatförändring	71 500 ton oljeekvivalenter	Biopannor 2 600 ton Biogas 600 ton Totalt 3 200 ton	4,4 %

Tabell 4.28. Programspecifika indikatorer och mål för modulerande medel perioden 2010 – 2013

Typ av indikator	Indikator	Mål	Utfall	Måluppfyllnad
Resultat	Antal företag som vidtagit någon form av klimatåtgärd	560 företag	478 företag	85 %
	Åtgärdens bidrag till att öka produktionen av förnybar energi	0,8 TWh	Biopannor 0,03 TWh Biogas 0,007 TWh Totalt 0,037 TWh	4,6 %
Effekt	Åtgärdens bidrag till att förhindra en klimatförändring	222 000 ton CO ₂ -ekvivalenter	Biopannor 8 600 ton Biogas 1 400 ton Totalt 10 000 ton	4,5 %

4.5 Åtgärd 123: Högre värde i jord- och skogsbruksprodukter

Syftet med åtgärden är erbjuda investeringsstöd till jordbruksföretag för att underlätta en lönsam vidareförädling och utveckling av jord- och skogsbruksprodukter och därigenom öka deras konkurrenskraft och ekonomiska bärkraft. Stödet kan gå till förädling, försäljning och utveckling av jord- och skogsbruksprodukter. Målgruppen är mikroföretag samt små- och medelstora företag som förädlar produkter från jord och skogsbruk. Inom skogssektorn ges dock endast stöd till mikroföretag (Landsbygdsdepartementet 2012). Investeringsstödet får uppgå till maximalt 30 % av den stödberättigade investeringskostnaden. I glesbefolkade områden i norra Sverige kan ytterligare 10 % beviljas efter särskild prövning.

Åtgärden saknas indikatorer och mål som bedömts vara relevanta för klimatåtgärder.

Det kan dock konstateras att av de drygt 2 300 insatser som föreliggande analys baseras på har 62 insatser skett inom åtgärd 123. Investeringsstöden har framförallt gått till förädling av biobränslen för försäljning men det har också skett några investeringar i biopannor. Det finns också vissa investeringar i närvärmelösningar.

Investeringar i biopannor

När det gäller investeringar i biopannor har 9 företag beviljats stöd inom åtgärd 123. Baserat på enkätsvar och återbetalning av energi- och koldioxidskatt har dessa företag minskat sin användning av fossila bränslen med 0,4 GWh och ökat sin användning av förnybara bränslen med 5,3 GWh. Med antagande att all energi ersätter eldningsolja beräknas emissionerna av växthusgaser minska med cirka 1 600 ton CO₂-ekvivalenter, se också tabell 4.14.

Förädling av biobränslen

I den enkät som presenteras i Niemi Hjulfors m.fl. (2015) har det kommit in svar från 35 företag som fått stöd inom åtgärd 123. Av dessa har 9 stycken uppgett att de förädlar biobränslen så som pellets och ved. Produktionen av pellets tycks dominera med cirka 7 000 ton per år vilket motsvarar upp mot 35 GWh med ett värmevärde på 5 MWh/ton (Energimyndigheten 2015a).

4.6 Åtgärd 311: Diversifiering till annan verksamhet än jordbruk

Syftet med åtgärden är erbjuda stöd till investeringar och köp av externa tjänster till jordbruksföretag/rennäringföretag för att utveckla, producera och/eller kommersialisera produkter och tjänster inom andra områden än traditionell jordbruksproduktion. Målgruppen är en eller flera medlemmar av ett jordbrukarhushåll och grupper av lantbruksföretag eller organisationer och sammanslutningar av sådana företag (Landsbygdsdepartementet 2012).

Investeringsstöd kan generellt uppgå till 30 % av investeringen men inom mindre gynnade områden i norra Sverige har ytterligare 20 % kunnat beviljas. När det gäller projektstöd får den totala offentliga finansieringen uppgå till 20 – 100 % (Landsbygdsdepartementet 2012).

Programspecifika indikatorer och mål som bedömts vara relevanta för klimatåtgärder inom åtgärden redovisas i tabell 4:29.

Tabell 4.29. Programspecifika indikatorer och kvantifierade mål med koppling till hälsokontrollen

Typ av indikator	Indikator	Mål
Resultat	Åtgärdens bidrag till att öka produktionen av förnybar energi	1 TWh*
Effekt	Åtgärdens bidrag till att minska utsläppen av växthusgaser	260 000 ton CO ₂ -ekv.

*Varav biogas 0,1 TWh och 50 000 ton

Uppföljning av indikatorer och måluppfyllelse

Inom åtgärd 311 har totalt 330 insatser identifierats varav drygt hälften kategoriserats till biopannor och biogasanläggningar. Bland övriga insatser märks till exempel ett flertal satsningar på produktion av biobränsle till försäljning.

Investeringar i biopannor

När det gäller investeringar i biopannor har 69 företag beviljats stöd inom åtgärden. Baserat på enkätsvar och återbetalning av energi- och koldioxidskatt har dessa företag minskat sin användning av fossila bränslen med 6,2 GWh och ökat sin användning av förnybara bränslen med 27,5 GWh. Med antagande att all energi ersätter eldningsolja beräknas emissionerna av växthusgaser minska med cirka 9 700 ton CO₂-ekvivalenter, se också tabell 4.14. Observera att dessa uppgifter omfattar alla stöd till biopannor inom åtgärden. Beaktas endast de modulerande medlen är den förändrade energianvändningen ungefär hälften så stor.

Investeringar i biogasanläggningar

När det gäller investeringar i biogasanläggningar har det beviljats stöd till 15 insatser inom åtgärd 311. Baserat på företagets rapporterade biogasproduktion för år 2014 beräknas produktion av biogas uppgå till cirka 29,8 GWh varav närmare 60 % avsätts som drivmedel. Med antaganden att all biogas är gödselbaserad och att den elektricitet som produceras ersätter svensk elmix beräknas utsläppsreduktionen till cirka 9,2 kton CO₂-ekvivalenter per år, se också tabell 4.6.

Övriga insatser

Som beskrivits tidigare har ett flertal insatser inom åtgärden finansierat förädling och försäljning av biobränslen så som pellets. I den enkät som Niemi Hjulfors m.fl. (2015) presenterar finns 5 företag med som fått stöd till produktion av pellets eller briketter. Endast tre företag har dock uppgett några uppgifter på vad som producerats och produktionen av pellets anges till cirka 175 ton vilket motsvarar 875 MWh. Jämfört med de identifierade insatserna inom biogas och biopannor är dessa därmed mycket måttliga. Om det antas att pelletsen ersätter eldningsolja i förhållandet 1:1 motsvarar detta en besparing på cirka 250 ton CO₂-ekvivalenter. Precis som tidigare omfattar enkäten också bara de företag som fått utbetalda stöd år 2007 – 2011. Dessa uppgifter är därmed sannolikt underskattade.

Måluppfyllelse

När det gäller produktionen av förnybar energi uppgår de identifierade insatserna till 65 GWh vilket ger en måluppfyllnad på 6,5 %. För åtgärdens bidrag till att minska utsläppen av växthusgaser är måluppfyllnaden cirka 7,4 %, se tabell 4.30. När det gäller de specifika målen för biogas är måluppfyllnaden dock betydligt högre och uppgår till 30 % av energiproduktionen och 18 % av målen för att reducera emissionerna av växthusgaser.

Tabell 4.30. Programspecifika indikatorer och kvantifierade mål med koppling till hälsokontrollen

Typ av indikator	Indikator	Mål	Utfall	Måluppfyllnad
Resultat	Åtgärdens bidrag till att öka produktionen av förnybar energi	1 TWh*	Biopannor 34 GWh Biogas 30 GWh Övrigt 1 GWh Totalt 65 GWh	6,5 %
Effekt	Åtgärdens bidrag till att minska utsläppen av växthusgaser	260 000 ton CO ₂ -ekvivalenter	Biopannor 9 700 ton Biogas 9 200 ton Övrigt 250 Totalt 19 150 ton	7,4 %

*Varav biogas 0,1 TWh och 50 000 ton

4.7 Åtgärd 312: Affärsutveckling i mikroföretag

Syftet med åtgärden är erbjuda stöd till investeringar och köp av externa tjänster till mikroföretag för att öka antalet mikroföretag på landsbygden och deras omsättning. Målgruppen är entreprenörer på landsbygden som sysselsätter färre än 10 årsarbetskrafter och som har en omsättning eller balansomslutning som understiger 2 miljoner Euro per år. Stöd kan också ges till grupper av mikroföretag eller andra organisationer och sammanslutningar (Landsbygdsdepartementet 2012).

Investeringsstöd kan generellt uppgå till 30 % av investeringen men inom mindre gynnade områden i norra Sverige har ytterligare 20 % kunnat beviljas. När det gäller projektstöd får den totala offentliga finansieringen uppgå till 20 – 100 % (Landsbygdsdepartementet 2012).

Programspecifika indikatorer och mål som bedömts vara relevanta för klimatåtgärder inom åtgärden redovisas i tabell 4.31.

Tabell 4.31. Programspecifika indikatorer och kvantifierade mål med koppling till hälsokontrollen

Typ av indikator	Indikator	Mål
Resultat	Åtgärdens bidrag till att öka produktionen av förnybar energi	0,5 TWh
Effekt	Åtgärdens bidrag till att minska utsläppen av växthusgaser	134 000 ton CO ₂ -ekv.

Uppföljning av indikatorer och måluppfyllelse

Baserat på Jordbruksverket (2015a) har 1 698 företag fått stöd inom åtgärden. Flertalet av dessa har dock sannolikt fått stöd till investeringar och projekt som primärt inte har med klimatåtgärder att göra. Försättningsvis baseras analysen därför på de insatser inom förnybar energi och klimat som identifierats av Niemi Hjulfors m.fl. (2015). Baserat på detta underlag har 141 unika insatser som slutbetalts den 14 oktober 2015 beviljats 61,6 miljoner kr i stöd.

Investeringar i biopannor

När det gäller investeringar i biopannor har 34 företag beviljats stöd inom åtgärden. Baserat på enkätsvar och återbetalning av energi- och koldioxidskatt har dessa företag minskat sin användning av fossila bränslen med 1,8 GWh och ökat sin användning av förnybara bränslen med 7,5 GWh. Med antagande att all energi ersätter eldningsolja beräknas emissionerna av växthusgaser minska med cirka 2 700 ton CO₂-ekvivalenter, se också tabell 4.14.

Investeringar i biogas

När det gäller stöd till biogas har totalt 13 insatser identifierats som beviljats 15,4 miljoner kr. Av dessa har 10 stycken varit förutsättningsskapande i form av olika typer av förstudier och samverkansprojekt. Därutöver har 3 biogasanläggningar fått sammanlagt 13,4 miljoner kr i stöd. Av dessa anläggningar är en byggd för torrötning och den är inte i drift idag.

Baserat på företagens rapporterade biogasproduktion för år 2014 beräknas produktion av biogas uppgå till cirka 9 GWh som avsätts som drivmedel. Med antaganden att all biogas är gödselbaserad beräknas utsläppsreduktionen till 3,5 kton CO₂-ekvivalenter per år, se också tabell 4.6.

Övriga insatser

Övriga insatser inom åtgärden avser främst olika typer av förutsättningsskapande projekt men också investeringar i förnybar elproduktion som vind- och vattenkraft samt förädling och försäljning av biobränslen med mera.

Baserat på de enkätsvar som redovisas av Niemi Hjulfors m.fl. (2015) har insatserna inom åtgärden till exempel lett till att produktionen av vatten- och vindkraft ökat med 1 415 MWh. Två företag uppger också att de ökat produktionen av fjärrvärme med 1 400 MWh.

Om fjärrvärmens ersätter eldningsolja och produktionen av elektricitet ersätter svensk respektive nordisk elmix minskar emissionerna av växthusgaser med cirka 400 ton respektive 51 – 177 ton.

Måluppfyllelse

Baserat på de beräkningar som presenterats ovan kan det konstateras att de insatser som genomförts inom åtgärden bidragit till att öka produktionen av förnybar energi med cirka 21 GWh vilket ger en måluppfyllnad på närmare 4 %. När det gäller emissionerna av växthusgaser har åtgärden lett till en minskning med 6 700 ton CO₂-ekvivalenter vilket motsvarar en måluppfyllnad på cirka 5 %, se också tabell 4.31.

Tabell 4.32. Programspecifika indikatorer och kvantifierade mål med koppling till hälso-kontrollen

Typ av indikator	Indikator	Mål	Utfall	Målupp-fyllnad
Resultat	Åtgärdens bidrag till att öka produktionen av förnybar energi	0,5 TWh	Biopannor 9,3 GWh Biogas 9 GWh Övrigt 2,8 GWh Totalt 21,1 GWh	4 %
Effekt	Åtgärdens bidrag till att minska utsläppen av växthusgaser	134 000 ton CO ₂ -ekvivalenter	Biopannor 2 700 ton Biogas 3 500 ton Övrigt 500 ton Totalt 6 700 ton	5 %

4.8 Svar på utvärderingsfrågan om klimatåtgärder

När det gäller klimatåtgärder har temagruppen att svara på den programspecifika utvärderingsfrågan PSEQ 20B: *Vad kan man lära sig av hur klimatåtgärderna fungerat när det gäller utvärderingen och utformningen av klimatåtgärder i framtida program?*

Inledningsvis kan det konstateras att de mål och indikatorer som bedömts vara relevanta för klimatåtgärderna nästan uteslutande är kopplade till produktion och användning av olika energibärare.

Huvuddelen av de klimatrelaterade insatserna har också haft ett tydligt fokus på en minskad användning av fossil energi alternativt en ökad produktion och användning av förnybar energi. Tydligast framträder investeringar i biopannor och andra åtgärder relaterade till förnybar produktion av värme, produktion av biogas samt åtgärder för att främja en ökad produktion och försäljning av förädlade biobränslen så som pellets.

Överlag finns det därmed en god överensstämmelse mellan genomförda insatser och de mål som satts upp inom programmet. Däremot är måluppfyllnaden som sådan relativt låg i de flesta fall.

En del av orsaken kan vara att relativt många insatser varit förutsättningsskapande och därmed inte omedelbart gett upphov till några mätbara effekter. Alternativt har de effekter som uppstått inte kunnat mätas här. Det är också tydligt att det många gånger saknas underlag för att utvärdera även de konkreta investeringar som genomförts. De resultat som visats här är därmed sannolikt underskattade.

En annan förklaring kan vara att de stöd som erbjudits inte varit tillräckliga för att insatsen ska vara lönsam och därmed har lantbrukarna inte investerat i den utsträckning som avsetts. Det finns till exempel studier som visar att det många gånger varit svårt att få lönsamhet i satsningar på gödselbaserad biogas trots tillgängliga stöd.

Det kan också konstateras att en stor del av målen inom axel 1 är kopplade till plantering av fleråriga energigrödor där utfallet blev mycket lågt. Orsakerna till detta har inte utretts närmare här men bör studeras vidare vid en eventuell fortsatt satsning på liknande insatser.

Lärdomar vad gäller utvärderingen av klimatåtgärder i framtida program

En utvärdering tar sin utgångspunkt från uppsatta mål och indikatorer. Det är därför viktigt att dessa är så väl definierade som möjligt. I föreliggande program finns flera tydliga mål och indikatorer men det finns också exempel på oklarheter med avseende på vilka effekter som ska beaktas.

Att en lantbrukare som ersätter en oljepanna med en flispanna minskar användningen av fossila bränslen är en relativt oproblematisks utgångspunkt. Däremot är det mer otydligt hur effekterna ska beräknas om lantbrukaren samtidigt ökar sitt värmebehov och därmed också ökar användningen av förnybar energi. Det finns också utrymme för olika tolkningar när det gäller hur reinvesteringar, där till exempel en befintlig flispanna ersätts med en ny flispanna, ska hanteras.

När det gäller den data som samlas in från stödmottagarna och som varit tillgängliga för utvärdering kan det konstateras att det i de flesta fall saknas underlag för att kunna utvärdera i vilken utsträckning insatserna bidrar till att uppfylla målen. Det kan vara så att en del underlag finns i de handlingar som stödmottagarna skickat in till Jordbruksverket men att dessa inte förts in i DAWA och därmed inte varit tillgängliga för utvärderingen. Vår bedömning är dock att i de flesta fall är så inte fallet.

För konkreta projekt så som byggnation av biogasanläggningar, biopannor och gödsellager med mera finns det dock i de flesta fall också konkreta resultat på företagsnivå. Det kan till exempel handla om hur energianvändningen ser ut innan investeringen genomfördes och hur den ser ut efteråt. Alternativt hur mycket biogas som produceras och från vilka råvaror eller hur mycket gödsel som nu lagras under tak etc. Om stödmottagarna lämnat svar på den här typen av frågor vid ansökan om medel respektive slutbetalning hade utvärderingen underlättats avsevärt. Det kan också finnas anledning för stödmottagaren att lämna information en tid efter att insatsen genomförts. Det kan till exempel ta tid innan en biogasanläggning är i full drift även om investeringen som sådan är genomförd.

Ett tydligt exempel på insamling av data som underlättar utvärdering är att de biogasanläggningar som inkluderas i gödselgasstödet måste lämna uppgifter om hur många kWh biogas de producerar och från vilka råmaterial. Eftersom utvärderingen fått tillgång till en del av dessa uppgifter har satsningarna på biogasanläggningar också kunnat utvärderas med relativt god noggrannhet. Detta är dock tack vare det nya gödselgastsödet och inte tack vare uppgifter som lämnats vid ansökan om investeringsstöd.

Motsvarande datainsamling finns dock när det gäller stödet till plantering av fleråriga grödor som också gått att utvärdera med god noggrannhet. Gemensamt för dessa två exempel är att stödmottagaren fått stöd i relation till något som direkt kopplar till uppsatta mål och indikatorer. I det här fallet producerade kWh biogas från gödsel eller planterade hektar energigröda. Därmed har stödmottagaren per automatik också lämnat uppgifter som är direkt applicerbara vid en utvärdering.

Inför utvärderingen av kommande program bör det redan vid utformningen av stöden finnas ett tydligt fokus på mål och indikatorer och vilken data som krävs för att kunna utvärdera dessa. Sannolikt innebär det till exempel ett större fokus på att stödmottagaren ska återskapa data och kanske inte bara vid ansökan om slutbetalning utan även från tiden då investeringen används. Rimligen bör detta kunna läggas som ett krav vid ansökan om stöd. Samtidigt är det naturligtvis viktigt

att datainsamlingen kan skötas på ett enkelt sätt för stödmottagare och myndighet och att arbetsbördan blir rimlig i förhållande till stödets storlek. Ett sätt att minska arbetsinsatsen för såväl stödmottagare, myndigheter och utvärderare skulle också kunna vara att ställa olika krav beroende på stödets storlek.

Lärdomar vad gäller utformningen av klimatåtgärder i framtida program

Som beskrivits ovan har landsbygdsprogrammet 2007 – 2013 ett tydligt fokus på produktion och användning av energi och relaterade emissioner av växthusgaser. Primärt har de klimatrelaterade insatserna fokuserat på lantbruksföretagens interna behov av värme, produktion av biogas samt i viss mån produktion av biobränsle för extern försäljning. Däremot har det genomförts mycket få insatser för att minska användningen av diesel i lantbrukets arbetsmaskiner trots att dessa står för en betydligt större andel av den fossila bränsleanvändningen än de stationära anläggningarna.

Samtidigt kan det konstateras att emissionerna av växthusgaser från jordbrukssektorn primärt härrör från biogena processer. Huvudsakligen i form av metan från idisslarnas matsmältning och lustgas från det kväve som tillförs åkermarken i form av olika gödselmedel och odlingsrester. Dessutom kan en relativt hög andel av lustgasemissionerna kopplas till brukandet av organogena jordar. För att reducera jordbrukssektorns emissioner av växthusgaser i någon större omfattning krävs det därmed insatser riktade mot dessa biogena utsläppskällor. I det underlag som redovisas av Naturvårdsverket (2015a) har metan och lustgas ungefär lika stor betydelse för jordbrukssektorns emissioner. Dessa beräkningar baseras dock på den metod som anges i IPCC (2006). Det innebär till exempel att olika emissioner av växthusgaser relateras till varandra baserat på ett 100-års perspektiv. Därmed antas att 1 kg metan och lustgas motsvarar 25 respektive 298 kg CO₂-ekvivalenter. I IPCC (2013) har dock dessa karakteriseringsfaktorer justerats så att 1 kg metan istället motsvarar 34 kg CO₂-ekvivalenter. Om dessa faktorer implementeras ökar metanemissionernas betydelse markant. Det bör också påpekas att tidsperspektivet har mycket stor betydelse. Om tidshorisonten sätts till 20 år istället för 100 år motsvarar 1 kg metan och lustgas istället 84 respektive 260 kg CO₂-ekvivalenter. För att uppnå en snabb minskning av jordbrukssektorns påverkan på växthuseffekten bör därmed åtgärder som fokuserar på metanemissioner prioriteras. Samtidigt finns det osäkerheter i hur stora emissionerna av metan och lustgas faktiskt är vilket talar för behovet av fortsatta studier inom området.

Inför kommande program bör det inledningsvis finnas ett fortsatt fokus på att kraftigt reducera jordbrukssektorns användning av fossil energi. Att ersätta jordbruksföretagens användning av fossila bränslen för stationära anläggningar är något som kan och bör genomföras i närtid. Det kan också finnas anledning till ett ökat fokus på att minska användningen av diesel genom effektiviseringar och en ökad användning av förnybara drivmedel.

Det bör också finnas ett tydligare fokus på åtgärder för att minska de biogena emissionerna av lustgas men framförallt metan. Här har biogasen en särskild roll då det dels är en förnybar energibärare med flera användningsområden och dels möjliggör en kraftig minskning av emissionerna av växthusgaser från konventionell stallgödselhantering.

I framtida program bör det också finnas ett större fokus på jordbrukaren som energi-producent. Dels i form av leverantör av mer eller mindre förädlade råvaror och dels i form av producent av drivmedel, elektricitet och värme. Sådana insatser kan dock leda till att emissionerna från jordbrukssektorn som sådan ökar. Det kan därför finnas skäl att beakta möjligheten till att också använda relativa mål och indikatorer. Ett sådant förfarande skulle också kunna motivera ett ökat fokus på effektivisering av primärproduktionen som ett led i att minska emissionerna av växthusgaser.

När det gäller satsningar på biogasanläggningar har det i denna studie visats att en relativt stor andel av de beviljade stöden inte rekvirerats. Delvis tycks detta bero på att större satsningar på biogas innefattar flera aktörer och långa tillståndprocesser och att projekten därför inte kunnat genomföras i tid. För att minska den initiala risken för projektägarna och även minska risken för att beviljade medel blir upplåsta i projekt som inte realiserats skulle framtida program kunna inkludera mindre stöd till förstudier och tillståndprocess mer mera.

Slutligen kan det konstateras att i det program som utvärderats här har insatser inom klimatområdet genomförts inom ramen för åtgärder som modernisering och diversifiering med flera. För att tydliggöra vikten av klimatåtgärder och satsningar på förnybar energi i kommande program kan det vara motiverat att introducera särskilda åtgärder för dessa insatser.

5 Åtgärd 211 och 212: Stöd för naturbetingade svårigheter för jordbrukare i bergsområden (åtgärd 211) och andra områden med svårigheter (åtgärd 212)

Beskrivning av åtgärden: Motiv, mål, berörd lagstiftning

Åtgärden (nedan kallad ”kompensationsstödet”) grundar sig på artikel 37 i rådets förordning (EG) nr 1698/2005.

Åtgärden innebär att stöd lämnas som ersättning för naturgivna nackdelar till jordbruksmark som används för extensiv vallodling och till betesmark inom stödområdena F, 1-4 samt 5a och 5b. I stödområde F, 1-3 samt 4a ges stödet också till mark som används för spannmålsodling och i stödområde F samt 1-3 även till mark som används för att odla potatis (Landsbygdsdepartementet 2012).

Motivet för åtgärden är dels att stärka den regionala ekonomin, dels att främja ett öppet och varierat odlingslandskap. De naturliga förutsättningarna för jordbruksproduktion inom områdena ifråga är sämre än i övriga landet p.g.a. såväl klimatologiska (stränga vintrar och kort vegetationsperiod) som topografiska faktorer (kuperat landskap). Dessutom är befolkningstätheten låg och avstånden till centralorter stora, särskilt i de nordligaste områdena, vilket försvårar utvecklingen av landsbygden. Jordbruket bedöms som viktigt för att bevara ett öppet och varierat landskap vilket i sin tur anses betydelsefullt för att dessa områden ska vara attraktiva för boende, friluftsliv och turism (Landsbygdsdepartementet 2012).

Målet för åtgärden är att jordbruksmark motsvarande totalt 530 000 hektar i de olika stödområdena ansluts enligt tabellen nedan:

Tabell 5.1. Önskad anslutning till åtgärd 211 och 212

Stödområde	Hektar vall och betesmark
F samt 1-3	190 000
4 samt 5a och 5b	340 000
Totalt	530 000

Källa: Landsbygdsdepartementet, 2012

Bevarad djurhållning sägs vara viktigt för att nå målen. Den minsta djurtäthet (i antal djurenheter) som krävs för att hålla en hektar öppen, anpassad till den lokala situationen, anges vara:

Tabell 5.2. Minsta djurtäthet för att hålla en hektar öppen

Region	Stödområde	Antal djurenheter
Norra Sverige	1-3 och F	1,0 (Tackor 0,8)
Skogsbygder	4	1,1
Skogsbygder	5	1,3

Källa: Landsbygdsdepartementet, 2012

Den maximala djurtätheten begränsas av den maximala mängden stallgödsel som får tillföras per hektar, vilket motsvarar 22 kg fosfor/ha och år (Landsbygdsdepartementet 2012).

Villkor för stödet

Stödet kan sökas av jordbrukare som brukar minst 3 ha jordbruksmark inom stödområdena F, 1-4 samt 5a och 5b. De som söker stöd för vallodling och betesmark måste ha djur (uttryckt i djurenheter) motsvarande den minsta djurtäthet som bedöms krävas för att hålla ett hektar öppet i stödområdet ifråga. Djurslag som godtas är nötkreatur, tackor och getter. Ersättning för vallodling och betesmark framgår av Tabell 5.3:

Tabell 5.3. Ersättning per hektar för vallodling och betesmark

Stödområde	Ersättning för 0-90 ha	Ersättning för areal över 90 ha
F och 1	2 700 kr (€ 300)	1 350 kr (€ 150)
2 och 3	2 100 kr (€ 223,3)	1 050 (€ 116,7)
4a	2 100 kr (€ 223,3)	1 050 (€ 116,7)
4b	1 100 kr (€ 112,2)	550 kr (€ 61,1)
5a	1 500 kr (€ 166,7)	750 kr (€ 83,3)
5b	900 kr (€ 100)	450 kr (€ 50)

Källa: Landsbygdsdepartementet, 2012.

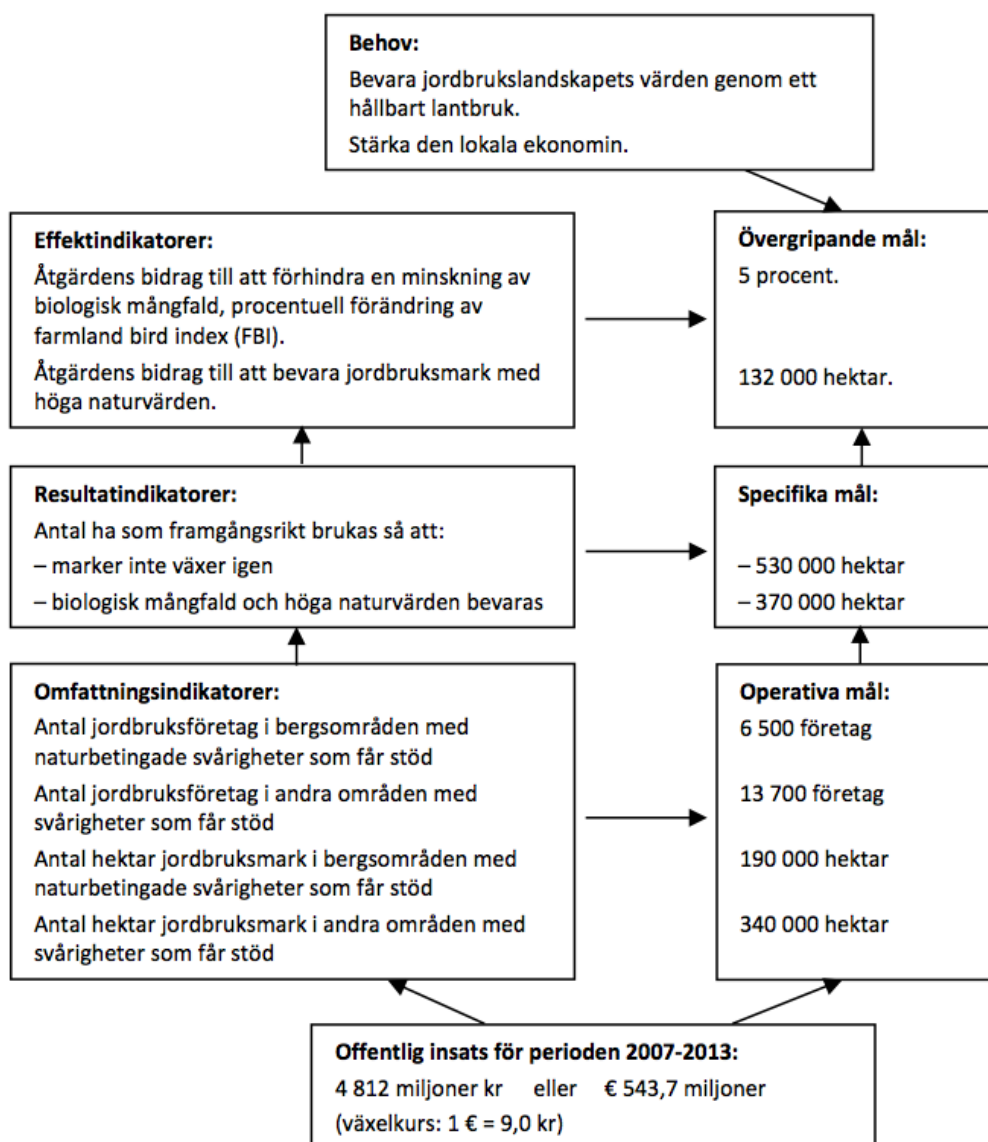
Ersättning för *spannmålsodling* uppgår till 1 000 kr (€ 111,1) per ha i stödområde F och 1-3 samt till 500 kr (€ 55,6) per ha i stödområde 4a för en areal av maximalt 90 ha. För areal överstigande 90 ha lämnas halv ersättning, d.v.s. 500 kr/ha i område F och 1-3 respektive 250 kr/ha (€ 27,8) i område 4a.

Ersättning för *odling av potatis* uppgår till 1 750 kr (€ 194,4) per ha för en areal av maximalt 90 ha och till 875 kr (€ 97,2) per ha för areal överstigande 90 ha.

EU finansierar 47,5 % av de stödberättigade kostnaderna och Sverige resterande 52,5 % (Landsbygdsdepartementet 2012).

Interventionslogik och indikatorer

Figur 5.1 illustrerar stödets interventionslogik så som den tolkas av slututvärderaren utifrån vad som sägs i motiveringen samt de indikatorer och mål som anges för stödet i landsbygdsprogrammet. Det kan noteras såväl målen som indikatorerna är oförändrade från de som angavs vid tiden för halvtidsutvärderingen (Rabinowicz m.fl. 2010).



Källa beträffande insatser, mål och indikatorer: Landsbygdsdepartementet (2012).

Figur 5.1. Interventionslogik för kompensationsstödet

Slututvärderaren tolkar resonemanget bakom stödet enligt följande: Landskapet i de aktuella områdena domineras av skog (även fjäll i område F) och endast några få procent utgörs av jordbruksmark. Marker med höga biologiska värden anses finnas i det odlade landskapet i dessa områden vilket innebär att nedläggning av jordbruk eller beskogning av jordbruksmarker utgör ett hot mot såväl den biologiska mångfalden som kulturmiljön. De naturbetingade svårigheterna i området, samt de långa avstånden, gör det svårt att driva aktivt jordbruk. Genom att satsa drygt 4 800 miljoner kr under perioden 2007-2013 förväntas jordbruket kompenseras i tillräcklig utsträckning för att motverka nedläggning eller beskogning av 530 000 ha jordbruksmark, av vilka 132 000 ha ska vara marker med höga naturvärden. Detta ska också resultera i att nedgången i mångfalden i jordbrukslandskapets fågelfauna – mätt med hjälp av ”farmland bird index” ska minskas med 5 %.

Slututvärderaren noterar att begreppet ”jordbruksmark med höga naturvärden” inte definieras i landsbygdsprogrammet vilket gör åtgärden problematisk att utvärdera. Farmland Bird Index (FBI), som också är en indikator för *miljövänligt jordbruk*, är ett index som speglar populationsutvecklingen för ett antal vanliga jordbuksfåglar och beskrivs närmare i avsnitt 2 (Åtgärdsövergripande metodbeskrivning). FBI anses spegla utvecklingen av den biologiska mångfalden generellt, vilket inte har visats (se generell diskussion om FBI i avsnitt 2 (Åtgärdsövergripande metodbeskrivning)).

I halvtidsutvärderingen ansågs att de övergripande målen var relevanta för behovet att bevara jordbrukslandskapets värden samt att en ökning av antalet fåglar i jordbrukslandskapet och bevarande av jordbruksmark kan anses vara tecken på ett uthålligt jordbruk. De särskilda målen ansågs i sin tur relevanta för att uppnå det övergripande målet. Beträffande de operativa målen ansågs det dock inte självklart att man behövde stödja ett visst antal jordbruksföretag för att det övergripande målet att bevara jordbruksmark med höga naturvärden och biologisk mångfald skulle uppnås. Istället bedömdes att antalet hektar med stöd och antalet djur som viktigare för att uppnå målsättningen (Rabinowicz m.fl. 2010). Vad gällde relevansen av ersättningen konstaterades att den var avsedd att påverka odlingslandskapets kvalitet (med avseende på biologisk mångfald och naturvärden) vilket i huvudsak är en kollektiv vara vars produktion är svår att finansiera med marknadsintäkter. Således finns visst stöd i ekonomisk teori för att kompensationsstödet skulle kunna bidra till att bevara jordbrukslandskapets naturvärden. Emellertid ansågs dess utformning som ett schablonbelopp per ha för att kompensera för merkostnader relativt svensk slättbygd för viss produktion som problematisk, d.v.s. halvtidsutvärderaren var tveksam till om dessa merkostnader var korrekt uppskattade (om de underskattas blir kompensationen för låg och för lite jordbruksmark och naturvärden kommer att bevaras och tvärt om ifall kompensationen överskattar merkostnaden).

Slututvärderaren delar i huvudsak halvtidsutvärderarens bedömning.

Budget och utfall

Den totala budgeten för perioden 2007-2013 uppgick till € 534,7 miljoner eller ca 4 812 miljoner kr (Landsbygdsdepartementet 2012: växelkurs 1 € = 9 kronor). Tabell 5.4 anger hur programmet uppfyllt de operativa målen vad gäller antal sökande, hektar och utbetalningar.

Tabell 5.4. Antal jordbrukare och hektar som fått ersättning från kompensationsstödet

År	Totalt antal jordbrukare	Jordbrukare i bergsområden	Totalt antal hektar	Antal hektar i bergsområden	Totala utbetalningar (Mkr)
2007	20 817	6 458	844 541	264 789	690,1
2008	20 470	6 224	827 762	262 273	694,4
2009	18 425	5 958	815 310	256 002	653,0
2010	19 551	5 659	798 912	249 175	801,7
2011	18 763	5 490	798 490	246 167	745,7
2012	18 190	5 205	784 725	239 306	734,5
2013	17 588	4 983	779 588	238 020	725,6

Källa: Jordbruksverket

Erfarenheter från tidigare utvärderingar

Tidigare utvärderingar av landsbygdsprogrammet

Ett grundläggande problem vid utvärderingen av kompensationsstödet är att det kan sökas av alla som uppfyller areal- och djurkraven, och ges till i princip alla som söker, i områden med naturgivna nackdelar. Beloppen är visserligen differentierade mellan olika områden (se Tabell 5.3) men differentieringen har gjorts mot bakgrund av vad som uppfattas som skillnader i de merkostnader som uppstår p.g.a. skillnader i naturgivna nackdelarna mellan de olika områdena (Landsbygdsdepartementet 2012). Detta försvårar en empirisk analys av stödets effekter eftersom det finns ytterst få gårdar som möter likartade förutsättningar men som inte får stödet och skulle kunna utgöra kontrollgrupp.

Halvtidsutvärderingen av *Miljö- och landsbygdsprogram för Sverige 2000-2006* fann att kompensationsstödet tillsammans med andra ersättningar hade bidragit till att förhindra nedläggning av jordbruk och jordbruksmark. Utan stödet hade sannolikt antalet företag varit färre och den brukade arealen mindre i de områden som fick del av det. Utvärderingen ansåg emellertid att stödet inte var tillräckligt för att förhindra att nedläggning ändå sker, särskilt i stödområde 1 och i de fjällnära kommunerna. Utvärderingen bedömde vidare att bidraget, tillsammans med ersättningen för ett öppet och varierat odlingslandskap, främjade ett öppet landskap samt ett extensivt jordbruk med lägre användning av bekämpningsmedel och mindre läckage av växtnäring. Därmed ansåg utvärderingen att det specifika målet uppnåts, åtminstone när det gällde miljöaspekten av bidraget (Näringsdepartementet 2003).

Slututvärderingen av *Miljö- och landsbygdsprogram för Sverige 2000-2006* (Andersson m.fl. 2009) baserade sina slutsatser på simuleringar av den kontrafaktiska utvecklingen med hjälp av AgriPolis-modellen i två svenska län (Jönköpings och Västerbottens). AgriPolis är en spatial, dynamisk, agent-baserad simuleringsmodell av jordbrukets strukturomvandling i en viss region (Happe m.fl. 2006, Kellermann m.fl. 2008). Den kan användas för att simulera utvecklingen både över tiden och i rummet (d.v.s. förutom att visa slutresultatet när alla anpassningar ägt rum, visar den även vägen dit). Kärnan i modellen är ett system av heterogena gårdar som var och en antas maximera hushållets samlade inkomster. Gårdarna är sammanlänkade via faktor och produktmarknader och påverkar därmed varandra. Utifrån detta optimeringsproblem kan gårdar delta i arrendemarknaden eller välja att sluta med jordbruk. Då jordbruksmark är en nödvändig men begränsad resurs kan en gård bara expandera om en annan gård minskar sin verksamhet. Resultaten tydde på att kompensationsstödet effekter på markanvändningen var små givet andra stöd (gårdsstödet och det nationella stödet) som betalas ut till jordbruksföretag i de aktuella områdena. Andelen jordbruksmark som användes för extensiv produktion (vallodling som inte gödslas och betesmark) förändrades inte nämnvärt, däremot minskade andelen som lades i träda. Simuleringarna visade också att stödet bidrog till att minska användningen av bekämpningsmedel och till att reducera kväveöverskottet. Även om båda effekterna var relativt små ansågs bidraget ha en positiv effekt på målet om ett rikt odlingslandskap. Resultaten visade vidare att stödet ledde till en viss ökning av antalet sysselsatta i jordbruket. Jordbrukarnas inkomster påverkades dock negativt eftersom stödet gör det svårare för företagen att utöka arealen och dra nytta av stordriftsfördelar. Således kapitaliserades ca 60 % av stödet i Jönköpings län och ca 40 % av bidraget i Västerbottens län i högre arrendepriiser.

I förhandsutvärderingen av *Landsbygdsprogram för Sverige 2007-2013* (Livsmedelsekonomiska Institutet 2006) fördes diskussionen huvudsakligen utifrån teoretiska utgångspunkter. De höjda ersättningsnivåerna i kompensationen för naturgivna nackdelar vid extensiv vallodling och utnyttjandet av betesmarker bedömdes göra åtgärden mer attraktiv och öka anslutningsgraden. Det gick dock inte att ha någon uppfattning om den kvantitativa måluppfyllelsen. Det noterades att tidigare utvärderingar hade pekat på att kompensationsstödet huvudsakliga effekt varit att begränsa minskningen av djurhållningen, trots att detta aldrig varit ett uttalat mål. Sammanfattningsvis konstaterades att det fanns risk för att kompensationsstödet skulle komma att kapitaliseras i högre markpriser.

I halvtidsutvärderingen av *Landsbygdsprogram för Sverige 2007-2013* utnyttjades såväl AgriPolis- som CAPRI-modellen för att simulera den kontrafaktiska utvecklingen (Rabinowicz m.fl. 2010). Syftet med att använda CAPRI-modellen var att få mer information om kompensationsstödet effekter i områden som inte är representerade i AgriPolis. Till skillnad från AgriPolis omfattar CAPRI-modellen nämligen hela Sverige/EU. I CAPRI modelleras jordbruket som en interaktion mellan ett större antal produktionsaktiviteter utgående ifrån växternas och djurens behov av olika insatsvaror samt avkastningen på produkter i de olika produktionsaktiviteterna. Till detta kommer en ekonomisk modell för producenternas beteende enligt vilken alla producenter i en given region (NUTS2) tillsammans agerar som om de försöker maximera vinsten (d.v.s. varje region utgör ett "företag"), givet de priser som finns på marknaden och de olika stöd till jordbruket som finns i EU (se Britz och Witzke 2014).

Det mest centrala vid modelleringen av miljöersättnings effekter är utbudselasticiteterna för mark som styr i vilken takt ny mark görs tillgänglig eller minskar när det ekonomiska värdet av att använda ytterligare en hektar mark ändras. Modellen arbetar med regionalt differentierade elasticiteter och skiljer mellan olika teknologier för att ta hänsyn till olika intensiteter i produktionen. Ytterligare en skillnad gentemot AgriPolis är att CAPRI är en s.k. komparativ statisk modell (d.v.s. den visar endast effekterna på markanvändning o.s.v. när alla anpassningar har ägt rum). Resultaten från *AgriPolis-simuleringarna* tydde inte på att kompensationsstödet påverkade den totala arealen jordbruksmark i de två aktuella regionerna (Jönköpings- och Västerbottens län) givet att andra stöd – Gårdsstödet, Vallstödet samt stödet till betesmark – fanns kvar. Det påverkade dock hur marken användes där kompensationsstödet ledde till en mindre varierad landskapsbild då det minskade odlingen av spannmål, en gröda som odlas förhållandevis lite de båda regionerna. Resultaten visade också att kompensationsstödet bromsade strukturomvandlingen så att ett större antal mindre gårdar blev kvar. Resultaten från *CAPRI-simuleringarna* tydde på att kompensationsstödet hade mycket begränsade (om än positiva) effekter på den totala arealen jordbruksmark, utom möjligen i mellersta Norrland. I likhet med AgriPolis resultaten tycktes det emellertid påverka hur marken användes. Särskilt arealen betesmark skulle ha varit mindre om stödet inte funnits. Halvtidsutvärderaren drog slutsatsen att, sett till resultaten från båda modellerna, kompensationsstödet sannolikt bidragit till att säkra fortsatt användning av jordbruksmark, men endast i liten utsträckning.

Andra utvärderingar

Slututvärderaren känner inte till några andra utvärderingar av kompensationsstödet effekter.

Underlag och metoder för utvärdering av åtgärdens effekter

Situationen vad gäller underlag för analys med hjälp av empiriska data har inte ändrats från vad som gällde vid tiden för halvtidsutvärderingen eftersom villkoren, bortsett från något högre ersättningsnivåer från och med 2010, för stödet är oförändrade. Det är således inte möjligt att konstruera kontrollgrupper av likartade jordbruksföretag som möter likartade naturgivna nackdelar och som inte får stöd. Som i halvtidsutvärderingen görs analysen av stödets effekter på markanvändning därför med hjälp av resultat från simuleringsmodellen CAPRI och för att analysera hur dessa effekter påverkar indikatorn ”farmland bird index” utnyttjas. För en närmare metodbeskrivning, se avsnitt 2 ”Åtgärdsövergripande metodbeskrivning”.

Resultat

Effekter på markanvändning

Vad gäller kompensationsstödet effekt på markanvändningen framgår resultaten från CAPRI-modellen av Tabell 5.5. Beräkningarna utgår från ett referensscenario där alla stöd (inklusive gårdsstöd och norrlandsstöd om relevant för området ifråga) ingår. Därefter har kompensationsstödet tagits bort och simuleringarna gjorts om.

Tabell 5.5. Effekter på markanvändningen (1 000 ha) av att ta bort kompensationsstödet

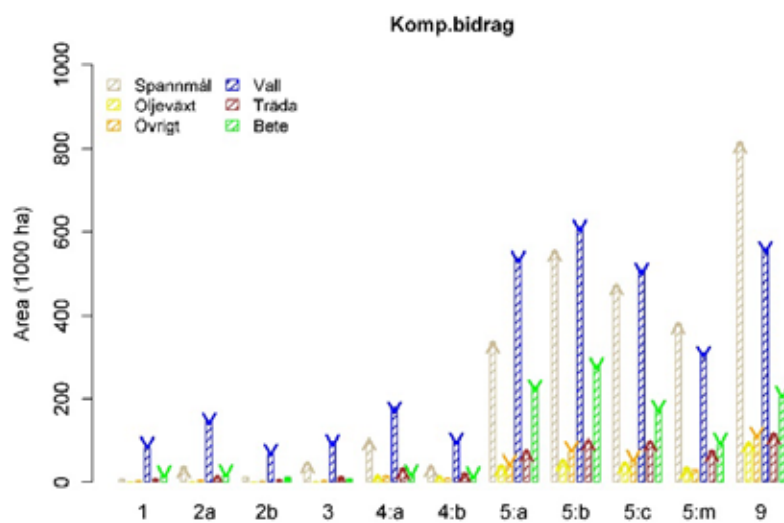
Region	Betesmark	All åkermark	Spannmål	Oljeväxter	Andra åkergrödor	Slätter och betesvallar	Träda och obrukad åkermark
Sverige	410,9	2418	962	109,1	92,4	1049,4	154,5
	-4,10%	0,00%	0,80%	9,50%	-0,50%	-2,30%	6,10%
Stockholm	14	99,9	40,3	6,8	1,1	37,2	12,2
	-0,50%	0,00%	-0,40%	0,00%	0,00%	-0,20%	1,90%
Östra Mellansverige	71,7	610,8	308,6	36,9	13,7	186,1	48,6
	-1,20%	0,10%	0,70%	11,00%	-3,60%	-1,80%	-2,10%
Sydsverige	74,4	542,4	277,7	31,2	54,4	157,9	9,7
	-1,30%	-0,10%	-0,30%	2,00%	-0,60%	-0,70%	11,60%
Norra Mellansverige	16,4	177,6	56,8	4,4	2,5	96	15,1
	-14,20%	-0,20%	8,90%	537,60%	29,60%	-9,90%	9,40%
Mellersta Norrland	12,8	85,9	5		0	76,8	2,8
	-22,20%	0,50%	3,70%		0,00%	-0,90%	44,70%
Övre Norrland	2,7	103,9	17,7		0,7	72,1	11,1
	-26,60%	0,00%	-0,10%		3,40%	-3,50%	31,00%
Småland med öarna	158,6	290,8	56,8	6,1	4,8	205,5	12,6
	-3,90%	0,10%	1,20%	8,90%	-3,60%	-1,40%	20,90%
Västssverige	60,3	506,7	199,1	23,6	15,2	217,7	42,3
	-2,70%	-0,10%	0,30%	4,20%	-0,40%	-1,70%	4,20%

Effekten är störst i mellersta och norra Sverige vilket är rimligt mot bakgrund av att stödnivåerna är högst där. Ett slopande av stödet skulle således minska arealen *betesmark* med drygt 4 % i landet som helhet men med ca 14 % i norra Mellansverige, med ca 22 % i mellersta Norrland och med knappt 27 % i norra Norrland (betesmarksarealen är dock tämligen obetydlig även med stödet, ca 3 000 ha, i denna region). Arealen *slätter- och betesvallar* skulle minska med drygt 2 % i landet som helhet men med nästan 10 % i norra Mellansverige. Arealen *träda och obrukad åkermark* skulle å andra sidan öka med ca 6 % i landet som helhet men med drygt 9 % i norra Mellansverige, med nästan 45 % i mellersta Norrland, med 31 % i övre Norrland och med nästan 21 % i Småland med öarna. Övriga markanvändningseffekter är marginella.

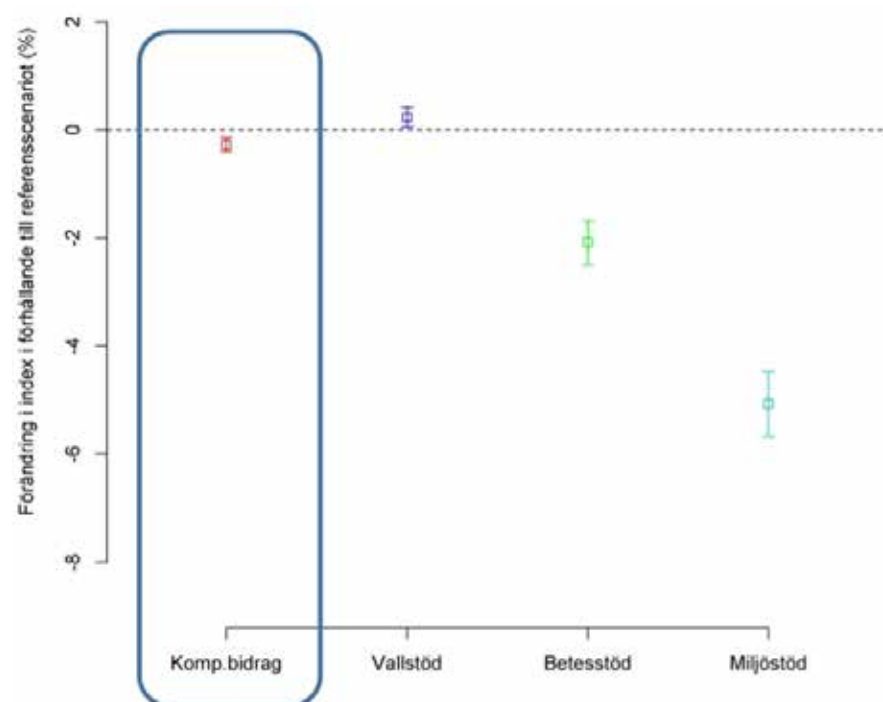
Av ovannämnda marktyper representerar sannolikt betesmarkerna den största biologiska mångfalden och möjligen också de högsta naturvärdena. Resultaten tyder således på att kompensationsstödet bidrar till att bevara sådana marker, särskilt i de norra landsdelarna. För landet som helhet innebär simuleringsresultatet att knappt 17 000 ha betesmark och drygt 24 000 ha slätter och betesvall bevaras medan vi går miste om ca 7 700 ha spannmål och ca 10 000 ha oljeväxter. Även om betesmarks samt slätter och betesvallsarealerna representerar marker med högre naturvärden och större biologisk mångfald än spannmåls- och oljeväxtarealen tyder resultaten på att stödet inte uppnår målet att bevara 132 000 ha jordbruksmark med höga naturvärden.

Effekter på biologisk mångfald

Genom att koppla samman ett kontrafaktiskt scenario för hur markanvändningen skulle vara om det inte fanns något kompensationsstöd (producerat med CAPRI) med habitatassociationsmodeller som förutsäger fåglars antal i relation till markanvändning (se avsnitt 2 *Åtgärdsövergripande metodbeskrivning*), skattade vi effekten av kompensationsstödet på de fågelarter som ingår i Farmland Bird Index (FBI). Scenariot ”inget kompensationsstöd” medförde en begränsad förändring av markanvändning i de flesta LFAs, med en liten minskning av arealen vall och betesmark och en liten ökning i arealen åkermark med annuella grödor samt träda (Figur 5.2), vilket i sin tur innebär att de flesta fågelarter inte påverkades speciellt mycket (Bilaga 3). Effekten på fågelindikatorn FBI var försumbar (-0.3 %, konfidensintervall = -0.4 % – -0.1 %; Figur 5.3), vilket innebär att effekten är mindre än målsättningen (5 % ökning av FBI). Några enskilda arter påverkades signifikant, men effekterna var marginella i kvantitativa termer. De betesmarksanknutna arterna stare och hämpling minskade något, medan den åkergynnade råkan ökade något (Bilaga 3, Figur 5.2). De små effekterna på fåglar gör det meningslöst att diskutera regionala skillnader i effekter.



Figur 5.2. Förutsägelser enligt CAPRI för förändringar i markanvändningen (pilar) under scenariot "inget kompensationsstöd" jämfört med basscenariot (stapelns höjd) i de olika LFA-områdena.



Figur 5.3. Förväntade relativa förändringar i fågelindikatorn FBI under scenariot "inget kompensationsstöd" jämfört med basscenariot.

Effekter på lokal ekonomi

CAPRI-modellen lämpar sig inte särskilt väl för att analysera stödets effekter på den lokala ekonomin eftersom den inte kan simulera effekter på strukturomvandling. Resultaten i Tabell 5.5 säger därför inget om huruvida de negativa effekterna på betesmark samt slåtter- och betesvallar beror på att jordbruksföretag läggs ner eller på en ändrad markanvändning utan nedläggning av företag (de relativt kraftiga effekterna på arealen träda och obrukad mark kan tyda på det senare i mellersta och övre Norrland samt Småland och öarna). Beräkningar av effekterna på den lokala ekonomin kräver egentligen en s.k. allmän jämviktsanalys. För att i någon mån belysa frågan om stödets effekt på den lokala ekonomin har vi gjort enklare beräkningar med CAPRI-modellen för att simulera effekterna av ett borttagande av kompensationsstödet på jordbrukarnas inkomster och förädlingsvärde. Resultaten presenteras i Tabell 5.6.

Tabell 5.6. Effekter på förädlingsvärdet i jordbruket av att ta bort kompensationsstödet (miljoner €/år)

Region	Intäkter	Rörliga kostnader	Stöd	Förädlingsvärde
Sverige	3,79	-45,99	-86,04	-36,27
Stockholm	-0,02	-0,16	-0,19	-0,05
Östra Mellansverige	4,35	-2,23	-4,64	1,93
Sydsverige	0,47	-2,58	-4,01	-0,96
Norra Mellansverige	1,84	-12,09	-20,6	-6,67
Mellersta Norrland	-2,88	-4,57	-12,15	-10,46
Övre Norrland	-0,65	-4,83	-11,56	-7,39
Småland med öarna	-1,94	-11,55	-21,15	-11,54
Västsverige	2,62	-7,98	-11,74	-1,13

Den initiala effekten av att ta bort kompensationsstödet är att jordbrukarna går miste om stödinkomster på 700-800 Mkr (ca 86 miljoner €) per år under perioden. Detta leder till en omfördelning av produktionen inom jordbrukssektorn enligt resultaten i Tabell 5.5 som delvis kan kompensera för förlusten av stödintäkterna samt till att kostnaderna förändras. För Sverige som helhet ökar således produktionsintäkterna med ca 3,8 miljoner € per år men, eftersom de rörliga kostnaderna minskar med ca 46 miljoner € och stödintäkterna reduceras med 86 miljoner € per år, faller förädlingsvärdet med ca 36 miljoner € per år ($3,8 + 45,99 - 86,04 = 36,27$). Att minskningen av förädlingsvärdet blir lägre än förlusten av stödinkomster beror på att aktiviteter som bara var lönsamma p.g.a. stödet läggs ner. Resultaten visar också att förlusterna inte fördelas jämt över landet. De största förlusterna inträffar i Småland med öarna samt i mellersta Norrland medan förädlingsvärdet i östra Mellansverige ökar något.

Det tycks således som att kompensationsstödet förbättrar jordbruksföretagens ekonomiska situation. Emellertid säger skattningarna inget om hur stödet påverkar strukturomvandlingen. Det är möjligt att det bromsar upp den (resultaten i halvtidsutvärderingen tyder på det), vilket kan innebära att företagen hade varit färre men större och mer bärkraftiga, p.g.a. att de kan dra nytta av stordriftsfördelar, om kompensationsstödet inte funnits. Det bör också noteras att beräkningarna av effekterna på inkomsterna i Tabell 5.6 inte tar hänsyn till vad som sker med mark som

inte används för jordbruksproduktion. Det är möjligt att den används för skogsbruk, möjligtvis av samma lantbrukare, men markens lönsamhet i den användningen tas inte med i beräkningarna.

Svar på utvärderingsfrågorna

QEC 16: I vilken utsträckning har åtgärden bidragit till att förbättra miljösituationen?

Vi tolkar frågan om hur stödet påverkat miljösituationen som relaterad till dess effekter på biologisk mångfald och bevarande av marker med höga naturvärden.

Resultaten i Tabell 5.5 tyder på att kompensationsstödet ökar möjligheterna att bevara betesmarker från igenväxning eller beskogning särskilt i de norra delarna av landet. Detta har sannolikt positiva effekter på den biologiska mångfalden. Resultaten tyder emellertid också på att stödet inte uppnått målet att bevara 132 000 ha jordbruksmark med höga naturvärden.

Effekten på FBI var negativ, men trivial i kvantitativa termer, bl.a. på grund av att några arter kopplade till betesmarker minskade. Att effekten i kvantitativa termer är liten, beror på att FBI beräknas på det totala antalet fåglar och således påverkas mer av vad som händer i bygder med stor areal jordbruksmark, än i regioner med svårigheter för jordbruket, där jordbruksmarken ofta är en liten del av landskapet. Effekten av detta blir att även om kompensationsstödet har stor effekt lokalt och regionalt, kan inte FBI som nationellt index fånga upp dessa effekter. Andra sätt att bedöma effekten av stöden diskuteras under vallstödet.

PSEQ 16A: Hur ändamålsenlig och effektiv har den geografiska styrningen av miljöåtgärden i programmet varit?

Frågan tolkas som gällande om stödets allokering till områden med naturbetingade svårigheter samt dess differentiering med avseende på skillnader i dessa svårigheters omfattning har lett till att biologisk mångfald och marker med höga naturvärden bevarats i största möjliga utsträckning samtidigt som det bidragit till att stärka den lokala ekonomin.

Resultaten i Tabell 5.5 tyder på att stödet har störst betydelse för bevarande av betesmarker i landets nordligaste delar som har den minsta betesmarksarealen. Å andra sidan skulle ett borttagande av stödet leda till att arealen träda och obrukad mark ökade kraftigt i dessa regioner. För effekterna på den biologiska mångfalden är således en fråga vilken av dessa markanvändningar som är viktigast. Detta skiljer sig mellan olika fågelarter (se Bilaga 3), vilket gör att effekterna på ett sammansatt index som FBI bli små. Utvärderarna bedömer att effekterna på betesmarker är det som har den största betydelsen för den biologiska mångfalden. Betesmarker är viktiga för vissa fågelarter, men inte minst viktiga för många andra taxa för vilka det inte finns kvantitativa data för att utvärdera effekter (se avsnittet *Skötsel för betesmarker och slåtterängar*). Det finns flera olösta frågor för att kunna utvärdera effekten av stöden på biologisk mångfalden via dess effekt på betesmarker. För det första, i vilken omfattning finns det arter i betesmarker i områden som omfattas av kompensationsstödet som inte också finns i andra områden. För det andra, hur värdefulla för biologisk mångfald är de betesmarker som på marginalen räddas från nedläggning av kompensationsstödet, jämfört med betesmarker som skulle kunna

räddas från nedläggning i övriga landet om stöden riktades dit (förutsatt att detta är möjligt givet regelverket).

Vad gäller stödets effekter på den lokala ekonomin tyder resultaten i Tabell 5.6 på att jordbruksföretagens ekonomi skulle försvagas om stödet togs bort. Resultaten är emellertid inte fullständiga då de dels inte tar hänsyn till eventuella inkomster från den mark som tas ur jordbruksproduktion och dels inte tar hänsyn till om stödet bromsar strukturomvandlingen vilket det finns resultat från halvtidsutvärderingen som talar för. Detta gör att det egentligen inte går att uttala sig om kompensationsstöds effekter på den regionala ekonomin.

CEQ 20: Vilka andra effekter, bl.a. de som rör andra mål/axlar, är kopplade till genomförandet av denna åtgärd?

Frågan tolkas som gällande huruvida stödet underlättar eller försvårar uppnåendet av målen i andra axlar.

I halvtidsutvärderingen (Rabinowicz m.fl. 2010) konstaterades att kompensationsstödet minskar strukturomvandlingen eftersom det delvis kapitaliseras i markräntan vilket innebär att det blir intressant att behålla marker som annars skulle ha arrenderats ut eller sålts till andra jordbruksföretag. Resultaten, som bygger på simuleringar med AgriPoliS-modellen, visar att det skulle ha funnits färre gårdar men att den genomsnittliga arealen per gård skulle ha varit större utan kompensationsstödet (särskilt i Västerbottens län). Detta har betydelse för jordbrukets effektivitet och konkurrensförmåga vilket är viktiga mål för åtgärderna inom axel 1. En långsammare strukturomvandling gör det således svårare att uppnå målen för axel 1. Det var inte möjligt att göra motsvarande analys inom ramen för de resurser som finns till förfogande för slututvärderingen men då stödet inte ändrats väsentligt under perioden är det rimligt att anta att analysen skulle gett snarlika resultat. Det ska dock noteras att resultaten i halvtidsutvärderingen skattades för två län och att de skiljer sig mellan länen där strukturomvandlingen påverkas mest av kompensationsstödet i Västerbottens län. Man bör därför tolka dem med försiktighet.

PSEQ 20C: Vilka sysselsättningseffekter ger miljöåtgärderna?

Vi tolkar här frågan som gällande kompensationsstöds effekter på sysselsättningen i jordbruket.

Detta har inte kunnat analyseras inom ramen för slututvärderingens resurser. Vid halvtidsutvärderingen (Rabinowicz m.fl. 2010) gjordes bedömningen att kompensationsstödet hade en viss positiv effekt på sysselsättningen då resultaten från simuleringarna med AgriPoliS- och CAPRI-modellerna visade att det bidrog till att bevara en något större areal jordbruksmark samt något fler produktionsdjur. Mot bakgrund av att jordbrukets bidrag till sysselsättningen i de mindre gynnade områdena är litet (ca 1,4 %) ansågs effekten emellertid vara endast marginell. Det bör dock noteras att slutsatserna bygger på stödets effekter på markanvändningen. Resultaten i Tabell 5.5 ovan kan möjligen tolkas på liknande sätt. Det vill säga, stödets positiva effekt på bevarandet av betesmarksarealen kan tyda på att det också bidrar till att upprätthålla animalieproduktionen och då animalieproduktion är mer arbetsintensiv än spannmålsproduktion finns här också en positiv, om än marginell, effekt på sysselsättningen.

Slutsatser angående stödets effekter

Utvärderarna bedömer att stödet har positiva effekter på biologisk mångfald, framförallt genom att förhindra nedläggning av betesmarker i regioner där stödet är tillämpligt. Däremot saknas tillräckliga empiriska data för att bedöma om stödet är kostnadseffektivt.

Farmland Bird Index är inte ensamt en effektiv indikator för att genom kontra-faktiska analyser bedöma om stödet påverkar biologisk mångfald, både eftersom det empiriska underlaget i form av fågeldata från jordbruksmark i dessa områden är litet vilket gör det omöjligt att göra regionala analyser, och eftersom fåglar inte med nödvändighet speglar mångfalden för andra taxa. Utvärderarna efterlyser därför dels en stärkt övervakning av fåglar i jordbruksmark i de delar av landet där tillgången på jordbruksmark är liten samt tillgång på goda övervakningsdata från andra organismgrupper. Storskaliga långtidsinventeringar är mycket värdefulla i utvärderingssyfte, men tar tid att bygga upp och etablera. Idag finns ett sådant system som varit igång tillräckligt länge endast för fåglar. Att förstärka detta system för att förbättra möjligheten att följa utvecklingen av jordbruksfåglar (inte bara för den här utvärderingens skull) vore därför värdefullt. Minst lika viktigt är det dock att även komplettera med empirisk data för andra organismgrupper. Två relativt nyligen påbörjade övervakningssystem som troligen kommer att bli relevanta tillgångar i framtida utvärderingar är Svensk dagfjärilsövervakningen (www.dagfjarilar.lu.se) samt projektet ”Småbiotoper i jordbrukslandskapet (via NILS; www.lillnils.se). Andra organismgrupper som vore relevanta och möjliga att samla in data för är exempelvis pollinerande insekter, naturliga fiender, markorganismer, kärlväxter och däggdjur (gnagare, fladdermöss). Tillgång på bättre empiriskt underlag skulle kunna tillåta analyser i relation till alternativa mål, d.v.s. i vilken mån kompensationsstödet bidrar till god bevarandestatus genom att bevara habitat (t.ex. betesmarker) för hotade arter eller hög lokal/regional biologisk mångfald av fler taxa än fåglar (se också Taylor m.fl. 2014).

Det behövs också en mer detaljerad kunskap om vilka betesmarker som skulle påverkas på marginalen av alternativa sätt att utforma kompensationsstödet och andra stöd, t.ex. vilket naturvärde betesmarker har som fortsätter hävdas eller där hävden upphör under olika scenarier i olika regioner.

6 Åtgärd 214 och 216: Ersättningar för miljövänligt jordbruk (214) och stöd för icke-produktiva investeringar – jordbruk (216)

Berörd lagstiftning

De gällande miljökraven som berör jordbruket i Sverige är förankrade i svensk lagstiftning, som främst utgörs av miljöbalken (SFS 1998:808) samt olika svenska förordningar och föreskrifter. Åtgärdens insatser berörs också av EU förordningar som reglerar krav och villkor för jordbruket (1698/2005 och 1974/2006) samt ersättningsnivåer (1698/2005). Dessutom gäller EU:s art- och habitatdirektiv (1992/43/EEG) och EU:s fågeldirektiv (79/409/EEG) som bland annat gav upphov till Natura 2000-lagstiftningen.

Av de regelverk som är aktuella för ersättningar som syftar till att gynna natur- och kulturmiljöer märks främst reglerna kring biotopskyddsområden (miljöbalken 7 kapitel, 11 §) och områdesskydd (förordning 1998:1252), bestämmelserna om hänsyn till natur- och kulturvärden i jordbruket (förordningar 1998:915 och 1999:119) lagen om kulturminnen (1988:950) samt rennäringslagen (1971:437).

Insatser som riktar sig mot att skydda miljö och vatten berörs främst av regelverket kring vattenverksamhet (miljöbalken 11 kapitel, SFS 1998:808, SFS 1998:1388 samt 1998:812). Hanteringen av växtskyddsmedel och gödsel regleras enligt EU direktiv 91/676/EEG samt föreskrifter och förordningar från Statens jordbruksverk (SJVFS 2004:62, SJVFS 2006:66), Statens naturvårdsverk (1997:2) och kemikalieinspektionen (1998:8, 1998:941).

Övergripande beskrivning av åtgärderna

Ersättningarna för miljövänligt jordbruk (åtgärd 214) och stöd för icke-produktiva investeringar i jordbruket (216) innehåller 8 ersättningar som i sin tur kan vara indelade i upp till 18 delinsatser (se tabell 6.4). Trots att dessa kan vara vitt skilda i sin karaktär behandlas de som en gemensam åtgärd i landsbygdsprogrammet och är därmed tänkta att utvärderas gemensamt. Någon övergripande beskrivning av syften och motiv som är gemensam för åtgärden redovisas dock inte i landsbygdsprogrammet, utan dessa redovisas separat under respektive ersättning (se nedan).

Många av ersättningarna inom åtgärden har funnits i liknande utformning under tidigare programperioder. Som redan Halvtidsutvärderingen (Päivo m.fl. 2010) konstaterar, har detta både för- och nackdelar när stöden ska utvärderas. Det tar ofta tid innan effekter av förändringar (i det här fallet miljöersättningarna) på natur och miljö bli detekterbara, t.ex. för att strukturella förändringar av ekosystem sker långsamt (t.ex. förändring av bördighet), för att det tar tid för arter att kolonisera ett område eller innan de utrotas efter en förändring (Chamberlain m.fl. 2000, Jackson och Sax 2010). Har ersättningen varit utformad på samma sätt under längre tid ökar därför chansen att upptäcka dess miljöeffekter. Samtidigt kan det faktum att många ersättningar kan sökas av i princip samtliga lantbrukare leda till att det saknas likvärdiga kontrollområden utan ersättning som kan användas för att jämföra utvecklingen av de variabler stödet riktar sig mot, vilket i sin tur gör att långa perioder med samma

typ av ersättning kan försvåra utvärderingen. Långvarigt tillgängliga ersättningar kan också tänkas leda till en större kunskap om och acceptans för stödet bland lantbrukarna, och därmed potentiellt till en högre anslutningsgrad. Samtidigt ändras dock ofta vissa detaljer i stödutformningen (t.ex. ersättningsnivåer, stödvillkor eller skötselkrav) under eller mellan programperioder, vilket kan påverka lantbrukarnas beslut att söka stöden.

Interventionslogik och indikatorer

Som nämns ovan redovisar inte landsbygdsprogrammet några övergripande motiv för åtgärderna, men Halvtidsutvärderingen nämner två övergripande behov: 1) att bevara och gynna natur- och kulturmiljövärden i landskapet, och 2) att minska jordbrukets negativa miljöeffekter (Päivo m.fl. 2010).

Indikatorerna och de kvantifierade målen som av landsbygdsprogrammet föreslås användas för att utvärdera åtgärdsövergripande måluppfyllning och effekter, framgår av tabell 6.2 (Landsbygdsdepartementet 2012). Det saknas dock helt förklaringar till hur dessa mål är framtagna, varför det har varit svårt för utvärderarna att förstå hur det faktiska utfallet för resultat- och effektindikatorer skulle beräknas. Detta har varit en generell utmaning för samtliga ersättningar, men för de flesta individuella insatserna inom den här åtgärden har det varit möjligt att härleda vilka marker och ersättningar som berörs. Att det antagandet som gjorts för vilka marker som ska ingå i beräkningen av måluppfyllelsen för vissa resultat- eller effektindikatorer inte alltid är relevant, är en annan fråga som tas upp under respektive avsnitt.

Enligt Jordbruksverket (personlig kommunikation) beräknas indikatorerna på följande sätt: För omfattningsindikatorerna redovisas samtliga ersättningar inom åtgärd 214 (miljövänligt jordbruk). I målen för resultatindikatorerna inkluderas marker från olika ersättningar och marktyper i målet (se tabell 6.1). Eftersom det finns marker som kan vara anslutna till flera av dessa ersättningar samtidigt har man med hjälp av kalkyler som baseras på en blandning av kunskap och antaganden tagit hänsyn till överlappen mellan ersättningarna och på så sätt beräknat en nettoareal för indikatorerna.

Tabell 6.1. Ersättningarna som inkluderas i respektive resultatindikator för Miljövänligt jordbruk.

Resultatindikator	Inkluderade ersättningar
Biologisk mångfald och höga naturvärden bevaras	Vall, Kult, Ekologisk produktion (både åker och betesmarksareal), Miljöskyddsåtgärder, Utvald miljö, Betesmarkersersättning.
Marker inte växer igen eller överges	Vall, Minskat kväveläckage, Ekologisk produktion (endast åkerareal), Utvald miljö, Betesmarkersersättning
Markkvaliteten förbättras	Vall, Ekologisk produktion (endast åkerareal), Miljöskyddsåtgärder, Skyddszon
Vattenkvaliteten förbättras	Vall, Minskat kväveläckage, Ekologisk produktion (endast åkerareal), Miljöskydd, Utvald miljö

EU föreskriver att hänsyn ska tas till dödviktsförluster vid uppföljning av effektindikatorerna (Jordbruksverket, personlig kommunikation), det vill säga marker som kan antas skulle skötas på samma sätt även utan stöd ska räknas bort. Detta har gjorts med hjälp av modellberäkningar för målet om jordbruksmark med höga naturvärden, men inte för målet om vattenkvalitet (Jordbruksverket, personlig kommunikation), men varken information om kravet eller metoden som använts för

att ta fram indikatorn framgår av landsbygdsprogrammet, vilket gör det omöjligt att följa upp denna indikator. Även för jordbruksfågelindikatorn är det oklart hur målet har tagits fram. Beräkningen av utfallet i denna utredning har gjorts med hjälp av habitatassociationsmodeller för fåglar kopplade till kontrafaktiska markanvändnings-scenarier framtagna med CAPRI. Metoden för dessa modeller beskrivs detaljerad under *Åtgärdsövergripande metodbeskrivning*, och resultaten redovisas nedan.

Tabell 6.2 redovisar utfallet för de kvantifierade målen som finns övergripande för ersättningsarna inom åtgärderna 214/216. Omfattningsindikatorerna berör endast ersättningar som ingår i Miljövänligt jordbruk (åtgärd 214). Samtliga har legat relativt stabilt i början av programperioden men minskar tydligt de sista åren. Utfallet i slutet av programperioden (år 2013) ligger mellan 74 och 86 procent.

Bland resultatindikatorerna har endast en (Marker som framgångsrikt brukas så att de inte växer igen eller överges) legat relativt stabilt under perioden och nått en måluppfyllelse på 87 procent. De övriga tre resultatindikatorer som har gått att kvantifiera har alla minskat under programperioden och visar oftast ett sämre utfall (59 till 82 procent). Huruvida de marker som är inkluderade i de satta målen (se tabell 6.1), och därmed använts för att beräkna utfallet av måluppfyllelsen, verkligen visar resultat som beror på ersättningen kan dock diskuteras. Indikatorn för marker som inte växer igen eller överges inkluderar exempelvis bland annat marker som får ersättning för extensiv vallodling, ekologisk produktion och skötsel av betesmarker. Frågan är om dessa marker hade övergetts och vuxit igen utan ersättning, eller om de istället hade använts för odling av andra grödor. Analyserna av kontrafaktiska markanvändningsscenarier som kan tas till hjälp för att utröna hur markanvändningen hade sett ut om vissa stöd inte funnits förutser dock att åkerarealen sett över hela Sverige hade ökat något utan ersättningen för betesmark, och endast minskat marginellt utan vallstödet (se avsnitten *Bevarande av natur- och kulturmiljöer på betesmarker, slätterängar och våtmarker* samt *Extensiv vallodling*). Ett annat exempel är indikatorn som handlar om förbättrad markkvalitet. Ersättningsarna som inkluderats i målet för denna indikator tolkas som att indikatorn främst ska följa upp effekter av växtskyddsmedel. Markkvaliteten kan dock tolkas innefattar många fler viktiga aspekter, såsom markens bördighet, som inte är lika lätt att följa upp.

För uppföljning av effektindikatorerna ska enligt Jordbruksverket marker som hade sköts på samma sätt även utan ersättning räknas bort. Att målet för effektindikatorn som följer upp vattenkvaliteten är samma som resultatindikatorn tolkas som att man antagit att inga av de inkluderade markerna skulle ha skötts utan ersättningsarna, vilket åtminstone för *Extensiv vallodling* är tveksamt (se resonemang om CAPRI-resultaten ovan). Att följa upp utfallet för indikatorn kring bevarandet av jordbruksmark med höga naturvärden har inte varit möjligt eftersom det inte har funnits en heltäckande redogörelse för hur målet var satt. Förändringen av jordbruksfågelindikatorn som beror på ersättningsarna inom åtgärderna 214/216 beräknades med habitatassociationsmodeller som baserades på markanvändningsscenarier framtagna med CAPRI (se nedan). Förändringen av jordbruksfågelindexet enligt dessa beräkningar var 5,1 procent (jämfört med målet 20 %), vilket innebär en måluppfyllelse på 25 procent. Notera dock att detta troligen är en överskattning av effekten, eftersom markanvändningsscenariot som beräkningen baseras på förutom ersättningsarna i *Miljövänligt jordbruk* av tekniska skäl även exkluderat kompensationsbidraget.

Tabell 6.2. Kvantifierade mål för EU gemensamma indikatorer som gäller övergripande för åtgärden Miljövänligt jordbruk under perioden 2007-2013.

Indikator	Mål	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Utfall 2013
OMFATTNING									
Antal brukare som får ersättning för miljövänligt jordbruk	59 000	57 590	58 659	59 675	57 750	59 065	51 034	50 718	86%
Totalt antal hektar jordbruksmark som får ersättning för miljövänligt jordbruk	3 400 000	2 989 067	2 924 012	2 879 000	2 893 000	2 916 000	2 622 000	2 517 084	74%
Antal hektar jordbruksmark som täcks av åtminstone ett åtagande för miljövänligt jordbruk	2 385 000	2 215 000	2 184 000	2 196 000	2 199 000	2 209 000	2 088 000	2 081 000	87%
Totalt antal åtaganden	130 000	117 786	115 515	116 099	115 475	121 134	109 928	109 270	84%
RESULTAT									
Antal hektar som framgångsrikt brukas så att:									
Biologisk mångfald och höga naturvärden bevaras [ha]	2 200 000	2 023 000	1 992 000	2 021 000	1 954 000	1 948 000	1 803 000	1 796 000	82%
Marker inte växer igen eller överges [ha]	1 750 000	1 518 000	1 486 000	1 583 000	1 535 000	1 530 000	1 520 000	1 520 000	87%
Markkvaliteten förbättras [ha]	1 174 000	860 000	845 000	887 000	858 000	877 000	696 000	692 000	59%
Vattenkvaliteten förbättras [ha]	1 280 000	954 000	934 000	968 000	959 000	983 000	814 000	807 000	63%
Klimatförändring förhindras [ha] ¹	0								-
EFFEKT									
Åtgärdens bidrag för att minska förlusten av biologisk mångfald, procentuell förändring av FBI (farmland bird index) ²	20								5,1%
Åtgärdens bidrag till att bevara jordbruksmark med höga naturvärden [ha]	250 000								?
Åtgärdens bidrag för att förbättra vattenkvaliteten [ha]	1 280 000	954 000	934 000	968 000	959 000	983 000	814 000	807 000	63%
Åtgärdens bidrag för att bekämpa klimatförändring [Kton] ¹	0								-

Fotnot: ¹Insatserna för att bekämpa klimatförändringarna specificeras inte i landsbygdsprogrammet eftersom det saknas vetenskaplig dokumentation. ²Utfallet för jordbruksfågelindikatorn hämtades från beräkningarna med habitatassociationsmodellen baserade på CAPRI-resultat (Figur 6.2, tabell 6.5).

Källa: Jordbruksverkets årsrapporter för landsbygdsprogrammet 2007-2013

Tabell 6.3. Budget och utbetalda belopp för åtgärderna 214 och 216 [tkr] 2007-2013.

	2007 ¹	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	Utfall
Miljövänligt jordbruk (åtgärd 214)										
Budget 2007-2013 (total offentlig)		18 956 728	18 956 728	17 705 249	17 705 249	17 292 249	17 860 670			
Utbetalt (ackumulerat)	2 071 631	5 321 141	7 165 729	9 897 740	12 468 253	14 514 672	17 562 717			98%
Icke-produktiva investeringar - jordbruk (åtgärd 216)										
Budget 2007-2013 (total offentlig)	0	0	0	851 200	851 200	808 200	801 428	801 428	801 428	
Utbetalt (ackumulerat)	0	0	0	46 844	122 342	216 061	345 942	490 856	683 507	85%

Fotnot: ¹Uppgift för budget saknas för 2007.

Källa: Jordbruksverkets årsrapporter för landsbygdsprogrammet 2007-2013

Budget och utfall

I tabell 6.3 redovisas den årliga budgeten för åtgärderna 214 respektive 216, samt ackumulerade utbetalda belopp under programperioden. Fördelningen av medlen till de respektive ersättningar under dessa åtgärder framgår av tabell 6.4. Budgetutfallet för åtgärd 214 var i slutet av programperioden 98 procent, och för åtgärd 216 85 procent av budgeten.

Tabell 6.4. Utbetalda belopp [Mkr] för de individuella ersättningar inom åtgärden Miljö-
vänligt jordbruk under programperioden 2007 till 2013.

	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Betesmarker och slåtterängar	258	765	536	829	844	836	821
Natur- och kulturmiljöer	80	90	80	128	113	105	100
Hotade husdjursraser	4	7	2	12	8	6	10
Vallodling	516	528	528	769	747	738	734
Cert. ekolog. prod./Kretsloppsinnr. prod.	174	283	279	589	572	656	627
Minskat kväveläckage	117	119	107	154	154	162	157
Våtmarker	0	1	2	4	5	6	7
Skyddszoner	2	3	4	30	33	34	34
Miljöskyddsåtgärder	29	30	32	49	47	11	9
Naturfrämjande insatser på åkermark	0	0	1	5	9	10	12

Källa: Data från Jordbruksverket

Övergripande erfarenheter från tidigare utvärderingar

Halvtidsutvärderingen av Landsbygdsprogram för Sverige 2007-2013

Halvtidsutvärderingen (Päivo m.fl. 2010) konstaterade att en del ersättningar inom åtgärderna 214/216 har haft positiva effekter på biologisk mångfald, vattenkvalitet och markkvalitet, men att de individuella ersättningarnas effekter varierar och i vissa fall är svåra att utvärdera. När det gäller klimatpåverkan konstaterades att inga insatser inom åtgärderna är direkt riktade mot att förbättra klimatet. Eftersom sambanden mellan klimat och jordbruk upplevdes som mycket komplexa och därför svåra att utvärdera, kunde inga slutsatser dras om åtgärdernas effekter på klimatet. Däremot bedömdes ersättningarna ha bidragit till ekonomisk hållbarhet genom ökade inkomster till lantbrukare.

Förhandsutvärderingen av Landsbygdsprogram för Sverige 2007-2013

Förhandsutvärderingen av landsbygdsprogrammet beskrev de förväntade effekterna väldigt övergripande på axelnivå men inte specifikt för *Miljövänligt jordbruk*.

Slututvärderingen av Miljö- och Landsbygdsprogram för Sverige 2000-2006

Slututvärderingen av Miljö- och landsbygdsprogrammet 2000-2006 (Andersson m.fl. 2009) redovisade bland annat en kostnadseffektivitetsanalys för de olika ersättningarna inom *Miljövänligt jordbruk*. Man konstaterade att kostnadseffektiviteten skiljde sig markant mellan olika ersättningar när de gällde deras bidrag för minskad växtnärbelastning. Mest kostnadseffektiva bedömdes våtmarker och fånggrödor/vårbehandling att vara, medan ekologisk produktion och skyddszoner visade låg kostnadseffektivitet. En liknande beräkning kring ersättningskostnadseffektivitet

för att gynna biologisk mångfald kunde inte göras då det var omöjligt att kvantifiera sambandet mellan insatserna och den biologiska mångfalden.

Övergripande underlag och metoder

Övergripande underlag och metoder som använts för att utvärdera måluppfyllelsen och effekter av den här åtgärden redovisas i avsnittet *Åtgärdsövergripande metodbeskrivning* i början av rapporten. De specifika metoderna som använts för utvärderingen av individuella ersättningar och insatser in åtgärder 214/216 beskrivs detaljerad under respektive avsnitt nedan.

Övergripande resultat – arealförändringar som beror på ersättningarna

Den samlade effekten av åtgärden 214/216 utvärderas med hjälp av kontrafaktiska markanvändningsscenarier som tagits fram med modellverket CAPRI. Här nedan beskrivs effekterna av ett scenario som kombinerar effekterna av att ta bort samtliga stöd inom denna åtgärd (se tabell 2.2 i *Åtgärdsövergripande metodbeskrivning*), inklusive kompensationsbidraget trots att detta *inte* ligger under denna åtgärd. Orsaken till detta ligger i modellhanteringen och har inom ramen för utvärderingen tyvärr inte kunnat anpassas. Beräkningarna visar att stöden sammanlagt har en stor effekt på bevarandet av betesmark, medan påverkan på åkermark är mindre. För riket som helhet minskar betesmarken med 28 % jämfört med referensscenariot när stöden tas bort.

Den allra största effekten beräknas i övre Norrland, där betesmarken minskar med 80 %. En viktig förklaring är att stödnivåerna där är höga. För att beräkna det genomsnittliga stödet delades de totala stödutbetalningarna i varje region med den tillgängliga marken. Enligt betalningsdata för betesmarksstödet från jordbruksverket (ca 19 miljoner kr 2013) och statistik på antalet hektar (ca 5 000 hektar betesmark 2013) betalades i genomsnitt mer än 3 000 kr/ha betesmark enbart för betesstödet i övre Norrland (Norrbottnen plus Västerbottens län). I modellsimuleringarna sattes ett tak på stödet vid 300 euro/ha. Utöver betesstödet finns ett LFA-stöd på mer än tusen kr/ha. Ytterligare bidragande orsaker är att efterfrågan på bete är mindre i Norrland än i många andra delar av landet, samt att betesmark är en mycket liten del av den totala landarealen (och av den totala jordbruksmarken).

Oljeväxtodlingen är i allmänhet den produktionsgren på åkermark som ökar mest när vallen minskar i omfattning, och spannmål kommer på andra plats. Dessa produktionsgrenar konkurrerar direkt med vallen om åkermarken. I skattningarna av elasticiteter som styr vissa modellparametrar visar det sig dessutom att vall och oljeväxter verkar som substitut för varandra i växtföljden, så att en minskning av vallen är kostnadsmässigt gynnsam för oljeväxtodlingen, medan det är till nackdel för t.ex. spannmålsodlingen. Detta är en rent statistisk effekt, som alltså inte styrs av någon biologisk eller ekonomisk restriktion i modellen.

Intressant är även att effekten på markanvändningsklassen ”Träda och obrukad åkermark” kan gå i diametralt motsatta riktningar i olika regioner. Det är ett tecken på att beslutet att lägga mark i träda påverkas av flera faktorer som kan gå i olika riktningar. En direkt orsak är att alla ”övriga miljöstöd” fördelats ut till alla produktionsgrenar i varje region – även träda. Då har det, beroende på regional produktionsmix och totalt stödbelopp, blivit olika mycket stöd som fördelats till träda i olika

regioner och som alltså tas bort i detta scenario. Samtidigt innebär borttagande av särskilt de kopplade stöden (bete, vall, LFA) att det blir relativt sett mer attraktivt med träda. Nettoeffekten kan bli plus eller minus för trädan. Osäkerheten i dessa beräkningar, där flera i sig osäkra faktorer motverkar varandra, är stor. Det handlar emellertid om små arealer i stort sett överallt, med en total ökning om endast 1200 hektar, eller mindre än 1 % för landet som helhet.

Motsvarande beräkning gjordes till halvtidsutvärderingen (Rabinowicz m.fl. 2010) av miljö- och landsbygdsprogrammen, och då beräknades borttagandet av stöden leda till en minskning av betesmarken i Sverige med 51 %. Skillnaden i utfall beror på att en uppdaterad simuleringsmodell använts. Bland annat utgår de nuvarande beräkningarna från en databas för genomsnittet 2007-2009 medan halvtidsutvärderingen utgick från 2003-2005. Vidare användes ett längre tidsperspektiv i halvtidsutvärderingen (simulering av 2020) medan vi här simulerat 2015. Nya data och ett kortare tidsperspektiv betydde att indata förändrades, så att grovfoderpriserna och markräntorna blev något högre, liksom de genomsnittliga stödnivåerna, och att referensscenariots arealer var något annorlunda med lite mindre betesmark i den nuvarande analysen. Sammantaget innebär dessa skillnader att framförallt betesmarken reagerar mindre elastiskt på förändringar i stöd.

Skillnaden i resultat mellan simuleringarna i denna studie och halvtidsutvärderingen visar hur starkt resultaten beror av data och andra parametrar. Eftersom indata är nyare och prognosperioden kortare så är det rimligt att tro att osäkerheten nu blivit något mindre. Som påpekats i kapitel 2 (om den generella metoden) så är det emellertid svårt att konstruera objektiva mått på modellens precision. Som motvikt mot den stora skillnaden i effekt på betesmark mellan de båda studierna kan nämnas att effekten på vallodlingen blev närapå identisk med en minskning om sju procent i båda analyserna.

Tabell 6.5. Markanvändning [1 000 ha] utan miljö- eller LFA-stöd (noRdse), samt relativ förändring jämfört med referensscenariot. Data har tagits fram med hjälp av simuleringar i CAPRI.

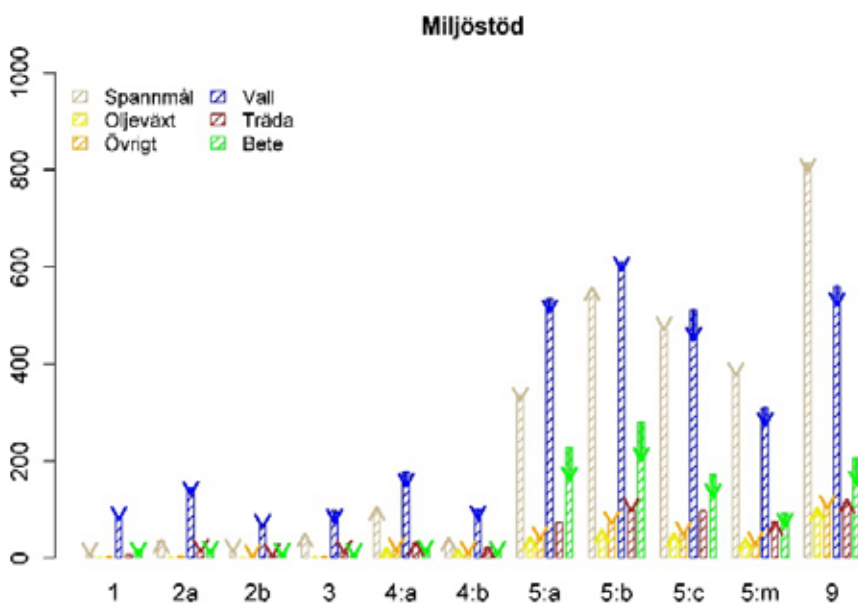
	All jordbruksmark		Utvalda grödor på åkermark*				
	Betesmark	All åkermark	Spannmål	Oljeväxter	Andra åkergrödor	Slätter- och betesvallar	Träda och obrukad åkermark
Sverige	309.4	2351.5	945.1	119.3	88.8	1000.3	146.8
	-27.80%	-2.70%	-1.00%	19.80%	-4.40%	-6.90%	0.80%
Stockholm	9.4	92.3	32.4	6.8	1.1	35.4	14.3
	-33.30%	-7.70%	-20.10%	-0.50%	-0.60%	-5.10%	20.00%
Östra Mellansverige	52.2	610.7	310.8	43.5	12.2	174.5	52.6
	-28.00%	0.10%	1.50%	30.80%	-14.10%	-8.00%	6.00%
Sydsverige	58.8	527	269.1	30	52.1	152.8	11.5
	-22.00%	-2.90%	-3.40%	-2.00%	-4.70%	-3.90%	32.20%
Norra Mellansverige	10.7	164.1	57.7	7.9	2.9	81.5	11.1
	-44.00%	-7.80%	10.70%	1035.40%	51.30%	-23.50%	-19.90%
Mellersta Norrland	6.3	83	4.7		0	75.7	1.4
	-61.60%	-2.90%	-2.50%		0.00%	-2.40%	-29.20%
Övre Norrland	0.7	99.7	18.1		0.8	69	9.5
	-80.20%	-4.00%	1.80%		13.70%	-7.70%	12.70%
Småland med öarna	125.6	286.2	59.4	7	4.7	201.7	8.2
	-23.90%	-1.50%	5.90%	25.50%	-6.30%	-3.20%	-21.10%
Västsverige	45.7	488.5	192.9	24.1	14.9	209.6	38.1
	-26.30%	-3.70%	-2.90%	6.30%	-1.80%	-5.30%	-6.30%

* Frukt, grönt, prydnadsväxter, andra permanenta grödor och några industrigrödor utelämnas av utrymmesskäl och eftersom de knappast påverkas i dessa simuleringar.

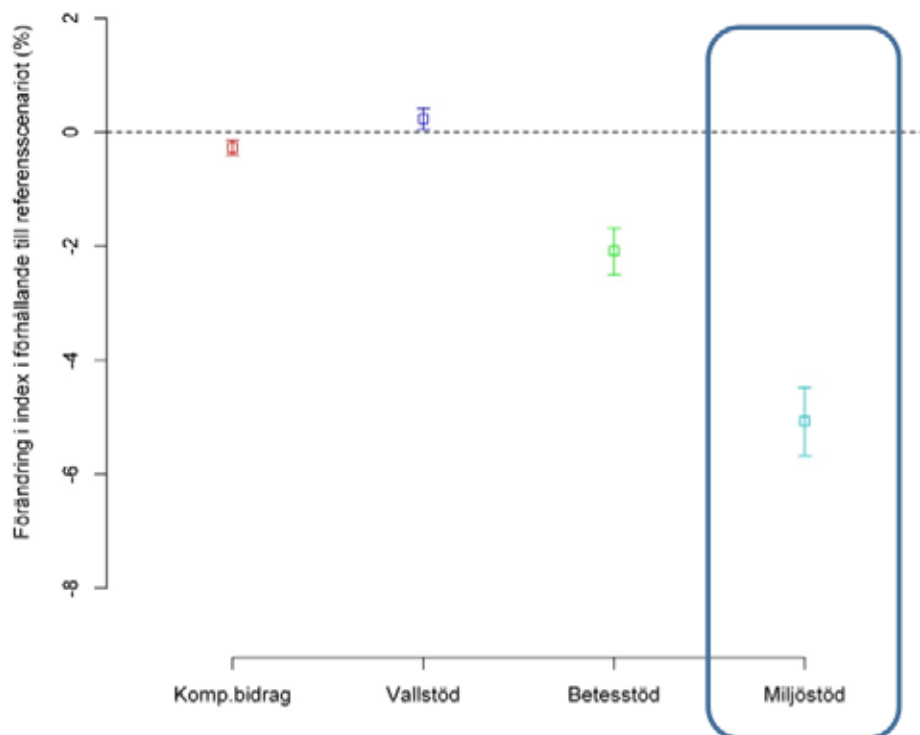
Om vi jämför detta scenario med simuleringarna för de enskilda stöden så ser vi att effekterna är ungefär additiva. Det betyder att de riktade stöden till vall och betesmark har störst effekt på markanvändningen, medan de ”övriga miljöstöden” har liten påverkan. Man kan förstås säga att det beror på det sätt stöden modellerats i CAPRI, men det gäller naturligtvis alla modellresultat över huvud taget. Faktum är ändå att stöden till vall och betesmark samt LFA-stöden har en tydligare produktionskoppling än de andra stöden. Stödet till ekologisk odling, som är det största av de övriga miljöstöden, är ur modellsynpunkt främst en subvention av en mindre produktiv teknologi. Detsamma kan sägas om t.ex. skyddszoner. Dessa teknologiska effekter har vi inte modellerat i detalj, eftersom vi inte skiljer på ekologiska och konventionella produkter, och inte heller har den rumsliga upplösning som krävs för att verkligen modellera skyddszoner. Det är alltså möjligt att stöden i verkligheten har en påtaglig effekt på produktionsteknologin lokalt, men att denna effekt går förlorad på den aggregerade nivå modellsimuleringarna gäller.

Effekten av åtgärderna på jordbruksfåglar

Genom att koppla samman ett kontrafaktiskt scenario för hur markanvändningen skulle vara om det varken fanns något stöd till miljövänligt jordbruk eller något kompensationsbidrag, producerat med en spatialt relativt högupplöst version av CAPRI (se avsnitt 2), med habitatassociationsmodeller som förutsäger fåglars antal i relation till markanvändning (se avsnitt 2), skattade vi effekten på de fågelarter som ingår i Farmland Bird Index (FBI). Scenariot ”inget stöd till miljövänligt jordbruk” medförde betydande förändringar av markanvändningen jämfört med basscenariot, som huvudsakligen bestod i en minskad areal bete i regionerna 5:a, 5:b, 5:c och 9, och en minskad areal vall i regionerna 4:a, 5:a, 5:c, 5:m och 9 (Figur 6.1). Det är alltså framförallt i södra delen av landet som arealförändringarna blir stora och eftersom många av jordbruksfåglarna är koncentrerade till dessa delar medförde detta en påtaglig effekt på fågelindikatorn FBI (- 5.1 %, konfidsensintervall = -5.7 % – -4.5 %; Figur 6.2), vilket dock är betydligt lägre än målsättningen med stöden (20 % ökning). Många fågelarter påverkades påtagligt, dels betesmarksgynnade arter (hämpling, törnskata, stare, ängspiplärka), och arter som svarar positivt på vall (pilfink, ladusvala), men även arter som mer generellt svarar på förändringar i arealen jordbruksmark (buskskvätta, gulsparv, råka, sånglärka, tofsvipa) (Bilaga 3).



Figur 6.1. Förutsägelser enligt CAPRI för förändringar i markanvändningen (pilar) under scenariot ”inget stöd till miljövänligt jordbruk” jämfört med basscenariot (stapelns höjd) i de olika LFA-områdena.



Figur 6.2. Förväntade relativa förändringar i fågelindikatorn FBI under scenariot "Inget stöd till miljövänligt jordbruk" jämfört med basscenariot.

Specifika effekter av de olika insatserna

Åtgärden *Ersättningar för miljövänligt jordbruk (214)* och *stöd för icke-produktiva investeringar – jordbruk (216)* består av ett sammelsurium av ett 20-tal ersättningar och insatser som skiljer sig avsevärd när det gäller mål och syften, budget, samt typ av insats och dess upplägg. En samlad utvärdering av åtgärden upplevs inte som meningsfullt. Här nedan redovisas därför effekterna av de enskilda ersättningarna och insatserna separat. I slutet av kapitlet ges de gemensamma svaren på utvärderingsfrågorna.

6.1 Biologisk mångfald och kulturmiljövärden i betesmarker, slätterängar och våtmarker

Beskrivning av ersättningen och dess mål

Insatsernas syften och motiv enligt landsbygdsprogrammet

Insatserna för biologisk mångfald och kulturmiljövärden i betesmarker, slätterängar och våtmarker syftar till att stimulera lantbrukare och övriga markförvaltare till att sköta sina marker på ett sätt som gynnar biologisk mångfald och bevarar landskapets särdrag. Därmed skulle ersättningarna bidra till att uppfylla ambitionen i EU:s strategi för biologisk mångfald, att hejda förlusten av biologisk mångfald till år 2020.

Betesmarker och slätterängar anses vara bland de mest artrika livsmiljöerna i landet och hysa ett stort antal rödlistade arter. Genom att fortsätta hävda dessa marker antas man därför förbättra bevarandestatusen för sällsynta arter knutna till dessa miljöer. Detta gynnar den biologiska mångfalden, samtidigt som man värnar om det kulturarv och den landskapsbild som dessa marker utgör. Insatserna bidrar också till att uppfylla miljö kvalitetsmålet *Ett rikt odlingslandskap*, samt leder till kontinuerlig skötsel av betesmarker och slätterängar som ingår i Natura 2000-nätverket.

Våtmarker antas värdefulla främst som livsmiljö för olika växt- och djurarter, och för att de bidrar till att minska växtnäring förlusten till sjöar, vattendrag och hav. Landsbygdsprogrammet nämner också våtmarkers betydelse för landskapsbilden som kan leda till förbättrade rekreationsmöjligheter. Insatsen bidrar till att uppfylla miljö kvalitetsmålen *Ett rikt odlingslandskap*, *Ett rikt växt- och djurliv*, *Myllrande våtmarker* och *Ingen övergödning*, samt indirekt även *Levande sjöar och vattendrag*, *Hav i balans och levande kust och skärgård* och *Grundvatten av god kvalitet*.

De övergripande målen med insatserna är att minst 500 000 ha betesmarker och slätterängar hävdas, samt att 10 000 ha våtmarker sköts i enlighet med skötselvillkoren. Dessutom ska den biologiska mångfalden och kulturmiljövärden bevaras vid 230 fäbodrar. Inför 2012 sänktes målet för hektar våtmarker (tidigare 11 300 ha) med hänvisning till erfarenheter gjorda under första delen av programperioden. Samtidigt höjdes det operativa målet för antal brukare som får ersättning för skötsel av våtmarker från 2 000 till 3 000. Ingen mer specifik förklaring till detta ges, men det skulle kunna tyda på att storleken av våtmarkerna som sköts i genomsnitt är mindre än vad man initialt räknade med.

Ersättningens utformning och geografiska skillnader

Ersättning inom den här insatsen betalas ut för *skötsel* av betesmarker, slätterängar och våtmarker, och är uppdelad i de nio marktyperna som redovisas nedan. Man kan dock få miljöersättning även för två andra markklasser (*Restaurering av betesmarker och slätterängar* samt *Mosaikbete och andra gräsfattiga marker*) samt för *Anläggning och restaurering av våtmarker*. Dessa tre ersättningar ligger under *Regionalt prioriterade ersättningar* och redovisas i det kapitlet.

De nio marktyper som berättigar till ersättning inom de här insatserna är:

1. Betesmarker med allmänna värden
2. Betesmarker med särskilda värden
3. Skogsbete
4. Alvarbete
5. Fäbodbete
6. Slåtterängar med allmänna värden
7. Slåtterängar med särskilda värden
8. Våtmarker på åkermark
9. Våtmarker på betesmark

Ersättningen för skötsel av dessa marktyper kan man, för vissa marktyper, kombinera med följande kompletterande ersättningar inom den här insatsen:

- Hamling av lövträd (endast marktyper 2 och 7)
- Efterbete (endast marktyp 7)
- Lieslätter (endast marktyp 7)
- Extra ersättning för inkomstförlust med avseende på skördebortfall (endast marktyp 8)

Utöver dessa kompletterande ersättningar finns inom *Regional prioriterade ersättningar* möjligheten att lägga till ytterligare fyra insatser: *skötsel av landskapselement med särskilda värden, särskild höhantering på slåtteräng, bränning, samt slätter på svårtillgängliga platser.*

Ersättningen för skötsel av betesmarker och slåtterängar (marktyperna 1 – 7) berättigar till ersättning i hela landet, förutsatt att marktypen finns naturligt i regionen (gäller fäbodbete, skogsbete och alvarbete). För våtmarker (marktyper 8 och 9) ges ersättning endast till våtmarker anlagda eller restaurerade år 2007 eller senare, då äldre våtmarker antas vara anslutna genom åtaganden från tidigare programperioder. Även de kompletterande insatserna berättigar till ersättning i hela Sverige, med undantag för ersättningen för skördebortfall, som endast kan ges i de delar av Skåne, Blekinge och Halland som ligger i stödområde 9.

Ersättningsnivåer för de olika marktyperna och de kompletterande insatserna redovisas i tabell 6.6. För betesmarker och slåtterängar (marktyper 1-7) höjdes ersättningsnivåerna i samband med Hälsokontrollen, men inte ersättningarna för kompletterande insatser och våtmarker. De höjda ersättningsnivåerna för betesmarker motiverades främst med en generellt försämrad lönsamhet i djurproduktion till följd av borttagna djurbidrag och ändrade mjölkkvoter (Jordbruksverket 2009). Höjningen föreslogs för att inte riskera en minskning av arealen hävdad betesmark. För slåtterängar med särskilda värden och den kompletterande insatsen lieslätter föreslogs höjda ersättningsnivåer för att öka måluppfyllelsen, men ändringen genomfördes endast för slåtterängar (Jordbruksverket 2009).

En annan viktig ändring är att definitionen av *betesmark* ändrades under programperioden för att dessa ska uppfylla EU-kommissionens definition av jordbruksmark, med konsekvenser för både gårdsstödet och miljöersättningarna. Den nya definitionen, som initialt innebar att betesmarker med allmänna värden får innehålla högst 50 träd per hektar (exklusive hävdträd) och att områden med buskar och sly som är svårtillgängliga för kreatur inte är stödberättigade, trädde ikraft under 2008 (Blom 2010). 2009 ändrades detta till 60 träd per hektar i betesmarker med allmänna värden. För betesmarker med särskilda värden sattes gränsen till 100 träd per hektar och en höjning av miljöersättningen för betes- och slåttermarker som inte kan få gårdsstöd infördes. Konsekvenserna av denna omprövning förväntades bli stora för såväl den godkända totalarealen betesmarker som för den biologiska mångfalden på de trädbärande markerna (främst Natura 2000-typ 9070) som förekommer naturligt bland annat i Sverige.

Tabell 6.6. Ersättningsnivåer per marktyp, ersättning och kompletterande insats inom Biologisk mångfald och kulturmiljövärden i betesmarker, slåtterängar och våtmarker. Ersättningsnivån för flertalet av ersättningarna har höjts jämfört med Halvtidsutvärderingen.

Markslag	Marktyp	Ersättning	Kompletterande insats	Ersättningsnivå Halvtidsutvärdering	Ersättningsnivå Slututvärdering
Betesmark	Marker med allmänna värden	Allmänna värden		1 100	1 250
	Marker med särskilda värden	Marker som uppfyller villkoren för gårdsstöd		2 500	2 650
		Övriga marker med särskilda värden		2 500	3 850
			<i>Hamling av lövträd</i>	<i>100 kr/st (max 2 000 kr/ha)</i>	<i>100 kr/st (max 2 000 kr/ha)</i>
	Skogsbete	Skogsbete		1 800	2 500
	Alvarbete	Alvarbete		850	1 400
	Fäbodbete	Fäbodbete		700	900
		Fäbod i bruk		3 000	3 000
Slåtterängar	Marker med allmänna värden	Allmänna värden		1 100	1 450
	Marker med särskilda värden	Marker som uppfyller villkoren för gårdsstöd		3 500	4 200
		Övriga marker med särskilda värden		3 500	5 400
			<i>Hamling av lövträd</i>	<i>100 kr/st (max 2 000 kr/ha)</i>	<i>100 kr/st (max 2 000 kr/ha)</i>
			<i>Efterbete</i>	<i>700</i>	<i>700</i>
			<i>Lieslätter</i>	<i>7 000</i>	<i>7 000</i>
Våtmarker	Våtmarker på åkermark	På åkermark		3 000	4 000
			<i>Extra ersättning för skördebortfall</i>	<i>1 000</i>	<i>1 000</i>
	Våtmarker på betesmark	På betesmark		1 500	1 500

Tabell 6.7. Utfallet för programspecifika omfattnings- och resultatindikatorer gällande ersättningen för Biologisk mångfald och kulturmiljövärden på betesmarker, slätterängar och våtmarker.

Indikator	Mål	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Utfall 2013 [%]
OMFATTNING									
Antal brukare eller annan markförvaltare som får ersättning för bevarande av betesmarker och slätterängar	38 000	33 501	32 799	30 494	30 988	30 188	29 439	29 292	77%
Antal brukare eller annan markförvaltare som får ersättning för skötsel av våtmarker	3 000	1 475	1 557	1 658	1 751	1 862	1 909	2 004	67%
Antal hektar mark som får ersättning för bevarande av betesmarker och slätterängar	500 000	433 461	434 310	424 091	419 838	421 966	416 921	419 159	84%
Antal hektar mark som får ersättning för skötsel av våtmarker	10 000	5 631	5 907	6 389	6 849	7 246	6 614	8 011	80%
Antal fäbodan i bruk som får ersättning	230	218	201	191	193	192	178	191	83%
Areal betesmarker och slätterängar, utpekade som Natura 2000-områden, som får ersättning för bevarande av betesmarker och slätterängar [ha] ¹	70 000	(2006: 67 385)	66 485	Ingen uppgift	62 130	Ingen uppgift	68 150	Ingen uppgift	(Utfall 2012: 97%)
RESULTAT									
Antal hektar som framgångsrikt brukas så att									
- marker inte växer igen eller överges	500 000	433 461	434 310	424 091	419 838	421 966	416 921	419 159	84%
- areal betesmark med allmänna värden	260 000	219 062	215 026	207 836	203 282	204 819	200 925	201 412	77%
- areal betesmark med särskilda värden	180 000	149 665	153 054	151 067	148 250	148 376	146 626	147 136	82%
- areal slätterängar med allmänna värden	6 000	2 266	2 256	2 141	2 279	2 339	2 234	2 249	37%
- areal slätterängar med särskilda värden	6 000	5 546	5 705	5 970	6 229	6 384	6 599	6 828	114%
- areal alvarbeten	28 000	26 209	26 529	26 250	26 269	26 577	26 611	26 865	96%
- areal skogsbeten	20 000	12 586	12 965	13 155	13 077	13 253	13 196	13 519	68%
Antal hektar som bidrar till en förbättrad vattenkvalitet (våtmarker på åkermark, betesmark samt övriga marktyper)	10 000	5 631	5 907	6 389	6 849	7 246	6 614	8 011	80%

¹Uppgifterna för Natura 2000-klassad areal som sköts med ersättning från landsbygdsprogrammet är hämtade från Karlsson m.fl. (2012) för åren 2006 och 2008. Siffran för 2012 är en preliminär beräkning från Jordbruksverket.

Uppföljning av indikatorer och måluppfyllelse

Måluppfyllelsen för omfattnings- och resultatindikatorerna för ersättningen för skötsel av betesmarker, slätterängar och våtmarker redovisas i tabell 6.7. Måluppfyllelsen för de olika indikatorerna varierar stort mellan 37 % och 114 %, men för de flesta indikatorer låg måluppfyllelsen kring 80 %.

För *omfattningsindikatorerna*, som beskrivs i antal brukare, fäbodan eller hektar mark som får ersättningen, har man inte lyckats nå målen. Utfallet är särskilt lågt för indikatorerna som beskriver antal brukare med ersättning, speciellt när det gäller våtmarker vars utfall ligger på endast 67 %. Det ska dock noteras i sammanhanget att målet för just den här indikatorn höjdes från 2 000 till 3 000 brukare år 2011. Även de andra operativa målen har endast uppfyllts till kring 80 %. Därmed sjönk måluppfyllelsen för de operativa målen överlag jämfört med Halvtidsutvärderingen, trots att ersättningsnivåerna höjdes något. Tittar man på de faktiska siffrorna blir det tydligt att anslutningen av både brukare och hektar mark till våtmarksersättningen har ökat över programperioden, medan den har minskat när det gäller betesmarker

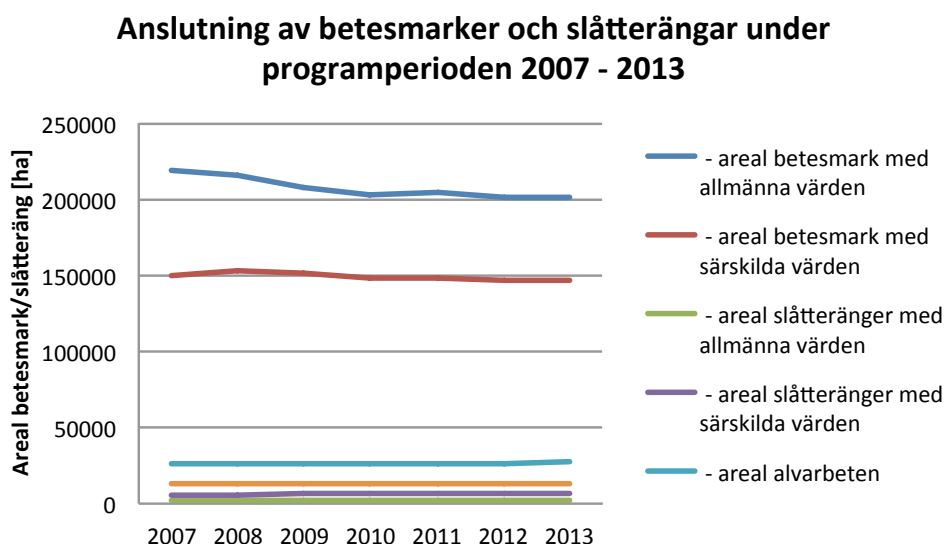
och slåtterängar. Lantbrukare vars åtaganden från förra programperioden har löpt ut har alltså av olika anledningar valt att inte gå in i nya åtaganden för sina betes- och slåttermarker. En av förklaringarna till varför skötseln av naturbetesmarker och slåtterängar generellt har minskat stadigt under lång tid är att såväl antalet djurgårdar som antalet betesdjur har minskat kraftigt sedan 1960-talet vilket regionalt och lokalt leder till brist på betesdjur (Hall Diemer m.fl. 2013). Framför allt minskningen av djur har dock avtagit på senare år och behöver inte vara huvudorsaken för att anslutningen till stödet har minskat. I norra Sverige kan kostnaderna att få ut djur på delar av betesmarkerna vara avskräckande (Blom 2009). I Skåne angav lantbrukare med betesmarker vars anslutning har varit låg eller minskat under programperioden att de viktigaste faktorer för beslutet att inte (längre) söka ersättning var krångliga och förändrade regler (Helgeson 2013). Avsaknad av betesdjur eller olönsamhet upplevdes däremot inte som viktiga orsaker för att inte söka stöd (Helgeson 2013). Samma undersökning visade att omkring 80 % av betesmarkerna hävdades även utan ersättning (Helgeson 2013); marker utanför miljöstödsystemet har oftast en högre täckning av träd och buskar (Pihlgren m.fl. 2010).

Arealen Natura 2000-områden som sköts med ersättning har minskat under första delen av programperioden (tabell 6.7), men det är oklart om detta är ett resultat av de nya reglerna för träd på betesmarker eller att skötseln av dessa marker minskar (Karlsson m.fl. 2012). En justering av jordbruksblocken i samband med nya regler för träd på betesmarker 2008-2010 kan förklara minskningen dessa år (Karlsson m.fl. 2012). Preliminära siffror som Jordbruksverket plockat fram för år 2012 visar på en ökning av ansluten Natura 2000-areal mot slutet av programperioden. Enligt Jordbruksverket kan ökningen delvis förklaras med att det har tillkommit en del nya Natura 2000-områden, delvis kan den bero på förändrade beräkningsmöjligheter på grund av mer detaljerad rumslig information i blockdatabasen (personlig kommunikation, Jordbruksverket).

En närmare analys av den faktiska arealredovisningen visar att den observerade trenden för omfattningsindikatorerna, att antal hektar med ersättning minskar under perioden, framförallt drivs av utvecklingen för betesmarker med allmänna värden, som utgör drygt hälften av totalarealen med ersättning för betesmarker och slåtterängar. Arealen för slåtterängarna samt skogsbete och alvarbete ligger relativt konstant över tiden (Fig 6.3). Anslutningen för våtmarker ökar däremot stadigt under perioden, och de flesta tillkomna våtmarkerna återfinns på åkermark (tabell 6.7). Att anslutningen till ersättningen för skötsel av våtmarker har ökad stadigt under programperioden är inte förvånande eftersom våtmarker som anläggs med miljöersättning måste skötas i minst 20 år. Ersättning för anläggning eller restaurering av våtmarker har funnits i landsbygdsprogrammet sedan år 2000, vilket betyder att även våtmarker som anlagts under programperioden 2000-2006 fortfarande har ett åtagande.

Resultatindikatorerna anges här i hektar mark som leder till att vissa värdefulla marktyper sköts, alternativt att vattenkvaliteten förbättras. Måluppfyllelsen för olika indikatorer varierar men följer i stort mönstret som redovisades i Halvtidsutvärderingen. Utfallet var bäst för resultatindikatorerna för slåtterängar med särskilda värden (114 %) och alvarbeten (96 %), medan sämst måluppfyllelse redovisas för slåtterängar med allmänna värden (37 %), skogsbeten (68 %). Resultatindikatorn *Förbättrat vattenkvalitet* har en uppfyllelse på 80 procent. De flesta målen lyckades man därmed inte heller att uppfylla för resultatindikatorerna.

Inga *effektindikatorer* finns för dessa insatser, utan alla befintliga indikatorer handlar om anslutningen av brukare eller mark till ersättningen. Som pekats ut i Halvtidsutvärderingen kan en ersättning dock inte enbart utvärderas med hjälp av (kvantitativa) anslutningsindikatorer utan det är avgörande att utvärdera den kvalitativa effekten av åtgärden. Eftersom ersättningarna styr både förekomsten och skötseln av betesmarker, slåtterängar och våtmarker, behövs det en utvärdering av hur biologisk mångfald (och för våtmarker även växtnärläcksage) påverkas av både förekomst och skötsel.



Figur 6.3. Anslutning av betesmarker och slåtterängar under programperioden.

Källa: Jordbruksverkets stöddatabas.

Resultat av ersättningen

Skötsel av betesmarker och slåtterängar

Resultatet av ersättningen för betesmarker och slåtterängar utvärderas här med hjälp av kontrafaktiska markanvändningsscenarier skapade med modellverket CAPRI. I dessa simuleringar har ersättningen stor effekt på hur mycket betesmark som finns i landet. Sett över hela landet minskar betesmarken med 20 % om stödet tas bort. Den relativa minskningen blir störst i Övre Norrland, där betesmarken minskar med 58 % när stödet tas bort, men då handlar det om en relativt liten areal från början. I Småland med öarna, där den mesta betesmarken finns i referensscenariot, har stödet något mindre betydelse och minskningen blir 17 % när stödet tas bort.

Minskningen av betesmark hänger samman med en begränsad ökning av åkerarealen. Den effekten blir tydligast i Småland med öarna (2 % mer åker). Där beror effekten huvudsakligen på växtnärläcksbalanserna: Betesmarken utgör en stor andel av den totala jordbruksmarken, och det finns ganska mycket betande djur. När stödet till betesmarken tas bort så blir det visserligen lite färre djur i regionen (knappt 4 % färre nötkreatur för slakt enligt beräkningarna), men minskningen av antalet djur, och därmed också av mängden producerad gödsel, är mindre än minskningen av betesmarken. Det innebär att när en del av betesmarken försvinner så hamnar mer stallgödsel på åkermarken. Betet minskar, eller ”en del djur flyttar in i stallarna”.

Kostnaderna för handelsgödsel till åkern minskar då, vilket gynnar de flesta åkergrödor, och bidrar också till att trädan minskar i Småland med öarna eftersom trädan inte behöver gödslas. I foderstaterna för nötköttssektorn som helhet spelar betet enligt modellberäkningarna en relativt liten roll och ersätts ganska enkelt med något ökad användning av hö/ensilage samt av olika kraftfoder.

Effekten via gödselpriserna är inte generell för hela riket. I östra Mellansverige, där åkermarken också ökar (med knappt 2 %), beror effekten istället i huvudsak på att jordbruksmark totalt sett blir billigare när stödet till betesmark tas bort. Den bakomliggande mekanismen i modellen baseras på att utbudet av jordbruksmark totalt sett beror av det genomsnittliga priset på jordbruksmark. Möjliga tolkningar är antingen att viss betesmark kommer att förändras till åkermark, eller att skogsbruket (som inte modelleras explicit) tar över betesmarken som läggs ner och istället frigör potentiell åkermark. Denna markpriseffekt gynnar alla grödor, inklusive träda.

Tabell 6.8. Markanvändning [1 000 ha] utan betesstöd, samt relativ förändring jämfört med referensscenariot.

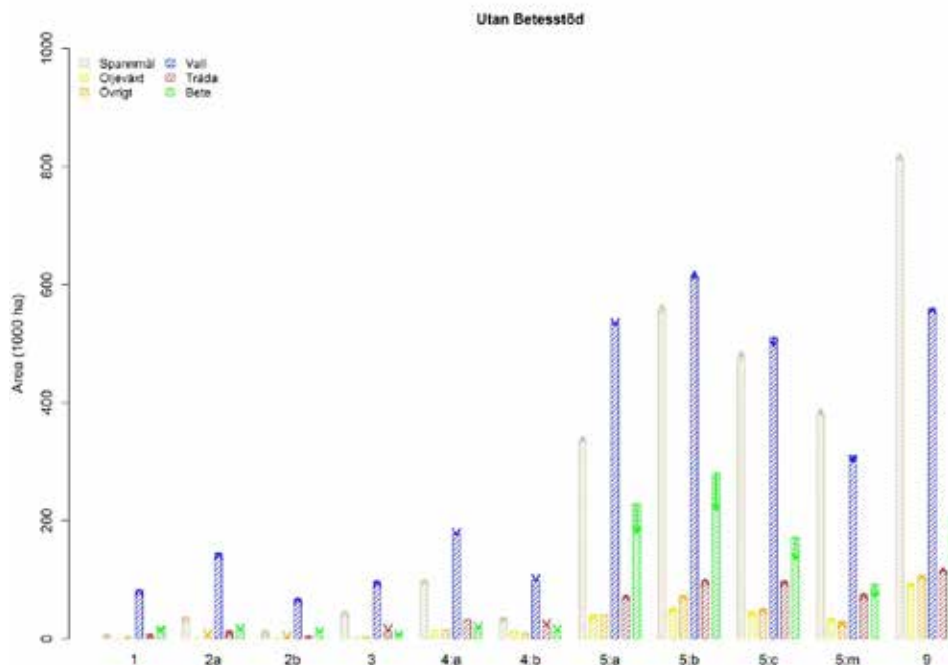
	Betes- mark	All åker- mark	Spannmål	Olje- växter	Andra åker- grödor	Slätter- och betes- vallar	Träda och obrukad åkermark
Sverige	341	2444.4	966.7	103.4	93.7	1080.8	149.3
	-20.40%	1.10%	1.30%	3.80%	0.90%	0.60%	2.60%
Stockholm	10.2	100.5	40.9	6.8	1.1	37.4	12
	-27.60%	0.50%	1.00%	0.00%	0.00%	0.30%	0.20%
Östra Mellansverige	54.5	620.5	309.5	36.5	14.1	190.1	53.3
	-24.80%	1.70%	1.00%	9.70%	-0.50%	0.30%	7.30%
Sydsverige	61.7	546.4	279.9	30.6	55.1	160.1	9.1
	-18.10%	0.60%	0.60%	-0.20%	0.80%	0.70%	5.20%
Norra Mellansverige	14.7	178.8	52.8	0.7	2	107.1	13.4
	-23.10%	0.50%	1.30%	6.80%	1.70%	0.50%	-2.90%
Mellersta Norrland	12	86.4	5		0	77.7	2.4
	-27.10%	1.10%	5.30%		0.00%	0.20%	24.10%
Övre Norrland	1.6	104.3	17.8		0.7	74.8	8.7
	-57.70%	0.40%	0.30%		0.60%	0.20%	3.10%
Småland med öarna	136.7	296.4	60.6	6.1	5.4	210.7	8.7
	-17.20%	2.10%	8.00%	9.40%	6.90%	1.10%	-17.10%
Västsverige	49.6	511.1	200.1	22.7	15.3	222.7	41.7
	-20.10%	0.80%	0.80%	0.10%	0.30%	0.60%	2.60%

Källa: Simulationer med CAPRI.

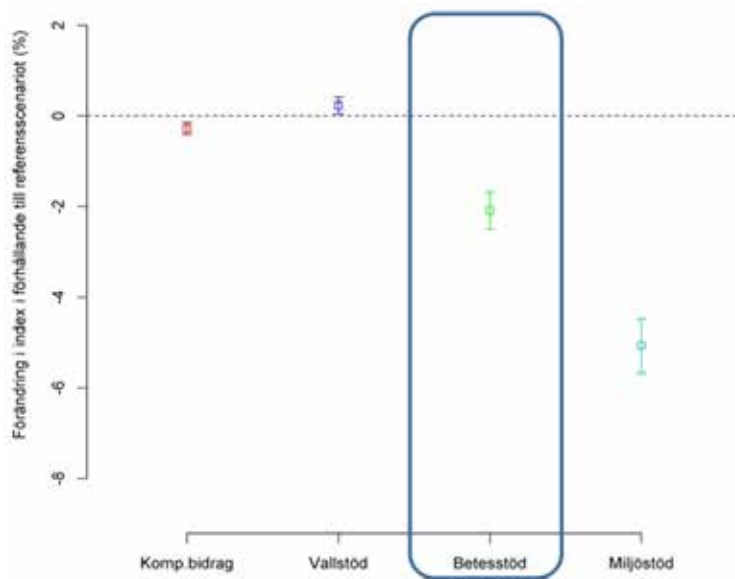
Effekt av ersättningen

Effekten av ersättningen på jordbruksfåglar

Genom att koppla samman ett kontrafaktiskt scenario för hur markanvändningen skulle vara om det inte fanns något stöd till betesmarker producerat med en spatialt relativt högupplöst version av CAPRI (se avsnitt 2) med habitatassociationsmodeller som förutsäger fåglars antal i relation till markanvändning (se avsnitt 2), skattade vi effekten av betesmarksstödet på de fågelarter som ingår i Farmland Bird Index (FBI). Scenariot visar på minskade arealer betesmark i södra Sverige (regionerna 5:1, 5:b, 5:c och 9), men marginella förändringar rent arealmässigt längre norrut (eftersom mängden betesmark från början är liten) (Figur 6.4). Övriga arealförändringar är små. Tillsammans resulterade detta i en minskning med 2.1 % (konfidenstervall = -2.5 % – -1.7 %) av fågelindikatorn FBI (Figur 6.5). Det fanns framförallt en negativ effekt på fåglar knutna till betesmarker som ängsbiplärka, törnskata, stare, hämpling, och buskskvätta (Bilaga 3). Smärre minskning av tofsvipa och törnsångare är snarast kopplade till minskning av vall eller generell minskning av jordbruksarealen. Vi vill här understryka att dessa prediktioner är baserade på arealeffekter av betesmarksstödet, inte de effekter som stödet har på skötseln av betesmarker. Det är fullt möjligt att effekterna när det gäller skötsel av marker som betas oavsett om det finns stöd eller inte, t.ex. restriktioner när det gäller intensifiering (gödning, plöjning) och strukturen (trädregler), är minst lika viktiga (positiva såväl som negativa) som arealen som sådan (se evidenssyntesen nedan).



Figur 6.4. Förutsägelser enligt CAPRI för förändringar i markanvändningen (pilar) under scenariot "inget betesmarksstöd" jämfört med basscenariot (stapelns höjd) i de olika LFA-områdena.



Figur 6.5. Förväntade relativa förändringar i fågelindikatorn FBI under scenariot "inget betesmarksstöd" jämfört med basscenariot.

Effekten av skötsel av betesmarker och slåtterängar på biologisk mångfald

En stor del av jordbrukslandskapets biologiska mångfald är kopplad till naturbetesmarker och slåtterängar (Naturvårdsverket 1997). Naturbetesmarker och slåtterängar i Nordeuropa hör till de naturtyper i världen med högst antal observerade arter per ytenhet, i synnerhet på små rumsliga skalor (1 dm² och mindre) (Wilson m.fl. 2012). Naturbetesmarker och slåtterängar har inte bara hög lokal biologisk mångfald, utan bidrar även till att upprätthålla en rumslig mångfald (heterogenitet) i landskapet, vilket är positivt för hela landskapets biologiska mångfald (Benton m.fl. 2003, Kivinen m.fl. 2006, Villemey m.fl. 2015). De kan t.ex. fungera som spridningskällor för arter som återfinns i det omgivande jordbrukslandskapet (Öckinger och Smith 2007, Ekroos m.fl. 2013b), och därmed bidra till att generellt höja den biologiska mångfalden på en landskapsskala. I ett europeiskt perspektiv har Sverige fortfarande kvar stora arealer av dessa markslag (Emanuelsson 2009), trots att dessa arealer minskat kontinuerligt under de senaste 100 åren. Ersättningen för skötsel av betesmarker är troligtvis helt avgörande för att vi fortfarande har kvar dessa relativt stora arealer (Hasund 2009).

Skillnader mellan marker med allmänna och särskilda värden

Storleken på ersättningen för skötsel av betesmarker och slåtterängar beror på om marken bedöms ha *allmänna* eller *särskilda* värden. Det finns dock inte många studier som utvärderat effekten av denna differentiering genom att jämföra biologisk mångfald i betesmarker eller slåtterängar med allmänna och särskilda värden. I en studie i Uppland fann Caruso m.fl. (2015) högre artrikedom av växter och trädlevande lavar i betesmarker med särskilda värden än i betesmarker med allmänna värden. Dessutom var de flesta av de växtarter som var typiska för betesmarker med särskilda värden sådana som kan kategoriseras som betesmarksspecialister. De lavar som bland de studerade betesmarkerna var typiska för marker med särskilda

värden var däremot associerade med slutna miljöer och kan därför antas vara vanliga i skog (Caruso m.fl. 2015). Även Pihlgren m.fl. (2010) fann att betesmarker med stöd för särskilda värden kännetecknades av typiska torrmarksörter och lågvuxna gräs medan marker med stöd för allmänna värden kännetecknades av mer högväxta gräs och av örter knutna till fuktigare vegetation. Baserat på egenskaper som avgör enskilda trädets värde för biologisk mångfald, som exempelvis trädslag, omkrets, förekomst av hål och exponerad ved, fann Eriksson (2009) att träd av hög betydelse för biologisk mångfald var vanligare i betesmarker med stöd för särskilda värden än i de med stöd för allmänna värden. Däremot fanns ingen skillnad i exempelvis mängden blommande träd som t.ex. sälj, lönn, rönn och oxel (Eriksson 2009). Med utgångspunkt från det lilla antal befintliga studier får man ändå göra bedömningen att differentieringen i ersättningsnivå till marker med allmänna respektive särskilda värden är väl motiverad när det gäller botaniska aspekter av biologisk mångfald, d.v.s. marker som bedöms ha särskilda värden har ofta högre biologisk mångfald än marker som bedöms ha allmänna värden. Däremot är det inte klarlagt om detta är fallet även för andra organismgrupper, vilket behöver undersökas. Men den kritiska frågan är egentligen inte om marker med särskilda värden har högre värden, eftersom marker selekteras för ersättningen just på denna grund, utan om det faktum att marker klassas som berättigade till det högre stödet för marker med särskilda värden leder till att sannolikheten att de hävdas är större eller att de sköts på ett sätt som bättre gynnar den biologiska mångfalden. Vi känner inte till några studier som har undersökt detta.

Effekter av betesintensitet

Många växter, och indirekt även många insekter som är beroende av dessa växter, är beroende av ett kontinuerligt hävd. Idag sker denna hävd oftast genom bete. Utan bete ändras konkurrensförhållandena, och många lågväxande gräs och örter konkurreras ut av ett fåtal högväxande och konkurrensstarka arter (Hansson och Fogelfors 2000, Rosén och van der Maarel 2000, Pykälä 2005).

Betets intensitet och periodicitet (d.v.s. när och hur regelbundet en mark betas) har stor effekt på både växter och djur knutna till betesmarker (Pärt och Söderström 1999a, Söderström m.fl. 2001, Kruess och Tschardt 2002a, Sjödin m.fl. 2008). Våra vanliga tama betesdjur, nöt, häst och får, har olika effekter på vegetation och fauna (Rook m.fl. 2004). Fårbete har visat sig leda till lägre mångfald av humlor (Carvell 2002), dagfjärilar (Öckinger m.fl. 2006a) än bete av nöt eller hästar. Fårbete är dock för de flesta artgrupper knutna till betesmarker bättre än helt uteblivet bete (Öckinger m.fl. 2006a), och får kan vara ett bra val av betesdjur efter restaurering eftersom de är effektiva på att hålla efter uppskjutande sly (Krahulec m.fl. 2001, Hellström m.fl. 2003, Rook m.fl. 2004).

Även bland arter som för sin långsiktiga överlevnad är beroende av att deras livsmiljöer betas eller slås finns det många grupper av arter som missgynnas av ett alltför intensivt bete. Lennartsson m.fl. (2012) fann att flera växtarter hade betydligt högre reproduktion, vilket på längre sikt (efter 6 år) även ledde till högre artrikedom av växter, när bete startade i mitten av juli i stället för i maj. Betesintensiteten har också ökat genom att sent släpp av betesdjur blivit ovanligt, vilket kan minska växters produktion av frön generellt och missgynna tidigt blommande växter (Gustavsson m.fl. 2011).

Blombesökande och pollinerande insekter gynnas generellt av en god tillgång till nektarrika örter (Franzén och Nilsson 2008), vilket i sin tur åstadkoms av ett inte alltför hårt bete, och att de värdefullaste (blomrikaste) markerna endast betas sent på säsongen (Franzén och Nilsson 2008). Dock finns olika preferenser även inom gruppen blombesökande insekter. Exempelvis jämförde Sjödin m.fl. (2008) olika grupper av pollinerande insekter och fann högre artrikedom av blomflugor och skalbaggar vid högre vegetation (lägre betesintensitet), men ingen effekt av vegetationshöjd på artrikedom av fjärilar och bin. Kruess och Tscharntke (2002b) fann högre artrikedom av dag fjärilar, och högre individrikedom av dagfjärilar, bin och andra steklar vid lägre betesintensitet. I en litteraturgenomgång fann Bubova m.fl. (2015) att ett extensivt bete, definierat som i genomsnitt 0.2, och max 0.5 djurenheter per hektar eller rotationsslätter, där olika slätterängar i närheten av varandra eller olika delar av en större sammanhängande slätteräng slås vid olika tidpunkter, var de typer av skötsel av betesmarker och slätterängar som är mest gynnsamma för dagfjärilar. Flera växtarter (Ehrlén m.fl. 2005) och vissa markhäckande fåglar är dock beroende av ett relativt hårt betestryck (Pärt och Söderström 1999a, Ottvall och Smith 2006). Bland insekterna finns ett flertal värmeälskande arter som är beroende av ett varmt mikroklimat, och även dessa gynnas generellt av ett hårt betestryck som leder till lågvuxen vegetation (Thomas 1994, Eilers m.fl. 2013).

Mönster i artrikedom och artsammansättning i ängs- och betesmarker visar ofta dålig överensstämmelse mellan olika artgrupper. Med andra ord har marker som har hög artrikedom av en artgrupp inte nödvändigtvis hög artrikedom även av andra grupper av arter (Vessby m.fl. 2002). Samtidigt har de allra flesta studier av biologisk mångfald i ängs- och betesmarker endast utvärderat en, eller i bästa fall ett fåtal grupper av arter, oftast kärlväxter, fåglar och kanske någon lättstuderad insektsgrupp som dagfjärilar. Det kan därför vara svårt att dra generella slutsatser om effekter av skötsel av betesmarker och slätterängar på biologisk mångfald.

Skötselbestämmelserna om att alla marker i princip måste betas årligen ("ingen skadlig ansamling av förna") har troligtvis lett till en likriktning i betesmarkers skötsel och struktur, vilket i sin tur kan leda till minskad biologisk mångfald på landskapsnivå (Kivinen m.fl. 2006, Villemey m.fl. 2015) (men i vissa regioner är naturligtvis brist på betesdjur ett större problem (Blom 2009)). Med tanke på att olika grupper av arter svarar så olika på betesmarkers och slätterängars skötsel borde det, när tillgången på betesmarker tillåter det, i stället vara eftersträvarsvårt med en stor variation i skötsel bland betesmarker i ett och samma landskap.

Effekter av träd och buskar

Trädklädda ängs- och betesmarker är vanligare i Sverige än i många andra europeiska länder (Blom 2010), även om liknande marktyper finns på andra håll, exempelvis i sydöstra Europa (Emanuelsson 2009, Hartel m.fl. 2013, Plieninger m.fl. 2015). Grova lövträd, i synnerhet i öppna miljöer som ängs- och betesmarker, är mycket värdefulla för biologisk mångfald, och många insekter och kryptogamer (Berg m.fl. 2002) liksom många fåglar och fladdermöss (Berg m.fl. 1994) är knutna till öppna miljöer med grova lövträd. Sådana äldre och grova lövträd återfinns i det moderna brukade landskapet framförallt i betesmarker och slätterängar (Johansson m.fl. 2013), men även i tidigare betesmarker eller slätterängar som nu vuxit igen till skog.

Flertalet fågelarter gynnas av en relativt hög täckning av buskar (Pärt och Söderström 1999b), detsamma gäller flera insektsgrupper (Söderström m.fl. 2001). Viktiga orsaker är att buskar kan fungera som häckningsplats för fåglar (Pärt och Söderström 1999b), bidrar med skydd mot vind i öppna landskap (Dover m.fl. 1997) och inte minst bidrar till att skapa en större heterogenitet inom betesmarken. Liksom när det gäller betesintensitet finns det dock en stor variation i hur olika artgrupper svarar, och det finns även ett flertal studier som visar negativa effekter av en alltför hög täckning av buskar i betesmarker (Erhardt 1985, Öckinger m.fl. 2006b).

Effekter av den nya definitionen av betesmarker

Enligt den nya striktare definitionen av betesmarker som infördes år 2008 får betesmarker och slåtterängar inte innehålla mer än ett visst antal träd per ytenhet för att vara berättigade till stöd. Det finns många studier som har relaterat betesmarkers och slåtterängars biologiska mångfald till täckningen av träd och buskar (se ovan). De flesta av dessa är dock inte specifikt utformade för att svara på frågan om hur den nya betesmarksdefinitionen påverkar betesmarkernas biologiska mångfald. Det finns dock två svenska studier som har undersökt effekten av trädtheter på artrikedom av växter, med specifikt syfte att utvärdera reglerna angående antal tillåtna träd per hektar. Jakobsson & Lindborg (2015) studerade 64 betesmarker i Jönköpings län som varierade mellan 3 och 214 träd per hektar, och Caruso m.fl. (2015) studerade 28 betesmarker i Uppland som med en likande gradient i trädthet (3 – 210 per hektar). I båda studierna fanns fler växtarter i betesmarker med högre tätheter av träd, när artrikedom mättes per betesmark, men ingen effekt på antalet växtarter per kvadratmeter. I den ena studien undersökte man dessutom effekten av trädthet på antalet arter av trädlevande lavar, men i det fallet fanns ingen effekt tätheten av träd (Caruso m.fl. 2015).

Det är oklart hur representativa dessa resultat är för andra artgrupper, men åtminstone när det gäller kärlväxter visar de två studierna att den nya betesmarksdefinitionen riskerar att leda till lägre biologisk mångfald. När den nya betesmarksdefinitionen infördes år 2008 ökade mängden kraftiga röjningar av trädklädda betesmarker (Blom 2010). Att reglerna om högsta tillåtna antal träd per ytenhet infördes så plötsligt ledde dessutom troligtvis lett till en likriktning i betesmarkers skötsel och struktur (Blom 2010, Eriksson 2010). Detta kan i sin tur ha lett till minskad biologisk mångfald på landskapsnivå. Om så är fallet har dock inte studerats.

Bevarande av vanliga och sällsynta arter

Många studier utvärderar effekter av t.ex. betesmarkers skötsel och andra karaktäristika genom att enbart studera mönster i antal arter av någon förutbestämd organismgrupp, utan att närmare analysera *vilka* arter som gynnas eller missgynnas. Nyttan av ersättningen kan dock skilja sig mellan olika arter beroende på deras ekologiska egenskaper. Ofta är biologiska samhällen "nästlade", vilket innebär att marker som innehåller de ovanligaste arterna oftast även innehåller ett flertal av de mer vanliga arterna (Atmar och Patterson 1993). Öckinger och Smith (2006) fann ett nästlat mönster av dagfjärilar i betesmarker. Jämförelserna mellan betesmarker med ersättning för allmänna respektive särskilda värden som beskrivits ovan visade att, åtminstone bland växter, innehöll markerna med ersättning för särskilda värden oftast fler av de mer ovanliga, typiska betesmarksarterna (Pihlgren m.fl. 2010, Caruso m.fl. 2015).

Landskapseffekter på biologisk mångfald i betesmarker

Flera studier har visat att betesmarker och slåtterängars biologiska mångfald påverkas av i vilken typ av landskap de är belägna. Betesmarker i landskap med mycket andra betesmarker (Öckinger och Smith 2006) och i heterogena landskap (Krauss m.fl. 2003) har högre biologisk mångfald än mer isolerade betesmarker och betesmarker i ensartade landskap, och dessa observationer har även starkt stöd i ekologisk teori (MacArthur och Wilson 1967, Hanski 1998, Tscharntke m.fl. 2012b). Artrikedomen av växter och flera insektsgrupper har visats vara högre i betesmarker i skogsdominerade landskap än i betesmarker i landskap dominerade av åkermark (Öckinger m.fl. 2012, Öckinger m.fl. 2012). Däremot har antalet häckande arter av fåglar knutna till jordbrukslandskapet visats vara högre i betesmarker i öppna än i skogsdominerade landskap (Pärt och Söderström 1999b).

Betesmarkers och slåtterängars betydelse för biologisk mångfald och ekosystemtjänster i landskapet

Betesmarker och slåtterängar har inte bara en hög lokal biologisk mångfald, utan bidrar även till att höja den biologiska mångfalden i det omgivande landskapet (Öckinger och Smith 2007, Tscharntke m.fl. 2012b, Ekroos m.fl. 2013b, Hiron m.fl. 2013). Detta gäller i synnerhet för rörliga organismer som fåglar och flygande insekter (Öckinger och Smith 2007, Ekroos m.fl. 2013b, Hiron m.fl. 2013). Mekanismerna kan vara flera, och beror på vilken organismgrupp som studeras. För vissa grupper, t.ex. fjärilar, kan betesmarker och slåtterängar fungera som källhabitat, som producerar ett överskott av individer. Dessa sprider sig till miljöer av lägre kvalitet som t.ex. åkerkanter och kultiverade gräsmarker, som därmed fungerar som sänkhabitat (Pulliam 1988, Öckinger och Smith 2007, Villemey m.fl. 2015). För andra artgrupper kan betesmarkerna och slåtterängarna fungera som viktiga miljöer för boplatser (Öckinger och Smith 2007) eller för födosök (Bruun och Smith 2003), men arterna är även beroende av resurser som finns på andra håll i landskapet (Dunning m.fl. 1992).

Genom att bidra till ökad mångfald och antal av arter som utför viktiga ekosystemtjänster, kan naturbetesmarker bidra till dessa på landskapsnivå. Det finns studier som visar på positiva effekter på pollinerande insekter (Öckinger och Smith 2007, Ekroos m.fl. 2013b), vilket gör troligt att även pollinering påverkas positivt. När det gäller biologisk kontroll av skadegörare är kunskapsläget mer osäkert; även om biologisk kontroll gynnas av mer naturligt habitat i landskapet (Veres m.fl. 2013), är effekten av naturbetesmarker dåligt utvärderad (Bullock 2011) (men se Rusch m.fl. 2013). Andra ekosystemtjänster som naturbetesmarker kan bidra med är bland andra bevarande av genetiska resurser, resistens mot invasiva arter samt kulturella tjänster som rekreation och estetiska värden (Harrison m.fl. 2010). Kunskapsläget när det gäller ersättningsens effekt på dessa tjänster är också begränsad och behöver utvärderas bättre.

Effekten av ersättningen på betesmarkers hävdstatus och kvalitet

Få studier har undersökt ersättningsens effekt på betesmarkers kvalitet och hävdstatus. Preliminära analyser med data från NILS-projektet visar att hävdstatusen generellt har ökat det senaste decenniet i alla marker oavsett stödanslutning, men att andelen icke eller svagt hävdade marker är högre på marker som ligger utanför stödssystemet (Eriksson m.fl. i förberedelse). Ett liknande resultat redovisas av en nyligen genomförd studie för skånska betesmarker (Gerell 2015). Däremot har mångfalden

av vissa grupper av kärlväxter och insekter minskat i betesmarker utan ersättning, medan kvaliteterna generellt har förbättrats i marker som får miljöstöd (Eriksson m.fl. i förberedelse). Detta tyder på att ersättningen för betesmarker och slåtterängar har en positiv effekt även på betesmarkernas kvalitet, men fler och fördjupade undersökningar kring skötselns effekt på betesmarkers mångfald vore önskvärd.

Effekten av skötsel av slåtterängar på biologisk mångfald

I förhållande till ytan av betesmarker är ytan av slåtterängar i Sverige mycket begränsad, och det finns därför inte heller särskilt mycket relevant forskning specifikt om slåtterängar. Det mesta som beskrivs ovan om betesmarker, när det gäller allt utom betesintensitet, kan antas gälla även för slåtterängar. Eftersom ersättningen är högre för slåtterängar än för betesmarker är det relevant att fråga om slåtterängar har högre biologisk mångfald. Genom att utvärdera ett långtidsförsök visade Tälle m. fl. (2015) att slåtter ledde till högre förekomst av hävdberoende växtarter, och färre kvävegynnade arter jämfört med bete. Saarinen och Jantunen (2005) visade dock att även om vissa fjärilsarter tycktes föredra slåtterängar framför betesmarker fanns inga stora skillnader i artsammansättning av dagfjärilar mellan slåtterängar och betesmarker i Finland.

Effekten av skötsel av våtmarker på biologisk mångfald

Det finns oss veterligen inga studier som har specifikt studerat effekterna av *skötseln* av anlagda eller restaurerade våtmarker på biologisk mångfald. Även kunskapsunderlaget kring effekten av anläggning och restaurering av våtmarker som analyseras mer detaljerat under *Regionalt prioriterade åtgärder* är otillräckligt för att dra konkreta slutsatser, men man kan konstatera att befintliga – både anlagda och naturliga – våtmarker på jordbruksmark bidrar till den lokala biologiska mångfalden i odlingslandskapet. Därför kan ersättningen – tillsammans med insatsen för anläggning och restaurering av våtmarker – anses medverka till att bevara biologisk mångfald i jordbrukslandskapet. Huruvida skötselvillkoren för den här ersättningen har varit optimalt utformade för uppnå syftet att gynna den biologiska mångfalden går dock inte att avgöra med dagens forskningsunderlag.

Slutsatser gällande insatsernas effekter

Slutsatser gällande betesmarker och slåtterängar

Betesmarker och slåtterängar, särskilt marker med särskilda värden, hyser en mängd arter och bidrar därmed starkt till den biologiska mångfalden i jordbrukslandskapet. För vissa organismgrupper fungerar de som källhabitat och understödjer på det sättet även mångfalden i landskapet runtomkring. När det gäller effekten av själva skötseln på den biologiska mångfalden är det dock svårare att dra några generella slutsatser. Olika organismgrupper gynnas av olika typer av skötsel, och en art kan missgynnas av en skötsel som är optimalt för en annan art. Mer flexibilitet och ett landskapsperspektiv i skötselvillkoren för att kunna optimera skötseln lokalt och därmed skapa en högre variation i vegetationsstrukturen vore därför önskvärd.

Den under programperioden ändrade definitionen av betesmarker har lett till storskaliga röjningar, men det finns få studier på hur detta har påverkat biologisk mångfald. Det finns dock indikationer på att denna nya definition riskerar att utarma mångfalden bland vissa organismgrupper.

Effekten av ersättningen på ekosystemtjänster är dåligt undersökt, men genom att gynna biologisk mångfald och artantal för bland annat pollinerande insekter, kan det tänkas att betesmarker och slåtterängar även gynnar t.ex. pollinering. För att kunna utvärdera skötselns betydelse för denna tjänst, samt effekter på andra ekosystemtjänster krävs dock fler och mer detaljerade studier.

Någon specifik utvärdering av effekten av ersättningen för skötsel av skogs-, fåboda- och alvarbeten har inte kunnat göras på grund av bristande kunskapsunderlag.

Slutsatser gällande våtmarker

På grund av bristande kunskapsunderlag kan utvärderarna inte dra några slutsatser om hur skötseln av våtmarker har påverkat den biologiska mångfalden. Mer generella slutsatser om effekten av våtmarker i jordbrukslandskapet, och specifikt om anlagda och restaurerade våtmarkers effekter, redovisas i avsnittet *Regionalt prioriterade ersättningar*.

Förslag till förbättringar

När det gäller ersättningen för skötsel av betesmarker och slåtterängar föreslås mer flexibla skötselvillkor som tillåter att man anpassar och optimerar skötseln bättre till lokala förhållanden. Då denna ersättning specifikt gäller skötsel av betesmarker och slåtterängar vore det önskvärt att det redovisades rumsligt explicit information om hävdstatusen av marker som ingår i ersättningen, exempelvis genom rapportering av kontrollresultat till blockdatabasen.

För att kunna utvärdera effekten av ersättningen för skötsel av våtmarker på biologisk mångfald i jordbrukslandskapet behövs först och främst forskning som specifikt undersöker hur olika skötselmetoder påverkar mångfalden. Eftersom just den här insatsen har flera syften (främst att gynna biologisk mångfald och att minska växtnärläckage) som kan tänkas gynnas av olika typer av skötsel, kan det också behövas att skötselvillkoren tydligare anpassas till respektive syfte. Slutligen skulle framtida utvärderingar underlättas om det specifika syftet av våtmarkerna som sköts med ersättning ur landsbygdsprogrammet framgick av de data som tillhandahålls via Jordbruksverkets databas.

6.2 Värdefulla natur- och kulturmiljöer i odlingslandskapet och renskötselområdena

Beskrivning av ersättningen och dess mål

Insatsernas syften och motiv enligt landsbygdsprogrammet

Insatserna för skötsel av värdefulla natur- och kulturmiljöer ska enligt landsbygdsprogrammet (Landsbygdsdepartementet 2012) uppmuntra till att använda metoder som förväntas gynna biologisk mångfald och bidrar till att bevara landskapet med dess särprägel. Syftet är att skydda och förbättra värdefulla miljöer i det traditionella kulturlandskapet, vilket ses som viktigt led i att bevara det svenska natur- och kulturarvet och göra landsbygden mer attraktiv.

I odlingslandskapet återfinns en mängd olika typer av småbiotoper och kulturlämningar som vittnar om äldre tiders jordbruk och utgör viktiga livsmiljöer för växter och djur. Många av dessa har försvunnit i takt med att industrialiseringen har tagit fart för att ge plats till större och mer lättmanövrerade fält. Samtidigt har värdet av dessa element för fodertäkt gått förlorat i dagens rationella jordbruk vilket ofta leder till igenväxning. Ersättningen är därför tänkt till att trygga vård och skötsel av dessa lämningar för att bevara såväl deras kulturhistoriska som deras biologiska värden. Insatsen anses därmed också bidra till att uppfylla miljö kvalitetsmålet *Ett rikt odlingslandskap*, och går i linje med både EU:s och Sveriges strategi för landsbygdsutveckling.

Renskötselområdets höga natur- och kulturvärden är unika för såväl Sverige som EU och är starkt knutna till renskötseln som bedrivs av samerna i norra delen av Sverige. Renbete – så länge det inte bedrivs för intensivt – anses gynna den biologiska mångfalden i fjällmiljön genom att hålla landskapet öppet och förhindra igenväxning. Kulturelementen i renskötselområdet utgör viktiga spår från den traditionella renskötseln och bör bevaras för att tydliggöra samisk kultur samt öka kunskapen om samernas liv och tradition. Insatsen anses även bidra till att uppfylla miljö kvalitetsmålet *En storslagen fjällmiljö*.

Det övergripande målet i odlingslandskapet är att ca 30 % av landets åkerareal ska anslutas till ersättningen, och att detta sker jämt spridd över hela landet. I renskötselområden är målet att bevara natur- och kulturmiljövärden motsvarande 2 500 ha.

Ersättningens utformning och geografiska skillnader

Ersättningen betalas ut för *skötsel* av kulturhistoriskt och biologiskt värdefulla landskapselement i odlingslandskapet och i renskötselområdet, och kompletterar därmed lagstiftningen enligt Miljöbalken som förhindrar att dessa element skadas eller tas bort utan speciellt tillstånd. Efter en översyn av det generella biotopskyddet i jordbrukslandskapet föreslog Jordbruksverket dock förändringar i den lagstiftningen som skulle leda till att lantbrukare lättare kunde få dispens för åtgärder som underlättar för jordbruket (Carlsson m.fl. 2013). Då de nya bestämmelserna trädde ikraft först i september 2014, kommer denna slututvärdering inte kunna påvisa några konsekvenser av dessa förändringar.

I odlingslandskapet betalas ersättningen ut till en mängd olika typer av landskapselement som ligger i eller i anslutning till åkermark. Ersättningsnivåerna varierar för olika typer av element och kompletteras alltid med en grundersättning på 100 kr/element (tabell 6.9). Ersättningen betalas ut i hela landet.

Tabell 6.9. Ersättningsberättigade landskapselement inom ersättningen för skötsel av värdefulla natur- och kulturmiljöer i odlingslandskapet. Förutom de här angivna ersättningsnivåerna utgår en grundersättning på 100 kr/landskapselement.

Typ av element	Ersättningsnivåer
Linjeelement	6-60 kr/10 meter
Brukningssväg	
Fägator	
Gärdesgård av trä	
Jordvall, gropvall	
Läplanteringar	
Öppet dike	
Renar mellan åkerskiften	
Stenmur	
Punktelement	60-180 kr/styck
Åkerholmar	
Alléträd	
Brunn, Källa	
Byggnadsgrund	
Fornlämningslokal	
Hamlade pilar i rader eller häckar	
Hamlade träd	
Liten svårbrukad åker	
Odlingsröse, stentipp	
Överloppsbyggnader	
Småvatten	
Solitärträd	
Traditionella torkanläggningar för jordbruksgrödor	2 000 kr/hektar
Traditionell hässja eller storhässja i bruk	

I renskötselområdet ges ersättning till skötsel av två olika element – renvallar (6 300 kr/hektar) och renstängsel (20 kr/meter). Dessutom utgår en reseersättning per element (för upp till maximalt 5 element per åtagande) som bestäms av avståndet mellan från samebyn till det aktuella landskapselementet. Denna ersättning betalas främst ut till samebyar eller samiska organisationer, och företrädesvis på renskötselområdet året-runt-marker.

Uppföljning av indikatorer och måluppfyllelse

Måluppfyllelsen analyseras med hjälp av omfattnings-, resultat- och effektindikatorerna för ersättningen och utfallet redovisas i tabell 6.10. Utfallet för omfattnings- och resultatindikatorerna för dessa insatser ligger på 85 % eller mer, och måluppfyllelsen kan därmed generellt anses vara relativt god. I renskötselområdet har samtliga mål uppfyllts med god marginal (utfall 131 – 152 %), vilket bekräftar resultatet i Halvtidsutvärderingen (Päivo m.fl. 2010). När det gäller insatserna i odlingslandskapet har visserligen måluppfyllelsen ökat jämfört med Halvtidsutvärderingen, men detta beror på att målen för samtliga indikatorer för insatserna har sänkts. De redovisade siffrorna som ligger bakom indikatorerna, d.v.s. antal brukare och arealer som får ersättning, har snarare fortsatt minska även under andra delen av programperioden.

Omfattningsindikatorerna anger de operativa målen och mäts i antal brukare respektive arealen mark som får ersättning i respektive område. *I odlingslandskapet* har anslutningen i bägge fallen minskat ytterligare jämfört med Halvtidsutvärderingen. En trolig förklaring är att en del brukare, vars åtaganden från förra programperioden löpte ut först några år in i det nya programmet, har valt att inte gå in i nya åtaganden. Orsaken till detta lär åtminstone delvis kunna hittas i ändrade regler och minskade ersättningsnivåer för vissa landskapselement jämfört med förra programperioden (Päivo m.fl. 2010). Trots sänkta mål för dessa indikatorer har målen i odlingslandskapet alltså inte uppfyllts. *I renskötselområdet* däremot hade målen redan uppfyllts i Halvtidsutvärderingen, men medan arealen mark med ersättning ökade ytterligare något sedan dess, har antalet samebyar etc. minskat marginellt.

Resultatindikatorn för *odlingslandskapet* anges som ”antal hektar åkermark som framgångsrikt brukas så att natur- och kulturmiljöer bevaras”. Eftersom ersättningen gäller skötsel av landskapselement knuten till åkermark, och inte skötseln av åkermarken i sig, är det något oklart vad indikatorn egentligen är tänkt att visa. Man kan också diskutera vad som menas med ”framgångsrikt brukas så att natur- och kulturmiljöer bevaras”: det angivna målet för resultatindikatorn är exakt samma som målet som gäller för omfattningsindikatorn ovan, vilket indikerar att man förutsätter att all mark som är ansluten till ersättningen också ”brukas framgångsrikt...”. Att detta inte nödvändigtvis är fallet framgår av kapitlet om effekten nedan. Oavsett tolkning så uppnås inte arealmålet för denna indikator trots att även denna nedjusterades efter Halvtidsutvärderingen. Motsvarande indikator för *renskötselområdet* ”antal hektar natur- och kulturmiljöer framgångsrikt bevaras...” uppfylls med 131 %, men återigen bör påpekas att anslutningen av en viss areal mark inte per automatik betyder att den föreskrivna skötseln leder till ett bättre bevarande av miljön eller en högre biologisk mångfald.

Effektindikatorn gäller insatsen i odlingslandskapet och anges i antalet landskapselement som får ersättning. Indikatorn uttrycks som index 75 av omfattningen år 2006, vilket tolkas som att 75 % av landskapselementen som fick ersättning år 2006 ska vara kvar i ersättningssystemet. Trots att även detta mål har justerats nedåt efter Halvtidsutvärderingen (från ursprungligen 100), har man inte lyckats uppfylla målet helt (tabell 6.10).

I Halvtidsutvärderingen gjordes en närmare genomgång av olika typer av landskapselement i odlingslandskapet, och utvecklingen av deras respektive omfattning i ersättningssystemet sedan slutet av förra stödperioden. Minskningen av landskapselementen med ersättning som redovisades där har varit omfattande och varierade stort. Denna minskning har fortsatt under resten av programperioden, dock för de flesta elementen i betydligt mindre takt (tabell 6.11). Undantaget är traditionella hässjor eller storhässjor i bruk, som minskat i större omfattning under senare delen av programperioden.

De exceptionellt stora minskningarna för vissa av elementen i början av programperioden kan förklaras genom ändringar i regelverket eller starkt minskade ersättningsnivåer jämfört med förra programmet (Päivo m.fl. 2010). Förklaringen för den fortsatta minskningen är dock mindre klar då inga ytterligare förändringar genomfördes under resten av programperioden. En del av minskningen kan troligen kopplas till att vissa brukare valde att inte gå in i nya åtaganden när de gamla löpte ut, men orsaken till detta är inte helt klar. I en enkätstudie till lantbrukare som genomfördes i slutet

av förra programmet angavs visserligen krångligt pappersarbete (23.3 %), för låg ersättning (19.9 %) och tidsbrist (16.6 %) som orsaker till varför man valt att inte söka stödet, men det är inte givet att dessa förklaringar också skulle vara grunden för att inte välja att förnya åtagandet (Jordbruksverket 2006).

Tabell 6.10. Måluppfyllelse för programspecifika indikatorer och kvantifierade mål för ersättningen värdefulla natur- och kulturmiljöer i odlingslandskapet och renkötselområden under programperioden 2007-2013.

Indikator	Mål	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Utfall 2013
OMFATTNING									
Antal brukare som får ersättning för att bevara natur- och kulturmiljöer i odlingslandskapet ¹	12 500	12 007	12 093	12 162	12 168	12 252	11 425	11 468	92%
Antal samebyar, samiska organisationer eller förvaltare som får ersättning för att bevara natur- och kulturmiljöer i områden präglade av renkötsel ²	200	173	223	320	337	341	314	304	152%
Antal hektar åkermark som får ersättning ¹	600 000	676 103	661 777	560 987	551 920	548 335	512 438	511 721	85%
Antal hektar mark som får ersättning för att bevara natur- och kulturmiljöer i områden präglade av renkötsel ²	2 500	1 300	2 093	2 840	3 365	3 165	2 878	3 277	131%
Total antal brukare som får ersättning för att bevara natur- och kulturmiljöer i odlingslandskapet och i områden präglade av renkötsel ²	12 780	12 504	12 430	12 687	12 359	12 318	11 505	11 476	90%
RESULTAT									
Antal hektar åkermark som framgångsrikt brukas så att natur- och kulturmiljöer bevaras ¹	600 000	676 103	661 777	560 987	551 920	548 335	512 438	511 721	85%
Antal hektar natur- och kulturmiljöer som framgångsrikt bevaras i områden präglade av renkötsel ²	2 500	1 300	2 093	2 840	3 365	3 165	2 878	3 277	131%
EFFEKT									
Landskapselement som får ersättning, uttryckt som index av omfattning år 2006 ³ :									
Index för linjeelement	75								62%
Index för punktelement	75								81%
Index för hässjor	75								63%

¹För åren 2007 till och med 2010 inkluderas även aktuella åtaganden som ligger kvar under stödet i förra landsbygdsprogrammet 2000-2006.

²Siffrorna är tagna ur Jordbruksverkets egna sammanställningar i Årsrapporterna 2007-2013.

³Antal landskapselement redovisas i tabell 6.11.

Källa: Data från Jordbruksverket, utdrag 2015-09-30, samt Årsrapporterna 2007-2013.

Tabell 6.11. Omfattningen av olika landskapselement i ersättningssystemet för natur- och kulturmiljöer i odlingslandskapet i början och slutet av programperioden. Utfallet anges som procentuell förändring under tiden. Inom parentes anges utfallet för förändringen mellan 2006 och 2009 (från Päivo m.fl. 2010).

Landskapselement	2007	2013	Förändring 2007-2013	Utfall 2013 % (jmf. 2007)
Brukningväg (m)	10 555 590	9 331 945	-1 223 645	-12% (-20%)
Fägator (m)	228 844	220 083	-8 761	-4% (-5%)
Gärdesgård av trä (m)	194 357	180 748	-13 609	-7% (-12 %)
Jordvall, gropvall (m)	586 968	560 057	-26 911	-5% (-5 %)
Läplanteringar (m)	96 911	81 530	-15 381	-16% (-8)
Öppet dike (m)	18 841 003	14 366 826	-4 474 177	-24% (-49%)
Renar mellan åkerskiften (m)	2 260 532	2 028 981	-231 551	-10% (-13%)
Stenmur (m)	16 694 589	16 131 397	-563 192	-3% (-4%)
Summa linjeelement	49 458 794	42 901 567	-6 557 227	-13% (-30%)
Åkerholmar (st)	33 633	29 508	-4 125	-12% (-22%)
Alléträd (st)	120 912	112 570	-8 342	-7% (-20%)
Brunn, Källa (st)	5 508	5 089	-419	-8% (-13%)
Byggnadsgrund (st)	4 179	3 814	-365	-9% (-20%)
Fornlämningslokal (st)	2 382	2 090	-292	-12% (-14%)
Hamlade pilar i rader eller häckar (st)	20 365	20 738	373	2% (6%)
Hamlade träd (st)	12 450	11 439	-1 011	-8% (-5%)
Liten svårbrukad åker (st)	14 837	13 751	-1 086	-7% (-7%)
Odlingsröse, stentipp (st)	185 853	180 341	-5 512	-3% (-1%)
Överloppsbyggnader (st)	8 292	7 292	-1 000	-12% (-21%)
Småvatten (st)	4 379	3 740	-639	-15% (-2%)
Solitärträd (st)	3 256	2 967	-289	-9% (-14%)
Summa punktelement	416 046	393 339	-22 707	-5% (-10%)
Trad. hässja/storhässja i bruk (ha)	814	619	-195	-24% (-14%)

Resultat av ersättningen

Natur- och kulturmiljöer i odlingslandskapet

Som förutspått av Halvtidsutvärderingen har inget av målen för ersättningen för natur- och kulturmiljöer i odlingslandskapet uppfyllts under programperioden, trots en nedjustering av samtliga mål. Minskningen som skedde redan i början av perioden har fortsatt, om än i något mindre takt. Hässjorna minskade mest under programperioden (24 %), minskningen bland linjeelementen var något mindre (13 %), och för punktelementen var minskningen lägst (5 %).

I Halvtidsutvärderingen angavs ändrade regelverk och definitioner för vissa landskapselement som en trolig orsak till den omfattande minskningen i början av programperioden. Om brukarna på grund av dessa ändringar väljer att inte fortsätta söka ersättning påverkar detta även de andra elementen i deras åtagande, eftersom samtliga ersättningsberättigade element på gården måste ingå i ansökan (Päivo m.fl. 2010).

Lantbrukarnas intresse för kulturmiljön och attityd till ersättningen spelar säkerligen in i valet att söka stöd, men är inte enda skälet. I Jordbruksverkets enkätundersökning angavs förutom krångligt pappersarbete, tidsbrist och för låg ersättning (se ovan) även okunskap om att stödet fanns som orsak till varför man inte hade sökt (Jordbruksverket 2006). Detta tyder på att det fanns ett informationsbehov som inte var uppfyllt, men kan givetvis inte förklara varför man väljer att inte förnya sina åtaganden. Den positiva effekten av individuell rådgivning och skötselplaner, och särskilt kopplingen mellan information om stödets effekter på natur- och kulturmiljöer och lantbrukarens ekonomi lyfts också fram i intervjuer med experter på berörda myndigheter (Jordbruksverket 2007). Andra aspekter som nämns i studien är exempelvis svårigheten att sköta landskapselement på arrendegårdar och vikten av att kunna göra regionalt riktade satsningar på särskilda element (Jordbruksverket 2007).

Att ersättningen i den nuvarande perioden av landsbygdsprogrammet tas bort helt, kommer troligen att ha en ytterligare negativ inverkan på skötseln. I en förnyad enkätundersökning 2014 angav knappt 20 % av de tillfrågade lantbrukarna att de helt kommer att sluta sköta sina landskapselement när stödet försvinner, och ungefär lika många att de kommer att sköta dem på ett liknande sätt som nu. Resterande ca 60 % anger att de framöver kommer att sköta landskapselementen mindre intensivt än tidigare (Wallander och Karlsson 2015).

Just regionala skillnader av natur- och kulturhistoriska förutsättningar i landskapet kan också tänkas påverka stödets upptag. En spatial analys av anslutningen i olika regioner skulle idealt baseras på antalet landskapselement med ersättning i relation till alla befintliga ersättningsberättigade element i regionen. Detta är dock svårt att göra eftersom det endast finns information om landskapselement som ingår i stödsystemet (och inte om sådana som ligger utanför). I en separat studie (Olsson m.fl. 2016) analyseras anslutningen av linjeelement i ersättningen för natur- och kulturmiljöer i odlingslandskapet i Skåne. Länet är uppdelat i tre produktionsområden (Götalands södra slättbygder – Gss; Götalands mellanbygder – Gmb; och Götalands skogsbygder – Gsk) och uppvisar tydliga regionala skillnader i landskapets beskaffenhet och jordbrukets intensitet. Anslutningen av linjeelement med stöd uppskattades här – på grund av bristande information om befintliga landskapselement utanför stödsystemet – som andel av befintliga fältkanter. Dessa analyser visade att anslutningen varierar kraftigt geografiskt och med landskapsstruktur. Anslutningen

var högst i skogsbygden, följt av mellanbygden och lägst i slättbygden. Utöver denna skillnad mellan produktionsområdena så ökade den kraftigt med arealen av åkermark i det omgivande landskapet. Denna geografiska skillnad av stödets upptag i de tre studerade produktionsområdena har lett till att mer stöd går till områden med mycket småbiotoper och relativt mycket jordbruksmark. Om detta är ett aktivt val av lantbrukarna i en viss region (d.v.s. beror på regionala attitydskillnader), eller ett resultat av att landskapen ser ut som de gör, är dock oklart. Det är också svårt att säga om de regionala skillnaderna i upptaget har gynnat eller missgynnat den biologiska mångfalden (se kapitel *Effekten av ersättningen*). Det ska också påpekas att analysen troligen har överskattat längden av tillgängliga linjeelement, främst i slättbygden, och därmed underskattat anslutningen där.

Att det för utvärderingen av stödets upptag saknas underlag om befintliga kulturhistoriskt värdefulla element som ligger utanför ersättningssystemet har påpekats redan i slututvärderingen av landsbygdsprogrammet 2000-2006. I och med starten av den regionala miljöövervakningen i landskapsrutor (LillNILS) som specifikt inventerar småbiotoper, gräsmarker och våtmarker har ett sådant underlag börjat skapas. Sedan delar av biotopskyddet inkluderades i tvärvillkoren år 2010 har också Jordbruksverket börjat registrera vissa småbiotoper via laserskanning och flygbilder (Jordbruksverket 2012b). På grund av bristande resurser har det inom ramen för den här utvärderingen tyvärr inte varit möjligt att genomföra analyser baserade på dessa underlag.

Natur- och kulturmiljöer i renkötselområden

Måluppfyllelsen i renkötselområdet har överlag varit mycket bra under hela programperioden. Ersättningen hade en väldigt dåligt uppslutning i början av förra programperioden, men efter en höjning av ersättningsnivåerna ökade upptaget rejält (Päivo m.fl. 2010). Att upptaget fortfarande ligger på en hög nivå väl över de uppsatta målen tyder på att ersättningens utformning fungerar bra och upplevs som attraktiv av brukarna.

Effekt av ersättningen

Natur- och kulturmiljöer i odlingslandskapet

Ersättningen för värdefulla natur- och kulturmiljöer har som syfte att bevara och stärka kulturmiljövärden och gynna och bevara biologisk mångfald i odlingslandskapet. De specifika målen för stödet och stödets effektmål är dock inte knutna till effekter på dessa värden i sig, utan enbart till anslutningsgrad. Det påpekades dock i slututvärderingen av landsbygdsprogrammet 2000-2006 (Andersson m.fl. 2009) att det då saknades forskning om direkta effekter på biologisk mångfald av såväl förekomst av ersättningsberättigade landskapselement som skötseln av dem. Sådan forskning har genomförts under de senaste åren och har gett mer eller mindre tydliga resultat. Det som har studerats är anslutningen till stödet, stödets effekt på förekomst av träd och buskar, samt effekten på fåglar, kärlväxter och pollinatörer.

Odlingslandskapets småbiotoper såsom obrukade fältkanter, stenmurar, öppna diken och åkerholmar, med eller utan miljöstöd, är värdefulla i sig då de tillför habitat och strukturer i miljön. Förekomsten av ej odlade habitat bidrar till jordbrukslandskapets mångformighet (heterogenitet) och är en viktig positiv faktor för att bevara biologisk mångfald (Benton m.fl. 2003, Rundlöf och Smith 2006, Herzon och Helenius 2008, Belfrage m.fl. 2014, Fahrig m.fl. 2015). I ett rent åkerlandskap är småbiotoperna de enda ”semi-naturliga” habitaterna där annat än ettåriga åkerogräs kan växa. Småbiotoperna

bidrar till mångfalden av växter på landskapsnivå (Irminger Street m.fl. 2015b), även om bidraget från olika typer av småbiotoper varierar starkt (Edwardsen m.fl. 2010). Fragmentering av småbiotoper i intensivt brukade landskap utarmar florán (Cousins 2006). Småbiotoper utgör ett stabilt habitat för många insekter, där även väldigt små habitat bidrar till förekomsten av t.ex. jordlöpare och spindlar (Knapp och Rezac 2015) och därmed till biologisk kontroll av skadegörare (Sigfridsson 2013). Permanent habitat har befunnits påverka biologisk kontroll på relativt stora avstånd (Holland m.fl. 2012, Jonsson m.fl. 2013), vilket gör att effekter på fältskalor är rimliga, men denna fråga är inte utredd för småbiotoper. Småbiotoperna är viktiga som växtplats för födoresurser åt vilda pollinatörer (humlor, solitärbin och blomflugor) (Ivarsson och Pettersson 2005), speciellt under perioder då andra födokällor i landskapet saknas (Irminger Street m.fl. 2015b). Även fåglar använder småbiotoper för att söka föda (Morris m.fl. 2001, Bruun och Smith 2003). Småbiotoper fungerar som boplatser för många humlor och solitärbin (t.ex. Svensson m.fl. 2000, Diekötter m.fl. 2006), och många av jordbrukslandskapets fågelarter använder småbiotoper som boplatser (Arlt och Pärt 2007). De ljusa och soliga lägena längs en stengårdsgård, en brukningsväg eller i en åkerholme är lämpliga, ibland de enda, växtplatser för lövträd som får bli gamla och utvecklas fritt, eller för blommande och bärande träd och buskar. Småbiotoperna är dessutom kulturlämningar som påminner oss om gamla tiders villkor för lantbruket. Att bevara småbiotoperna i odlingslandskapet är därför värdefullt ur såväl naturvårds- som kulturvårdsaspekt (Rosqvist 2004).

Att småbiotoperna är värdefulla för biologisk mångfald gör det inte självklart hur de ska skötas för att gynna eller bevara dessa värden på bästa sätt. Hittills har småbiotopernas fortlevnad i sig varit skyddad enligt lag (Sandström och Klang 2007), medan avsikten med ersättningen för värdefulla natur- och kulturmiljöer har varit att främja en viss sorts skötsel av dem, nämligen röjning av igenväxningsvegetation. Om denna skötsel är gynnsam eller ej, har tidigare varit ganska dåligt känt, men en rad studier har genomförts under senare år.

Stödets direkta effekt på förekomst av träd och buskar längs stengårdsgårdar eller jordvallar (de huvudsakliga linjeelementen i de analyserade produktionsområdena) är tämligen kraftig och gårdar med ersättning för värdefulla natur- och kulturmiljöer har neråt en tiondel av träd- och busktäckningen i förhållande till gårdar utan. En flygbildsanalys visade dessutom att stengårdsgårdar med stöd i stort sett inte vuxit igen mellan 1984-85 och 2012, medan gårdsgårdar utan stöd hade ca 10 % högre täckning 2012 (Olsson m.fl. 2016). Dessa resultat stämmer överens med en analys av data från NILS och Lill-NILS (Wissman m.fl. 2014). På så vis kan man säga att skötseln har haft den avsedda effekten, nämligen att avlägsna vegetation av igenväxningskaraktär. Detta är dock ett diffust begrepp och exakt vad som avses är inte – och bör förmodligen heller inte vara – exakt definierat. Mycket av röjningen görs maskinellt och i många fall röjs all vedartad vegetation, även bärande träd och buskar, eller träd som skulle kunna utvecklas till solitärträd. Att ta bort bärande träd och buskar, eller framtida solitärträd, är knappast gynnsamt för de biologiska värdena. I vilken mån en stenmur, där buskvegetationen röjs maskinellt med några års mellanrum, höjer landskapets kulturhistoriska värde är också oklart.

Floran påverkas mycket lite av ersättningen för värdefulla natur- och kulturmiljöer i sig, bortsett från att artrikedomen av vedartade växter naturligtvis är lägre där träd och buskar aktivt röjs bort (Irminger Street m.fl. 2015a). Artrikedomen av gräs och örter skiljer sig inte mellan öppna åkerrenar, som uppfyller skötselvillkoren

för ersättning, och träd- eller buskbevuxna åkerrenar. Åkerrenarna är i allmänhet kraftigt påverkade av kväve och fosfor, och vegetationen består därför ofta av näringsälskande arter. Följaktligen har florans som återfinns i dagens åkerrenar för det mesta inte mycket gemensamt med det gamla kulturlandskapets ängsflora, som skulle kunna gynnas av att åkerrenarna hålls öppna.

Många av de växter som pollinatörer utnyttjar finns just i åkerkanter, men i lika hög omfattning i vägkanter. Detta gäller för både örtvegetation, som i viss mån gynnas av röjning, och blommande träd och buskar som ju missgynnas. Därför är också effekterna på pollinatörerna själva blandade (Irminger Street m.fl. 2015b). Röjning av igenväxningsvegetation i småbiotoper kan potentiellt gynna humlor, som är såväl art- som individrikare i öppna åkerkanter. Någon direkt studie av förekomsten av humlor före och några år efter röjning har oss veterligen inte genomförts, utan jämförelsen bygger på skillnaden mellan öppna och slutna landskapselement (Söderman m.fl. 2015). Effekten på solitärbin är dock nästan obefintlig, och för blomflugor är den om något negativ.

En del av ersättningen för värdefulla natur- och kulturmiljöer är inriktad mot vård av allé- och solitärträd. En studie av ersättningens effekter på dessa visade att den gynnar trädens kondition och deras skötselbehov minskar. Emellertid är träd som får stöd i genomsnitt mindre än andra solitärträd i landskapet och därför verkar stödet inte träffa de mest värdefulla, d.v.s. de största och äldsta, träden (Forssblad 2015).

Som en följd av färre träd och buskar i småbiotoperna missgynnas fåglar generellt av ersättningen för värdefulla natur- och kulturmiljöer (Olsson m.fl. 2016). Mekanismerna är visserligen inte undersökta i detalj, men det är troligt att effekten beror på en kombination av minskande tillgång till boplatser och föda. Artantalet är därför lägre i landskap med hög än med låg anslutningsgrad. Denna negativa effekt gäller flertalet arter, men inte alla. De flesta arter trivs bättre i landskap med mindre jordbruksmark, mer åkerkanter (mindre fältstorlek), och med mer träd och buskar i åkerkanterna. Däremot arter som t.ex. sånglärka, ängsbiplärka och tofsvipa som trivs bäst i öppna landskap är talrikare där det är hög anslutning till ersättningen för värdefulla natur- och kulturmiljöer. Stenskvättor skulle potentiellt kunna gynnas av tillgång på frilagda stengärdsgårdar och rösen som boplatser, men i åkerlandskap blir den omgivande kvävegynnade gräs- och örtvegetationen ofta så hög och tät att häckningen påverkas negativt (Arlt och Pärt 2007).

Forskningsresultaten är alltså ganska varierande. Sammantaget är förekomsten av småbiotoper i sig gynnsamt för biologisk mångfald, medan den föreskrivna skötseln för att ha rätt till ersättning för värdefulla natur- och kulturmiljöer har mycket svag, eller rent av negativ effekt, i de flesta fall. Dock tycks stödet motverka den igenväxning av landskapselementen som annars har skett. Det är svårt att säga hur stor effekt som en borttagning av det generella biotopskyddet skulle få på mängden landskapselement – framför allt stengärdsgårdar. Klart är dock att små och svårbrukade åkrar är dyrare att bruka för lantbrukarna och det kan därför i vissa fall vara ekonomiskt gynnsamt att ta bort stengärdsgårdar och få större åkrar (Nilsson m.fl. 2015). Klart är det även att en förlust av åkerkanter med stengärdsgårdar skulle leda till direkta negativa konsekvenser för biologisk mångfald (Irminger Street m.fl. 2010, Olsson m.fl. 2016).

Den geografiska skillnaden av stödets upptag i de tre studerade produktionsområdena har lett till att mer stöd går till områden med mycket småbiotoper och relativt mycket jordbruksmark, vilket också är de områden med hög biologisk mångfald (se även Cousins 2006). Om detta har gynnat eller missgynnat den biologiska mångfalden är dock okänt.

När det gäller floran längs landskapselementen så är det troligt att den kommer att fortsätta att utarmas så länge som eutrofieringen av dessa miljöer fortsätter och det dessutom förekommer att herbicider sprutas mycket nära, eller rent av direkt på, åkerrenarna (Irminger Street 2015). För att gynna floran vore det därför säkerligen mer effektivt med åtgärder som fokuserade på dessa problem. Slåtter och bete är möjliga skötselformer med positiv effekt på mångfalden av växter (Cousins 2006, Svensson 2013), men som inte ingår i regelverket för det här utvärderade stödet. Slåtter vid lämplig tidpunkt och bärgräsklippning av den slagna vegetationen har troligen större positiv effekt än den röjning av träd och buskar som föreskrivits under stödperioden. Det saknas fortfarande forskning kring den specifika typen av röjning. Idag dominerar maskinell röjning, och om det är sämre eller bättre än mer selektiv röjning för hand är okänt.

Natur- och kulturmiljöer i renskötselområden

Det fanns stöd även för renstängsel och rengärde under föregående stödperiod. Det tycks inte ha genomförts forskning som syftar till direkt utvärdering av denna del av stödet. Däremot finns det studier som visar på positiva effekter på floran och faunan av renbete generellt och mer specifikt av att kunna variera betestrycket (kunskaps-sammanställning av Tunón och Sjaggo 2012). Stödet för renstängsel och rengärde kan därför antas ha en positiv effekt på biologisk mångfald och det kulturhistoriska värdet av rengärdarna är självklart stort. I motivet till stödet nämns bland annat en indirekt positiv effekt på fjällräv och fjälluggla, eftersom gnagare ofta rör sig i eller längs renstängsel. Det vore intressant om det fanns belegg för detta, men att bytesdjuren rör sig där behöver inte betyda att det finns fler av dem eller att de är lättare att fånga för de hotade rovdjuren.

Slutsatser gällande ersättningens effekter

Ersättningens två huvudsyften är att gynna och bevara den biologiska mångfalden och de kulturhistoriska värden knutna till värdefulla miljöer i det traditionella jordbrukslandskapet. Det befintliga kunskapsunderlaget visar tydligt att förekomsten och bevarandet av kulturhistoriska landskapselement i odlingslandskapet är värdefullt för såväl biologisk mångfald som för kulturmiljön. Därmed adresserar ersättningen livsmiljöer som har stor betydelse i jordbrukslandskapet och skulle därför – med lämplig utformning – kunna ha en positiv effekt på jordbrukslandskapets natur- och kulturvärden. Det relativt goda upptaget visar också på att det finns ett intresse bland lantbrukarna att sköta och bevara kulturmiljöerna på sina gårdar.

Däremot har utvärderingen konstaterat att insatsens utformning, främst de aktuella skötselvillkoren, varit mindre lämplig för att uppnå stödets syfte. Studier har visat att skötseln har haft en mycket liten, för vissa organismgrupper till och med negativ, effekt på mångfalden. För en del faktorer, exempelvis hur den idag dominerande maskinella röjningen påverkar biologisk mångfald och kulturmiljövärdena, saknas dessutom fortfarande forskningsunderlag för att kunna dra några konkreta slutsatser. Dessutom är indikatorerna som tagits fram för att följa upp stödets resultat och effekt inte relevanta. Sammanfattningsvis kommer utvärderarna fram till att en ersättning

som leder till att kulturhistoriska landskapselement bevaras har en stor potential för att kunna gynna biologisk mångfald i odlingslandskapet, men att den nuvarande utformningen har lett till att effekten av ersättningen inom programperioden har varit mycket svaga.

I renskötselområdet tyder det befintliga kunskapsunderlaget på att ersättningen är positiv för såväl de biologiska som kulturhistoriska värdena.

Förslag till förbättringar

Koppla indikatorer och mål: Samtliga indikatorer och kvantifierade mål som tagits fram för att utvärdera ersättningen handlar om anslutningsgraden av brukare, marker eller landskapselement. För att kunna utvärdera effekten av en ersättning räcker det dock inte att enbart analysera anslutningen, särskilt inte när det handlar om att utvärdera effekten av en skötselersättning. För att underlätta utvärderingen av stödet skulle det behöva tas fram nya typer av indikatorer och mål.

Anpassa skötselvillkoren: För att uppnå en positiv effekt av ersättningen behöver syftena förtydligas och vid behov prioriteras, och skötselvillkoren behöver tydligare anpassas till dessa syften. Det kan också behövas ytterligare skötselvillkor (såsom slåtter eller bete även av markvegetationen) eller restriktioner (för att till exempel förhindra drift av växtskyddsmedel och gödsel) för att åstadkomma eller förstärka en gynnsam effekt.

6.3 Regionalt prioriterade ersättningar/Utvald miljö

Beskrivning av ersättningen och dess mål

Insatsernas syften och motiv enligt landsbygdsprogrammet

De regionalt prioriterade ersättningarna består av ett hopblock av ett antal mindre, sinsemellan väldigt olika typer av regionala skötselinsatser och miljöinvesteringar. De grundläggande motiven för dessa insatser anges i landsbygdsprogrammet vara samma som för *Biologisk mångfald och kulturmiljövården för betesmarker, slåtterängar och våtmarker* samt för *Värdefulla natur- och kulturmiljöer i odlingslandskapet och renskötselområden*, d.v.s. att uppmuntra berörda aktörer att använda skötsel- och produktionsmetoder som gynnar biologisk mångfald och bevarar landskapets särprägel.

Genom att ge möjlighet till att skräddarsy insatser och anpassa dem till lokala förutsättningar och behov utifrån biologiska, kulturhistoriska och landskapsperspektiv skulle regional kunskap och engagemang tas tillvara på ett bättre sätt. Ersättningarna skulle också förstärka möjligheten att ta hänsyn till andra värden som anses regionalt viktiga, såsom rekreation, identitet och sociala värden.

Även för målen hänvisar landsbygdsprogrammet till avsnitten om *Biologisk mångfald och kulturmiljövården för betesmarker, slåtterängar och våtmarker* och om *Värdefulla natur- och kulturmiljöer i odlingslandskapet och renskötselområden*. Därmed är insatserna tänkta att bidra till att uppfylla följande nationella miljö kvalitetsmål: *Ett rikt odlingslandskap, Ett rikt växt- och djurliv, Ingen övergödning, Myllrande våtmarker, Grundvatten av bra kvalitet, Levande sjöar och vattendrag, Hav i balans, Levande kust och skärgård* samt *En storslagen fjällmiljö*.

Ersättningens utformning och geografiska skillnader

De regionalt prioriterade ersättningarna kan delas in i två ersättningsmöjligheter som beskrivs närmare nedan (tabell 6.12): A) Regionala skötselinsatser, och B) Miljöinvesteringar. Det generella upplägget för bägge delar var att de berörda myndigheterna i respektive län (länsstyrelsen respektive Sametinget) i sina regionala genomförandestrategier beskrev och motiverade vilka av insatserna man tänker genomföra, hur man prioriterar och hur detta relaterar till de regionala och nationella miljömålen. Detta ledde till regionala skillnader på vilka ersättningar som fanns tillgängliga i de olika länen. Tanken var sedan att stödmottagarna själva kunde söka ersättningarna vid intresse, men det fanns även möjlighet för de berörda myndigheterna att aktivt uppsöka potentiellt intressanta mottagare utifrån prioriteringarna i genomförandestrategierna.

De regionala skötselinsatserna är främst tänkta till att komplettera vissa andra ersättningar (*Biologisk mångfald och kulturmiljövärden för betesmarker, slåtterängar och våtmarker, Värdefulla natur- och kulturmiljöer i odlingslandskapet och renskötselområden samt Minskade växtnäringsförluster*) och ges till särskilt prioriterade objekt. Utöver detta gjordes en särskilt satsning för att stärka den biologiska mångfalden på åkermark. Vilka av de befintliga skötselinsatserna som skulle tillämpas i respektive län avgjordes av de berörda myndigheterna. Skötselinsatserna utformades som beslut och genomfördes som (ofta fleråriga) åtaganden. För att nå bästa möjliga effekt skulle insatserna (med undantag för *Bevarande av hotade åkerogräs*) genomföras på samma mark under hela åtagandeperioden.

Miljöinvesteringar ger ersättning för investeringar som inte ger någon ekonomisk avkastning men är angelägna av miljöskäl och som stärker, bevarar eller återskapar landskapets natur- och kulturvärden. Inom ramen för miljöinvesteringarna ersätts antingen faktiska kostnader (oftast upp till 90 %, i undantagsfall upp till 100 %), eller så betalas ersättningen ut som schablonbelopp. Miljöinvesteringarna genomfördes som projekt.

Tabell 6.12. Aktuella insatser, nationellt satta mål samt ersättningarnas maxbelopp för insatserna inom Regional prioriterade ersättningar inom landsbygdsprogrammet 2007-2013.

Ersättning	Mål ¹	Ersättningsens maxbelopp
Regionala skötselinsatser		
Bevarande av hotade åkerogräs	-	4 000 kr/ha och år
Mångfaldsträda	3 500 ha i Götalands och Svealands slättbygder	2 000 – 3 300 kr/ha och år
Obärgad spannmålsskörd	-	3 900 kr/ha och år
Skötsel av landskapselement		
Linjeelement	-	10 – 120 kr/10 meter
Punktelement	-	120 – 360 kr/styck
Särskild höhantering på slätteräng	-	1 700 kr/ha och år (top-up notifiering)
Bränning	-	800 kr/ha och år (top-up notifiering)
Särskild höhantering vid fåbodbete	-	1 200 kr/ha och år
Bete och slätter på svårillgängliga platser	-	1 000 kr/ha och år (top-up notifiering)
Ersättning för skötsel av mosaikmarker inkl. andra gräsfattiga marker	-	2 150 kr/ha och år
Restaurering av slätterängar och betesmarker	-	3 600 kr/ha och år
Röjning av stigar till samevisten	-	1 800 kr/km och år
Anläggning och skötsel av skyddszon på erosionsbenägen mark	-	4 000 kr/ha och år
Miljöinvesteringar		
Markförbättrande insatser för minskad markslitage	-	(10 000 kr/ha) ²
Anläggning och restaurering av våtmarker	Minst 6 000 ha	Fastställs vid beslut
Anläggning av dammar för fosforavskiljning	Minst 200 ha	Fastställs vid beslut
Reglerbar dränering	400 ha åkermark förses med brunnar	8 000 kr/brunn
Uppsättning av rovdjursavvisande stängsel	3 300 ha betesmark stängslas in	50 kr/löpmeter
Restaurering av landskapselement		
Restaurering av överloppsbyggnader samt byggnader vid samevisten	-	14 300 kr/byggnad
Återuppbyggnad av trädgårdsgårdar i odlingslandskapet	-	270 kr/meter
Restaurering och återskapande av alléer	-	2 300 kr/träd
Restaurering och återskapande av stenmurar	-	320 kr/meter
Restaurering av bevarandevärd och svårbrukad åkermark	-	13 500 kr/ha
Förstärkning av våtmarkers effekt	-	900 kr/ha

¹Här redovisas mål som anges i landsbygdsprogrammet. För de flesta ersättningarna fastställdes dock målen regionalt och redovisas inte här.

²Målet är hämtat från Halvtidsutvärderingen (utan källangivelse) men har inte kunnat hittas någon annanstans.

Tabell 6.13A. Kvantifierade mål och utfall för EU-gemensamma samt programspecifika indikatorer inom *Regionalt prioriterade ersättningar* (miljöinvesteringarna samt miljöersättningarna mångfaldsträda och anpassade skyddszoner) för perioden 2007-2013, modularade medel 2010-2015. Siffrorna för omfattnings- och resultatindikatorerna är tagna från Jordbruksverkets årsrapporter för respektive år och anger nyanslutningar det året för samtliga ersättningar förutom för mångfaldsträda och anpassade skyddszoner. Då man för dessa ersättningar ingår 5-åriga åtaganden redovisas här antal hektar det aktuella året. Effektkindikatorer redovisas inte i Jordbruksverkets årsrapport utan anges här utifrån egna tolkningar (se respektive fotnot).

Indikator	Mål	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014 ⁵	2015 ⁵	Ack. utfall	Utfall 2015 [%]
OMFATTNING												
Antal brukare som framgångsrikt anlagt eller restaurerat våtmarker (åtgärdskod 216) ¹	1 100	ingen uppgift	155	169	102	177	156	313	-23	64	1 113	101%
Antal brukare som restaurerat betesmarker och slåtterängar (åtgärdskod 214 och 216) ¹	650	ingen uppgift	278	232	282	248	577	117	-33	291	1 992	306%
Antal brukare som har betesmark hägnad med rovdjursstängsel (åtgärdskod 216) ¹	550	ej aktuell	ej aktuell	ej aktuell	94	96	259	420	227	-227	869	158%
Antal brukare som har åkermark med reglerbar dränering	20	ej aktuell	ej aktuell	ej aktuell	0	4	0	0	0	0	4	20%
Antal brukare som anlagt fosfordammar	1 000	ej aktuell	ej aktuell	ej aktuell	6	5	12	11	-1	1	34	3%
Total investeringsvolym (åtgärdskod 216), [Mkr] ¹	851	49	114	69	78	137	134	297	0	0	801	94%
Antal hektar våtmarker som har anlagts eller restaurerats under programperioden (åtgärdskod 216), [ha] ²	6 000	11	444	620	459	1 077	755	1 735	-33	191	5 259	88%
Antal hektar betesmarker och slåtterängar som har restaurerats under programperioden (åtgärdskod 214 och 216), [ha] ²	18 000	70	1 153	1 471	1 556	1 841	1 376	1 820	-295	1854	10 846	60%
Antal hektar betesmark hägnad med rovdjursstängsel (åtgärdskod 216), [ha] ²	3 300	ej aktuell	ej aktuell	ej aktuell	578	842	1 903	3 182	1068	-1068	6 505	197%
Antal hektar åkermark med reglerbar dränering	400	ej aktuell	ej aktuell	ej aktuell	0	35	31	0	0	-1	65	16%
Antal hektar fosfordammar som anlagts	200	ej aktuell	ej aktuell	ej aktuell	2	6	8	11	-1	1	27	14%
Antal hektar mångfaldsträda (214) ³	3 500	ej aktuell	ej aktuell	ej aktuell	23	1 104	1477	1680	0	0	1 680	48%
Antal hektar anpassade skyddszoner (214) ³	1 000	ej aktuell	ej aktuell	ej aktuell	88	190	244	247	0	0	247	25%
RESULTAT												
Antal hektar som framgångsrikt brukas så att:												
Biologisk mångfald och höga naturvärden bevaras [ha] ¹	27 500	ingen uppgift	1 597	2 091	3 022	3 766	4 041	6 748	739	978	22 637	82%
Vattenkvaliteten förbättras [ha] ¹	6 600	ingen uppgift	444	620	721	1 118	793	1 746	-34	191	5 351	81%
Marker inte växer igen eller överges [ha] ¹	27 500	ingen uppgift	1 597	2 091	3 022	3766	4041	6748	739	978	22 637	82%
EFFEKT												
Åtgärdens bidrag för att minska förlusten av biologisk mångfald, procentuell förändring av FBI ¹	1											?
Åtgärdens bidrag till att bevara jordbruksmark med höga naturvärden [ha] ^{1,4}	6 600	11	444	620	461	1 118	794	1 746	-34	191	5 351	81%
Åtgärdens bidrag för att förbättra vattenkvaliteten [ha] ^{1,4}	6 600	11	444	620	461	1 118	793	1 746	-34	191	5 351	81%

Tabell 6.13B. Kvantifierade mål och utfall för EU gemensamma indikatorer 2010-2014 samt för programspecifika indikatorer 2010-2013 för modulerade medel. Modularade medel fanns inte tillgängligt förrän 2010, och data för 2015 har inte funnits tillhanda under tiden som utvärderingen skrevs.

Indikator	Mål	2010	2011	2012	2013	2014	Ack. utfall	Utfall [%]
OMFATTNING								
Antal brukare som framgångsrikt anlagt eller restaurerat våtmarker ¹	275	78	147	108	80	-10	403	147%
Antal brukare som har åkermark med reglerbar dränering ¹	20	0	4	0	0	0	4	20%
Antal brukare som har anlagd fosfordammar ¹	1 000	6	4	8	1	0	19	2%
Total investeringsvolym för anlagda eller restaurerade våtmarker (åtgärdskod 216), [Mkr] ¹	96.4	29	29	55	33	0	181	187%
Total investeringsvolym för anlagda dammar (åtgärdskod 216), [Mkr] ¹	50	1	1	2	1	0	6	11%
Total investeringsvolym reglerbar dränering (åtgärdskod 216), [Mkr] ¹	4.8	0	0	0	0	0	0	0%
Antal hektar våtmarker som har anlagts eller restaurerats (åtgärdskod 216), [ha] ²	800	388	768	600	347	-10	2093	262%
Antal hektar fosfordammar som har anlagts (åtgärdskod 216), [ha] ²	200	2	6	2	1	0	11	6%
Antal hektar åkermark med reglerbar dränering (åtgärdskod 216), [ha] ²	400	0	35	31	0	0	66	17%
RESULTAT								
Antal hektar som framgångsrikt brukas så att:								
Biologisk mångfald och höga naturvärden bevaras [ha] ¹	1 000	331	774	602	349	-10	2105	211%
Vattenkvaliteten förbättras [ha] ¹	1 400	333	808	632	349	-10	2170	155%
Marker inte växer igen eller överges [ha] ¹	1 000	331	774	632	349	-10	2105	211%
EFFEKT								
Åtgärdens bidrag för att minska förlusten av biologisk mångfald, procentuell förändring av FBI (farmland bird index) ¹	1							

Fotnot för både tabellerna: ¹EU-gemensamma indikatorer, ²Programspecifika indikatorer, ³Från och med 2014 har utbetalningen av dessa ersättningar flyttats till det nya programmet och redovisas därför inte här, ⁴Effektindikatorn tolkas att utifrån det kvantifierade målet inkludera hektar anlagda våtmarker, fosfordammar samt reglerbar dränering, ⁵Att det för åren 2014 och 2015 redovisas negativa siffror för en del ersättningar beror på att man i efterhand har justerat anslutningen genom att räkna bort beviljade "projekt" som aldrig genomfördes, samtidigt som det just dessa år inte tillkom några nya anslutningar.

Källa: Jordbruksverkets årsrapporter 2007-2014, siffror för 2015 är framtagna av Jordbruksverket.

Uppföljning av indikatorer och måluppfyllelse

Indikatorerna som finns för att utvärdera *Regionalt prioriterade ersättningar* tar endast upp en del av alla insatser som finns inom ersättningen. Eftersom det för vissa mål har varit oklart vilka marker som skulle ingå i beräkningen, redovisas i tabellen siffrorna från Jordbruksverkets årsrapporter i första hand. Eftersom effektindikatorerna inte redovisas där, har utvärderarna gjort en egen tolkning av vilka ersättningar som var tänkta att ingå i respektive indikator (se fotnot i tabell 6.13).

Måluppfyllelsen för de befintliga omfattningsindikatorerna varierar stort mellan olika insatser och ligger mellan 3 och 306 procent (tabell 6.13A). Bland insatserna med lägst måluppfyllelse kan nämnas anläggning av fosfordammar, reglerbar dränering, samt anpassade skyddszoner. Insatser med god arealmässig måluppfyllelse var uppsättning av rovdjursstängsel samt anläggning och restaurering av våtmarker.

För de tre resultatindikatorerna tycks måluppfyllelsen generellt ha varit god men det kan föras ett liknande resonemang kring deras relevans som förts bland annat för övergripande resultatindikatorerna för *Miljövänligt jordbruk*.

Det finns tre effektindikatorer för *Regionalt prioriterade ersättningar*. Jordbruksfågelindexet är tänkt att följa upp effekten på biologisk mångfald. Enda sättet att i dagsläget utvärdera uppfyllelsen för denna indikator är genom habitatasociationsmodeller baserade på kontrafaktiska markanvändningsscenarier som tagits fram med hjälp av modellverket CAPRI. Eftersom det är omöjligt att modellera effekten av alla insatser som ingår i ersättningen, har effekter på jordbruksfågelindikatorn inte kunnat följas upp. Effektindikatorerna som ska användas för att följa upp bevarandet av jordbruksmark med höga naturvärden samt vattenkvalitet har samma kvantitativa mål (6 600 hektar). Detta tolkas som att de är avsedda att inkludera arealen anlagda våtmarker, fosfordammar och dränerbar reglering. För att följa upp programmets effekter på vattenkvalitet bedöms indikatorn relevant, och måluppfyllelsen är då 81 procent. Indikatorn är dock mindre relevant för att följa upp hur mycket jordbruksmark med höga naturvärden som bevaras, varför den redovisade måluppfyllelsen på 81 procent inte säger särskilt mycket.

Generellt ska det påpekas att sammanställningen av indikatoruppfyllelsen i tabell 6.13 har varit enormt tids- och energikrävande just för att det inte framgår tydligt vilka tankarna bakom utformningen av resultat- och effektindikatorerna har varit. Att redovisningen som årligen görs i Jordbruksverkets årsrapporter för vissa av indikatorerna innehåller oklarheter som inte tydligt förklaras gör inte saken lättare. Som exempel kan nämnas att de ackumulerade utfallet för modulerade medel i tabell 6.13B är högre än summan av de tidigare redovisade årliga siffrorna för vissa indikatorer. I andra fall verkar man ha använt samma siffror för flera olika indikatorer för de flesta åren, men inte för alla (tabell 6.13A, B). En tydligare förklaring av såväl resonemanget bakom utformning och målsättning av indikatorerna, som hur man kommit fram till siffrorna som redovisas i årsrapporterna efterlyses.

Det har inom ramen för denna utvärdering inte varit möjligt att specifikt följa upp samtliga insatser inom *Regional prioriterade ersättningar*. Utvärderarna har därför fokuserat på tre insatser som bedömdes särskilt intressanta att utvärdera: restaurering av betesmarker och slåtterängar samt anläggning och restaurering av våtmarker som är två av de mer omfattande insatserna inom ersättningen, och Obärgad spannmåls-skörd – en ny ersättning som potentiellt kan ha stora effekter på populationsstorleken hos fröätande fåglar. Dessa insatser redovisas mer detaljerat nedan.

Anläggning och restaurering av våtmarker

I det här avsnittet analyseras utfallet avseende anläggning och restaurering av våtmarker. Förutom ersättningen för anläggning och restaurering av våtmarker finns även ersättning för skötsel av våtmarker (se tidigare avsnitt om skötsel av våtmarker). När en anlagd våtmark godkänts efter slutbesiktning ska den bevaras i minst 20 år och omfattas av ett 5-års åtaganden inom miljöersättningen för skötsel av våtmarker. Både ersättningen för anläggning och restaurering av våtmarker och ersättningen för skötsel av våtmarker är möjliga att få i hela landet. Våtmarker förbättrar vattenkvaliteten genom att reducera mängden kväve och fosfor i vattnet. Förutom att bidra till att uppnå några av de nationella miljökvalitetsmålen medverkar de även till att nå god vattenstatus enligt ramdirektivet för vatten samt att bidra till de minskade växtnäringensutsläpp till Östersjön som krävs enligt Helcoms aktionsplan.

Antal hektar våtmarker som anlades med ersättning över hela perioden var 5 259 (8 % måluppfyllelse), fördelade på 1 113 brukare (101 % måluppfyllelse). I början av perioden och fram till 2010 var anslutningen relativt låg och periodens sista år (2013) hade den högsta anslutningen för hela perioden. Från och med år 2012 fanns extra medel tillgängligt för länsstyrelserna för att arbeta med uppsökande verksamhet med syfte att öka antalet våtmarker. Dessutom ändrades takbeloppet i vissa delar av landet för att kunna täcka kostnaderna när det fanns särskilt intressanta objekt. Det är svårt att särskilja effekten av ändringarna som genomfördes år 2012. I tabell 6.13A, som visar både antalet brukare och hektar per år över programperioden, syns effekten av att det i början var låga ersättningar men att de vid slutet ändrades och var betydligt högre. Värdena för respektive år (tabell 6.13A) kan ibland svänga från att vara låg (2009) till att vara hög (2010), vilket kan bero på att tidsdifferensen mellan när ett positivt beslut fattas och när ersättningen betalas ut kan vara flerårigt. Det stora antal hektar som fick ersättning år 2013 (1 735 hektar) jämfört med året innan (755 hektar) var förmodligen beroende på de ändringar som infördes år 2012.

Ett annat syfte med ändringarna som infördes år 2012 var att öka storleken på de enskilda våtmarker som fanns med. Våtmarkens storlek har betydelse när det gäller effekten på näringsrening. Indikatormålen i tabell 6.13A för antal brukare (1 100) och antal hektar våtmarker (6 000) tyder på att målet var en våtmark med arealen 5,4 hektar. I tabell 6.13A framgår att snittet låg under detta mål de fyra första programåren (2007-2010), men att målet nåddes under det sista året.

Restaurering av betesmarker och slätterängar

Omfättningsindikatorerna för restaurering av betesmarker och slätterängar visar att många brukare visserligen valde att söka stöd inom insatsen (306 procent), men att arealmålet endast uppfylldes till 60 procent. Detta betyder att de betesmarker som anlades i genomsnitt var mycket mindre än vad man hade tänkt sig när målen sattes upp, vilket kan ha implikationer för hur stor de restaurerade markernas effekt på biologisk mångfald är.

Ingen av resultat- eller effektindikatorerna gäller specifikt restaurering av betesmarker och slätterängar, och diskuteras därför inte här. Utredarna tolkar dock indikatorerna så att de restaurerade arealerna är tänkta att ingå i resultatindikatorerna som följer upp marker som inte växer igen och överges, och som bevarar biologisk mångfald och höga naturvärden. För effektindikatorerna antas arealerna restaurerade betesmarker och slätterängar räknas in till uppfyllelsen av jordbruksmark med höga naturvärden.

Obärgad spannmålsskörd (Fågelåker)

Ingen av de i landsbygdsprogrammet angivna omfättnings-, resultat-, eller effektindikatorerna gäller specifikt insatsen *Obärgad spannmålsskörd*, och ersättningen har därför inte kunnat utvärderas med hjälp av dessa mål. Däremot satte sju län upp egna mål för ersättningen (tabell 6.14). Några län angav en specifik areal som mål i sin genomförandestrategi för landsbygdsprogrammet. I andra fall fanns en (indikativ) budget där den för insatsen avsatta summan medel omvandlats till en areal (beräknat med ersättningsbeloppet 3 900 kr/ha, vilket gällde i hela Sverige) och här tolkats som ett mål. De flesta länsstyrelser angav målet som antal hektar per år, men ett par länsstyrelser angav en totalareal för hela perioden. Hur utformningen av målen gått till framgår inte av respektive läns genomförandestrategi, men reflekterar sannolikt både medlen som fanns tillgängliga samt den prioritering av

de olika insatserna som varje länsstyrelse gjort. En del länsstyrelser ändrade målet efterhand beroende på intresse och efterfrågan från lantbrukarna, och/eller tilldelning av medel. Målarealer som angetts varierade från 10 till 600 ha (tabell 6.14). För sex av de sju länen utgjorde detta 0,01-0,06 % av den totala åkerarealen inom länet år 2007. (Målet i det sjunde länet, Södermanland, var ungefär tio gånger så högt (0,3-0,5 % av totala åkerarealen), men gällde ett gemensamt mål för *Obärgad spannmålsskörd* och *Mångfaldsträda* tillsammans). Målarealerna utgör en bråkdel av den totala åkermarken inom respektive län och kan på det viset anses vara rimliga att uppnå. *Obärgad spannmålsskörd* är ett av många jordbruksstöd, men det enda som är direkt inriktat på att öka tillgången på vinterföda för fåglar i form av frön. Man kan ifrågasätta om arealer som är delar av promille av den totala åkermarken kan förväntas ha en signifikant effekt på fågelpopulationerna på en nationell nivå, men kan naturligtvis ha en effekt lokalt vilket har observerats för t.ex. kornsparven (Ivarsson 2005, Tjernberg 2010) (se också avsnittet om effekter nedan).

Tabell 6.14: Tabellen visar de 14 av Sveriges 21 län som valde att inkludera *Obärgad spannmålsskörd* bland de regionala skötselinsatserna, samt under vilka år stödet fanns tillgängligt inom respektive län. Sju av länen satte upp mål för hur stor areal *Obärgad spannmålsskörd* som skulle skapas. Tabellen visar också dessa mål och hur väl de uppnåts.

Län (år med stödet)	Mål	Måluppfyllelse
Blekinge län (2012-2013)	10 ha/år	2 ha ersättningsberättigade => 20%
Gotlands län (2009)	200 000kr/år budgeterat, d.v.s. 51 ha/år	0 ha i åtagande => 0% (Stödet valdes bort efter 2009 p.g.a. bristande intresse.)
Gävleborgs län (2008-2013)		
Hallands län (2008-2013)		
Jönköpings län (2008-2013)	75 000 kr/år indikativt budgeterat, d.v.s. 20 ha/år	12-25 ha ersättningsberättigade => 60-125% ¹
Kalmar län (2008-2013)		
Norrbottnens län (2008-2013)	minst 10 ha ²	7-41 ha ersättningsberättigade => 70-410% ¹
Skåne län (2008-2013)	500 000 kr budgeterat 2009, d.v.s. 130 ha. 2010-2013: upp till 150 ha	147 ha ersättningsberättigade 2009 => 113% 115-150 ha ersättningsberättigade 2010-2013 => 77-100% ¹
Södermanlands län (2008-2013)	400-600 ha fågelåker plus mångfaldsträda ska ingå vid programtidens slut.	2013: 240 ha fågelåker plus 296 ha mångfaldsträda ersättningsberättigade = 536 ha ersättningsberättigade => 89-134% ³
Uppsala län (2008-2013)		
Västmanlands län (2009-2013)		
Västerbottens län (2008-2013)	ca 10 ha totalt under hela perioden (åtminstone till 2010), ändrat till 156 000kr indikativt budgeterat för 2013, d.v.s. ca 40 ha.	0 ha i åtagande => 0%
Örebro län (2008-2013)		
Östergötlands län (2010-2013)		

¹ Beräknat på åren med minsta och största antal ersättningsberättigade hektar som procent av de uppsatta målen.

² Slututvärderarnas tolkning är att detta är ett årligt mål.

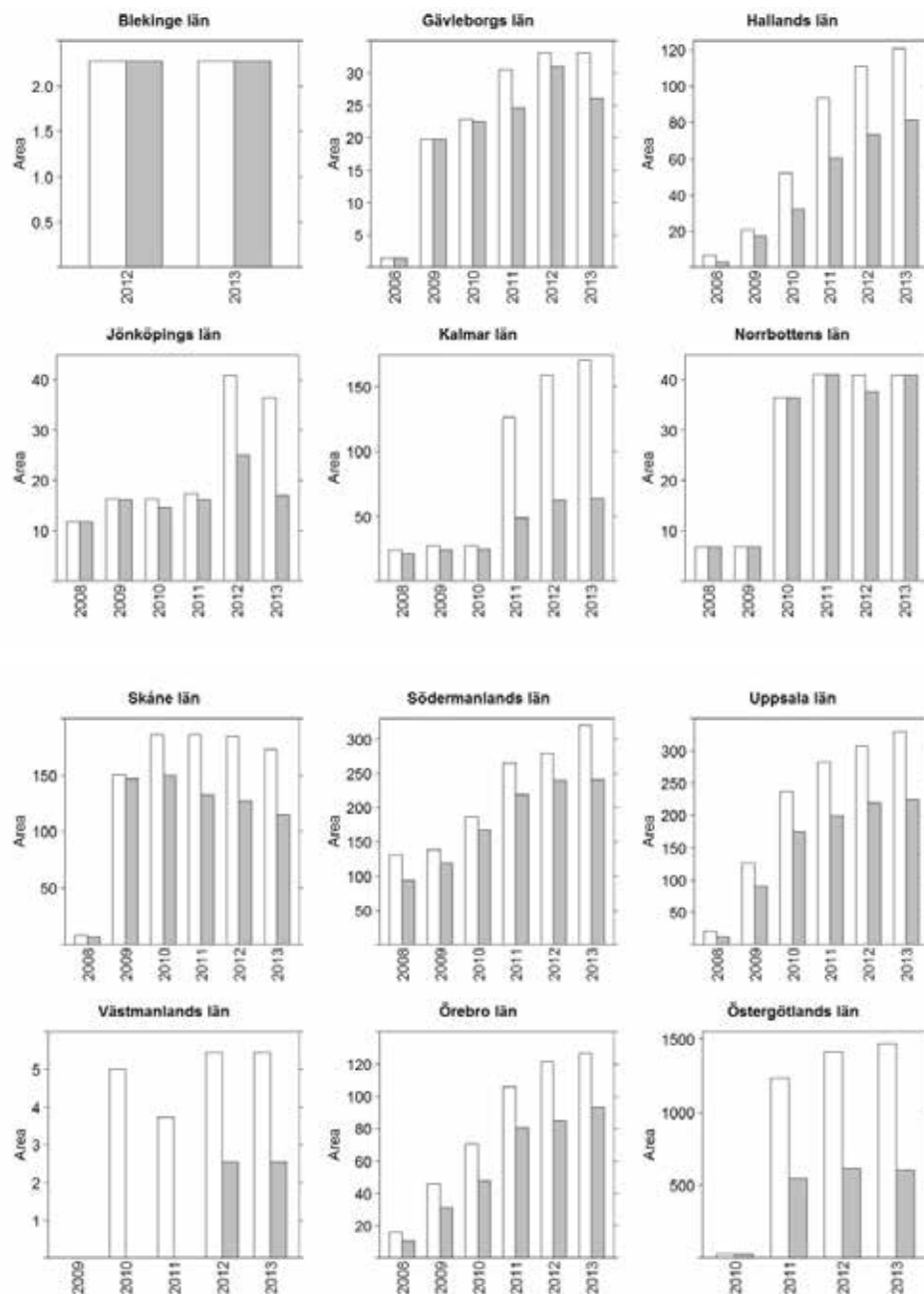
³ Beräknat på den ersättningsberättigade arealen. Formuleringen i Genomförandestrategin kan dock tolkas som att målet gäller areal under åtagande, vilket skulle ge en måluppfyllelse på 99-148% (288ha och 303ha under åtagande för fågelåker respektive mångfaldsträda = totalt 591ha under åtagande).

Källor: Respektive läns regionala genomförandestrategi för landsbygdsprogrammet 2007-2013 samt data från Jordbruksverket.

Måluppfyllelse varierade stort mellan både län och år, från 0 till 410 %, men fyra länsstyrelser nådde eller översteg sitt mål under minst ett år (tabell 6.14, figur 6.5). Det är oklart vad denna variation i måluppfyllelse beror på. En möjlighet är att den beror på variation i antalet lantbrukare som söker stödet, men antalet ansökningar framgår inte av den information från jordbruksverket som stått till utredarnas förfogande. I Blekinge fanns det dock bara två sökanden (Anders Gunnarsson, Länsstyrelsen Blekinge Län, muntligen), Gotland strök insatsen efter ett år eftersom ingen sökt (Länsstyrelsen Gotlands Län 2012) och inte heller i Västerbotten kom några ansökningar in (data från Jordbruksverket). I många fall har det funnits geografiska prioriteringar av stödet, t.ex. till lokaler som är viktiga för flyttande fåglar, vilket kan ha begränsat antalet sökande. I Gotlands och Västerbottens län var den geografiska utsträckningen för var stödet kunde sökas mycket begränsad (Länsstyrelsen Gotlands Län 2012, Länsstyrelsen Västerbotten 2013).

Låg måluppfyllelse kan därför bero på en kombination av bristande intresse från lantbrukarnas sida och de kriterier som Jordbruksverket och länsstyrelserna satt upp för beviljandet av ansökningar. Samtidigt kan lågt intresse från lantbrukarna härstamma från okunskap om eller brist på information om stödet eftersom det helt nytt för programperioden. Åtminstone en länsstyrelse har dock aktivt marknadsfört stödet vilket kan ha bidragit till bättre måluppfyllelse, men uttryckte vid personlig kontakt även svårigheter med att hinna med administrationen av insatsen under den tid som finns avsatt, och än mer att hinna rekrytera sökanden. Mer resurser till utbildning om stödet, dess effekt och faktorer att ta hänsyn till vid bedömningen av ansökningarna skulle kunna underlätta för berörd personal på länsstyrelserna samtidigt som det skulle kunna ge bättre upptag av stödet samt bättre genomförande av åtgärden, och därmed bidra till större effekt på den biologiska mångfalden.

Ersättningsnivån på 3 900 kr/ha gällde över hela landet och beräknades på inkomstbortfall och ökade kostnader i samband med efterföljande skörd för en spannmålsbonde i slättbygden. Huruvida detta påverkat lantbrukarnas benägenhet att söka stödet eller ej vet vi inget om. Det vore därför värdefullt att närmare undersöka vad lantbrukarna, som trots allt är de som i slutändan bestämmer sig för att söka stödet eller inte, anser vara en rimlig ersättning för en väl utförd åtgärd.



Figur 6.6. Enligt stödreglerna var man tvungen att skapa åtminstone 1 ha obärgad spannmålsskörd varje år samtidigt som ens åtagande kunde vara (mycket) större. Detta möjliggjorde att den ersättningsberättigade arealen, det vill säga antalet hektar obärgad spannmålsskörd som faktiskt skapats (grå staplar), var i stort sett alltid mindre än arealen under åtagande (vita staplar) i varje län och år som stödet fanns tillgängligt. Stödet kunde också sökas i Gotlands och Västerbottens län, men inget av länen fick in några ansökningar. Stödet fanns tillgängligt i Västmanlands län från och med 2009, men först 2010 beviljades något åtagande. Eftersom det fanns åtaganden både 2010 och 2011, och om man antar att stödregeln om minst 1 ha per år följts, så beror 0 ha i ersättningsberättigad areal under dessa två år förmodligen på att innehavaren av åtagandet av någon anledning missade att ansöka om ersättningen. En del brukare har haft mark med *Obärgad spannmålsskörd* som legat i olika län. Datan som stod till utvärderarnas förfogande tillät dock inte en summering av arealerna enligt geografisk länstillhörighet, varför länet där brukningscentrum för varje brukare har använts. Detta innebär att de länsvisa arealerna som visas här kan skilja sig från arealen som faktiskt fanns inom ett län. Dessa skillnader är dock marginella.

Resultat av ersättningen

Obärgad spannmålsskörd (Fågelåker)

Obärgad spannmålsskörd fanns med i landsbygdsprogrammet under *Regionalt prioriterade ersättningar* från 2008 till 2013. Under programperioden hade totalt 371 olika lantbrukare i hela Sverige ingått i ett åtagande för *Obärgad spannmålsskörd*.

Insatsen kunde tillämpas över hela landet, men varje länsstyrelse fick bestämma huruvida den skulle finnas med bland de sökbara stöden i just det länet, vilket 14 av Sveriges 21 länsstyrelser beslutade. Som ett resultat av denna valfrihet varierade också insatsens förekomst mellan länen, både angående hur många år och vilka år stödet fanns i länet (tabell 6.14). I enlighet med landsbygdsprogrammet valde de flesta länsstyrelser att prioritera ansökningar från slättbygdsområden för att gynna de fågelarter som nämns i landsbygdsprogrammet, eller i vissa fall endast bevilja ansökningar från slättbygder. Några länsstyrelser nämnde även möjligheten att använda fågelåker för att avleda fåglar som annars kan orsaka skada på odlade grödor. Enligt länens respektive genomförandestrategier för landsbygdsprogrammet gav dessutom ungefär hälften av länsstyrelserna den här ersättningen låg prioritet jämfört med en del andra insatser inom *Regionalt prioriterade ersättningar*. De resterande länsstyrelserna nämnde ingen prioritering i sin strategi eller lät efterfrågan styra.

De flesta länsstyrelser valde att inte sätta en övre gräns på hur stort ett åtagande för *Obärgad spannmålsskörd* kunde vara, men enligt stödets villkor måste varje lantbrukare med ett åtagande skapa minst 1 ha *Obärgad spannmålsskörd* per år. Detta innebar i praktiken att ett åtagande kunde täcka en större yta än den som verkligen skapats, och som därmed var ersättningsberättigad. Under i stort sett alla år och i alla län var också den ersättningsberättigade arealen *Obärgad spannmålsskörd* mindre än arealen under åtagande (tabell 6.15, figur 6.6), vilket innebär att de medel som fanns avsatta för *Obärgad spannmålsskörd* inte utnyttjades till fullo. Under programperioden skapades endast 60 % av den areal *Obärgad spannmålsskörd* som det fanns åtagande för inom landet. Det är svårt att veta varför det inte skapades lika många hektar *Obärgad spannmålsskörd* som hade kunnat skapas enligt godkända åtaganden, men en möjlig förklaring ligger i hur fördelningen av odlade grödor varierar från år till år. De år då lägre andel spannmål odlas kan arealen *Obärgad spannmålsskörd* naturligtvis bli mindre, och den efterföljande grödan påverkar givetvis också möjligheten att lämna *Obärgad spannmålsskörd*. Omformulerade kriterier för storlek på åtagande respektive minsta areal fågelåker som måste anläggas per år, kanske individuellt anpassade efter gårdsstorlek, areal spannmål som vanligtvis odlas på gården och dylikt, kunde ge ett bättre utnyttjande av de medel som var avsatta för stödet. I övrigt finns det ingen forskning på hur mycket *Obärgad spannmålsskörd* eller funktionellt liknande habitat som krävs för en märkbar effekt på populationsnivå. Detta är något som borde utvärderas för att göra stödet så effektivt som möjligt.

Tabell 6.15. Total areal jordbruksmark, totalt antal hektar för vilka ersättning utbetalts, samt totalt antal brukare (d.v.s. unika kundnummer) som haft ett åtagande, för stödet Obärgad spannmålsskörd.

	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Areal under åtagande [ha]	225	551	871	2388	2704	2830
Ersättningsberättigad areal [ha]	166	471	700	1368	1523	1513
Antal brukare med åtagande	50	113	181	313	337	348

Arealen för åtagandet *Obärgad spannmålsskörd*, hur mycket av detta som var stödberättigat och antalet lantbrukare som var involverade ökade kraftigt under programperioden (tabell 6.15). Arealen ökade för de flesta län (figur 6.6). För att bedöma om detta räcker för att påverka fågelpopulationer i respektive län, krävs en analys av ekologisk information (fågelpopulationer, frötillgång i landskapet) kopplad till lokaler med fågelåker. Detta är dock ett större åtagande än resurserna inom det aktuella utvärderingsuppdraget tillåter. Det är dock rimligt att ställa genomförandet i relation till den totala mängden åkermark inom varje län. Östergötland och Södermanland hade relativt sett en hög andel av åkermarken som ersättningsberättigat åtagande (d.v.s. genomfört som fågelåker) med 0,3 % respektive 0,4 %. Som kontrast hade Blekinge 0,01 % och Gotland och Västerbotten 0 %. För resterande län som inkluderade stödet i sitt program utgjorde den ersättningsberättigade arealen mellan 0,03 % och 0,1 % av den totala åkermarken.

Arealen *Obärgad spannmålsskörd* varierade också mellan de åtta produktionsområdena. En jämförelse av arealerna i produktionsområdena sammanslagna till fyra kategorier (slättbygder, mellanbygder, skogsbygder och Norrland) visade störst areal i slättbygder (120-962 ha för vilka ersättning betalades ut 2008-2013). Både åtagandearealen och den faktiskt skapade ersättningsberättigade arealen var relativt konstant i mellanbygder under perioden (drygt 100 ha i åtagande och 85-108 ha ersättningsberättigad areal, förutom första året 2008 då arealen låg på ca 10 ha). Arealen fågelåker i skogsbygderna ökade under hela programperioden från 32 till 1 038 ha under åtagande och 30 till 411 ha för vilka ersättning utbetalades. I Norrland låg arealen konstant på cirka 50 ha 2010-2013.

Värdet av fält med *Obärgad spannmålsskörd* kan vara som störst på senvintern (mars-april) när många andra födoresurser i jordbrukslandskapet är slut (Siriwardena m.fl. 2008). Att då tillåta plöjning av fågelåkrar redan 1 januari, som reglerna för stödet gör, kan tyckas motverka syftet. Studier har dock visat att frömängden i de flesta fågelåkergrödor avtar markant från slutet av januari, början av februari. Start för bearbetning av fågelåkrar bör rimligen senareläggas och förslagsvis tillåtas ske tidigast i mars. Tio av elva fågelåkrar i Skåne som ingick i vår fördjupade studie (se Jönsson m.fl. manuskript) låg dock fortfarande orörda in i mars månad. Vi kan från studien inte avgöra om lantbrukarens markanvändning på gårdsnivå har påverkats av stödet, t.ex. om det har påverkat vilka grödor hen odlar, om hen generellt tillämpar mer vårbearbetning till följd av att hen ingått i ett åtagande, eller dylikt. Vi kan heller inte avgöra om det främst är lantbrukare för vilka fågelåker passar bra in i existerande växtföljd eller brukningssätt, t.ex. de som redan tillämpar vårbearbetning, med följden att fågelåkrar får ligga kvar längre än 1 januari. En utvärdering av hur länge fågelåkrar i allmänhet lämnas innan de markbearbetas skulle vara värdefullt för att få en indikation om deras syfte att förse fåglar med mat in på senvintern uppfylls. Anläggning av en fågelåker innebär dock en förändring av markanvändningen på just

den areal som fågelåkern är placerad. Utan fågelåkern hade marken under vintern annars legat som stubb, bearbetad eller höstsådd.

Stödet för *Obärgad spannmålsskörd* har inte tidigare funnits i landsbygdsprogrammet och var därmed helt nytt för lantbrukarna när det infördes 2008. Den observerade ökningen i areal *Obärgad spannmålsskörd* över åren beror förmodligen på en kombination av ökad kunskap bland lantbrukare om stödets existens, understött av vissa länsstyrelser aktiva engagemang med att göra reklam för stödet och i några län att mer medel fördelades till stödet. Att arealen var störst i slättbygder förklaras med att stödet ofta aktivt riktades till dessa områden.

Effekt av ersättningen

Anläggning och restaurering av våtmarker

Effekter på vattenkvalitet

Det är svårt att uppskatta effekten av anlagda våtmarker för kväve och fosforavskiljning. Detta beror delvis på att utformningen av anlagda våtmarker varierar, något som sin tur bland annat beror på att syftet med de anlagda våtmarkerna varierar. Våtmarker som har främjande av biodiversitet som huvudsyfte har en avskiljningseffekt, men den är mindre jämfört med en våtmark som har avskiljning av näringsämnen som huvudsyfte. Graden av avskiljning av kväve och fosfor beror också på var en våtmark ligger.

Två undersökningar genomförda på uppdrag av Jordbruksverket har studerat hur effektiva våtmarker anlagda med finansiering av landsbygdsprogrammet är på att reducera näringsämnena. I den första av dessa, utvärderade Våtmarkscentrum vid Högskolan i Halmstad anlagda våtmarkers växtnärringsretention (Weisner och Thiere 2010a). Utvärderingen omfattade både våtmarker anlagda inom miljö- och landsbygdsprogrammet åren 2003-2006 och det nya landsbygdsprogrammet åren 2007 och 2008. Denna utvärdering skattade att kväveretentionen i våtmarker som erhållit ersättning inom det nya programmet från 2007 varierade mellan 49 och 80 kg N/ha ersatt yta, beroende på vilken beräkningsmodell som användes. Detta innebär att de 747 hektar våtmarker som var anlagda fram till och med år 2009 totalt minskade belastningen av kväve med 37-60 ton varje år. En senare utvärdering (Weisner m.fl. 2015), genomförd av delvis samma författare, uppskattade utifrån nya mätningar och modeller att den ackumulerade arealen våtmark om 5 261 hektar för hela perioden (2007-2014) minskar fosforbelastningen med 25 ton per år och kvävebelastningen med 200 ton per år. Modellerna som genererat dessa skattningar bygger på data från 60 våtmarker anlagda inom landsbygdsprogrammet, och visar en reduceringseffekt på 4,75 kg P/ha och 38 kg N/ha anlagd våtmark. Bägge rapporterna poängterar också att betydelsen av anläggningsstöd inte kan särskiljas från effekten av skötselstöd, då dessa stöd är nära kopplade, genom att t.ex. markägare som enbart fått skötselstöd ändå har haft detta som incitament att anlägga våtmarker.

De två undersökningarna ovan utvärderade bägge kostnadseffektivitet baserat på ett urval av våtmarker. Ett annat sätt att utvärdera kostnadseffektivitet är att beräkna de totala kostnaderna för anläggning och skötsel av våtmarker och dela detta med den uppskattade totala reduceringseffekten. Inom delåtgärden *Regionalt Prioriterade Ersättningar* för utmaningarna klimat, vattenkvalitet och biologisk mångfald har 180 miljoner kronor betalats ut för 2 093 ha våtmarker under programperioden

2007-2013 (Jordbruksverket 2015a, tabell 25). Om en våtmark antas ha samma avskiljningseffekt över 20 år (se Weisner m.fl. 2015) och ingen hänsyn tas till kapitalkostnaden (ingen diskontering) ger det en årlig kostnad om 4 300 kronor per hektar. Skötselkostnader ersätts också med medel i landsbygdsprogrammet (Åtgärd 214) och är antingen 4 000 eller 5 000 kr/ha. Om en våtmark anlades enbart för kväveavskiljning då skulle kostnaden (ca 9 000 kr per/ha) för att reducera brutto kväveförläckeage med ca 38 kg ge en reduceringskostnad på 236 kronor per kg N. Om våtmarken var avsedd enbart för fosforavskiljning då skulle reduceringskostnaden vara 1 895 kronor per kg P. Beräkningarna ovan tar ingen hänsyn till motiven för anläggningen av de 2 093 hektaren våtmarker. Weisner m.fl. (2015) föreslår att hälften av våtmarkskostnaden skulle läggas på näringsämnesreducering (fördelat lika mellan N och P) och hälften på produktion av biologisk mångfald. Med den beräkningen skulle reduceringskostnaden vara 118 kronor per kg N och 947 kronor per kg P. Utformningen och därmed effektiviteten påverkas starkt av våtmarkens utformning och placering. Författarna av den senaste utvärderingen (Weisner m.fl. 2015) har pekat på att reduktioner av 50 kilo fosfor och 500 kilo kväve per hektar våtmarksyta och år kan uppnås när våtmarker skapas i jordbrukslandskapet med näringsavskiljning som prioriterat syfte. I dessa fall skulle reduceringskostnaderna vara väsentligt lägre (180 kronor per kg P och 18 kronor per kg N). Eftersom en våtmark med syfte att prioritera näringsreduktion kan vara sämre på att producera biologisk mångfald, medför detta också att fördelningen av kostnader mellan syften bör ändras. För att kunna utvärdera våtmarkers kostnadseffektivitet är det därför viktigt att deras syfte preciseras. De flesta våtmarker reducerar både N och P samt bidrar till biologisk mångfald, men i olika omfattning – genom att vara tydlig med syftet kan kostnader kopplas till förväntade effekter och en analys av kostnadseffektivitet göras.

Effekten på biologisk mångfald

Många av de våtmarker som historiskt fanns i Europas odlade jordbrukslandskap har försvunnit eller minskat i storlek på grund av utdikning och igenfyllning (Shrubb 2003). Sjösänkning (Persson 2011b), utdikning med öppna diken (Arvidsson 2013) eller täckdiken (Herzon och Helenius 2008) och igenfyllning av småvatten (Ihse 1995) har bidragit till att det på många håll bara finns en bråkdel av de forna våtmarkerna kvar (t.ex. Länsstyrelsen Skåne 2007, Verhoeven 2014). Detta är en av de viktiga drivkrafterna bakom förlusten av biologisk mångfald i jordbrukslandskapet (Bradbury och Kirby 2006).

Våtmarker kan ha en positiv effekt på den biologiska mångfalden i jordbrukslandskapet av flera olika anledningar. Det mest uppenbara är att våtmarkerna utgör en livsmiljö för många organismer, antingen så att de tillbringar hela sin livscykel i denna miljö, eller så att de är obligat vattenbundna under en del av livscykeln. För dessa organismer utgör förekomsten av vatten en nödvändighet om de ska finnas i jordbrukslandskapet. Våtmarker som skapas med det uttryckliga syftet att gynna biologisk mångfald har därför visat sig framgångsrikt bidra till att återskapa lokal och regional biologisk mångfald i den åsyftade typen av våtmark (t.ex. Galatowitsch och van der Valk 1996, Seabloom och Van Der Valk 2003). Men våtmarker kan också ha en effekt på den biologiska mångfalden i det vidare landskapet. För det första kan våtmarken, inklusive den närmaste omgivningen kring våtmarken, bidra till att öka variationen i tillgängliga habitat i landskapet och därmed bidra med boplatser, födosöksområden och övervintringsplatser för olika organismer (Bradbury och

Kirby 2006). Eftersom förlusten av ekologisk heterogenitet identifierats som en av de viktigaste orsakerna till förlust av den biologiska mångfalden i jordbrukslandskapet (Benton m.fl. 2003, Shrubbs 2003), kan detta vara en viktig komponent, speciellt i intensivt odlade och därför enformiga landskap (jfr Tscharntke m.fl. 2005). Våtmarker är ofta väldigt produktiva miljöer. Därför kan våtmarker också gynna mångfalden i det omgivande landskapet, genom att det sker en produktion av organismer i våtmarkerna som sedan sprider sig från dammen och underhåller terrestra födovävar (Polis m.fl. 1997, Wesner 2010, Bartrons m.fl. 2013). Inte minst kan detta vara viktigt i intensivt odlade landskap, där förekomsten av ryggradslösa djur som byten i terrestra födovävar kan vara låg (jfr Soininen m.fl. 2015). Kunskapen om hur våtmarker bidrar till den terrestra mångfalden i det omgivande jordbrukslandskapet är dock mycket bristfällig.

För att motverka förlusten eller utarmningen av våtmarker kan man, t.ex. med stöd av landsbygdsprogrammet, anlägga, restaurera och sköta våtmarker. Rent ekologiskt ersätter dock inte anlagda eller restaurerade våtmarker nödvändigtvis värdet eller funktionen av naturliga våtmarker som utarmats eller gått förlorade. Bägge skeendena, förlust och nyskapande, innefattar processer med olika utvecklingsbanor för artsammansättning, ekosystemfunktioner och därmed ekosystemtjänster. Det innebär att skapande/restaurering av våtmarker inte nödvändigtvis ersätter kvalitéer som har gått eller går förlorade när våtmarker försvinner eller utarmas, t.ex. för att skapade våtmarker har lägre biologisk mångfald och annan artsammansättning än naturliga våtmarker (Moreno-Mateos m.fl. 2012). Eftersom målet med insatserna i landsbygdsprogrammet är att gynna biologisk mångfald är det viktigt att inte glömma bort värdet av att bevara existerande naturliga våtmarker. Landsbygdsprogrammet har dessutom den komplexa målsättningen att både bevara biologisk mångfald och stärka ekosystemtjänster som gynnas av våtmarker (t.ex. näringsretention), vilket gör att det finns potentiella konflikter mellan hur våtmarker utformas och var de anläggs för att gynna dessa syften.

Det finns relativt få utvärderingar av hur landsbygdsprogrammet, eller den typ av åtgärder som stöds av detta, bidrar till målsättningen att gynna biologisk mångfald i Sverige. Detta beror åtminstone delvis på att det i Sverige saknas en standardiserad systematisk uppföljning av effekterna av anlagda våtmarker på biologisk mångfald (pers. kom., Länsstyrelsen i Skåne). Ett mycket stort antal våtmarker har skapats i Sverige de senaste 20 åren, men antalet rapporter som följt upp konsekvenserna är förvånansvärt litet (Strand och Weisner 2013). Många av de större våtmarksprojekten har följts upp i olika rapporter, men formell vetenskaplig utvärdering saknas oftast. Det finns en tonvikt på taxonomiska grupper som fåglar, amfibier och ryggradslösa djur, medan grupper som fiskar, växter, plankton och däggdjur inte undersökts i motsvarande grad. Enbart en oreplikerad studie följde upp mångfalden före och efter konstruktionen av våtmarken (Strand 2007). De flesta studier fokuserar på mångfalden i eller direkt anknuten till våtmarken (Strand och Weisner 2013); enbart en studie undersökte mångfalden i det vidare landskapet (Stjernman m.fl., bilaga 4). Effekten av detta är att det saknas data för att systematiskt utvärdera om biologisk mångfald har gynnats av ersättningsarna för anläggning och skötsel av våtmarker. Däremot finns det en rad enskilda studier från vilka information kan hämtas om effekten av att anlägga och sköta våtmarker på biologisk mångfald och som sedan indirekt kan ligga till grund för slutsatser om ersättningsarnas effekt.

Lokal mångfald

Det finns ett antal studier som har undersökt effekterna av anlagda våtmarker på den lokala biologiska mångfalden i eller nära våtmarken. Många av dessa studier har dragit slutsatser kring hur dammar ska vara utformade för att gynna biologisk mångfald eller vissa aspekter av den biologiska mångfalden. Mångfalden av dykare (*Dytiscidae*) är störst i skuggade dammar av intermediär storlek (Lundkvist m.fl. 2001); stickmyggor (*Culicidae*) har högre mångfald i små och äldre våtmarker (Schäfer m.fl. 2004), mångfalden av troll- och flicksländor (*Odonata*) svarar positivt på dammars storlek och ålder (Svensson m.fl. 2004), och trollsländor gynnas av att vatten är stillastående (Silsby 2001). Mångfalden av makrofyter gynnas av en komplex strandlinje medan mångfalden av bentiska evertebrater och fåglar gynnas av att dammen är stor (Hansson m.fl. 2005, Duma 2011). Mångfalden av växter minskar i våtmarker som kommer att domineras av högväxt vegetation i vattnet (Weisner och Thiere 2010b). Igenväxning kring dammar missgynnar vissa fågelarter (Granbom m.fl. 2001) som kräver öppna flacka stränder (Hammar 2006). Frånvaro av fiskar gynnar groddjur (Nyström m.fl. 2001, Nyström och Stenberg 2009). Strand m.fl. (2013) presenterar en översikt av studier av effekten av anlagda våtmarker på antal arter och populationsstorlekar baserat på publicerade svenska övervakningsrapporter. Mängden av faktorer och den stora variationen i hur de påverkar olika organismgrupper tydliggör också svårigheten med målet att gynna ”biologisk mångfald” generellt: det som kan vara bra för en art eller organismgrupp kanske missgynnar en annan.

Den avgörande frågan är dock om anläggande eller restaurering av våtmarker ökar den biologiska mångfalden på en landskapsskala, d.v.s. om anläggning eller restaurering av en våtmark i en region leder till ökad biologisk mångfald på landskapsnivå eller bara till fler individer av de arter som ändå finns i landskapet. Våtmarker kan ge upphov till höga lokala tätheter av organismer, t.ex. fladdermöss (Stahlschmidt m.fl. 2012), men det är svårt att avgöra om detta påverka populationer eller enbart är en attraktionseffekt. Mängden naturliga våtmarker i ett landskap bidrar till den totala mångfalden av arter (Davies m.fl. 2008). Genom att den biologiska mångfalden i skapade våtmarker kan nå nivåer som motsvarar naturliga våtmarker (Svensson m.fl. 2004), samtidigt som man ofta finner olika arter i olika våtmarker, bidrar skapade våtmarker till mångfalden av vattenlevande organismer (Lundkvist m.fl. 2001, Thiere m.fl. 2009).

Den begränsade storleken, isoleringen och dynamiska kemiska och fysiska egenskaperna gör att småvatten är viktiga för att behålla en hög regional mångfald (Williams m.fl. 2004, Ruggiero m.fl. 2008), och småvatten kan också ha högre mångfald och bidra med fler sällsynta arter än större vatten som sjöar (Oertli m.fl. 2002). Detta innebär att skapandet och skötseln av små våtmarker är kritisk för att förhindra förlusten av och återskapa biologisk mångfald. Även i mycket intensivt brukande landskap har dammar i jordbrukslandskapet rapporterats ha en hög mångfald av ryggradslösa djur (Céréghino m.fl. 2008, Ruggiero m.fl. 2008). Det har föreslagits att risken att fiskpopulationer dominerar faunan är mindre i små och isolerade dammar, vilket gynnar mångfalden av ryggradslösa djur (Sondergaard m.fl. 2005, Scheffer m.fl. 2006, Duma 2011, Lemmens m.fl. 2013).

Enstaka studier har tittat på effekterna av anlagda dammar på enskilda, ofta skyddsvärda, arter. En studie visade att dammar anlagda med stöd av landsbygdsprogrammet kunde gynna större vattensalamander (Stenberg och Nyström 2008) och att de kunde koloniserats av hotade grodor (Nyström och Stenberg 2009). Dammar kan också

vara hemvist för rödlistade fåglar (Granbom m.fl. 2001). Studier av ovan nämnda slag kan visa på vilka karaktäristika en våtmark ska ha för att attrahera rödlistade arter, men en jämförelse av populationsstorlekar i landskap med och utan anlagda våtmarker krävs för att säkerställa effekter på populationer.

Effekter på landskapsskala

Trots att det uppmärksammats att våtmarker kan påverka den terrestra biologiska mångfalden i det omgivande landskapet (Polis m.fl. 1997, Knight m.fl. 2005, Wesner 2010, Bartrons m.fl. 2013), saknas i stort sett studier av hur anlagda våtmarker påverkar landskapet runtomkring. I en fördjupad studie, visar vi att jordbruksfåg-lars mångfald och antal gynnas av att det finns en anlagd damm i landskapet, men enbart i landskap som i övrigt är relativt heterogena med stort inslag av gräsmarker (Stjernman m.fl., bilaga 4). Genom att producera alternativa byten kan dammar antas gynna naturliga fiender till skadegörare och därmed även ekosystemtjänsten biologisk kontroll, men vi känner inte till några studier av detta (men se Do och Joo 2015 för en studie i risodling).

Syftet med våtmarken

Syftet med att anlägga våtmarker i Sverige har både varit att gynna biologisk mångfald och att minska näringsläckage, men kunskapen om hur dammars utformning bidrar till att skapa synergier eller motsättningar mellan dessa funktioner brister (Hansson m.fl. 2005). Egenskaper hos våtmarker som gynnar retention av näringsämnen kan vara mindre fördelaktiga för biologisk mångfald, och faktorer som hög belastning med näringsämnen kan påverka den lokala biologiska mångfalden negativt. Hansson m.fl. (2005) jämförde våtmarker som anlags med syftet att gynna biologisk mångfald och näringsretention och kom fram till att grunda våtmarker, stora våtmarker och de som hade en komplex strandlinje hade hög biologisk mångfald liksom kvävereten-tion, medan små, djupa våtmarker sannolikt var effektivare för fosforretention. De föreslog att lösningen på denna möjliga konflikt mellan våtmarkers olika syften, är att konstruera större våtmarker som har komplexa strandlinjer. Hotade groddjur gynnas av dammar både med syfte att gynna biologisk mångfald och minska näringsläckage (Nyström och Stenberg 2009). I en fördjupad studie visar vi att syftet med våtmarken, näringsretention eller biologisk mångfald, inte har någon avgörande betydelse för mångfalden av fåglar kopplad till dammar (Stjernman m.fl., bilaga 4). Thiere m.fl. (2009) utvärderade både biologisk mångfald och näringsretention för 36 våtmarker med dubbla syften, anlagda 1996-2004 i Sverige och fann, baserat på regional biolo-gisk mångfald och artsammansättning, att dessa våtmarker var nästan lika bra för biologisk mångfald som äldre dammar. De drog slutsatsen att våtmarker med dubbla syften kan spela en viktig roll för att gynna den regionala poolen av arter (se också Hefting m.fl. 2013). Även om dammarna har dubbla syften, är det viktigt att komma ihåg att de ofta är utformade och placerade för att bidra till näringsämnesretention (Paludan m.fl. 2002) och att balansen mellan att gynna näringsämnesretention och biologisk mångfald ofta är svår att uppnå, vilket gör att anlagda våtmarker kan vara suboptimala jämfört med naturliga våtmarker (Thiere m.fl. 2009).

Geografiska skillnader

Den största positiva effekten på biologisk mångfald av anläggandet, restaurering och skötsel av våtmarker kan förväntas i områden där en stor andel av våtmarkerna gått förlorade (jfr Tschardt m.fl. 2005). Många av utvärderingarna av effekter på

biologisk mångfald kommer också från sådana områden, speciellt från Skåne och Halland. Studiernas utformning medger dock i de flesta fall inte att effekten på marginalen av skapandet av våtmarker på biologisk mångfald utvärderas. Detta beror på att man kan förvänta sig att den lokala biologiska mångfalden i en damm är hög när det finns många andra våtmarker i närheten (t.ex. Nyström och Stenberg 2009, Thiere m.fl. 2009), samtidigt som bidraget till den regionala biologiska mångfalden är litet.

Man kan också förvänta sig att ökad heterogenitet (Benton m.fl. 2003) och subsidier av bytesdjur från dammar och öppna vattendrag är speciellt viktiga i jordbrukslandskap där t.ex. mångfalden av insekter minskat på grund av förlust av naturliga habitat och intensiva brukningsmetoder (Wilson m.fl. 1999). En av de få studier som finns om detta visade dock motsatt effekt, även om mekanismen bakom detta var okänd (Stjernman m.fl., bilaga 4). Klart är att detta är ett område som kräver fler studier.

Restaurering av betesmarker och slätterängar

Igenväxande före detta naturbetesmarker eller slätterängar kan behålla en hög biologisk mångfald under relativt lång tid. En studie i Västmanland visade små skillnader i antal växtarter och i antal signalarter (bland kärlväxter) som indikerar god hävd mellan tidigare öppna betesmarker som slutat betas mellan 1994 och 2004 jämfört med marker som slutat betas efter år 2004 (E. Kohlström & E. Öckinger, opublicerade data). På liknande sätt fanns inga systematiska skillnader i antal växtarter mellan marker där igenväxningen bedömts (utifrån historiska flygfoton) ha börjat för mellan ca 20-50 år sedan (Wärnsberg 2013). Däremot finns flera studier som visar negativa effekter av förbuskning, troligtvis på grund av ökad skuggning och minskad storlek på de kvarvarande öppna ytorna, på både växter och insekter knutna till betesmarker (Erhardt 1985, Rosén och van der Maarel 2000, Öckinger m.fl. 2006a, Öckinger m.fl. 2006b, Wärnsberg 2013). Detta tyder på att så länge träd- och buskskiktet inte får alltför stor utbredning kan många av de typiska ängs- och betesmarksarterna finnas kvar, om än i små tynande populationer. Det innebär i sin tur att restaureringsinsatser för att motverka igenväxningen har goda chanser att lyckas så länge igenväxningen inte nått alltför långt.

Även i nuvarande skogsmark kan många arter typiska för ängs- och betesmarker finnas kvar, antingen som små tynande restpopulationer eller i fröbanken. En studie som jämförde flora och fjärilsfauna på hyggen som antingen varit skogsklädda under lång tid eller som har en historia som ängs- eller betesmark och bara varit skogsklädda under en skogsgeneration visade betydligt fler gräsmarksarter (Jonason m.fl. 2014), och även högre artrikedom och högre antal arter ängs- och betesmarksspecialister av fjärilar (Ibbe m.fl. 2011) på de hyggen som hade en historia som ängs- och betesmark. Dessutom har flera studier visat att artrikedomen av både växter och insekter även i intakta betesmarker ofta kan förklaras bättre av ängs- och betesmarkers historiska utbredning i landskapet än av deras nuvarande utbredning (Lindborg och Eriksson 2004b, Helm m.fl. 2006, Krauss m.fl. 2010, Bommarco m.fl. 2014). På lång sikt kommer denna artrikedom dock att minska även om de nuvarande ängs- och betesmarkerna bevaras (Kuussaari m.fl. 2009). Även detta visar på värdet av restaurering av före detta ängs- och betesmarker för att motverka att den biologiska mångfalden i jordbrukslandskapet fortsätter att minska.

Enligt villkoren för ersättning för restaurering av betesmarker och slätterängar ska marken skötas minst 5 år efter genomförd restaurering. Arters återkolonisation och

biologiska populationers och samhällens återhämtning efter restaurering tar dock ofta lång tid (Lindborg och Eriksson 2004a, Pöyry m.fl. 2005, Woodcock m.fl. 2012, Wortley m.fl. 2013, Winsa m.fl. 2015), och ofta är återhämtningen inte fullständig ens efter 10 år. Detta tyder på att de 5 år av skötsel efter restaureringen är alltför kort tid för att ge fullgott resultat på den biologiska mångfalden.

En anledning till den långsamma återhämtningen kan vara spridningsbegränsning, vilket innebär att chansen att en art som dött ut från den igenväxta marken ska återkolonisera den är låg om den restaurerade marken ligger isolerad i landskapet (Bakker och Berendse 1999). Det finns belägg för att restaurerade betesmarker som ligger nära intakta betesmarker som hävdats under lång tid har högre artrikedom av växter (Winsa m.fl. 2015) och pollinerande insekter (E. Öckinger & M. Winsa, opublicerade data) än restaurerade betesmarker som är mer isolerade. Dessutom kan återhämtningen av växtsamhällen i isolerade restaurerade betesmarker vara långsammare än i restaurerade marker som ligger i närheten av andra, intakta, betesmarker (Helsen m.fl. 2013).

Obärgad spannmålsskörd (Fågelåker)

Fågelåkerstödet var främst tänkt att bidra till att uppnå miljö kvalitetsmålen *Ett rikt odlingslandskap* och *Ett rikt djur- och växtliv*. Genom att inte tröska utan lämna kvar spannmål eller annan lämplig gröda under vintern förväntades stödet gynna övervintrande fåglar som t.ex. hämpling (*Carduelis cannabina*), vinterhämpling (*C. flavirostris*), grönfink (*C. chloris*) och gulspurv (*Emberiza citrinella*). Förhoppningen var att fågelåkrar skulle få fler fåglar att överleva vintern och därmed bidra till en större häckningspopulation som i sin tur kan hjälpa till att motverka de populationsminskningar som skett i jordbrukslandskapet. Europeisk forskning har också visat att minskad vinteröverlevnad orsakad av brist på föda under vintern är en viktig orsak till populationsminskning hos fröätande fåglar i jordbrukslandskapet (Siriwardena m.fl. 1998, Gillings m.fl. 2005). Huruvida anläggning av fågelåkrar är ett effektivt sätt att avleda skadegörande fåglar är oklart då vi inte känner till några studier som undersökt detta. Studier som undersökt sätt att minska fåglars (framför allt gäss och tranor) inverkan på odlade grödor handlar oftast om vall och höstsådda grödor (t.ex. Bruinderink 1989, Patterson m.fl. 1989).

För att visa en positiv effekt av fågelåkrar på jordbruksfåglar, borde man koppla förekomsten av fågelåkrar till större populationsstorlekar påföljande år. Eftersom fåglar rör sig mycket under vintern och för att vissa av de fåglar som utnyttjar fågelåkrar är flyttfåglar, är detta synnerligen svårt. Inte ens studier av storskalig matning av fåglar lyckas visa på sådana effekter annat än i begränsad omfattning (Siriwardena m.fl. 2007). Däremot finns många studier som visat att jordbruksfåglar utnyttjar fågelåkrar som födokälla. De flesta sådana studier har jämfört tätheten av fåglar i den anlagda grödan (fågelåkern) med tätheten i andra markanvändningstyper som stubbåker, höstsådd spannmål, träda, med mera. Flertalet av dessa studier, främst utförda i Storbritannien, har visat att frörika habitat som anlagts just i syfte att förse fåglar med mat om vintern håller högre tätheter med fröätande fåglar än jordbruksmark med annan markanvändning (t.ex. Whigham 1999, Henderson m.fl. 2004, Perkins m.fl. 2008). Grödor som där visat sig mycket uppskattade av fåglar är fodermärgkål (andra året då det blommat och satt frö), quinoa och obärgad spannmål. Den fördjupade studien visade också att fler fåglar uppehöll sig i fågelåkrar (spannmål eller spannmålsblandningar) än på stubbåkrar, som annars kan tänkas

vara det bästa alternativet för fröätande fåglar att födosöka på om vintern (Gillings m.fl. 2005; Jönsson m.fl. manuskript).

Undersöker man endast de berörda fälten (som många av studierna ovan gjort) går det dock inte att avgöra om stödet har haft en verklig effekt på fågelpopulationen i området, eller om fåglarna bara "attraherats" till fågelåkern tillfälligt och lämnat lägre tätheter i det omgivande landskapet. För att kunna separera dessa två olika effekter krävs att man kan visa en ökad populationsstorlek även på landskapsnivå. Detta är något som endast ett fåtal studier har undersökt. En brittisk studie visade på en stark effekt, men studien var oreplikerad och skalan sådan att attraktionseffekter inte kunde uteslutas (Hinsley m.fl. 2010). En holländsk studie hittade inte någon skillnad i antal fröätande fåglar ute i landskapet i områden med och utan anlagda frörika habitat (Hammers m.fl. 2015). Vår fördjupade studie visade att det fanns fler fröätande fåglar i landskapet runt fågelåkrar än runt stubbåkrar i liknande landskap utan fågelåkrar, men att den positiva effekten i landskapet var väldigt lokal, det vill säga begränsad till de närmaste 250 meterna kring en fågelåker (Jönsson m.fl. manuskript). Antalet fröätande fåglar i landskapen sjönk generellt under studieperioden (januari till mars), men det fanns hela tiden fler fåglar i närheten av fågelåkrar i landskap med fågelåkrar jämfört med i närheten av stubbåkrar i landskap utan fågelåkrar. Detta pekar på att fågelåkrarna var en värdefull födoresurs för fåglarna långt in på senvintern. Även det faktum att antalet fåglar i själva fågelåkern inte förändrades under studieperioden tyder på detta.

En sådan positiv effekt kan vara resultatet av ökad vinteröverlevnad tack vare den extra födoresursen som fågelåkern ger eller av attraktion över stora skalor. Att fågelåkrarna enbart skulle ha dragit till sig fåglar från mer avlägsna delar av landskapet tycks inte vara fallet. Inventeringarna som gjordes på över 250 meters avstånd från fågelåkrar respektive kontrollstubbåkrar visade ingen skillnad i antal fåglar mellan landskap med och utan fågelåkrar. Det högre antalet fåglar på och nära fågelåkrar verkar därför inte bero på en attraktionseffekt på lokala skalor. Dock är fåglar mer rörliga under vintersäsongen, varför vi inte kan utesluta attraktionseffekter på större rumsliga skalor än den som undersöktes i studien (Jönsson m.fl. manuskript).

Regionala skillnader i markanvändning kan påverka vilken effekt fågelåkrar har. Tillgängliga fröresurser under vinterhalvåret har generellt minskat på grund av höstbearbetning som minskar antal stubbåkrar i landskapet, växtskyddsmedel som leder till färre ogräsfrön och effektivare maskiner med mindre spill. Trots detta finns det sannolikt mer födoresurser för fröätande fåglar i landskap med spannmålsodling där stubbåkrar faktiskt *kan* förekomma jämfört med landskap som domineras av vallodling. Fåglar i landskap dominerade av gräsmarker kan därför vara i stort behov av extra tillskott av spannmål (Robinson m.fl. 2001a), och en brittisk studie visade en större effekt av frörika habitat på fröätande fåglar i områden med mycket gräsmarker jämfört med där det finns mycket spannmålsodling (Bradbury m.fl. 2004). Samtidigt finns det i Sverige ett positivt samband mellan vallodling och hur varierat landskapet är, vilket i sig är kopplat till högre mängder småbiotoper och dylikt med ogräs som också kan förse fåglar med frön och gröna växtdelar om vintern (Benton m.fl. 2003), men det är oklart hur pass vanligt förekommande det är med områden som består nästan uteslutande av vall i Sverige. Ingen studie har heller undersökt effekter av *Obärgad spannmålsskörd* i olika geografiska områden i Sverige.

Reglerna för *Obärgad spannmålsskörd* tillåter förutom åtta olika spannmålsgrödor (som ska utgöra minst 51 % av frömixen) även åtta olje- och baljväxter såsom raps, solros och åkerböna (får utgöra max 49 % av frömixen). Även om vår fördjupade studie visade en lokalt positiv effekt av fågelåkrar så som de är skapade i Skåne, d.v.s. huvudsakligen av spannmål, så har andra studier som jämfört fåglars preferenser för olika grödor visat att det är mest gulsparvar som utnyttjar obärgad spannmål medan det rankas lägre än många andra grödor, t.ex. fodermärgkål och quinoa av andra fågelarter. Generellt verkar rågvete vara det spannmål som är mest populärt. Habitat som anlagts i syfte att skapa fröresurser åt fåglar vintertid kan även användas av fåglar och andra organismer om sommaren. Pollinatörer som fjärilar och bin gynnas mest av blommande växter som ger nektar och pollen, men effekten beror mycket på vilka grödor som ingår i fröblandningen (t.ex. Parish och Sotherton 2004, Pywell m.fl. 2010, Holland m.fl. 2015). Ersättningen för fågelåker är dock beräknad för enbart spannmål (vårkorn) och ersättning för en mer komplicerad gröda ingår inte. För att öka värdet av fågelåker och tillgodose flera arters och organismers behov bör användandet av en frömix bestående av mer än bara spannmål uppmuntras. Det är möjligt att detta skulle kunna genom att anpassa ersättningen efter använd frömix.

Eftersom anlagda habitat oftast behandlas minimalt med växtskyddsmedel, och reglerna för *Obärgad spannmålsskörd* uppmanar till minimal användning av växtskyddsmedel, så gynnas sannolikt även ogräsfloran (jämför Parish och Sotherton 2004). Många av dessa är viktiga för fåglar som grönfoder (Campbell m.fl. 1997) och i form av fröresurser (Eraud m.fl. 2015). Ogräsen gynnar dessutom många av de evertrebrater som fågelungar är beroende av (Vickery m.fl. 2009).

Slutsatser gällande ersättningens effekter

Slutsatser gällande våtmarkers effekter på näringsläckage

Anläggning av våtmarker under 2007-2013 har förbättrat vattenkvaliteten genom att reducera mängden kväve och fosfor i vattnet. Anslutningen som helhet har uppnått målet när det gäller antal brukare (99 %), men inte målet när det gäller arealen (87 %). Det tyder på att den förväntade genomsnittliga arealen per brukare var högre än utfallet. Vad det beror på är svårt att avgöra liksom vilken effekt det innebär när det gäller reduktion av näringsämnen eftersom storleken av en våtmark är korrelerad till kapacitet att reducera N och P.

Allmänt är kostnadseffektiviteten av våtmarker att reducera näringsämnen svår att bedöma. Detta beror på att de tre huvudsyften (reduktion av N och P och främjande av biodiversitet) inte är exklusiva men kan uppnås bättre eller sämre som enstaka mål beroende på geografiska förutsättningar och därmed placering och utformning av våtmarken. En våtmark som är optimerad att reducera N är inte detsamma som en våtmark som är optimerad att reducera P eller främja biodiversitet. Utan information om syfte med varje våtmark och en metod att kvantifiera effekterna för varje blir all bedömning av effektivitet ganska godtycklig. Författaren till de två svenska utvärderingar som finns om våtmarkers effektivitet (Weisner och Thiere 2010a, Weisner m.fl. 2015) har angett att en våtmark som är utformad att maximera N reduktion skulle kunna avskilja årligen runt 500 kg N per ha våtmark. För alla våtmarker anlagda mellan 2007-2013 är reduktionseffekten årligen dock endast 38 kg per ha. Detta ger upphov till en stor skillnad när kostnadseffektivitet beräknas; 236 kr/ha våtmark jämfört med 18 kr/ha våtmark. Detsamma gäller reduktion av

P som optimalt utformat beräknas kunna reducera P med 50 kg/ha våtmark (180 kr per kg/P), jämfört med snittet för alla våtmarker i programperioden, ca 5 kg P (1895 kr per kg/P). Eftersom de flesta våtmarker har en reduceringseffekt på båda ämnena bör kostnaden per enhet reduktion också anpassas. Detta är dock endast möjligt om syftet med varje våtmark inkluderar någon information om förväntad effekt på avskiljning av varje ämne.

Effekten av att tilldela extra medel år 2012 till länsstyrelserna för att finansiera en aktivt uppsökande verksamhet gav resultat eftersom antal brukare, den anslutna arealen och den genomsnittliga arealen våtmark per brukare ökade mellan 2012 till 2013 (med respektive 230 %, 200 % och 115 %).

Slutsatser gällande våtmarkers effekter på biologisk mångfald

Trots att ett antal studier undersökt och utvärderat effekterna av anläggandet av dammar på biologisk mångfald, är kunskapen om deras effekter inte tillräcklig för att dra definitiva slutsatser. Det finns relativt många studier som kan användas för att utvärdera effekten av utformningen av dammar och deras placering (inte analyserat i samma grad) på den lokala biologiska mångfalden, men detta innebär inte att man automatiskt kan dra slutsatser om vilket bidrag dammen ger på landskapsskalor. De undersökningar som gjorts visar på att mångfalden av arter direkt knutna till våtmarken ökar på landsskapsskalor med tillskott av nya våtmarker, vilket talar för att stöd till anläggande och skötsel av våtmarker ger ett viktigt bidrag till jordbrukslandskapets mångfald. Däremot saknas nästan helt utvärderingar av vilken effekt våtmarker har på terrester mångfald, med undantag av några undersökningar på fåglar på några olika skalor. Vi ser detta som en stor brist i utvärderingarna. På grund av att utvärderingarna inte är systematiska och därmed har en geografisk spridning, är det också svårt att uttala sig om värdet på marginalen av skapande, restaurering och skötsel av dammar i olika typer av jordbrukslandskap.

Dammar kan anläggas och skötas på olika vis, vilket påverkar deras funktion när det gäller att gynna biologisk mångfald (och minska läckage av näringsämnen), inte minst att inrikta dem för att gynna biologisk mångfald av olika taxa. Detta kan handla om storleken på våtmarken, för att t.ex. tillgodose en arts minimala krav på habitat, om att förhindra att dammen växer igen eller skuggas av omgivande växtlighet, upprätthålla vattenkvalitén, eller att förhindra introduktion av främmande arter som signalkräfta. Förekomst av fisk är en viktig variabel som kan påverka både lokal mångfald (Duma 2011) och flödet av insekter till det omgivande terrestra ekosystemet (McCarty 1997, Epanchin m.fl. 2009). Sådana överväganden kan bygga på kunskap om arters habitatkrav och tolerans för störning, våtmarkens funktionella relation till andra våtmarker och omgivande landskap (Kent 1994). De undersökningar som gjorts ger underlag för rekommendationer för vissa taxa och vissa skötselvariabler, men ett bredare perspektiv skulle kunna göra anläggandet av dammar mer kostnadseffektivt. T.ex. är det inte klart om det är mest kostnadseffektivt att försöka anlägga dammar som både gynnar biologisk mångfald och minskar näringsämnsläckage, eller om dammar bör inriktas mot den ena eller andra funktionen.

Förslag till förbättringar

Förbättringsförslag angående anläggning och restaurering av våtmarker

I Sveriges lantbruksuniversitets förslag till förbättrade åtgärder för landsbygdsprogrammet 2007-2013 framförs att varje våtmarksprojektering bör ta avstamp i vilken funktion som är mest relevant för platsen i fråga och utifrån detta optimera anläggandet och skötseln (SLU, 2008). Detta har inte genomförts än. Den extra finansiering för uppsökande verksamhet som gavs till länsstyrelser i 2012 gav ett gott resultat och kunde utvidgas för att stödja precisering av syftet med att anlägga en våtmark. Eftersom länsstyrelsen måste godkänna placeringen av en våtmark innan projekt kan starta skulle den plan som måste lämnas in inte bara innehålla ”vad som ska göras, när det ska göras och hur det ska göras” (Jordbruksverket, 2012 s. 97), utan också varför det ska göras. En prognos över den fördelningen mellan de tre huvudsyften (reducering av N av P och ökade biologisk mångfald) skulle kunna kvantifieras i procent som i sin tur skulle kunna relateras till den tilltänkta placeringen och utformningen av våtmarken.

Förbättringsförslag angående restaurering av betesmarker och slåtterängar

Förläng kraven på hur länge betesmarker och slåtterängar ska skötas efter restaureringen så att markerna måste skötas längre tid än de nuvarande 5 åren.

Ta hänsyn till ängs- och betesmarkernas läge i landskapet, så att restaurerade marker belägna nära andra betesmarker eller slåtterängar som kan fungera som spridningskällor får högre prioritet än isolerade marker.

Förbättringsförslag angående Obärgad spannmålsskörd

Senarelägg tidigaste bearbetningsdatum för fält med *Obärgad spannmålsskörd* till tidigast i mars. Att tillåta plöjning av fågelåkrar redan 1 januari tycks motverka syftet med fågelåkrar, d.v.s. att förse fåglar med mat under vintern, och allra mest den kritiska perioden under senvintern fram till mars, april månad (Siriwardena m.fl. 2008).

Tillåt stödet även i områden som domineras av vallodling. Fåglar i landskap dominerade av gräsmarker kan vara i stort behov av extra tillskott av spannmål (Robinson m.fl. 2001a).

Anpassa den ekonomiska ersättningen för ökad användning av olika grödor i frömixen. Olika fågelarter föredrar olika fröer. Samtidigt kan blommande inslag ha positiva effekter på bl.a. pollinatörer under sommarhalvåret.

Mer resurser till kompetensutveckling för både personal som handlägger åtaganden och lantbrukare som beviljats stödet. Detta kan bidra till bättre upptag, genomförande och effekt av åtgärden.

6.4 Traditionella kulturväxter och husdjursraser

Beskrivning av ersättningen och dess mål

Insatsernas syften och motiv enligt landsbygdsprogrammet

Insatserna ses som ett led i att uppfylla miljö kvalitetsmålet *Ett rikt odlingslandskap* då risken anses vara stor att traditionella husdjursraser och sorter av lokala bruna bönor försvinner utan ersättningen. Insatserna ska se till att odlingen av lokala sorter av bruna bönor på Öland bibehålls, och att ett tillräckligt antal individer av svenska lantraser säkerställs på lång sikt.

Ersättningen för traditionell odling av bruna bönor motiveras med att odlingen är ett viktigt kulturarv för Södra Ölands odlingslandskap som bland annat bidrog till dess utnämning till UNESCO världsarv. Det anses också att ersättningen gynnar odlingen av traditionella bönsorter på bekostnad av konventionella spannmålssorter och därmed bidrar till mer miljövänliga odlingsmetoder med mindre kväveläckage och mindre användning av växtskyddsmedel. Målet är att 700 hektar bruna bönor odlas på Öland.

Ersättningen för traditionella husdjursraser anses främst vara viktigt för bevarandet av den genetiska variationen bland domesticerade raser vars egenskaper man menar kan komma till nytta igen vid framtida omvärldsförändringar. Dessa raser betraktas också som ett levande kulturarv. Då avkastningen från de traditionella raserna inte kan konkurrera med dagens högavkastande raser bedöms de traditionella husdjuren riskera att dö ut utan ersättning. Målet är att 5 000 djurenheter ska få ersättning, samt att ingen av de berörda raserna ska klassificeras som kritisk för utrotning enligt DAD-IS ("Domestic Animal Diversity Information System"/FAO).

Rasföreningar för bevarande av utrotningshotade husdjursraser anses spela en nyckelroll i arbetet med att bevara svenska lantraser. Deras verksamhet bedöms vara betydelsefull, bland annat för de riktade insatserna som behövs för många av raserna, och för den samlande funktion föreningarna har när det gäller att säkerställa information om raserna och deras status. Att genom ersättningen direkt stödja rasföreningarnas arbete anses därför vara ett effektivt komplement till ersättningen till djurhållare.

Ersättningens utformning och geografiska skillnader

Traditionell odling av bruna bönor ersätts med 1 400 kr per hektar och gäller enbart odlingar på Öland. De odlade bönsorterna måste vara svenska sorter som är listade på den svenska sortlistan. Kvävegödsel får endast ges i samband med sådd, och växtskyddsmedel mot insekter eller svamp får inte ges under odlingssäsongen. För att minska risken för kväveläckage får marken inte bearbetas förrän i slutet av ersättningsåret, förutom om bönorna åtföljs av höstsådda grödor. Åtagandet utformas som ett beslut, och brukaren måste varje år odla bruna bönor på minst 70 procent av åtagandearealen.

Ersättningen för utrotningshotade husdjursraser ges i hela landet till djurhållare med raser som är registrerade på EU:s lista över utrotningshotade svenska husdjursraser. Raser som är ersättningsberättigade inom den här insatsen framgår av tabell 6.16. Ersättningen består av en fast ersättning på 800 kr per djurslag och besättning,

plus en summa på 1 000 kr per djurenhet (1 500 kr för linderödssvin). Kastrerade djur får inte ersättning. Djurantalet får under åtagandeperioden inte underskrida 50 procent av antalet djurenheter i åtagandet. Övriga villkor innebär bland annat att besättningen ska vara renrasig med godkänd härstamningskontroll och att de rasspecifika avelsplanerna ska följas.

Tabell 6.16. Ersättningsberättigade husdjursraser enligt landsbygdsprogrammet 2007-2013.

Ersättningsberättigade husdjursraser	
Nötkreatur	Fjällko
	Rödkulla
	Allmogeko (väneko, ringamålako, bohuskulla)
Får	Ryafår
	Finullsfår
	Gutefår
Getter	Allmogefår (dala pälsfår, roslagsfår, skogsfår)
	Lantrasget
	Allmogeget (göingeget, jämtget, lappget)
Svin	Linderödssvin

Ersättningen till rasföreningarna ges i projektform för en rad olika insatser, exempelvis arbete med härstamningsregistren och stambokföring, avelsrådgivning eller ersättning för kostnader i samband med parning eller betäckning av och med genetiskt viktiga avelsdjur. Rasföreningarna redovisar i sin ansökan vilka insatser som planeras, och Jordbruksverket prioriterar vilka insatser som ska genomföras som ett bidrag till att uppfylla delmålet kring husdjursgenetiska resurser inom miljö kvalitetsmålet *Ett rikt odlingslandskap*. Ersättningen kan beviljas i hela landet, och målet är att samtliga behöriga rasföreningar ska delta.

Uppföljning av indikatorer och måluppfyllelse

Utfallet av insatserna och måluppfyllelsen redovisas i tabell 6.17. Generellt har måluppfyllelsen för de olika indikatorerna varierat stort och legat mellan 57 procent (för antal brukare som odlar bruna bönor) och 130 procent (för antal djurenheter som får ersättning).

Odlingen av bruna bönor har legat relativt stabilt under hela programperioden med ett 40-tal brukare som totalt odlar omkring 500 hektar bönor (för detaljer, se tabell 6.17). Måluppfyllelsen för de två omfattningsindikatorerna ligger därmed på 57 procent för antalet brukare, och på 70 procent för arealen odlade bönor och kan anses vara relativt låg. Två av resultatindikatorerna tolkas av utvärderarna som kopplade till den här ersättningen, nämligen antal hektar mark som framgångsrikt brukas så att marker inte växer igen eller överges, samt marker som framgångsrikt brukas så att natur- och kulturvärden bevaras (i bägge fallen med bruna bönor). Denna tolkning är baserad på att de angivna målen i hektar är samma som för omfattningsindikatorn kring arealen odlade bruna bönor. Eftersom resonemangen bakom valet av indikatorerna och målsättningen inte framgår ur landsbygdsprogrammet, är det dock svårt att avgöra om den tolkningen är rätt. När det gäller den första resultatindikatorn (marker som inte växer igen eller överges), skulle tolkningen ovan innebära att man antog att marker skulle överges och växa igen om inte bruna bönor odlades. Detta skulle dock stå i

rak motsats till motiveringen för ersättningen som ges i landsbygdsprogrammet, där man hävdar att odlingen av bruna bönor skulle ersättas av en spannmålsodling om inte ersättningen fanns. För den andra resultatindikatorn (mark som brukas så att natur- och kulturvärden bevaras) innebär vår tolkning att mark där bruna bönor odlas bidrar till att bevara natur- och kulturvärden. Detta skulle vara lättare att förklara: Odlingen av bruna bönor i sig kan ses som ett kulturvärde, samtidigt som den anses mindre intensiv när det gäller användning av handelsgödsel och växtskyddsmedel än exempelvis den spannmålsodling man förmodar skulle ersätta bönodlingen. Dock förefaller det anmärkningsvärt att man skulle följa upp samma ersättning med två resultatindikatorer som avser samma mark, men med vad som kan tolkas vara två motsatta bakomliggande antaganden.

Tabell 6.17. Programspecifika indikatorer och kvantifierade mål för ersättningen
Traditionella kulturväxter och husdjursraser för perioden 2007-2013

Indikator	Mål [ha]	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Utfall 2013 [%]
OMFATTNING									
Antal brukare som får ersättning för odling av bruna bönor	70	45	42	40	44	48	41	40	57%
Antal brukare som får ersättning för bevarande av traditionella husdjursraser	1 000	1 019	1 094	1 161	1 211	1 263	1 182	1 175	118%
Antal rasföreningar som får ersättning för bevarande av traditionella husdjursraser	15	1	8	12	7	6	11	10	67%
Antal hektar mark som får ersättning för odling av bruna bönor	700	527	487	493	613	677	457	488	70%
Antal djurenheter (DE) som får ersättning för bevarande av traditionella husdjursraser	5 000	5 508	5 743	6 026	6 169	6 594	6 518	6 491	130%
RESULTAT									
Antal hektar som framgångsrikt brukas så att marker inte växer igen eller överges	700	527	487	493	613	677	457	488	70%
Antal hektar som framgångsrikt brukas så att natur- och kulturvärden bevaras	700	527	487	493	613	677	457	488	70%
Antal DE som framgångsrikt skötts så att natur- och kulturvärden bevaras	5 000	5 508	5 743	6 026	6 169	6 594	6 518	6 491	130%

Källa: Data från Jordbruksverket. För åren 2007 – 2010 baseras beräkningarna på åtaganden från både den nuvarande och den förra programperioden (utdrag NMUTRO 2015-10-04, LMUTRO 2015-10-14, rasföreningar 2015-10-20).

För ersättningen för utrotningshotade husdjursraser är utfallet över lag mycket bra och målen har uppfyllts med råge för samtliga indikatorer. För omfattningsindikatorerna ligger utfallet på 118 procent för antalet brukare som får ersättningen, och på 130 procent för antal djurenheter som är knutna till stödet. Då målet för antal djurenheter gäller hela ersättningen (d.v.s. samtliga raser), kan man dock utifrån den måluppfyllelsen inte dra några slutsatser kring enstaka rasers bevarandestatus. Resultatindikatorn tolkas som att landsbygdsprogrammet antagit att samtliga djurenheter med ersättning också skötts framgångsrikt så att natur- och kulturvärden bevaras. Eftersom traditionella husdjursraser anses vara en viktig del i det svenska kulturarvet kan det givetvis antas att alla djurenheter med stöd bidrar till att bevara kulturvärden. Vad deras bidrag till att bevara kulturvärden skulle vara är dock mer oklart. Visserligen kan det tänkas att en del av dessa djur till exempel betar på naturbetesmarker eller fåbodar med höga kulturvärden, men eftersom den typen av skötsel inte specifikt är inskriven i stöd villkoren är ett sådant antagande inte helt självklart.

Ersättningen till rasföreningarna följs upp med en omfattningsindikator som anger hur många föreningar som fått bidrag. Utfallet för denna indikator låg på 67 procent år 2013 och måluppfyllelsen var därmed relativt låg. Inga resultatindikatorer tolkas relatera till denna ersättning.

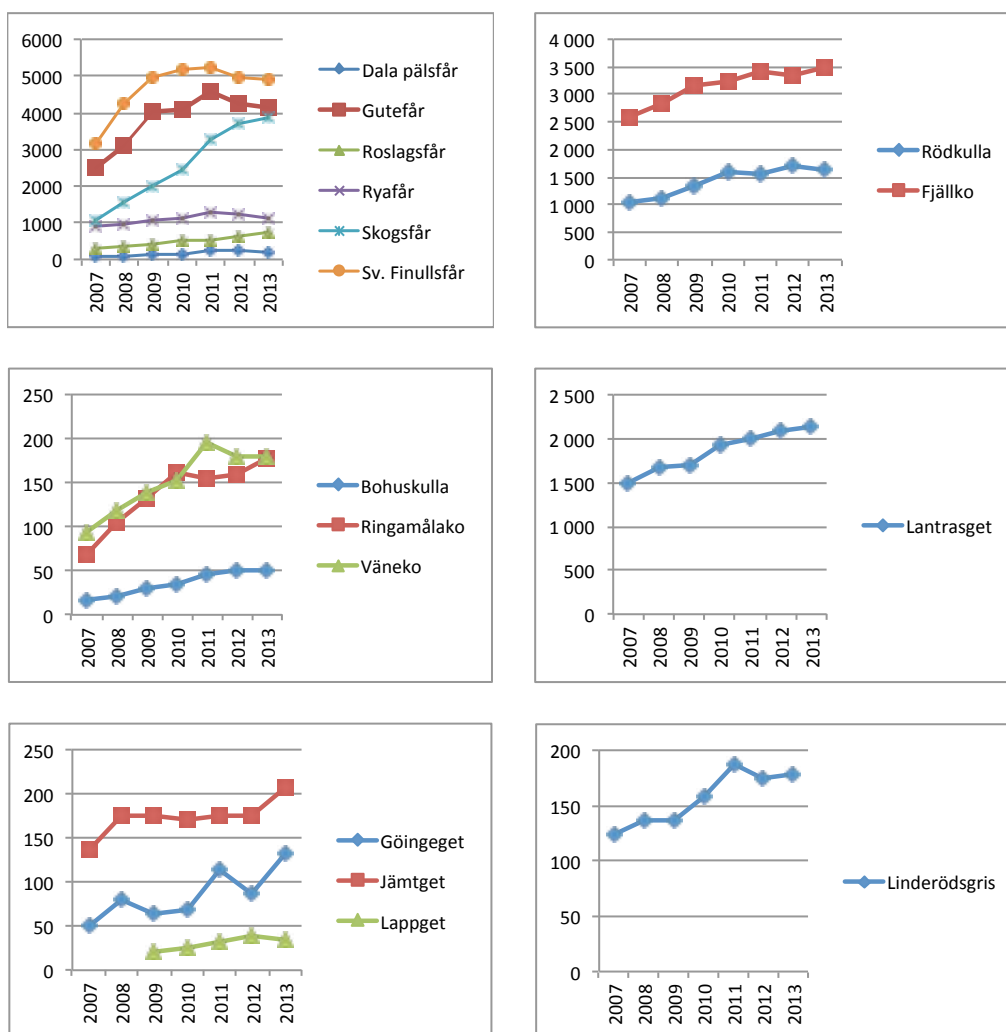
Det finns inga effektindikatorer för någon av de berörda insatserna.

Resultat av ersättningen

Såväl antalet brukare som antalet hektar odlade bruna bönor har legat relativt stabilt under hela programperioden. Vilken roll ersättningen har spelat i lantbrukarnas beslut att odla bruna bönor är oklart, men inget av målen för ersättningen har uppfyllts.

Antalet stödanslutna individer har ökat något under programperioden för de flesta ersättningsberättigade lantraserna (figur 6.7). Därmed har den positiva utvecklingen som observeras sedan införandet av stödet 1997 fortsatt (Päivo m.fl. 2010). Nedgången som Halvtidsutvärderingen redovisade för bohuskulla, väneko och linderödssvin i början av programperioden verkar ha avstannat under senare delen av perioden (figur 6.7b,c; Päivo m.fl. 2010). För vissa raser, ofta sådana med relativt låga individantal, kan individantalet variera rätt kraftigt mellan åren vilket tyder på att bestånden är väldigt känsliga.

Eftersom de flesta raser har kunnat få ersättning även under föregående programperioder är det svårt att veta exakt hur stor roll ersättningen har spelat för beståndsutvecklingen av de olika raserna. Det är också oklart hur många djur som finns utanför ersättningssystemet. Ur Halvtidsutvärderingens redovisning av de olika rasernas anslutning mellan 1997 (då ersättningen infördes) och 2010 syns en tydlig ökning av stödanslutna individer för vissa, men inte alla raser (Päivo m.fl. 2010). Exempelvis har ryafår, Dala pälsfår och roslagsfår till synes legat stabilt på samma nivå under hela tiden, medan gutefår, svensk finullsfår och skogsfår har ökat i antal (Päivo m.fl. 2010). Om detta återspeglar en ”sann” ökning av bestånden, eller om ökningen endast handlar om att fler och fler djur har anslutits till ersättningen går inte att avgöra och kan säkerligen också skilja sig mellan olika raser. Att den initiala ökningen som observerades för vissa raser (till exempel fjällko och rödkulla) direkt efter införandet av stödet under senare år ser ut att ha stabiliserat sig eller fortsatt på en mycket lägre nivå skulle kunna tyda på att åtminstone en del av ökningen i början berodde på ökad stödanslutning snarare än på verkligt ökande individantal.



Figur 6.7a-f. Utvecklingen av antal individer av lantrasdjur som fick ersättning under programperioden 2007-2013: a) lantraser av får, b) linderödssvin, c) allmogekor (bohuskulla, väneko och ringamålako), d) rödkulla och fjällko, e) traditionella getraser (utom lantrasget), f) lantrasget.

Ersättningen till rasföreningarna har varit nytt för den här programperioden. I Jordbruksverkets översyn av landsbygdsprogrammet konstaterades att ersättningen har varit mycket populär och att det under de första två åren kommit in ansökningar motsvarande nästan det dubbla budgetbeloppet (Jordbruksverket 2009). Vilka projekt som avsågs genomföras, och hur Jordbruksverket utformade sina prioriteringsgrunder är oklart, och det har inom ramen för den här utvärderingen inte varit möjligt att gå in på dessa detaljer.

Effekt av ersättningen

Traditionella kulturväxter (Bruna bönor)

Redan Halvtidsutvärderingen konstaterade att utvärderingen av ersättningens effekt är väldigt svårt eftersom det saknas information kring hur man kommit fram till det uppsatta målet om 700 hektar odling av bruna bönor (Päivo m.fl. 2010). Om det är det som krävs för att långsiktigt bevara de traditionella sorterna har ersättningens

effekt inte varit tillräckligt bra och man bör överväga sätt att öka den odlade arealen. Detta skulle till exempel kunna göras genom att tillåta odling av bruna bönor även på andra platser än på Öland (Päivo m.fl. 2010).

I landsbygdsprogrammets motivering för ersättningen anges som mål även att man önskar bevara det öländska kulturarv som odlingen av bruna bönor bidrar till, samt att man vill motverka övergången till en produktion av mer odlingsintensiva grödor som spannmål. Huruvida ersättningen har på ett effektivt sätt bidragit till att uppfylla dessa två mål har inte kunnat undersökas närmare inom ramen för den här utvärderingen.

Traditionella husdjursraser

Den förväntade effekten av ersättningen enligt landsbygdsprogrammet är ett det bevaras ett *”tillräckligt antal av inhemska husdjursraser i Sverige.”* (Landsbygdsdepartementet 2012). Varken landsbygdsprogrammet eller den nationella handlingsplanen för svenska husdjursraser specificerar dock vad som avses med *”tillräckligt”* för de olika raserna (Gustafsson m.fl. 2010). Att det inte finns några vetenskapligt framtagna siffror på hur många individer som krävs för att anse att rasen på sikt ska kunna överleva gör det väldigt svårt att utvärdera ersättningens effekt på lantrasernas bevarandestatus. Många rasföreningar har tagit fram avelsplaner för sina respektive lantraser, men även där är målen oftast inte kvantifierade. Det finns dock undantag från detta. Ett exempel är Föreningen Gutefåret som anger 5 000 maedi-visna-fria gutefår med dokumenterad och kvalitetssäkrad härstamning som det långsiktiga målet för totalantalet individer (Föreningen Gutefåret 2013). Vad denna siffra baseras på är oklart, men enligt föreningens avelsplan fanns år 2011 total 5 200 djur bland föreningens medlemmar, varav cirka 70 procent (d.v.s. 3 500 individer) bedömdes vara maedi-visna-fria. Antalet ersättningsberättigade djur registrerade hos Jordbruksverket samma år var drygt 4 500. Denna jämförelse tydliggör framför allt två saker. För det första visar det att det finns en del djur som av någon anledning inte är anslutna till ersättningssystemet, vilket är viktigt att ta hänsyn till vid utvärderingen av ersättningen om målen gäller fortlevnaden av hela beståndet. En liknande situation har noterats redan i Halvtidsutvärderingen för allmogegetter, där det fanns ungefär dubbelt så många individer registrerade hos Föreningen allmogegeten än i Jordbruksverkets stöddatabas (Päivo m.fl. 2010). För det andra förtydligar detta att målen enligt avelsplanen och enligt landsbygdsprogrammet inte helt går ihop, eftersom landsbygdsprogrammet i sina mål till synes inte tar hänsyn till ifall de ersättningsberättigade djuren är friskförklarade från så allvarliga sjukdomar som exempelvis Maedi-Visna. Att bevara friska djur är av särskilt stor betydelse för arter eller raser där beståndet är väldigt liten och därför extra känsligt.

Ett av målen för ersättningen är enligt landsbygdsprogrammet att ingen av de berörda raserna ska vara klassad som *”kritiskt för utrotning”* enligt FAO:s (Food and Agriculture Organization of the United Nations) klassificering. Lantrasforum sammanställer på sin hemsida (www.lantrasforum.se) statusen för oförädlade svenska lantraser, baserad på beståndssiffror från år 2008. Tio av de 16 ersättningsberättigade husdjursraserna tas upp i denna lista (tabell 6.18), resterande raser anses vara förädlade lantraser och tas därför inte upp. Tabell 6.18 visar att nio av tio av de oförädlade lantraserna 2008 var akut hotade (4 raser) eller hotade (5 raser). Endast gutefåret var då klassat som *”inte i fara”* enligt FAO:s riktlinjer. Landsbygdsprogrammets mål var därmed uppfyllt för dessa tio raserna år 2008. Med tanke på att anslutningen för dessa raser har ökad sedan 2008 (se figur 6.7), bör målet kunna anses uppfyllt även i slutet av programperioden.

Tabell 6.18. Hotkategorin enligt FAO för de tio oförädlade lantraserna som var ersättningsberättigade inom landsbygdsprogrammet 2007-2013 (Källa: Lantrasforum.se; utdrag 2016-01-21).

Lantras	Hotkategori enligt FAO
Får	
Gutefår	Inte i fara
Roslagsfår	Hotad
Dala pälsfår	Hotad
Getter	
Göingeget	Hotad
Jämtget	Hotad
Lappget	Akut hotad
Allmogekor	
Väneko	Akut hotad
Bohuskulla	Akut hotad
Ringmålake	Akut hotad
Svin	
Linderödssvin	Hotad

För hotade husdjursraser är inte bara det totala antalet befintliga individer viktigt, utan även könsfördelningen mellan dessa individer. Detta framgår bland annat av beskrivningen av FAO:s hotkategorier (www.lantrasforum.se). I landsbygdsprogrammets utformning under programperioden 2007-2013 finns inga villkor som beskriver könsfördelningen av besättningarna som får ersättning, något man skulle kunna överväga att införa.

Utvärderarna har ingen information om aktiviteterna som genomfördes med hjälp av projektstöden till rasföreningarna. Detta gör det omöjligt att utvärdera effekten av denna delinsats.

Slutsatser gällande ersättningens effekter

Effekten av ersättningen för *Traditionella kulturväxter och husdjursraser* har varit svåra att utvärdera, främst eftersom det saknas tydliga och evidensbaserade mål. Den ökande trenden som påvisas av de flesta lantraserna kan dock tolkas vara delvis en positiv effekt av ersättningen (Päivo m.fl. 2010).

Förslag till förbättringar

I enlighet med Halvtidsutvärderingen föreslår vi att man utreder vilken populationsnivå som krävs för att säkra den långsiktiga överlevnaden av de berörda husdjursraserna och skriver in detta i såväl ersättningens målbild som i respektive rasens avelsplan.

Landsbygdsprogrammet bör eftersträva sjukdomsfria lantrasbesättningar och utformas därefter.

För att särskilt stötta de känsligaste lantraserna bör en anpassning av ersättningsnivån efter rasens hotkategori övervägas.

6.5 Minskade växtnäringsförluster från jordbruksmark

Beskrivning av ersättningen och dess mål

Det huvudsakliga motivet med ersättningen var att minska läckaget av växtnäringsämnen från jordbruksmark. Insatserna skulle bidra till att uppfylla miljökvalitetsmålet *Ingen övergödning*. Insatserna bedömdes även ha en positiv effekt på miljökvalitetsmålet *Ett rikt odlingslandskap*. Förutom dessa nationella mål förväntades insatserna även bidra till att uppfylla kraven på god vattenstatus enligt ramdirektivet för vatten (WFD) samt till att nå de krav på minskade växtnäringsutsläpp som ställdes enligt Helcoms aktionsplan för Östersjön (BSAP).

Efter de första två åren av landsbygdsprogrammet 2007-2013 utvärderades ersättningarna av jordbruksverket ”Nya utmaningar: översyn och anpassning av landsbygdsprogrammet” (Jordbruksverket 2009). Detta ledde i sin tur till ändringar i ersättningsvillkoren för år 2010 och framåt. Ändringarna som genomfördes omfattade den ekonomiska ersättningen (Tabell 6.19), de berättigade geografiska stödområdena (se beskrivning nedan), och de övergripande programmålen (Tabell 6.20). Därför delas flera uppgifter och den efterföljande analysen i denna utvärdering upp i två skilde perioder: 2007-2009 och 2010-2013. De ändringar i villkor som genomfördes beskrivs närmare nedan under de olika avsnitten.

Tabell 6.19. Ersättningens storlek inom Minskade växtnäringsförluster från jordbruksmark.

	Ersättning	Ersättningsnivå 2001-2006	Ersättningsnivå 2007-2009	Ersättningsnivå 2010-2013
Delinsats A	Odling av fånggröda	900 kr/hektar	800 kr/hektar	900 kr/hektar
	Vårbearbetning	400 kr/hektar	300 kr/hektar	500 kr/hektar
	Kombination av fånggröda och vårbearbetning på samma areal	1 300 kr/hektar	1 300 kr/hektar	1 500/1 600 kr/ hektar*
Delinsats B	Skyddszoner mot vattendrag	3 000 kr/hektar	1 000 kr/hektar	3 000 kr/hektar

* från år 2012: 1600 kr för nya åtaganden samt för de med rörlig ersättning.

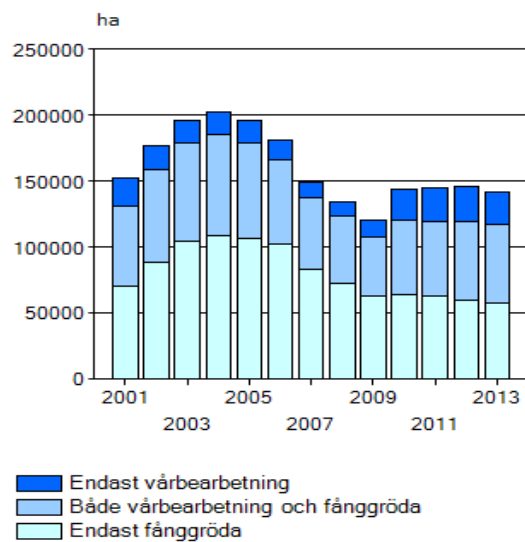
Analysen av miljöeffekterna av delsinsatserna har baserats på modellberäkningar av näringsämnesförluster (N och P) från åkermark. Modellen som används (se avsnitt *Övergripande metoder* för en beskrivning av modellerna) utgår från en geografisk fördelning av Sverige i 22 olika läckageregioner (Figur 6.8) inom vilka produktionsförutsättningarna betraktas som lika (Johnsson m.fl. 2008). Redovisning och analys av åtgärdernas miljöeffekter och kostnadseffektivitet nedan använder läckageregionernas numrering och produktionsområdesbeskrivningar i Figur 6.8.

Läckage-region	Produktionsområde
1a	Skåne och Hallands slättbygd, Skånedelen
1b	Skåne och Hallands slättbygd, Hallandsdelen
2a	Sydsvenska mellanbygden, Skånedelen
2b	Sydsvenska mellanbygden, Blekinge- och Kalmarregionen
3	Öland och Gotland
4	Östgötaslätten
5a	Vänerslätten, södra delen
5b	Vänerslätten, norra delen
6	Mälars- och Hjälmarsbygden.
7a	Sydsvenska höglandet, västra delen
7b	Sydsvenska höglandet, östra delen
8	Östsvenska dalbygden
9	Västsvenska dalbygden
10	Södra Bergslagen
11	Västsvenska dalsjöområdet
12	Norra Bergslagen
13	Östra Dalarna och Gästrikland
14	Kustlandet i nedre Norrland
15	Kustlandet i övre Norrland
16	Nordsvenska mellanbygden
17	Jämtländska siluområdet
18	Fjäll- och moränområdet

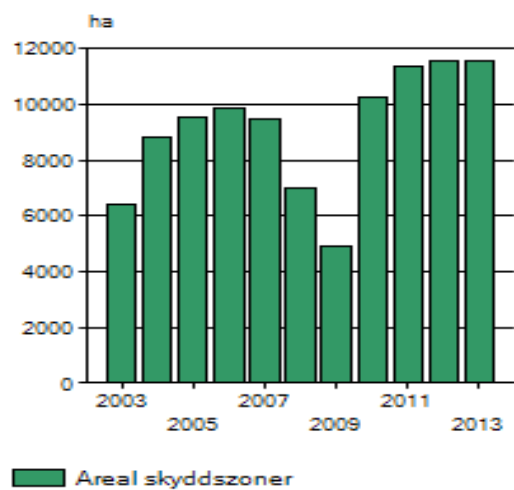


Figur 6.8. Läckageregioner i Sverige

I analyserna av åtgärdernas effekter har två enskilda år använts; ett år som karakteriserar det föregående landsbygdsprogrammet (2000-2006) och ett som karakteriserar det efterföljande landsbygdsprogrammet (2007-2013). För den första perioden användes 2005 som basår medan 2011 användes som basår för att representera den andra perioden. De två åren har valts i första hand därför att de stöds av ett omfattande underlag för beräknade miljöeffekter (Johnsson m.fl. 2008, Blombäck m.fl. 2014). De två åren synes också vara relativt representativa för de två olika programmen. Som syns tydligt i Figur 6.10 har anslutningen till Delinsats A (fånggröda/vårbearbetning) stigit de första åren i första perioden fram till en topp år 2004. Under åren 2003, 2004, 2005 är deltagandet snarlikt jämfört med de andra programåren och då passar 2005 väl in som basår. I början av andra perioden har deltagande minskat från 2007-2009 (Figur 6.9) men efter ändringar i villkoren för delinsatsen har den stabiliserats i de efterföljande fyra åren (2010-2013) och då representerar år 2011 väl deltagandet för alla de åren. Samma mönster gäller anslutningen till Delinsats B (skyddszoner). Deltagandet steg från 2003-2006 (Figur 6.10) och föll sedan 2007-2009 innan det steg till en stabil nivå under 2010-2013. De två basåren (2005 och 2011) representerar ganska väl detta anslutningsmönster.



Figur 6.9. Åkerareal med ersättning för minskat kväveläckage: 2001-2013.



Figur 6.10. Areal med ersättning för skyddszoner: 2003-2013.

Delinsats A - Minskat kväveläckage

Ersättning kan lämnas för två delar:

1) Odling av fånggröda. Villkor för delinsatsen är att lantbrukaren varje enskilt år under åtagandeperioden måste odla fånggröda på en areal motsvarande minst 20 procent av företagets vårsädesareal.

2) Vårbearbetning, jordbearbetning efter den 1 januari. Villkor för delinsatsen är att lantbrukaren varje år under ersättningsperioden måste avstå från att före den 1 januari jordbearbeta en areal motsvarande minst 20 procent av företagets vårsädesareal.

Efter att en gröda skördats på hösten är risken för kväveläckage ofta stor. Detta på grund av att växtupptaget avstannar efter att grödan skördats och en ökad mineralisering på grund av att marken bearbetas och organiskt material brukas ned. Att odla en fånggröda efter skörd av huvudgrödan på hösten har visat sig vara en effektiv metod för att minska kväveförlusterna. Fånggrödan fortsätter att ta upp kväve under hösten och marken bearbetas senare. Även vårbearbetning, d.v.s. jordbearbetning tidigast 1 januari året efter stödet, kan minska kväveläckaget.

Ersättningen kunde beviljas i följande områden för perioden 2007-2009:

- Åkermark inom stödområde 5c, 5m och 9 i Skåne, Blekinge, Kalmar, Gotlands, Västra Götalands och Hallands län samt stödområde 5a och 5b i Hallands län och Västra Götalands län.

Ersättningen kunde beviljas i följande områden för perioden 2010-2013:

- Åkermark inom hela stödområde 4b, 5c, 5m och 9 oavsett län, och hela stödområde 5a och 5b i Skåne, Blekinge, Kalmar, Gotlands, Hallands och Västra Götalands län.

Delinsats B - Skyddszoner mot vattendrag

Fosfor förloras ofta från jordbruksmarken genom ytavrinning. Skyddszoner, det vill säga gräsbevuxna zoner längs vattendrag och sjöar, minskar erosionen från åkermark och är därför effektiva motåtgärder för att minska förlusterna av främst fosfor bunden till jordpartiklar.

Ersättning kan lämnas för skyddszon (6-20 meter bred) som gränsar till vattendrag eller sjö utmärkt på den topografiska kartan eller som är vattenförande under hela året. Åtagandet gäller under fem år och skyddszonen ska vara belägen på samma mark under hela åtagandeperioden. Gödsel och växtskyddsmedel är inte tillåtet att använda på skyddszonen.

Ersättningen kunde beviljas i följande områden för perioden 2007-2009:

- Åkermark inom hela stödområde 5 och 9.

Ersättningen kunde beviljas i följande områden för perioden 2010-2013:

- Åkermark inom hela stödområde 4b, 5 och 9.

Uppföljning av indikatorer – måluppfyllelse

Av tabell 6.20 framgår indikatorer och mål för olika delar av ersättningen. Utfallet på indikatorerna kommenteras löpande i texten i samband med analysen av först delinsats A och därefter delinsats B.

Tabell. 6.20. Programspecifika indikatorer och kvantifierade mål för *Minskade växtnäringsförluster från jordbruksmark* för perioden 2007-2013.

Typ av indikator/mål	Indikator	Mål 2007-2009	2010-2013
Effekt/ Övergripande	Bidra till de gemensamma målen för miljö- vänligt jordbruk samt till uppfyllandet av miljömålen		
Resultat/ Specifika	Antal hektar som brukas framgångsrikt så att växtnäringsförlusterna från jordbruksmarken minskar	147 000 hektar	189 000 hektar
	Antal hektar som bidrar till en förbättrad vattenkvalitet	147 000 hektar	189 000 hektar
	Antal hektar som bidrar till att markkvaliteten förbättras	147 000 hektar	189 000 hektar
	Insatsernas bidrag till att förhindra klimatförändring	-	-
	Minskat kväveläckage per år	0 ton	1 700 ton
Omfattning/ Operativa	Antal brukare som får ersättning för minskat kväveläckage	5 500 brukare	8 200 brukare
	Antal brukare som får ersättning för anlagda skyddszoner mot vattendrag	3 500 brukare	4 500 brukare
	Antal hektar mark som får ersättning för minskat kväveläckage	140 000 hektar*	180 000 hektar**
	Antal hektar mark som får ersättning för anlagda skyddszoner mot vattendrag	7 000 hektar	9 000 hektar

*175 000 hektar år 2009.

**240 000 hektar år 2010-2011.

Delinsats A – Minskat kväveläckage

Utvecklingen av åkerareal som får stöd för minskat kväveläckage (delinsats A) syns i Figur 6.9. Stöd påbörjades i föregående programperiod år 2001 och nådde areellt en topp år 2004 med drygt 200 000 hektar. År 2006 odlades fånggrödor på och/eller vårbearbetades 179 000 hektar (Andersson m.fl. 2009). Arealen minskade dock ned till knappt 120 000 hektar år 2009 men har därefter ökat och stabiliserat sig på drygt 140 000 hektar. Arealen med ersättning för åtgärder mot minskat kväveläckage minskade alltså jämfört med föregående programperiod. Målet, en anslutning på 140 000 hektar för perioden 2007-2008, uppfylldes till 97 % år 2008. Målet för perioden 2012-2013 på 180 000 hektar uppfylldes år 2013 till 78 %.

Fördelningen av åkerarealer mellan olika läckageregioner (regionindelning se figur 6.8) med ersättning för minskat kväveläckage (delinsats A) visas i Tabell 6.21. En minskning i anslutning har skett i de flesta regioner där ersättningen har kunnat beviljas. Störst areal, uppemot 50 000 ha, återfanns under programperioden i region 5a (Vänerslätts södra del). Under programperiodens andra del (2010-2013) tillkom stödarealer i region 4, 5b och 6. Ersättningen beviljades enbart i vissa stödområden och län (se kapitel *Beskrivning av ersättningen och dess mål* ovan). Det är således olika stora andelar av läckageregionerna som var berättigade till ersättningen vilket

bör beaktas vid jämförelse av den areella anslutningen i de olika regionerna. De regionala skillnaderna kan även förklaras av olika naturgivna förutsättningar i länen. Eftersom jordarterna i de stödberättigade delarna av läckageregionerna skiljer sig åt varierar även den totala arealen som potentiellt skulle kunna vårbearbetas och/eller odlas med fånggröda mellan de olika regionerna. Den potentiella arealen kan exempelvis minska för områden med tunga lerjordar på grund av att dessa är svårarbearbetade på våren.

Tabell 6.21. Areal (ha) med ersättning* inom delinsats A, Minskat kväveläckage: 2007-2013 för de stödberättigade läckageregionerna.

Region	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
1a	31 516	28 153	23 727	25 445	23 797	22 209	21 697
1b	10 177	9 091	7 662	8 217	7 685	7 172	7 006
2a	14 597	12 645	10 533	11 676	11 158	11 103	10 965
2b	9 639	8 350	6 955	7 710	7 368	7 332	7 241
3	7 524	6 043	4 924	7 585	8 680	8 911	8 575
4	-	-	-	684	363	935	892
5a	50 873	46 556	42 863	45 542	47 742	47 473	45 519
5b	-	-	-	4 772	5 065	5 753	6 402
6	-	-	229	5 253	5 450	6 130	6 845
7a	5 189	5 108	4 292	5 625	5 876	6 005	5 585
7b	4 825	4 749	3 991	5 230	5 463	5 583	5 193
8	1 300	1 179	1 064	1 269	1 142	1 394	1 308
9	12 075	12 747	11 166	10 860	11 255	11 901	11 140
10	1 416	1 589	1 631	2 059	1 861	2 091	1 876
11	168	155	96	115	50	35	48
Σ Sverige	149 298	136 365	119 132	142 047	142 955	144 027	140 292

*Uppgifterna är en summering av arealerna som är med i åtaganden i det nuvarande landsbygdsprogrammet samt de med kvarvarande åtaganden från det tidigare programmet.

Data: Blombäck m.fl. (2014)

Arealer med ersättning för de tre enskilda kväveläckageminskande insatserna (fånggröda, vårbearbetning, kombinationen fånggröda och vårbearbetning på samma mark) redovisas i Tabell 6.22. År 2007 hade ersättningen för höstbearbetade fånggrödor störst areal av de tre insatserna. Dock minskade andelen areal med ersättning för odling av höstbearbetad fånggröda under perioden ned till ca 42 % av den totala stödarealen år 2013 medan andelen areal med ersättning för vårbearbetning och kombinationen fånggröda och vårbearbetning ökade till 18 % respektive 40 % år 2013 (tabell 6.22). Den totala kostnaden för ersättningen varierade mellan 117 och 195 mkr under perioden (tabell 6.23).

Tabell 6.22. Arealer (hektar) med ersättning inom *Minskade växtnärlingsförluster från jordbruksmark* med åtaganden påbörjade i aktuellt landsbygdsprogram (2007-2013) samt för summan av dessa och de med kvarvarande åtaganden som påbörjats i det tidigare landsbygdsprogrammet (2001-2006).

Ersättning	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Minskat kväveläckage: åtag. aktuellt progr.	129 680	125 801	114 431	137 787	142 955	144 027	140 292
Minskat kväveläckage: Σ åtag. aktuellt+föreg. p.	149 298	136 365	119 132	142 047	142 955	144 027	140 292
Fånggröda vårbearbetad: Σ åtag. aktuellt+föreg. p.	55 481	52 455	45 443	57 198	56 311	59 741	58 907
Fånggröda höstbearbetad: Σ åtag. aktuellt+föreg. p.	82 728	72 760	61 561	61 676	61 668	58 393	56 257
Vårbearbetning: Σ åtag. aktuellt+föreg. p.	11 089	11 154	12 128	23 177	24 975	25 910	25 145
Skyddszoner: åtag. aktuellt progr.	2 097	3 523	4 887	9 874	11 159	11 406	11 329
Skyddszoner: Σ åtag. aktuellt+föreg. progr.	9 410	6 952	4 984	9 876	11 159	11 406	11 329

Källa: Blombäck m.fl. (2014) och Jordbruksverkets underlag för utvärdering av miljöersättningarna.

Tabell 6.23. Ersättning inom *Minskade växtnärlingsförluster* från jordbruksmark* [miljoner kronor].

Ersättning	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Minskat kväveläckage	141,6	129,7	112,0	152,9	152,5	161,1	157,5
Skyddszoner	9,4	7,0	5,0	29,6	33,5	34,2	34,0
Summa	151,0	136,7	116,9	182,5	185,9	195,3	191,4

*Uppgifterna gäller för summan av åtaganden påbörjade i aktuellt landsbygdsprogram (2007-2013) och de åtaganden som påbörjats i det tidigare programmet (2001-2006). Ersättningen är beräknat som ersättning per hektar för de olika åtgärderna enligt nya programmet. Data: Blombäck m.fl. (2014)

Antal brukare som fick ersättning för minskat kväveläckage med kvarvarande åtaganden från det föregående programmet summerat med antal brukare med åtaganden i det nuvarande programmet minskade under första hälften av aktuell programperiod ned till knappt 5600 år 2009 men har därefter ökat något och uppgick 2013 till drygt 5700 (tabell 6.24). Antalet brukare inom insatsen för minskat kväveläckage minskade således under perioden. Målet på 5 500 brukare med ersättning för minskat kväveläckage under perioden 2007-2009 uppfylldes till 101 % år 2009. Målet för perioden 2010-2013 på 8200 brukare uppfylldes däremot endast till 70 % år 2013.

Tabell 6.24. Antal brukare med ersättning inom *Minskade växtnärlingsförluster från jordbruksmark*.

Ersättning	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Minskat kväveläckage: åtaganden i aktuell programperiod	5 032	5 261	5 301	6 091	6 305	5 797	5 716
Minskat kväveläckage: Σ åtag. i föreg.+aktuell progr. per.*	6 282	5 907	5 573	6 327	6 305	5 797	5 716
Skyddszoner: åtaganden i aktuell programperiod	704	1 332	1 749	3 992	4 300	4 239	4 217
Skyddszoner: Σ åtaganden i aktuell+föregående progr. per.*	3 981	2 658	1 767	3 893	4 300	4 239	4 217

*Summan av antalet brukare med åtagande från föregående och nuvarande programperiod.

Källa: Jordbruksverkets underlag för utvärdering av miljöersättningarna, augusti 2015.

Delinsats B – Skyddszoner

Ansluten areal skyddszoner ökade vid slutet av föregående programperiod till knappt 10 000 ha år 2006 (se figur 1c, Andersson m.fl. 2009). I början av det aktuella landsbygdsprogrammet (2007-2013) minskade dock den totala arealen med ersättning för skyddszoner, d.v.s. både kvarvarande åtaganden från föregående landsbygdsprogram samt åtaganden inom det nuvarande landsbygdsprogrammet ner till knappt 5 000 ha år 2009 (tabell 6.25). Därefter ökade arealen igen till drygt 11 000 ha år 2013. Målet på 7 000 ha/år för programperioden 2007-2009 uppfylldes till 71 % år 2009 medan målet för perioden 2010-2013 på 9 000 ha uppfylldes till 126 %. Att målet för skyddszoner inte uppfylldes under programperiodens första hälft kan, precis som när det gällde delinsats A, bero på att ersättningsnivåerna sänkts och att stödområdet begränsades. Att spannmålspriserna steg vid samma tidpunkt kan också vara en anledning till att lantbrukarna valde att plöja upp sina skyddszoner. Från och med 2010 höjdes ersättningen för mark i programmet till samma nivå som i den tidigare programperioden (tabell 6.20) och anslutna arealer blev ännu större än under det tidigare programmet (figur 6.10).

Under programperioden har den största ökningen av anslutna arealer skett i regionerna 4, 5, 6 och 9 (tabell 6.25). Störst areal med miljöersättning för skyddszoner återfanns under perioden i region 6. Precis som för ersättningen för minskat kväveläckage så är inte hela åkerarealen i en del regioner berättigade till ersättningen och det är därför svårt att jämföra den procentuella anslutningen i relation till den totala åkerarealen i regionerna.

Tabell 6.25. Antal ha med ersättning inom delinsats B skyddszoner mot vattendrag åren 2007-2013.*

Region	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
1a	684	396	276	677	745	755	676
1b	329	179	126	223	272	287	327
2a	233	242	208	310	346	360	358
2b	114	64	48	88	99	105	92
3	258	144	84	139	161	165	158
4	688	533	390	775	878	889	901
5a	1 175	901	750	1 475	1 689	1 726	1 700
5b	173	99	0	220	267	284	286
6	3 908	3 348	2 410	4 341	4 904	5 000	5 019
7a	447	247	155	276	315	315	309
7b	273	115	81	159	178	166	170
8	104	75	61	85	109	111	122
9	421	386	269	763	839	845	816
10	256	163	112	283	285	322	312
11	119	13	0	3	3	3	5
12	227	48	13	60	69	73	78
Summa	9 410	6 952	4 984	9 876	11 159	11 406	11 329

* Uppgifterna är en summering av arealerna som är med i åtaganden i det nuvarande landsbygdsprogrammet samt de med kvarvarande åtaganden från det tidigare programmet. Data: Blombäck m.fl. 2014.

År 2006 fick 4 850 brukare ersättning för skyddszoner (Päivo m.fl. 2010). Antal brukare som var anslutna till ersättningen med kvarvarande åtaganden från det föregående programmet summerat med antal brukare med åtaganden i det nuvarande programmet har under den aktuella programperioden först minskat ned till knappt 1800 år 2009 (tabell 6.24) men har därefter ökat och uppgick år 2013 till drygt 4200. Antalet brukare med stöd för skyddszon ökade således något under perioden. Målet på 4 500 brukare med ersättning för skyddszoner uppfylldes till 94 % år 2013.

Effekt av ersättningen

Näringsläckage delinsats A – Minskat kväveläckage

Läckaget av kväve från svensk åkermark har beräknats för åren 2007 till 2013 (Blombäck m.fl. 2014). I tabell 6.26 redovisas resultaten av effekten av fånggrödor eller vårbearbetning på kväveläckaget. Totalt minskade åtgärderna kvävebelastningen med mellan 1 321 och 1 634 ton/år under perioden. Som jämförelse kan nämnas att den totala bruttobelastningen av kväve från Sveriges åkermark år 2005 var ca 53 000 ton (Naturvårdsverket 2008). Målsättningen med delinsatsen att minska belastningen med 1700 ton/år för programperioden 2007-2013 uppfylldes därmed till 90 % år 2013. Fördelat på den totala åkerarealen varierade belastningsminskningen under programperioden mellan ca 0,5-0,7 kg N/ha åkermark och år. Detta är ganska likt resultatet för beräkningar av fånggrödor eller vårbearbetning för år 2005 där kväveläckaget beräknades ha minskat med 1 700 ton, vilket fördelat på 2005 års totala åkerareal motsvarar en minskning på ca 0,6 kg N/ha (Johnsson m.fl. 2008).

Tabell 6.26. Minskad kvävebelastning på grund av fånggröda eller vårbearbetning [ton] för läckageregionerna i Sverige under åren 2007 - 2013.

Region	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
1a	364	326	272	296	278	268	261
1b	129	116	97	105	99	95	93
2a	191	165	139	155	147	147	145
2b	101	87	72	81	77	77	76
3	85	69	57	92	106	107	105
4	-	-	-	2	2	3	3
5a	468	433	393	432	447	448	429
5b	-	-	-	38	42	49	55
6	-	-	-	24	26	31	34
7a	69	68	59	78	80	84	78
7b	54	53	48	62	64	66	61
8	9	8	7	9	8	10	9
9	150	160	143	140	146	155	147
10	10	13	31	31	32	32	29
11	2	2	1	1	1	0	1
Summa	1 634	1 501	1 321	1 549	1 554	1 573	1 527

För att visa på miljöersättningens effektivitet har den minskade kvävebelastningen (tabell 6.26) satts i relation till arealen fånggröda och vårbearbetning vilket ger den beräknade reduktionen per hektar stödsökt areal. Under 2011 (basåret som har valts för programperiod 2007-2013, se kapitel *Beskrivning av ersättningen och dess mål*) hade ersättningen störst effekt i region 5a, Vänerslätts södra del, där minskningen av kväveläckaget i genomsnitt var 1,5 kg N/ha åkerareal (tabell 6.27). Ersättningens effektivitet var dock högst i region 11, Västsvenska dalsjöområdet, med en minskad utlakning på 20 kg N/ha fånggröda (tabell 6.27). I medeltal för hela landet år 2011 var effektiviteten för fånggröda och/eller vårbearbetning ca 11 kg N/ha stödsökt areal.

Uträkning av kostnadseffektivitet består av två delar: kostnad och effekten. När det gäller kostnaden har programmets ersättning per hektar använts i de tidigare utvärderingarna. Tabell 6.20 visar ersättningsnivåer för alla tre insatser under både det tidigare programmet (2000-2006) och nuvarande program (2007-2013). I slututvärderingen av programmet 2000-2006, där ersättningen var fast under hela programmet, beräknades en snittkostnad per reducerad kg N till 115 kronor (Andersson m.fl. 2009). När det nuvarande programmet började hade ersättning sänkts för odling av fånggrödor (från 900 till 800 kronor/hektar) och vårbearbetning (från 400 till 300 kronor per hektar) medan det var det samma för kombinationen (1300 kronor hektar). När kostnadseffektiviteten beräknades i halvtidsutvärderingen av det nuvarande programmet gav de nya ersättningarna en snittkostnad på 96 kr per reducerad kg N (Andersson m.fl. 2009). Det nuvarande programmets ändrade ersättningsnivåer under de första åren innebar i sig en ökning i kostnadseffektivitet. Hur kostnadseffektiviteten påverkades av det förändrade läckaget (effekt) till följd av ersättningsändringen är inte känt.

I halvtidsutvärderingen undersöktes olika orsaker till förbättringen av kostnadseffektiviteten. Man kom där fram till att den enda anledningen till den ökade kostnadseffektiviteten var en omfördelning mellan insådda fånggrödor som bearbetas på hösten och fånggrödor som bearbetas på våren. Orsaken till detta är att reduktionen av kväve förluster från insådda fånggrödor som bryts på våren är större än om de bryts på hösten. Ändringarna i ersättningsnivåer stödde förmodligen omfördelningen eftersom relativvärdet av ersättningarna gynnade just kombinationen av fånggrödor och vårbearbetning över de andra två insatserna. Det kan sägas att ersättningen styrde jordbrukarna mot den mest kvävereducerande insatsen.

I rapporten 'Översyn och förslag till anpassning av landsbygdsprogrammet' genomförd av Jordbruksverket (Jordbruksverket 2009) föreslogs ändringar i utformningen av stödet till minskade växtnäringsförluster för att öka deltagandet i åtgärden. Ett kraftigt minskat deltagande i den tidigare åtgärden Minskade växtnäringsförluster från den tidigare programperioden (figur 6.9, 6.10 och tabell 6.28) var delvis en förklaring till ändringsförslagen. I enlighet med förslaget höjdes ersättningen för fånggrödor till 900 kr/ha, vårbearbetning till 500 kr/ha och kombination av fånggrödor/vårbearbetning till 1 500 kr/ha från den 1 januari 2010. De nya ersättningarna gav den förväntade effekten och ledde till en ökning och stabilisering av deltagandet i programmet.

Den beräknade effekten av åtgärderna för hela landet för år 2011 på 1 554 ton (tabell 6.27) och kostnaden på 152 mkr ger en kostnad per kilogram minskat N på 98 kronor i snitt för de tre åtgärderna. Trots att de nya ersättningarna för insatserna för att minska kväveutlakning också ledde till att kostnadseffektiviteten blev snarlik för fånggrödor oavsett om det bröts på hösten eller våren ledde omfördelningen

mellan åtgärderna till en ökning av kostnadseffektiviteten jämfört med det tidigare programmet (2001-2006). Som noterades ovan hade andelen areal med ersättning för odling av höstbearbetad fånggröda minskat under perioden till ca 42 % av den totala stödarealen år 2013 medan andelen areal med ersättning för vårbearbetning och vårbearbetad fånggröda ökade till 18 % respektive 40 % år 2013 (tabell 6.22).

Minskningen av kväveförluster kan utvärderas både i sin helhet och regionalt. Både 2011 och 2005 fanns en regional spridning i kostnadseffektivitet. Tabell 6.27 visar uppdelningen av åtgärdseffektiviteten för olika läckageregioner under 2011. Kostnaderna för läckageregion 5a, den region med störst areal stöd för minskat kväveläckage, uppgick till ca 53 mkr år 2011 vilket med en belastningsreduktion på 447 ton medför en kostnad på cirka 118 kr/kg minskat kväveläckage (tabell 6.27). I Skånes slättbyggar (region 1a), där den totala minskade belastningen också var ganska hög (278 ton), var åtgärdseffektiviteten lite högre än i läckageregion 5a och kostnaden per reducerat kg därmed lite lägre (94 kr/kg).

Tabell 6.27. Uppdelning av arealen mellan stödåtgärder för minskat kväveläckage för 2011, åtgärds kostnad och kostnad per reducerat kg N för produktions regioner.*

Utlakningsregion	Total Åkerareal [ha]	Total areal Fånggröda och/eller vårbearbetning [ha]	Fånggröda vårbearbetad (kombination) [ha]	Fånggröda höst bearbetad [ha]	Vårbearbetning [ha]	Kostnad [milj. kr]	N-reduktion [ton]	Minskad belastning/total areal [kg N/ha]	Minskad belastning per areal fånggröda eller vårbearbetning [kg N/ha]	Kostnad/reduktion [kr/kg N]
1a	248 371	23 797	8 990	12 999	1808	26,1	278	1,1	11,7	94
1b	80 204	7 685	2 903	4 198	584	8,4	99	1,2	12,9	85
2a	111 891	11 158	3 782	5 504	1 872	11,6	147	1,3	13,2	79
2b	73 887	7 368	2 498	3 634	1 236	7,6	77	1,0	10,5	99
3	126 439	8 680	2 925	2 771	2 984	8,4	106	0,8	12,2	79
4	139 493	363	155	71	137	0,4	2	0,0	5,5	182
5a	293 631	47 742	19 841	22 435	5 466	52,7	447	1,5	9,4	118
5b	74 439	5 065	2 775	570	1 719	5,5	42	0,6	8,3	132
6	542 041	5 450	1 799	542	3 109	4,7	26	0,0	4,8	182
7a	171 554	5 876	2 544	1 405	1 927	6,0	80	0,5	13,6	76
7b	159 512	5 463	2 365	1 306	1 792	5,6	64	0,4	11,7	88
8	38 517	1 142	215	540	387	1,0	8	0,2	7,0	125
9	105 336	11 255	4 566	5 272	1 417	12,3	146	1,4	13,0	84
10	47 604	1 861	925	404	532	2,0	32	0,7	17,2	63
11	46 565	50	28	17	5	0,1	1	0,0	20,0	60
Total	2 259 484	142 955	56 311	61 668	24 975	152,5	1 554	0,6	10,9	98

* Kostnaden beräknas enligt ersättningar i tabell 6.20 som kan leda till att kostnaden underskattas något eftersom två av åtgärderna i det tidigare programmet hade högre ersättning.

Målet att reducera kväveläckaget kan relateras till de överskridande program mål som beskrivs detaljerad i kapitel *Uppfyllelse av indikatorer och mål* ovan, men kan också relateras till den potentiella arealen för åtgärden. Tabell 6.28 visar potentiell areal för år 2005 (tredje kolumnen) och år 2011 (nionde kolumnen) för fångroda och/eller vårplöjning beräknad utifrån rådande grödfördelning det aktuella året. Den potentiella arealen har kunnat beräknas med hjälp av de genererade växtsekvenser från NLeCCs-modellen som använts för beräkningarna av effekten av stödet på växtnäringsläckaget (se Johnsson m.fl. 2008, Johnsson m.fl. 2009). Tabellen visar också potentiell areal som andel av total åkerareal och stödareal som andel av potentiell. För samtliga stödberättigade regioner i landet var det i medeltal stöd på 30 % av den potentiella stödarealen år 2005. Under 2011 hade stödarealen minskat till 26 % av den potentiella. Andelen stödareal minskade mer mellan 2005 och 2011 i de södra delarna av stödområdet än i de norra.

Tabell 6.28. Areal med stöd för fånggrödor och/eller vårbearbetning i relation till total åkerareal och beräknad potentiell areal för fånggrödor och/eller vårplöjning för åren 2005 och 2011.*

Utlakningsregion	2005						2011					
	Total åkerareal [ha]	Pot. stöd areal [ha]	Pot. stöd-/Total åkerareal [%]	Stödareal [ha]	Stödareal/Total åkerareal [%]	Stödareal/Pot. stödareal [%]	Total åkerareal [ha]	Pot. stödareal [ha]	Pot. stöd-/Total Areal [%]	Stödareal [ha]	Stödareal/Total åkerareal [%]	Stödareal/Pot. areal [%]
1a,b	338 284	114 874	34	53 180	16	46	328 575	97 154	30	31 482	10%	32%
2a,2b	195 526	53 451	27	27 777	14	52	185 778	41 067	22	18 526	10%	45%
3	127 842	27 547	22	13 873	11	50	126 439	23 132	18	8 680	7%	38%
4	141 720	35 176	25	0	0	0	139 493	29 411	21	363	0%	1%
5a,5b	374 046	131 654	35	65 849	18	50	368 070	121 858	33	52 807	14%	43%
6	556 164	196 472	35	0	0	0	542 041	178 588	33	5 450	1%	3%
7a,7b	339 807	38 201	11	16 526	5	43	331 066	26 206	8	11 339	3%	43%
8	40 753	5 071	12	1 667	4	33	38 517	3 260	8	1 142	3%	35%
9	109 977	23 778	22	13 602	12	57	105 336	18 639	18	11 255	11%	60%
10	49 417	10 674	22	1 951	4	18	47 604	9 020	19	1 861	4%	21%
11	49 264	4 403	9	614	1	14	46 565	2 309	5	50	0%	2%
Total	2 322 800	641 301	27	195 039	8	30	2 259 484	550 644	24	142 955	6%	26%

*Observera att i några regioner har inte all potentiell areal varit stödberättigad. Data för 2011 från Blombäck m.fl. 2014, data för 2005 från Johnsson m.fl. 2007.

Tabell 6.29 visar den relativa förändringen i stöd mellan 2005 och 2011. Första kolumnen visar ändringen i stödarealen som i snitt var -27 %. Nästa kolumn visar hur mycket av den minskningen som beror på att den potentiella stödarealen hade minskat på grund av bland annat ändrad grödfördelning (exempelvis ökad andel vall) och minskning i total åkerareal. Som syns i tabellen hade den potentiella stödarealen minskat med i snitt 14 % mellan 2005 och 2011. Det innebär att halva minskningen beror på faktorer som ledde till att stöd inte kunde sökas medan den andra halvan av minskningen beror på att jordbrukarna inte sökte stöd i lika stor utsträckning år 2011 som år 2005. Tabell 6.29 visar också hur andelen av de tre insatserna (höst- respektive vårbearbetad fånggröda, och vårbearbetning) har ändrats för varje region mellan åren. I snitt har andelen höstbearbetad fånggröda minskat mer än vårbearbetad och regionalt sett så var detta tydligast i de södra regionerna.

Tabell 6.29. Relativ förändring av ansluten areal med stöd för fånggröda och/eller vårplöjning mellan åren 2005 och 2011.

Utläknings-region	Ändring i areal med stöd [%]	Ändring i Potentiell stödareal	Ändring i areal vårbearbetad fånggröda [%]	Ändring i areal höstbearbetad fånggröda [%]	Ändring i areal med vårbe-arbetning [%]
1a,b	-41	-15	-27	-51	43
2a,b	-33	-23	-45	-45	-9
3	-37	-16	-34	-70	20
4	+	-16			
5a,b	-20	-7	-14	-34	60
6	+	-9			
7a,b	-31	-31	-46	-45	-9
8	-31	-36	-39	-49	8
9	-17	-22	-24	-15	-51
10	-5	-15	-4	-44	213
11	-92	-48	-90	-83	-100
Snitt	-27	-14	-24	-43	52

Delinsats B – Skyddszoner mot vattendrag

Effekter på växtnäringsläckage

Läckaget av fosfor från svensk åkermark har beräknats för åren 2007 till 2013 (Blombäck m.fl. 2014). I tabell 6.30 redovisas resultaten från dessa beräkningar av effekten av skyddszoner på fosforförlusterna. Totalt sett minskade åtgärden fosforbelastningen med mellan 5 och 12 ton P/år under perioden. Fördelat på den totala åkerarealen motsvarar det en minskning på ca 0,002-0,004 kg P/ha åkerareal. I början av perioden beräknades reduktionen till 9,5 ton och denna beräknades sedan minska under följande år till 5 ton år 2009. Minskningen berodde på en minskad anslutning till programmet när ersättningen minskade från 3 000 kronor till 1 000 kronor per hektar från år 2007 i den nya programperioden. Efter översyn och förslag till anpassning av landsbygdsprogrammet genomförd av Jordbruksverket (Jordbruksverket 2009) och återställning av ersättningsnivån till den som rådde tidigare (3 000 kronor per hektar) ökade arealanslutningen de följande åren. Därmed ökade också reduktion varje år och vid slutet av perioden (2013) var den större än i början. Sett över tid kan anslutningen delas in i två olika perioder. I första perioden (2007-2009) minskade antalet hektar skyddszonsarealer som sedan i andra perioden (2010-2013) ökade direkt till en någorlunda stabil nivå (tabell 6.22) som i sin tur lett till en belastningsminskning som följde samma mönster (tabell 6.30).

Tabell 6.30. Total belastningsminskning av fosfor orsakad av skyddszon [kg], år 2007-2013.

Region	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
1a	1 403	812	566	1 388	1 528	1 549	1 387
1b	1 365	743	522	923	1 126	1 189	1 354
2a	186	193	166	248	277	288	287
2b	75	42	32	58	65	69	61
3	40	22	13	21	25	25	24
4	1 070	829	607	1 205	1 365	1 383	1 401
5a	1 668	1 278	1 064	2 093	2 396	2 449	2 412
5b	315	180	0	400	486	517	520
6	2 583	2 213	1 593	2 870	3 241	3 305	3 317
7a	68	38	23	42	48	48	47
7b	70	30	21	41	46	43	44
8	31	22	18	26	33	33	37
9	482	442	308	874	961	967	934
10	136	87	59	150	151	171	166
11	63	7	0	2	2	1	3
12	105	22	6	28	32	34	36
Σ	9 661	6 960	5 000	10 368	11 783	12 072	12 030

Tabell 6.31 visar belastningsreduktionen år 2011 (basåret som har valts för programperiod 2007-2013, se *Beskrivning av ersättningen och dess mål*) fördelat på åkerarealen i varje läckageregion. Störst relativ effekt år 2011 för att minska fosforläckaget har ersättningen haft i region 1b (Hallands slättbygder) där minskningen i genomsnitt var 0,006 kg P/ha åkerareal. I denna region var även skyddszonernas effektivitet, det vill säga belastningsminskningen satt i relation till arealen skyddszon, störst med ett minskat läckage på drygt 4 kg P/ha skyddszon. I medeltal för hela landet år 2011 var effektiviteten drygt 1 kg P/ha skyddszon. Effektiviteten i regionen 1b var mer än fem gånger så stor som den i grannregionen 2a. Det finns tre faktorer som kan förklara den markant högre effektiviteten: högre ytavrinningsförluster, mindre vall och större påverkansområden. Ytavrinningsförluster beror i sin tur på jordarter, lutningen och nederbördsintensitet. En skyddszon på vall ger ingen effekt så ju mer areal vall det finns desto mindre effekt har skyddszoner i medeltal. Påverkansområdet inverkar på hur stor belastningen på en skyddszon blir; ju högre den belastningen är desto högre är reduktionen. Då skyddszonens reduktionseffektivitet är hög blir även kostnadseffektiviteten hög. I Region 1b beräknades kostnaden att reducera 1 kg P vara 725 kronor medan samma reduktion i Region 2a kostar 3747 kronor (Tabell 6.31).

Tabell 6.31. Uppdelning av arealen mellan stödåtgärder för skyddszon för 2011, åtgärds kostnad och kostnad per reducerat kg P för läckage regioner.*

Utlakningsregion	Total Åkerareal [ha]	Total areal med Skyddszon [ha]	Kostnad [milj. kr]	P reduktion [kg]	Minskad belastning per total areal [kg P/ha]	Minskad belastning per areal skyddszon [kg P/ha]	Kostnad/reduktion [kr/kg P]
1a	248 371	745	2,2	1 528	0,006	2,05	1 463
1b	80 204	272	0,8	1 126	0,014	4,14	725
2a	111 891	346	1,0	277	0,002	0,80	3 747
2b	73 887	99	0,3	65	0,001	0,66	4 569
3	126 439	161	0,5	25	0,000	0,16	19 320
4	139 493	878	2,6	1 365	0,010	1,55	1 930
5a	293 631	1 689	5,1	2 396	0,008	1,42	2 115
5b	74 439	267	0,8	486	0,007	1,82	1 648
6	542 041	4 904	14,7	3 241	0,006	0,66	4 539
7a	171 554	315	0,9	48	0,000	0,15	19 688
7b	159 512	178	0,5	46	0,000	0,26	11 609
8	38 517	109	0,3	33	0,001	0,30	9 909
9	105 336	839	2,5	961	0,009	1,15	2 619
10	47 604	285	0,9	151	0,003	0,53	5 662
11	46 565	3	0,0	2	0,000	0,67	4 500
12	34 742	69	0,2	32	0,001	0,46	6 469
Total	2 294 226	11 159	33,5	11 783	0,004	1,06	2 841

* Kostnaden beräknas enligt ersättningar i tabell 6.20 som kan leda till att kostnaden underskattas något eftersom två av åtgärderna i det tidigare programmet hade högre ersättning.

I tabell 6.32 visas bland annat potentiell areal för skyddszoner år 2005 (tredje kolumnen) och år 2011 (nionde kolumnen). Potentiell areal för skyddszonseffekt är beräknad utifrån åkermark som angränsar till vattendrag, en antagen skyddszonsbredd och arealen vall och grönträda respektive år. Skyddszon i anslutning till vall och träda antas inte ha någon ytterligare effekt på läckagereduktionen. Eftersom information om aktuella skyddszonsbredder saknas har en bredd om 10 meter antagits, i enlighet med tidigare beräkningar av skyddszonseffekten (se Johnsson m.fl. 2008, Johnsson m.fl. 2009). Den totala potentiella arealen har inte ändrats markant mellan de två beräkningsåren, även om man kan se en regional skillnad med ökade potentiella arealer i de sydligaste regionerna och minskade arealer i de nordligare regionerna (tabell 6.33). Den stödsökta arealen ökade däremot med 18 % mellan de två beräkningsåren (tabell 6.33).

Tabell 6.32. Areal med stöd för Skyddszoner i relation till total åkerareal och beräknad potentiell areal för åren 2005 och 2011.*

Utlak- nings region	2005						2011					
	Total Åker- areal [ha]	Pot. stöd- areal [ha]	Pot. stöd-/ Total åker areal [%]	Stöd- areal [ha]	Stöd- areal/ Total åker areal [%]	Stöd- areal/ Pot. Stöd- areal [%]	Total åker- areal [ha]	Pot. stöd- areal [ha]	Pot. Stöd-/ Total Areal [%]	Stöd- areal [ha]	Stöd- areal/ Total åker areal [%]	Stöd- areal/ Pot. Stöd- areal [%]
1a	255 710	2 973	1	729	0	25	248 371	3 144	1	745	0	24
1b	82 574	1 462	2	296	0	20	80 204	1 546	2	272	0	18
2a	117 762	1 727	1	396	0	23	111 891	1 787	2	346	0	19
2b	77 764	1 362	2	125	0	9	73 887	1 410	2	99	0	7
3	127 842	1 675	1	248	0	15	126 439	1 737	1	161	0	9
4	141 720	2 925	2	707	0	24	139 493	3 030	2	878	1	29
5a	298 398	6 278	2	1 101	0	18	293 631	6 152	2	1 689	1	27
5b	75 648	1 731	2	263	0	15	74 439	1 675	2	267	0	16
6	556 164	13 632	2	3 848	1	28	542 041	13 692	3	4 904	1	36
7a	176 083	1 709	1	374	0	22	171 554	1 526	1	315	0	21
7b	163 724	1 466	1	256	0	17	159 512	1 309	1	178	0	14
8	40 753	608	1	108	0	18	38 517	532	1	109	0	20
9	109 977	2 013	2	538	0	27	105 336	1 950	2	839	1	43
10	49 417	676	1	191	0	28	47 604	658	1	285	1	43
11	49 264	463	1	52	0	11	46 565	378	1	3	0	1
12	36 469	460	1	119	0	26	34 742	466	1	69	0	15
Total	2 359 269	41 160	2	9 427	0	21	2 294 226	40 992	2	11 159	0	24

* Observera att den maximala potentiella stödberättigade arealen således är större eftersom stöd kan erhållas för upp till 20m breda skyddszoner och även vara belägna på fält med vall och träda.

Ersättningen för skyddszoner var lägre när det nya programmet började än den var under det gamla programmet. 2006 var ersättningen 3 000 kr/ha medan ersättningen i det nya programmet år 2007 enbart låg på 1 000 kr/ha. Eftersom belastningsminskningen per hektar var snarlik under båda perioderna innebär det att kostnadseffektiviteten ökade reellt. Om hela ersättningen för skyddszoner vid 2007 års nivå betraktas som enbart betalning för minskning i fosfor skulle kostnaden per reduktion av P vara 1020 kr/kg. Det kan jämföras med 3 250 kr/kg som det skulle vara under gamla programmet. Att betala mindre per hektar leder till att kostnadseffektiviteten, mätt som kostnad att reducera en kg P, ökar så länge reduktionseffekten per hektar är ganska lika. Men en lägre ersättning innebär också en mindre anslutning till programmet.

Eftersom ersättningen per hektar skyddszon är densamma oavsett var i den stödberättigade regionen den ligger avgör reduktionseffektiviteten kostnaden att reducera en kg P (tabell 6.30). Den stora spridningen i skyddszonernas reduktionseffekt mellan de olika regionerna avspeglar sig följaktligen i åtgärdens kostnadseffektivitet med en spridning mellan 725 kronor per kg P (region 1b) till 19 320 kronor per kg P (region 3). Den lägre ersättningsnivån under år 2007-2009 ledde till en procentuellt större minskning av skyddszonsarealer i regionerna 1a och 1b än i andra regioner med en stor areal skyddszoner såsom region 4, 5a och 6. När ersättningen höjdes från år 2010 ökade anslutning i alla regioner, dock mer i vissa regioner än i andra. Som syns i tabell 6.25 var ansluten areal i regionerna 1a och 1b mindre sista året av programperioden (2013) än första året (2007), medan anslutna arealer i regionerna 4,

5a och 6 nästan var 50 % högre det sista året jämfört med det första. Dessa regioner har en hög andel lerjordar och vid den typen av jord har en skyddszon en högre effekt för reduktion av P förluster vilket leder till en högre kostnadseffektivitet.

Tabell 6.33. Relativ förändring av ansluten areal med stöd för Skyddszon mellan åren 2005 och 2011.

Utlagningsregion	Ändring i areal med stöd (%)	Ändring i potentiell areal med stöd (%)
1a	2	6
1b	-8	6
2a	-13	3
2b	-21	4
3	-35	4
4	24	4
5a	53	-2
5b	2	-3
6	27	0
7a	-16	-11
7b	-30	-11
8	1	-13
9	56	-3
10	49	-3
11	-94	-18
12	-42	1
Snitt	18	0

Effekter på biologisk mångfald

Skyddszoner kan, förutom att förhindra näringsläckage potentiellt ha andra positiva effekter. Det finns dock få studier som undersökt detta explicit och när man antar att skyddszoner har positiva effekter på biologisk mångfald och ekosystemtjänster utgår man oftast från generell kunskap om småhabitaters positiva effekter. En studie som specifikt har undersökt skyddszoner i Sverige hittade en positiv effekt på antalet sånglärkor och deras huvudföda, främst marklevande skalbaggar och spindlar (Josefsson m.fl. 2013).

Skötselvillkoren under programperioden 2007-2013 lämnade relativt lite frihet kring hur skyddszonerna kunde utformas. Sammansättningen av fröblandningar som fick användas för etablering av skyddszoner var exempelvis strängt reglerad, bland annat tilläts endast 10 viktprocent vallbladväxter. Det är dock just genom en variation av fröblandningar med högt inslag av blommande växter som man skapar möjligheter att öka skyddszonernas effekter på biologisk mångfald och deras generella multifunktionalitet. Genom att öka mängden blommande växter och tuvbildande gräs i skyddszoner får bland andra pollinerande insekter som humlor och fjärilar mer kontinuerlig tillgång på nektar och pollen, och man ökar mängden potentiella boplatser (Cole m.fl. 2015, Holland m.fl. 2015). Att öka insädd av blommande växter skulle gynna humlor i jordbrukslandskapet och därigenom potentiellt ha gynnsamma effekter på pollinering av grödor (se t.ex. Rundlöf m.fl. 2014). Växter som blommar

sent på säsongen kan också vara ett komplement för humlor när massblommande grödor som raps har blommat över. Blomremсор i odlingslandskapet ökar antalet pollinerande insekter i de kringliggande grödorna (t.ex. Feltham m.fl. 2015). Att så in blommande örter lämpliga för naturliga fiender kan potentiellt också gynna naturlig biologisk kontroll i grödor som angränsar till skyddszonerna (Tschumi m.fl. 2015). Genom att anpassa sammansättningen av fröblandningar som används för etablering av skyddszoner skulle man därmed potentiellt kunna gynna ekosystemtjänster som pollinering och naturlig biologisk kontroll. I tätortsnära jordbruksområden kan skyddszoner dessutom ha en viktig funktion för rekreation, då de fungerar som rid- eller promenadstråk, så kallade ”beträdor” (Haaland och Gyllin 2010).

Som vi redan nämnt i tidigare kapitel beror även skyddszoners potentiella, multifunktionella effekter på det omgivande landskapet. I enkla, ofta intensivt odlade landskap kan man troligen förvänta sig en större relativ effekt, men man gynnar sannolikt främst vanligare arter. Den relativa effekten av ovan beskrivna åtgärder i småskaliga landskap förväntas vara mindre, men skulle kunna gynna även ovanliga arter (Scheper m.fl. 2013, Scheper m.fl. 2015).

Slutsatser gällande ersättningens effekter

Stöden för fånggröda och/eller vårbearbetning och för skyddszoner har framför allt till syfte att minska läckaget av kväve och fosfor från jordbruksmark och har därmed möjlighet att bidra till en förbättrad vattenkvalitet. Ersättningarna har dessutom en bidragande effekt i arbetet att nå miljökvalitetsmålet *Ingen övergödning*. Det som kännetecknar de två insatserna under perioden har varit ändringar i ersättningsnivån. Allmänt kan det poängteras att ändringarna i ersättningen påverkade anslutningen och kostnadseffektiviteten. Areal med stöd för minskat kväveläckage har minskat jämfört med föregående programperiod medan arealen med skyddszoner ökat jämfört med föregående programperiod. I början av perioden, med en lägre ersättning för minskat kväveläckage och markant lägre för skyddszoner än i det tidigare landsbygdsprogrammet, föll anslutning fram till 2009. När ersättningen ändrades från och med år 2010 ökade anslutningarna. Hur anslutningen ändrades under perioden påverkade även kostnadseffektiviteten.

Trots att ersättningen ökade för två av de tre stödaktiviteterna i Delinsats A (vårbearbetade fånggrödor och vårbearbetning) ökade kostnadseffektiviteten jämfört med föregående program. Den beräknade snittkostnaden att reducera en kg N minskade från 115 kronor i föregående program (2000-2006) till 98 kronor år 2011. Orsaken till att kostnadseffektiviteten ökade trots högre ersättning (och samma beräkningsmetod) beror på att ändringar i ersättningsnivån påverkade både regional fördelning av aktiviteterna och fördelningen mellan de tre stödaktiviteterna.

När det gäller Delinsats A- Minskat kväveläckage, minskade stödarealerna mellan 2005 och 2011 med mer än 50 000 hektar (27 %). Anslutna arealer minskade även som andel av de potentiella arealerna. Minskningens omfattning varierade mellan regionerna. I de jordbruksintensiva läckageregionerna i Södra Götaland var minskningen större än i de andra stödområdena.

Justeringen av ersättningarna 2010 innebar att ersättningen återställdes till den tidigare nivån för höstbearbetade fånggrödor och höjdes för vårbearbetade fånggrödor. Resultatet blev en omfördelning mellan dessa två, med en högre andel areal i de vårbearbetade fånggrödorna. Vid de tidigare lägre ersättningsnivåerna var kostnaden

att reducera ett kg N lägre för de vårbearbetade fånggrödorna än de som bearbetades på hösten. När ersättningsnivåerna ändrades och flera anslöt sig till denna insats (som hade den lägsta kostnaden per enhet reduktion) ökade därmed kostnadseffektiviteten för programmet som helhet. Vid de ersättningsnivåer som rådde 2010-2011 var kostnadseffektiviteten nästan lika för de båda typerna av åtgärder. När ersättningen höjdes för vårbearbetade fånggrödor 2012-2013 ledde det dock till att den sistnämnde blev mindre kostnadseffektivt samtidigt som det medförde ett ökat incitament att söka stöd. Om resultat blir att andelen vårbearbetade fånggrödor ökar relativt till höstbearbetade då minskar kostnadseffektiviteten.

Även för Delinsats B - skyddszoner mot vattendrag minskade anslutningen kraftigt i början av perioden 2007-2013 när ersättningsnivån var en tredjedel så stort som i programmet 2000-2006. När ersättningen höjdes till samma nivå som tidigare ökade också anslutningen och skyddszonsarealen var större jämförelseåret 2011 än jämförelseåret 2005. Den regionala fördelningen blev dock annorlunda jämfört med den tidigare perioden och kostnadseffektiviteten ökade från 3 034 kr/kg P år 2005 till 2 841 kr/kg P år 2011. Utifrån ett kostnadseffektivitetsperspektiv hade den stora spridningen i reduktionseffektivitet mellan olika regioner stor betydelse eftersom ersättningen per hektar var lika. I ett område kostade det 19 688 kronor att reducera 1 kg P med en skyddszon medan i ett annat bara 725 kronor.

När det gäller effekter på biologisk mångfald och ekosystemtjänster konstaterades att skyddszoner har en stor potential för att gynna såväl mångfalden som ett antal olika tjänster, men att få studier har undersökt detta specifikt. Genom att anpassa stödets skötselvillkor skulle man troligen ytterligare kunna öka skyddszonernas effekt.

Förslag till förbättringar

Inga förbättringsförslag görs för denna ersättning beträffande målet att minska växtnärläckaget.

För att på ett relativt enkelt sätt förstärka effekten av skyddszoner på biologisk mångfald (främst ryggradslösa djur) och relaterade ekosystemtjänster föreslås att man tar fram rekommendationer för speciella fröblandningar som visat sig gynna exempelvis pollinerande insekter eller naturliga fiender.

Vi rekommenderar också att anpassa skötselvillkoren så att skyddszoner får ligga orörda under tillräckligt lång tid under vegetationsperioden för att exempelvis pollinerande insekter kan dra nytta av de ökade blomresurserna även under de senare delarna av säsongen, när det råder brist på andra födokällor.

6.6 Miljöskyddsåtgärder

Beskrivning av ersättningen och dess mål

Insatsen ska dels minska riskerna med att använda växtskyddsmedel och dels bidra till att anpassa gödselgivorna på gården för att på så vis minska läckaget av växtnärläckaget. Insatserna ska bidra till att uppfylla miljö kvalitetsmålen *Giftfri miljö* och *Ingen övergödning* men förväntas även ha en positiv effekt på miljö kvalitetsmålet *Ett rikt odlingslandskap*.

För att vara berättigad till ersättningen skulle alla följande villkor uppfyllas:

- Upprätta växtnärbalans för företaget
- Fastställa kväveinnehållet i den flytgödsel som används i växtodlingen på företaget
- Genomföra markkartering inklusive jordartsanalys av den åkermark som brukas av företaget
- Använda biobädd eller annan godkänd påfyllningsplats/metod för lantbruksspruta
- Använda en funktionstestad lantbruksspruta
- Dokumentera bekämpningsbehovet vid användning av växtskyddsmedel löpande för varje spridningstillfälle och fastställa möjligheter till behovsanpassad bekämpning
- Anlägga s.k. kontrollrutor varje år för uppföljning av bekämpningseffekter vid ogräsbekämpning i vår- respektive höstsäd samt i förekommande fall bekämpning av skadegörare
- Anlägga sprutfria kantzoner på gården motsvarande 20 meter kantzon per hektar stråsäd

Åtagandet gällde under fem år och behövde inte omfatta samma mark de olika åren. Lantbrukare i hela landet kunde söka ersättning. 2007-2009 var ersättningen 200 kronor/hektar mellan 0-50 hektar och 80 kr/hektar mellan 50-300 hektar. Den maximala ersättningen per företag var då 30 000 kronor. Från 2010 ändrades villkoren; ersättningen höjdes till 220 kr per hektar mellan 0-50 hektar, 90 kr per hektar mellan 51-300 hektar. Taket för anslutna arealer lyftes och företag med över 300 hektar kunde få ersättning med 50 kr per hektar för denna areal. Insatsen stängdes för nyanslutning från och med år 2012.

Uppföljning av indikatorer och måluppfyllelse

Av tabell 6.34 framgår indikatorer och mål för olika delar av ersättningen. Utfallet på indikatorerna kommenteras löpande i texten i samband med analysen.

Tabell 6.34. Programspecifika indikatorer och kvantifierade mål för perioden 2007-2013 för miljöersättningen för Miljöskyddsåtgärder.

Typ av indikator	Indikator	Mål
Omfattning	Antal brukare som får ersättning för miljöskyddsåtgärder	10 000 brukare
	Antal hektar mark som får ersättning för miljöskyddsåtgärder	600 000 hektar
Resultat	Antal hektar som på ett framgångsrikt sätt brukas så att växtnärbalansförlusterna och riskerna vid användning av växtskyddsmedel minskar	600 000 hektar
	Antal hektar som bidrar till en förbättrad vattenkvalitet	600 000 hektar
	Antal hektar som bidrar till att mark-kvaliteten förbättras	600 000 hektar

Anslutningen växte de första åren i programperioden (2007 fram till 2011) och nådde år 2011 sin topp med 2712 brukare som hade 313 445 hektar i programmet (Tabell 6.35). Anslutningen föll kraftigt mellan 2011 och 2012 (mer än 75 %), huvudsakligen beroende på att det 5-åriga åtagandet tog slut för många i programmet samtidigt som ersättningen för nyanslutningar stängdes under stödåret 2012 och framåt. Trots att den anslutna arealen ökade från 2007 till 2011 uppfylldes dock inte målet på 600 000 hektar för ersättningen under perioden (måluppfyllelsen var på 52 %). I

halvtidsutvärderingen (Päivo m.fl. 2010) föreslogs två skäl till detta; dels att ersättningen begränsades till max 300 hektar vilket möjligtvis kan ha lett till att större företag inte har anslutit sig och dels att ersättningen upplevts som krånglig i relation till den ersättning som kunde erhållas (Jordbruksverket 2010d).

Den genomsnittliga arealen per brukare år 2007 var ungefär 100 hektar. Snittet ökade till 115 hektar per brukare år 2011 som var året då insatsen nådde sin topp. Den ökade arealen per brukare kan vara ett resultat av att det maximala antalet hektar/brukare slopades år 2010. Om det stämmer skulle snittet per brukare vara ännu högre år 2013. De brukare som kom med 2010 med ett 5-årigt antagande skulle vara med vid slutet av programmet medan de som gick med i starten år 2007 kunde inte förnya sina antaganden eftersom möjligheten till anslutning stängdes år 2012. Snittet år 2013 ökade följdriktigt till nästan 130 hektar/brukare samtidigt som antalet brukare hade sjunkit kraftigt (Tabell 6.35).

Tabell 6.35. Arealer och antal brukare med ersättning inom *Miljöskyddsåtgärder*.

Ersättning	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Areal (hektar)*	240 219	254 692	263 549	297 574	313 445	73 878	63 382
Antal brukare*	2411	2400	2429	2677	2712	602	489

*Källa: Jordbruksverkets databas NMISK_151201

Effekt av ersättningen

Beräkningar eller mätningar av ersättningens effekt på användningen av växtskyddsmedel och förlusterna av växtnäringsämnen har inte gjorts. Därför är de specifika målen att 600 000 hektar ska bidra till en förbättrad vatten- respektive markkvalitet samt att växtnäringsförlusterna och riskerna vid användning av växtskyddsmedel ska minska från 600 000 hektar svåra att utvärdera.

I halvtidsutvärderingen förs ett resonemang som går ut på att om man antar att det finns ett samband mellan gårdar som får rådgivning inom Greppa Näringen och gårdar som får ersättning för Miljöskyddsåtgärder, så kan man dra en parallell till den utvärdering av Greppa Näringen som gjordes i maj 2010 (Linge m.fl. 2010). I denna utvärdering visas att den samlade utlakningsminskningen på medelvärdesgårdarna i snitt uppgick till 422 ton/år kväve under perioden 2001-2008 vilket fördelat på ansluten areal innebär en minskning på 1,9 kg N/ha. I en nyligen genomförd studie (Agrifood 2015) bekräftade författaren att den ökade rådgivningen inom Greppa Näring ledde till minskade kväveförluster. I samma studie beräknades varje gårdsbesök leda till en reduktion av överskottet i näringsbalansen på 3,6 kg N/ha och av det berodde 2,1 kg N/ha på själva rådgivningen. Reduktionen i näringsbalansöverskottet vid gårdarna beräknades minska förlusterna till havet med 0,9 kg N/ha. Baserade på resultat från andra studier antog författaren ett maxvärde på 82 kronor/ kg N som samhällets betalningsvilja att reducera kvävebelastningen som med den beräknade snittarealen för programmets deltagare på 115 ha gav ett maxvärde av 8 370 kronor för samhällets betalningsvilja per gårdsbesök. År 2013 kostade rådgivningsprogrammet Greppa Näring 440 miljoner kronor vilket gav en medelkostnad av cirka 23 400 kronor per gårdsbesök. Besöken inom programmet Greppa Näring antogs dock också leda till en ökad avkastning som för de besökta gårdarna i studien uppskattades till 36 000 kronor/gård.

Effekter av sprutfria kantzoner på biologisk mångfald

Ett villkor för att en gård skulle vara ersättningsberättigad för *Miljöskyddsåtgärder* var anläggning av motsvarande 20 meter sprutfria kantzoner per hektar stråsäd, d.v.s. kantzoner där växtskyddsmedel inte används. Effekten av dessa kantzoner på den biologiska mångfalden utvärderas nedan; analysen bygger på en sammanställning som utvärderarna publicerat i annat sammanhang (Jönsson och Smith 2016). Utvärderingen av den specifika implementeringen under landsbygdsprogrammet försvåras av att vi inte kunnat finna några uppgifter på hur breda de kantzoner som anlagts för att berättiga till ersättning varit.

De flesta växtskyddsmedel som används inom jordbruket har inte bara en direkt dödlig eller hämmande effekt på de skadeorganismer de är avsedda att bekämpa (ogräs, svampsjukdomar samt ryggradslösa skadedjur), utan verkar mer eller mindre brett och kan därmed även negativt påverka önskvärda eller potentiellt gynnsamma organismer såsom hotade åkerogräs eller naturliga fiender till skadedjur (Theiling och Croft 1988, Desneux m.fl. 2007, Rundlöf m.fl. 2012, Goulson 2013). Växtskyddsmedel kan också ha indirekta effekter högre upp i näringskedjan. Ogräsmedel kan missgynna ryggradslösa djur genom att dessas värd- och foderväxter försvinner. Denna indirekt negativa påverkan av ogräsmedel, såväl som den direkta effekten av insektsmedel på ryggradslösa djur, har potentiellt negativa följder på till exempel fåglar (Boatman m.fl. 2004, Hallmann m.fl. 2014). Ogräsmedlen försämrar också tillgången på både frön och grönt växtmaterial som är viktiga födoresurser för vissa fåglar och däggdjur, speciellt under vintern (Wilson m.fl. 1999).

Sprutfria kantzoner kan ha en positiv effekt på den biologiska mångfalden på flera sätt. För det första kan de, jämfört med resten av åkern, vara en mindre störd livsmiljö för olika växter och djur, t.ex. sällsynta åkerogräs. Dessa organismer kan i sin tur utnyttjas av andra organismer, t.ex. som föda för fåglar eller nektar och pollenresurser för bin. Om resten av fältet behandlas med växtskyddsmedel, med potentiellt negativa konsekvenser för de organismer som utnyttjar fälten som livsmiljö, kan den sprutfria kantzonen utgöra en miljö från vilken organismerna kan sprida sig för att återkolonisera fälten. Detta kan t.ex. vara en önskvärd effekt när det gäller naturliga fiender till skadedjur, men en oönskad effekt när det gäller ogräs. För det andra kan sprutfria kantzoner skydda den permanenta fältkanten utanför den odlade grödan från drift av växtskyddsmedel, vilket kan gynna den biologiska mångfalden i fältkanten och potentiellt även den biologiska mångfalden i landskapet i stort.

Både artrikedomen och den totala förekomsten av åkerogräs är oftast högre i sprutfria kantzoner än i normalt besprutade kantzoner (Sotherton m.fl. 1989, Fogelfors och Mannerstedt 1995, Chiverton 1999, de Snoo 1999). I många studier har dock både växtskyddsmedel och konstgödsel uteslutits från kantzonen, vilket gör det svårt att separera effekten av att dessa två komponenter. Den positiva effekten av sprutfria kantzoner på växter är större om de även är fria från gödning (Critchley m.fl. 2004, Walker m.fl. 2007), eftersom grödan då blir glesare och släpper ner mer solljus.

Sprutfria kantzoner kan minska drift av växtskyddsmedel ut i intilliggande vegetation eller vattendrag (de Snoo 1999), vilket gynnar växterna i den permanenta dikeskanten (de Snoo och van der Poll 1999) och minskar risken att akvatiska organismer i intilliggande diken exponeras (de Snoo och de Wit 1998). Effekten är stor, upp till 95 % minskning av driften, redan vid bredder på 3-6 m (de Snoo och de Wit 1998, de Snoo och van der Poll 1999), men beror på vind och topografiska förhållanden.

Underlaget är dock otillräckligt för att ge en generell rekommendation om vilken bredd på kantzoner som krävs för att skydda vegetationen i permanenta fältkanter och intilliggande diken.

De växter som gynnas av sprutfria kantzoner, oftast ettåriga örtogräs, är sådana som utnyttjas av fjärilar och blomflugor, vilka också har hittats i högre antal i sprutfria jämfört med konventionella kantzoner (Rands och Sotherton 1986, Cowgill m.fl. 1993, de Snoo 1999). Abundansen av humlor påverkas däremot inte av sprutfria kantzoner, sannolikt för att de inte skapar speciellt mycket blomresurser som humlor kan utnyttja (Pywell m.fl. 2005).

Studier om sprutfria kantzoner har oftast undersökt effekter av att utesluta endast ogräsmedel, eller en kombination av ogräsmedel och insektsmedel. När det gäller djur är det därför främst växtätande ryggradslösa djur som gynnas i dessa studier, till exempel skinn-, blad-, och glansbaggar, vivlar, samt fjärils- och växtstekellarver (Frampton och Dorne 2007). En del naturliga fiender som nyckelpigor och nätvingar ökade också när insektsmedel uteslutits. Få studier har hittat positiva resultat för jordlöpare, som är en viktig grupp bland de naturliga fienderna för en del skadedjur. Det kan inte uteslutas att detta är en metodologisk artefakt; fallfällor som används för att undersöka förekomst av jordlöpare fångar större och mer rörliga arter i större utsträckning än andra arter (Luff 1975). Dessa rörligare arter kan förväntas vara mindre påverkade av vad som sker i kantzonen. Samtidigt varierar fallfällors fångsteffektivitet i vegetation av olika struktur, och eftersom vegetationsstrukturen kan förändras beroende på om den besprutas med ogräsmedel eller inte kan detta också påverka fångstresultatet (Greenslade 1964).

Det finns inget som pekar på att bladlöss gynnas av sprutfria kantzoner och sprider sig ut i det intilliggande fältet (Frampton och Dorne 2007). Tvärtom fann en studie att normalt besprutade kantzoner hade dubbelt så mycket bladlöss jämfört med sprutfria kantzoner (Helenius 1994). Det finns dock inte heller så vitt vi vet några studier som visar att nyttoorganismer ökar i antal i resten av det normalt besprutade fältet till följd av sprutfria kantzoner (Frampton och Dorne 2007).

Effekten av sprutfria kantzoner på organismgrupper högre upp i näringskedjan, såsom fåglar och däggdjur, är inte väl undersökt, men om det finns en effekt är den troligen främst indirekt via till exempel ökade födoresurser. För fälthöns har man visat att sprutfria kantzoner, genom att öka födotillgången, har positiva effekter på kullstorlek och kycklingöverlevnad för både raphhöns och fasaner (Rands 1986, Sotherton 1991, Chiverton 1999) med effekter på populationstätheten av raphhöns (Sotherton 1991, Chiverton 1999, Farago 2001). Vad sprutfria kantzoner har för effekt på andra fågelarter är relativt oklart (Vickery m.fl. 2009). Ett fåtal studier har gjorts på smågnagare, som har visat att de hellre uppehåller sig i sprutfria kantzoner än i normalt besprutade kanter (Tew m.fl. 1992, de Snoo 1999).

Slutsatser angående ersättnings effekter

De övergripande målen för alla insatser inom åtgärd 214 innebär att insatserna ska;

- bidra till att minska förlusten av biologisk mångfald, procentuell förändring av FBI (Farmland Bird Index).
- bevara jordbruksmark med höga naturvärden (procentuell förändring av High Nature Value Farmland)
- förbättra vattenkvaliteten
- bekämpa klimatförändringar

Ersättningen har framför allt bidragit till målet att förbättra vattenkvaliteten genom att den minskar riskerna för växtnäringens förluster samt minskar riskerna vid användning av bekämpningsmedel. Eftersom det är svårt att utvärdera ersättnings effekter på minskade växtnäringens förluster samt riskerna med bekämpningsmedel är det även svårt att se vilken effekt ersättningen haft i arbetet att nå miljö kvalitetsmålen *Ingen övergödning* och *Giftfri miljö*.

Genom villkoret att anlägga sprutfria kantzoner har ersättningen troligen också bidragit till att i viss mån gynna den biologiska mångfalden, men den konkreta effekten är svårt att utvärdera på grund av avsaknaden på information om de anlagda kantzonernas beskaffenhet (t.ex. läget och bredden), och bristfälligt forskningsunderlag som visar effekter på populationsnivå och i olika typer av landskap. Trots att de flesta befintliga studier endast redovisar effekter på den biologiska mångfalden i de sprutfria kantzonerna, och oftast inte i intilliggande habitat eller på större skalor, så har ersättningen sannolikt ändå varit kostnadseffektiv eftersom omkostnaderna är relativt låga jämfört med många andra insatser.

Förslag till förbättringar

Att genomföra markkartering, jordartsanalys, växtnäringens balans samt att fastställa kväveinnehållet i den flytgödsel som används är bra metoder för att minska riskerna för växtnäringens förlusterna. Det ställs dock inga krav på att den information som framkommer av analyserna även används av lantbrukaren i det dagliga arbetet. Risken finns därför att dessa uppgifter glöms bort och de får då heller ingen effekt på växtnäringens förlusterna. Eventuellt skulle någon form av uppföljningssystem behövas för att säkerställa användningen av åtgärderna inom ersättningsformen.

För att kunna göra en ordentlig utvärdering av de olika ersättningsmålsuppfyllelser är bra underlag oumbärligt. Som det är idag saknas detta helt när det gäller stödet för *Miljöskyddsåtgärder* vilket gör det omöjligt att se vilka effekter ersättningen har haft på att förbättra vattenkvaliteten, minska riskerna med bekämpningsmedelsanvändning samt att nå miljö kvalitetsmålen *Ingen övergödning* och *Giftfri miljö*. För att möjliggöra en utvärdering av ersättningen vid slututvärderingen av programmet bör därför studier, mätningar och/eller beräkningar på dess effekter göras.

Kunskapsunderlaget som finns tillgängligt för att utvärdera effekten av sprutfria kantzoner på biologisk mångfald är relativt begränsat. Framför allt skulle det behövas mer information om effekterna på de permanenta kantzonerna utanför fälten och på en större skala (landskapsnivå). Särskilt det senare vore intressant för att kunna utvärdera villkoret om mängden sprutfria kantzoner som ska anläggas (se ovan).

6.7 Certifierad ekologisk produktion och kretslopps-inriktad produktion

Beskrivning av ersättningen och dess mål

Insatsernas syften och motiv enligt landsbygdsprogrammet

Syftet med såväl certifierad ekologisk produktion som kretsloppsinriktad produktion är ett hållbart nyttjande av jordbruksmarken. Landsbygdsprogrammet ger ingen konkret definition av ”hållbart nyttjande”, men nämner miljöanpassat jordbruk, hänsyn till djurvelfärd, användandet av lokala och förnyelsebara resurser, en varierad växtföljd och ett avstående från kemiska växtskyddsmedel och mineralgödsel. Därmed anses insatserna ge positiva effekter på biologisk mångfald, växtnärbalansen, markens bördighet samt djurens välfärd, och förväntas bidra till att uppfylla flera (ospecificerade) miljökvalitetsmål. Målet med insatsen är att 20 procent av jordbruksmarken ska brukas som certifierad ekologisk.

Delinsats A gäller certifierad ekologisk produktion och innebär att produktionen (växtodling eller djurhållning, inklusive växtodling/djurhållning under omställning/karens) kontrolleras av ett godkänt kontrollorgan i enlighet med rådets förordning (EG) nr 2092/1991 eller nr 834/2007. Jordbruksprodukter och livsmedel framställda under certifierad ekologisk produktion får marknadsföras och/eller förädlas som ekologiska. Detta anses i sin tur bidra till en positiv marknadsutveckling lokalt och regionalt, vilket ses som en förutsättning för att möta konsumenternas ökande efterfråga på ekologiska produkter.

Delinsats B innebär att lantbrukarna förbinder sig att följa EU:s produktionsregler för kretsloppsinriktad produktion enligt rådets förordning (EG) nr 2092/1991. Produkter framtagna inom dessa produktionssystem får dock inte märkas eller marknadsföras som ekologiska.

Ersättningsens utformning och geografiska skillnader

Ersättningen för växtodling inom bägge delinsatser lämnas för åkermark och gäller samma mark under hela åtagandeperioden. Ersättningen för djurhållning för båda delinsatserna baseras på grundval av antalet djurenheter inom företaget och betalas ut som en extraersättning för åkermark ansluten till certifierad ekologisk eller kretsloppsinriktad produktion, eller för betesmark/slätteräng enligt insatsen för bevarande av biologisk mångfald på betesmarker och slätterängar. En djurenhet räknas då om till en hektar åker, medan en hektar betesmark/slätteräng motsvaras av 0,5 djurenheter. Certifierad ekologisk vallodling kan få ersättning upp till maximalt 40 procent av åtagandearealen, alternativt baseras på grundvalet av antal djurenheter inom företaget.

Brukare med certifierad ekologisk eller kretsloppsinriktad växtodling och/eller djurhållning är berättigad till ersättningen i hela landet. Skötselvillkoren fastställs i ovan nämnda förordningar och måste följas. Ersättningsnivåerna framgår av tabell 6.35 och är samma för hela Sverige.

Tabell 6.36. Ersättningsnivåerna för växtodling respektive djurhållning inom *Certifierad ekologisk och kretsloppsinriktad produktion*.

	Certifierad ekologisk produktion		Kretsloppsinriktad produktion	
	2007 - 2008	2009 - 2013	2007 - 2008	2009 - 2013
Växtodling				
Spannmål, proteingrödor, spånadslin, foderbetor, andra ettåriga grödor (dock ej vallgräs och vallbaljväxter)	1 300 kr/ha	1 450 kr/ha	975 kr/ha	650 kr/ha
Oljeväxter, oljelin, bruna bönor, konservertor, frövall	2 200 kr/ha	2 200 kr/ha	1 650 kr/ha	1 100 kr/ha
Potatis, sockerbetor, grönsaker	5 000 kr/ha	5 000 kr/ha	3 750 kr/ha	2 500 kr/ha
Frukt och bär	7 500 kr/ha	7 500 kr/ha	5 625 kr/ha	3 750 kr/ha
Vallgräs, vallbaljväxter (dock ej frövall)	Ingen	350 kr/ha	-	-
Djurhållning				
Åkermark	1 600 kr/ha	1 600 kr/ha	1 200 kr/ha	800 kr/ha
Betesmark	800 kr/ha	800 kr/ha	600 kr/ha	400 kr/ha

Ändringar under programperioden

I samband med Hälsokontrollen (Jordbruksverket 2009) konstaterades att de nya reglerna för ersättningen, med bland annat slopad ersättning för ekologisk vallodling, kravet på certifiering och sänkningen av ersättningsnivåerna med ca 10 till 20 procent jämfört med förre programperioden, särskilt hade missgynnat ekologiska kött- och foderproducenter, men generellt gynnat spannmålsproducenter i mer högproduktiva regioner. Detta ansågs också vara orsaken till att många lantbrukare med utlöpande åtaganden valde att inte gå in i nya åtagandeperioder, och att färre brukare valde att ställa om till ekologisk produktion (Jordbruksverket 2009). För att motverka denna utveckling, och för att förbättra måluppfyllelsen om 20 procent jordbruksmark under ekologisk produktion, föreslogs höjda ersättningsnivåer för ettåriga grödor samt en ny ersättning för vallodling inom delinsats A (certifierad ekologisk produktion, Jordbruksverket 2009).

De nya ersättningsnivåerna trädde i kraft från och med 2009, och innebar förutom höjda belopp för ettåriga grödor och en nyinförd vällersättning inom delinsats A, även generellt något minskade ersättningsnivåer inom delinsats B (tabell 6.35).

Uppföljning av indikatorer och måluppfyllelse

Måluppfyllelsen för de olika indikatorerna inom insatsen varierar stort och ligger mellan 35 och 148 procent (tabell 6.37). Över lag är dock måluppfyllelsen för denna insats relativt låg.

Bland omfattningsindikatorerna märks att antalet brukare med ersättning är väldigt låg i relation till målsättningen: 35 procent för samtliga brukare inom insatsen, och 45 procent för certifierade brukare. Anslutningen av brukare totalt inom insatsen har minskat kraftigt under hela programperioden, och jämfört med slutet av förra programperioden hade antalet brukare med certifierad ekologisk eller kretsloppsriktad produktion 2013 minskat med 65 procent (antal brukare 2006: 20 748 (Päivo m.fl. 2010)). Samtidigt har antalet ekologiskt certifierade brukare mer än fördubblats, vilket dock delvis kan vara en artefakt av att en differentiering i certifierade och icke-certifierade brukare och marker inte fanns i förra programperioden (se också kapitlet *Resultat av ersättningen* nedan).

Tabell 6.37. Måluppfyllelse för programspecifika indikatorer och mål för insatserna inom *Certifierad ekologisk produktion och kretsloppsinriktad produktion* under programperioden 2007-2013. För åren 2007 till och med 2010 redovisas brukare respektive arealer med löpande åtaganden för både LMEKO (landsbygdsprogrammet 2000–2006) och NMEKO (landsbygdsprogrammet 2007–2013) förutom för indikatorerna om certifierade brukare/arealer och om antal djurenheter knutna till ersättningen.

Indikator	Mål	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Utfall 2013
OMFATTNING									
Antal brukare som får ersättning för ekologiskt certifierad produktion (inkl. karens) eller för kretsloppsinriktad produktion	21 000	14 920	12 977	10 947	8 674	7 622	7 350	7 260	35%
Varav antal brukare i ekologiskt certifierad produktion	12 000	2 328	2 979	3 961	4 990	5 439	5 448	5 355	45%
Antal hektar jordbruksmark som är ekologiskt certifierade (inkl. karens) eller kretsloppsinriktad produktion	700 000	438 427	421 950	418 620	418 079	423 107	427 583	435 946	62%
Varav antal hektar i ekologiskt certifierad produktion	610 000	208 292	230 919	275 742	329 273	361 352	374 052	379 482	62%
Antal djurenheter i ekologiskt certifierade produktionsformer (inkl. karens) eller i kretsloppsinriktad produktion	160 000	181 193	191 458	204 418	220 457	230 898	232 676	237 398	148%
Varav antal djurenheter i ekologiskt certifierad produktion	150 000	107 958	128 640	158 895	193 210	212 964	217 515	221 470	148%
RESULTAT									
Antal hektar av jordbruksmarken som framgångsrikt brukas ekologiskt, certifierad (inkl. karens)	610 000	208 292	230 919	275 742	329 273	361 352	374 052	379 482	62%
Antal hektar av jordbruksmarken som framgångsrikt brukas så att marker inte växer igen eller överges	700 000	438 427	421 950	418 620	418 079	423 107	427 583	435 946	62%
Antal hektar av jordbruksmarken som bidrar till en förbättrad vattenkvalitet	700 000	438 427	421 950	418 620	418 079	423 107	427 583	435 946	62%
Antal hektar av jordbruksmarken som bidrar till att markkvaliteten förbättras	700 000	438 427	421 950	418 620	418 079	423 107	427 583	435 946	62%
Antal hektar av åkerarealen som är ekologiskt certifierad i Götalands södra slättbygder och norra slättbygder samt Svealands slättbygder	210 000	115 150	124 530	137 382	160 152	175 198	182 110	184 407	88%

Källa: Data från Jordbruksverket.

Den totala arealen jordbruksmark inom insatsen har minskat något i början av programperioden men anslutningen har ökat igen de sista åren och låg 2013 nästan på samma nivå som 2007. Arealen jordbruksmark med certifierad ekologisk produktion har ökat med drygt 80 procent under perioden. Trots denna utveckling har målet inte uppnåtts till mer än 62 procent. Att arealen jordbruksmark inte minskat i samma takt som antalet brukare tyder på att de ekologiska gårdarna har blivit större, eller att andelen mark som odlas ekologisk har ökat på de gårdar som har både ekologisk och konventionell produktion. Vad minskningen i början av programperioden beror på är svårt att säga, men det skulle delvis kunna vara en artefakt av att ersättningen för vallodling togs bort när den nya programperioden startade 2007, vilket leder till att en del av vallarealen inte redovisas i statistiken (Jordbruksverket 2010b).

När det gäller omfattningsindikatorerna som gäller arealen jordbruksmark med ersättningen, bör det dock nämnas att det finns en del oklarheter kring vilka marker som är tänkta att ingå i beräkningen för måluppfyllelsen. Information om hur indikatorerna och målen är framtagna saknas generellt i landsbygdsprogrammet – en brist som försvårar utvärderingen även för andra ersättningar. Detta är en återkommande brist som diskuteras mer generellt för de övergripande indikatorerna i *Miljövänligt jordbruk*. För den här ersättningen gäller det främst arealen betesmarker som ska inkluderas i arealen jordbruksmark (Jordbruksverket 2010b). Samtliga betesmarker som sköts med ersättning för *Biologisk mångfald och kulturmiljövården i betesmarker och slåtterängar* skulle i princip också kunna tänkas uppfylla villkoren för ersättning för *Certifierad ekologisk produktion och kretsloppsinriktad produktion* (Jordbruksverket 2010b), men eftersom det är tänkbart att ”icke-ekologiska” betesmarker utsätts för annan skötsel (t.ex. via betesdjur som behandlats med medel som inte tillåts inom ekologisk produktion) redovisas här endast sådana betesmarker vars brukare också får stöd inom ersättningen för *Certifierad ekologisk produktion och kretsloppsinriktad produktion*.

Den enda omfattningsindikatorn där målet uppfyllts med råge är antalet djurenheter. För både totalantalet inom insatsen och certifierade ekologiska djurenheter låg måluppfyllelsen 2013 på 148 procent. Även här har anslutningen ökat stadigt under hela programperioden, och för certifierade ekologiska djur har antalet djurenheter mer än fördubblats.

Om den observerade ökningen av ekologiskt certifierade brukare, åkerarealer och djurenheter under programperioden beror på verkligt ökad certifiering eller är delvis en artefakt av att det saknades information om certifiering för åtaganden som låg kvar i ersättningen från förra programmet (LMEKO) går inte att avgöra med de oss tillgängliga data.

Resultatindikatorerna baseras till stor del på de operativa målen som beskrivs ovan (tabell 6.37) och deras utveckling under programperioden och måluppfyllning redovisas därför inte separat. Som påpekat i tidigare kapitel vore det dock även här intressant att få en inblick i vad som motiverar valet av de specifika indikatorerna, och vilka beräkningar eller tankar som ligger bakom de specifika målsiffrorna. Till exempel är målet för resultatindikatorn ”Antal hektar av jordbruksmarken som bidrar till en förbättrad vattenkvalitet” samma som det operativa målet som visar det totala antalet hektar jordbruksmark inom ersättningen, d.v.s. 700 000 ha. Detta tolkas av utvärderarna som att man ansåg att all mark knuten till detta stöd också bidrar till minskat näringsläckage och därmed förbättrat vattenkvalitet. Med tanke

på svårigheterna att beräkna effekten av ekologisk odling på växtnäringssläckage (se kapitel *Effekter av ersättningen* nedan), och de varierande resultaten av genomförda studier (Wallander m.fl. 2012), är det dock tveksamt om ekologisk odling har någon betydande effekt på växtnäringstförluster.

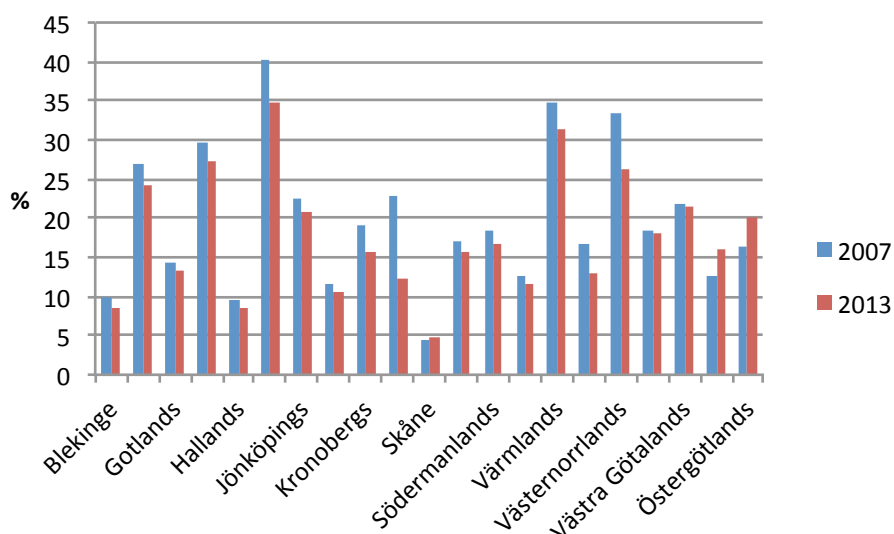
Det finns dock en resultatindikator som specifikt beskriver anslutningen av åkerareal i slättbygder. Detta är särskilt intressant eftersom effekten av ekologisk odling på bland annat biologisk mångfald kan förväntas vara större i sådana ofta intensivt odlade områden än i bygder med ett mer småskaligt jordbruk (se kapitel *Effekter på biologisk mångfald* nedan). Åkerarealen med ersättning för certifierad ekologisk produktion ökade kraftigt under programperioden och utfallet 2013 var en måluppfyllelse på 87 procent.

Det finns inga *effektindikatorer* specifikt för denna insats.

Resultat av ersättningen

Det har inom ramen för denna utvärdering varit omöjligt att analysera i vilken utsträckning ersättningen för *Certifierad ekologisk produktion och kretsloppsinriktad produktion* har bidragit till den omfattning av ekologisk odling som idag finns i Sverige. Det finns dock indikationer på att liknande stödformer har haft en positiv effekt på anslutningen av såväl antal ekologiska brukare som arealen mark under ekologisk produktion i Storbritannien och Danmark (Daugbjerg m.fl. 2011). Generellt är det rimligt att tänka sig att anslutningen till ersättningen påverkas av en rad olika faktorer. Ekonomin, främst marknadspriser, företagets lönsamhet och omställningskostnader nämns ofta i samband med analyser om utvecklingen av ekologisk odling (Acs m.fl. 2005, Sahm m.fl. 2013), men lönsamhetsanalyser visar generellt på högre lönsamhet av ekologisk jämfört med konventionell produktion för både växtodling och mjölkproduktion (Jordbruksverket 2008), vilket tyder på att det också finns andra faktorer som påverkar lantbrukarnas beslut att ställa om till ekologisk produktion. Även marknadspriserna har haft en positiv utveckling och den stigande efterfrågan på ekologiska produkter lär också ha en gynnsam effekt på prisnivån (Jordbruksverket 2008, 2010b, Wallander m.fl. 2012).

Trots detta har utvecklingen av antalet brukare och areal jordbruksmark med ersättning för ekologisk eller kretsloppsinriktad produktion snarare varit negativ under programperioden. Halvtidsutvärderingen anger den (initialt) borttagna ersättningen för ekologisk vallodling som en möjlig förklaring för den minskande anslutningen till ersättningen som konstaterades redan då (Päivo m.fl. 2010). Ersättningen återinfördes senare under programperioden, men endast för marker med certifierad ekologisk produktion. Om återinförandet av ersättning för vallodling har bidragit till ökningen av arealen med certifierad ekologisk produktion är svårt att säga. Men av figur 6.11 framgår att minskningen av anslutna arealer totalt inom insatsen har varit störst i Norrbottens (10 %), Västernorrlands (7 %) och Jämtlands län (6 %), samma län som också har högst andel vallodling (Statistiska Centralbyrån 2014). Detta kan tolkas som att (den slopade) möjligheten att få ersättning för ekologisk vallodling kan ha spelat en viss roll i utvecklingen av anslutningen till insatsen.



Figur 6.11. Förändringen av andelen åkermark knuten till ersättningen *Certifierad ekologisk produktion och kretsloppsinriktad produktion* i relation till den totala åkermarken (år 2013) i respektive län under programperioden. För 2007 redovisas arealer med giltiga åtaganden inom både det aktuella och det förra programmet.

Källor: Statistiska Centralbyrån (2014) och data från Jordbruksverket.

Bland faktorer som intervjuade lantbrukare och rådgivare upplevde kunde hindra en omställning till ekologisk produktion nämns bland andra gårdens naturliga förutsättningar (t.ex. jordmån), tidigare genomförda investeringar, oro för lägre skördar, problem med ogräs och skadegörare, regelverkets utformning samt producentens attityder och "tradition" (Jordbruksverket 2008).

Som ett första steg i arbetet mot målet om att 20 procent av jordbruksmarken ska odlas ekologiskt år 2020 behöver orsakerna till den minskande anslutningen av brukare till denna ersättning utredas bättre. Införandet av ett omställningsstöd i den nuvarande programperioden kan vara ett steg i rätt riktning, men om det är det så att icke-ekonomiska faktorer har en så pass stor betydelse på brukarnas val att ställa om så kan utformningen av ersättningen i sin helhet behöva ses över och anpassas så att även andra viktiga faktorer angrips.

Effekt av ersättningen

Ersättningen för *Certifierad ekologisk produktion och kretsloppsinriktad produktion* har det väldigt breda syftet att stimulera ett hållbart jordbruk. Då det är svårt att göra en generell utvärdering av effekterna av en ersättning med så allmänt hållna mål valde temagruppen att fokusera utvärderingen på två områden där man enligt landsbygdsprogrammet kan förvänta sig positiva effekter av ersättningen, nämligen biologisk mångfald och minskad växtnärläcksage. Dessa beskrivs i kapitlet nedan.

Ersättningen kan dock tänkas ha effekter även på en rad andra områden som nämns i målsättningarna med ersättningen, men på grund av den begränsade budgetramen för utvärderingen prioriterades analyser av dessa ner av Jordbruksverket, med hänvisning till en nyligen genomförd egen utredning. I denna utredning analyserades bland annat effekterna på klimatpåverkan, användning av växtskyddsmedel, näringsläcksage, biologisk mångfald, landsbygdsutveckling, människors hälsa och djurvälstånd (Wallander m.fl. 2012). Utredningen kom fram till att ekologisk produktion generellt kan antas ha en positiv inverkan på biologisk mångfald, minskad

användning av växtskyddsmedel samt i viss mån på landsbygdsutveckling, medan inga tydliga slutsatser kunde dras för effekter på klimatpåverkan, växtnäringsläckage och människors hälsa (Wallander m.fl. 2012). När det gäller djurvelfärd hittades få studier som jämför ekologisk och konventionell djurhållning, och de som fanns redovisade ofta inga större skillnader. Däremot ansåg utredningen att reglerna för ekologisk produktion i större utsträckning tar hänsyn till djurens behov vilket man bedömde skulle sannolikt leda till bättre djurvelfärd (Wallander m.fl. 2012). Inom flera av dessa områden konstaterades dock att forskningsunderlaget är otillräckligt och att de konkreta implikationerna för miljön kan kräva ytterligare utredning. Utredarna instämmer i denna bedömning.

Effekter på biologisk mångfald

Effekten av ekologisk odling på biologisk mångfald har undersökts i en lång rad studier (Randall och James 2012), inklusive ett stort antal studier som är utförda i Sverige (t.ex. Weibull m.fl. 2000, Belfrage m.fl. 2005, Rundlöf och Smith 2006, Öberg 2007, Dänhardt m.fl. 2010, Winqvist m.fl. 2011). Resultaten av dessa studier har sammanfattats i översiktsartiklar (Hole m.fl. 2005, Aktar m.fl. 2009, Winqvist m.fl. 2012) och i formella meta-analyser där resultaten från de olika studierna vägts samman statistiskt (Bengtsson m.fl. 2005, Batary m.fl. 2011, Tuck m.fl. 2014, Wilcox m.fl. 2014). Den senaste och mest omfattande meta-analysen visar att ekologisk odling i genomsnitt ökar den lokala biologiska mångfalden med ungefär 30 %, men att variationen är stor mellan olika studier (Tuck m.fl. 2014). Denna variation beror till stor del på att olika typer av organismer inte påverkas på samma sätt av ekologisk odling, att effekten av ekologisk odling på biologisk mångfald ofta skiljer sig åt mellan olika typer av landskap och att effekten dessutom beror på i vilken skala ekologisk odling bedrivs i de undersökta landskapen. Vi utvecklar detta nedan.

Ett potentiellt problem när man studerar effekten av ekologisk odling på biologisk mångfald är att ekologisk odling är vanligare i områden med lägre intensitet i odlingen och/eller områden med högre inslag av permanenta habitat som betesmarker (Gabriel m.fl. 2009), t.ex. vanligare i svensk skogs- och mellanbygd än i slättbygd (Rundlöf och Smith 2006). Om man jämför biologisk mångfald mellan konventionella och ekologiska gårdar utan att ta hänsyn till detta, kan en högre biologisk mångfald på de ekologiska gårdarna bero på hur landskapet ser ut snarare än på odlingsformen som sådan. Många studier har emellertid funnit tydliga effekter av ekologisk odling också efter att man tagit hänsyn till sådana effekter genom en noggrann design (t.ex. Fuller m.fl. 2005, Roschewitz m.fl. 2005, Rundlöf och Smith 2006). För att åstadkomma detta har de flesta studier av praktiska orsaker jämfört mångfalden på ekologiskt och konventionellt odlade gårdar som på olika sätt matchats för andra karakteristika (t.ex. landskapstyp), men även om dessa studier har genomförts med största noggrannhet kan det inte helt uteslutas att det finns en okänd skillnad mellan ekologiska och konventionella gårdar i studien som påverkar utfallet. En starkare design är att jämföra gårdar före och efter omställning till ekologisk odling med parallella data för gårdar som odlats konventionellt (Mondot m.fl. 2007), men eftersom det kan ta tid för mångfalden att öka efter omställning till ekologisk odling (Jonason m.fl. 2011), är detta ofta inte praktiskt genomförbart. De praktiska problemen är sannolikt orsaken till att sådana studier i stort verkar saknas när det gäller effekten av ekologisk odling på biologisk mångfald. Sammantaget kan man dock konstatera att det finns starka bevis för att ekologisk odling generellt påverkar biologisk mångfald positivt.

Positiva effekter av ekologisk odling har visats för en lång rad organismgrupper, inklusive mycorrhizasvampar (Verbruggen m.fl. 2010), växter i åkrar (Gabriel och Tschardt 2007) och fältkanter (Rundlöf m.fl. 2010), insekter (Holzschuh m.fl. 2008), fåglar (Smith m.fl. 2010a) och däggdjur (Wickramasinghe m.fl. 2003). Resultaten är dock ganska varierande (Winqvist m.fl. 2011). Ibland påverkas tätheten av organismer positivt av ekologisk odling, men inte antalet arter (Schmidt m.fl. 2005, Rusch m.fl. 2014). Olika organismgrupper kan påverkas positivt, inte alls eller negativt (Birkhofer m.fl. 2014a). Till viss del förklaras skillnader i effekter med hur rörliga organismer är; för rörliga organismer kan det vara svårt att detektera effekter av ekologisk odling om enbart en liten andel av landskapet är ekologiskt odlat (Fuller m.fl. 2005). Studier har också funnit att effekten på biologisk mångfald är större om en större andel av det lokala landskapet odlas ekologiskt (Rundlöf m.fl. 2008a, Rundlöf m.fl. 2010). Avsaknaden av en positiv effekt av ekologisk odling på biologisk mångfald i vissa studier kan ibland förklaras av att dessa genomförts i landskap där ekologisk odling inte förväntas ha stark effekt på lokal biologisk mångfald (Weibull m.fl. 2000; se nedan). Det finns emellertid ingen *a priori* anledning att förvänta sig att alla organismgrupper ska reagera positivt på ekologisk odling. För vissa organismer är också mångfalden högre på konventionellt odlade gårdar (Weibull m.fl. 2003) och jämförande studier har visat att växtätare oftare påverkas positivt medan predatorer oftare påverkas negativt av ekologisk odling (Birkhofer m.fl. 2014a). Eftersom olika arter inom en och samma organismgrupp kan påverkas på olika sätt av ekologisk odling, ändras ofta inte bara totala antalet arter utan även den relativa sammansättningen av arter (Rundlöf m.fl. 2008b, Smith m.fl. 2010a, Rader m.fl. 2014), vilket i sin tur kan påverka ekosystemprocesser (Crowder m.fl. 2010) och därmed ekosystemtjänster.

Medan många studier har visat att ekologisk odling påverkar den lokala biologiska mångfalden positivt, har det också visats att denna effekt inte alltid leder till fler arter på större skalor (Hawes m.fl. 2010, Schneider m.fl. 2014). Det innebär i så fall att ekologisk odling gynnar relativt vanliga arter, så att det finns fler arter på en fältskala, medan antalet arter på gårds- eller landskapsskalor inte påverkas eller inte påverkas lika starkt. Andra studier har emellertid visat att ekologisk odling inte bara bidrar till biologisk mångfald på en lokal skala, så kallad alfa-diversitet, utan också leder till att artsammansättningen skiljer sig mer mellan områden på större geografiska skalor, så kallad beta-diversitet (Gabriel m.fl. 2006, Clough m.fl. 2007, Verbruggen m.fl. 2010) (men se Rundlöf m.fl. 2008a). Detta tyder på att ekologisk odling har positiv inverkan på biologisk mångfald, inte bara på fält- och gårdsnivå, utan även på regionala skalor. Inga studier har, så vitt vi vet, undersökt om den biologiska mångfalden i marker av särskilt värde för biologisk mångfald, som t.ex. naturbetesmarker, påverkas av om de omges av ekologisk odling eller ej, vilket man teoretiskt kan förvänta sig (Whittingham 2007). Sammantaget kan man konstatera att det krävs fler studier för att avgöra vilken betydelse ekologisk odling har för biologisk mångfald på större skalor och sällsynta arter.

Orsaken till att ekologisk odling påverkar biologisk mångfald kan vara direkta eller indirekta. Direkta orsaker är att minskad användning av växtskyddsmedel och handelsgödsel kan gynna biologisk mångfald. Indirekta effekter är att den omställningen av odlingen som krävs för att odla utan växtskyddsmedel och handelsgödsel, med t.ex. ökad användning av grüngödsling och stallgödsel, liksom mer komplexa växtföljder, kan gynna biologisk mångfald. Det finns en omfattande litteratur om

effekten av dessa olika aspekter på biologisk mångfald, som enbart ytligt kan beröras här. Ekologisk odling innebär ofta mindre deposition av gödning (Stolze m.fl. 2000, Maeder m.fl. 2002), vilket kan gynna mångfalden av ogräs på åkern (Storkey m.fl. 2012). Drift av handelsgödsel kan gynna vissa växter i omgivande habitat, t.ex. gräs, och därmed påverka mångfalden av andra växter negativt (Schmitz m.fl. 2014). Direkta och indirekta negativa effekter av växtskyddsmedel på växter och djur anses vara en av orsakerna till att ekologisk odling påverkar biologisk mångfald. Även om användningen av växtskyddsmedel numera är strikt reglerad och de mest persistenta ämnena är förbjudna, används en rad växtskyddsmedel med potentiell påverkan på biologisk mångfald (Freeman och Boutin 1995, Rundlöf m.fl. 2012). Kunskapsbristen vad gäller effekter på biologisk mångfald är dock stor, eftersom mycket av informationen kommer från kontrollerade småskaliga försök, medan kunskapen om effekter på populationer är begränsad (Rundlöf m.fl. 2012). Växtskyddsmedel kan påverka marklevande organismer negativt (Aktar m.fl. 2009). Användningen av herbicider minskar förekomsten av ogräs i åkrar (Marshall m.fl. 2001, Storkey m.fl. 2012), med indirekta negativa effekter på insekter och fåglar (Potts 1986, Boatman m.fl. 2004). Genom drift kan växtskyddsmedel även hamna i obrukade åkerkanter och närliggande habitat, med negativa effekter på växter och djur (de Jong m.fl. 2008, Firbank m.fl. 2008). Detta kan vara orsaken till att ekologisk odling gynnar herbicidkänsliga växter i obrukade åkerkanter (Rundlöf m.fl. 2010). Insekticider kan öka mortaliteten hos insekter som man inte avser att bekämpa (Devine och Furlong 2007, Rundlöf m.fl. 2012). Sub-letala (icke dödliga) effekter av växtskyddsmedel förekommer, kan vara svåra att upptäcka, men påverka organismers fitness (Desneux m.fl. 2007, Rundlöf m.fl. 2015). En stor europeisk studie visade att minskad mångfald av växter, jordlöpare och fåglar samvarierade med ökad användning av växtskyddsmedel, snarare än med andra aspekter av intensivt jordbruk (Geiger m.fl. 2010). Generellt är emellertid kunskapen om hur växtskyddsmedel påverkar populationer, vilket innefattar förändringar av konkurrens mellan arter och kaskader genom näringskedjor, otillräckligt känd (Köhler och Triebkorn 2013). Odlingsmetoder som ökar mängden organiskt material i marken kan vara en orsak till att ekologisk odling gynnar marklevande organismer (Gomiero m.fl. 2011). En ändrad växtföljd vid övergång till ekologisk odling, med ökat inslag av baljväxter, kan påverka biologisk mångfald positivt. T.ex. medförde en högre andel vitklöver i ekologiska vallar, jämfört med vallar i konventionell odling, högre tätheter av humlor (Risberg 2004). Generellt är kunskapen om betydelsen av vall, inklusive vall i ekologisk odling, för biologisk mångfald dock begränsad (se avsnitt *Effekten av ersättningen för insatsen Extensiv vallodling för miljön och det öppna landskapet*). Mer komplexa växtföljder i ekologisk odling skulle också kunna förväntas ge mer biologisk mångfald eftersom det ger upphov till mer varierade landskap, men effekterna av större variationsrikedom av grödor på biologisk mångfald är dåligt undersökt (Dicks m.fl. 2014). Sammantaget kan man konstatera att orsakerna till varför ekologisk odling bidrar till högre biologisk mångfald är otillräckligt undersökta.

En rad studier har visat att effekten av ekologisk odling på biologisk mångfald är landskapsberoende. Landskap som innehåller en hög andel obrukade habitat som fältkanter, ängar och naturbetesmarker, kan förväntas ha hög biologisk mångfald oavsett odlingsformen, eftersom organismer kan sprida sig från de naturliga habitaterna till resten av landskapet (jämför Tscharntke m.fl. 2005, Smith m.fl. 2014). Flera studier har också funnit att effekten på lokal biologisk mångfald är hög i intensivt odlade landskap, men begränsad i landskap med hög andel mer eller mindre naturliga

habitat (Roschewitz m.fl. 2005, Rundlöf och Smith 2006, Smith m.fl. 2010a, Batary m.fl. 2011), men långt ifrån alla studier har funnit en sådan effekt (Diekötter m.fl. 2010, Winqvist m.fl. 2011). Betydelsen av lokala faktorer (växtskyddsmedel, handelsgödsel) och landskapsfaktorer (mängd mer eller mindre naturliga habitat) skiljer sig åt för olika organismgrupper, så att växter påverkas mer av lokala faktorer medan rörliga organismer mer av variation i landskapets struktur (Gonthier m.fl. 2014). De generella resultaten skulle kunna användas för att argumentera för att, om man vill gynna biologisk mångfald, åtgärden ska fokuseras till intensivt odlade bygder, i kontrast till den nuvarande utbredningen av ekologisk odling med mycket lågt upptag i slättbygd (Rundlöf och Smith 2006). Eftersom effekten inte är entydig för alla organismgrupper och eftersom effekten av ekologisk odling på sällsynta arter, som huvudsakligen förekommer i mer komplexa landskap (Kleijn m.fl. 2011), inte är tillräckligt känd, är det dock svårt att dra en definitiv slutsats om det relativa värdet av ekologisk odling i olika typer av landskap.

Även om ekologisk odling har positiva effekter på biologisk mångfald, har det argumenterats att den ökade yta som odlingen tar i anspråk leder till totalt sett större negativa effekter av ekologisk odling på biologisk mångfald (Hodgson m.fl. 2010, Gabriel m.fl. 2013). Detta utgår från en debatt om så kallad ”land-sharing” vs. ”land-sparing”, där det argumenterats att minskad intensitet i odlingen i tropiska områden visserligen ökar den lokala biologiska mångfalden, men riskerar att leda till avskogning för att öka den odlade arealen (Green m.fl. 2005, Phalan m.fl. 2011). Liknande resonemang kan föras för ekologisk odling (Kirchmann m.fl. 2016). Oaktat att logiken bakom dessa resonemang ifrågasatts (Tscharntke m.fl. 2012a, Fischer m.fl. 2014), är det inte helt lätt att översätta dessa resonemang till en europeisk eller svensk kontext (Herzog och Schüepp 2013). För det första är i många områden nerläggning av jordbruk snarare än avskogning ett problem (Henriksson och Gustafsson 2015). För det andra är många hotade arter i Europa, med sin långa tradition av odling, associerade med jordbruk och därmed beroende av fortsatt mer eller mindre lågintensivt jordbruk (Sutcliffe m.fl. 2015). En konstruktiv debatt kan dock föras kring om det är kostnadseffektivt att differentiera stöd till olika åtgärder som gynnar biologisk mångfald, så att ekologisk odling premieras i slättbygder där ökad biologisk mångfald av t.ex. naturliga fiender till skadegörare och pollinatörer kan vara av positiv betydelse för ekosystemtjänster som gynnar jordbruket, medan åtgärder för att skydda naturliga habitat som ängar och naturbetesmarker premieras i områden där dessa är mindre fragmenterade (Smith m.fl. 2010b, Herzog och Schüepp 2013, Ekroos m.fl. 2014).

Effekter på näringsläckage

En genomgång av europeiska studier visade ett medianvärde för kväveutlakning som var 31 % lägre per ytenhet för ekologisk odling jämfört med konventionell odling (Tuomisto m.fl. 2012, se också Mondelaers m.fl. 2009). Effekten var dock inte signifikant för direkta mätningar utan enbart för modellberäkningar, vilket fick författarna att dra slutsatsen att modellberäkningar överskattade reduktionen av kväveutlakning vid ekologisk odling. Resultaten kan dock skilja sig om beräkningen istället görs per produktion (Kirchmann m.fl. 2016), och i nämnda studie var medianvärdet för kväveutlakning per producerad enhet 40 % högre vid ekologisk odling (Tuomisto m.fl. 2012). Variationen är dock stor, där lägre läckage från ekologiska gårdar kan bero på lägre tillförsel av kväve och högre läckage på sämre synkroni mellan tillförsel och växters användning av kväve (Mondelaers m.fl. 2009, Tuomisto m.fl.

2012). Fosforförluster tenderar att vara mindre från ekologisk odling per ytenhet, men inte per producerad enhet (Tuomisto m.fl. 2012).

I den utvärdering som gjordes av det föregående programmet (Andersson m.fl. 2009) och i halvtidsutvärderingen av det aktuella programmet (Päivo m.fl. 2010) användes beräkningar gjorda vid Sveriges Lantbruksuniversitet för att utvärdera effekten av ekologisk odling på kväveförlusterna från jordbruksmark (Johnsson och Mårtensson 2006, Johnsson m.fl. 2006). Resultatet från dessa beräkningar indikerade en marginell minskning av kväveutlakningen för den ekologiskt odlade arealen jämfört med om denna areal skulle varit konventionellt odlad. Några nya beräkningar av den ekologiska produktionens miljöeffekter har inte gjorts. Det är mycket svårt att utvärdera miljöeffekterna av den ekologiska produktionen då det inom både ekologisk och konventionell odling finns en stor spridning i hur jordbruken bedrivs. Det hela kompliceras dessutom ytterligare av att de olika produktionsformerna är belägna på olika arealer och i olika delar av landet. Slutsatsen av ovanstående är att det är svårt att påvisa någon positiv effekt av ekologisk odling på växtnäringsläckaget per hektar jämfört med konventionell. Sannolikt har dessutom ersättningen bidragit till att bibehålla åkerareal i produktion, men någon kontrafaktisk analys av hur ersättningen påverkat åkerarealens storlek och sammansättning har inte gjorts. Den totala belastningsförändringen, d.v.s. areellt läckage multiplicerat med åkermarkens areal, är därför svår att bedöma. Ovanstående indikerar att ersättningen inte nått upp till målet att bidra till en förbättrad vattenkvalitet avseende näringsläckage.

Slutsatser gällande ersättningens effekter

Ersättningen har ett väldigt brett syfte och landsbygdsprogrammets motivering har tolkats av utvärderarna som att man förväntat sig effekter på främst biologisk mångfald, spridning av växtskyddsmedel, växtnäringsläckage och djurens välfärd. Av dessa är det effekterna på biologisk mångfald som är bäst undersökta, men även här finns fortfarande kunskapsluckor kvar. Den generella slutsatsen är att ekologisk odling har en positiv effekt på biologisk mångfald, men att effekten påverkas av ett antal faktorer som bör tas hänsyn till vid utformningen av ersättningen. En sådan faktor är det kringliggande landskapet, där såväl landskapets struktur (t.ex. andelen småbiotoper och permanenta habitat) som andelen ekologisk odling på landskapsnivå kan påverka ersättningens effekt. Mindre väl kända är exempelvis effekten av ekologisk odling på biologisk mångfald på större skalor, sällsynta arter samt olika ekosystemtjänster.

Det är svårt att utvärdera effekten av ekologisk odling på växtnäringsläckaget bland annat eftersom det finns en stor spridning i hur och var jordbruk bedrivs inom både ekologisk och konventionell odling. Utifrån beräkningar och experimentella studier som utnyttjats i tidigare utförda utvärderingar bedöms dock ersättningen inte ha någon positiv effekt på växtnäringsläckaget.

Eftersom det explicit inte ingick i uppdraget, kan utredarna inte ha någon egen tolkning av effekten av ersättningen på spridningen av växtskyddsmedel och vilka konsekvenser detta har för miljö och människors hälsa, utan hänvisar till Jordbruksverkets rapport (Wallander m.fl. 2012).

Förslag till förbättringar

För att förbättra ersättningsens effekt bör det fokuseras både på en högre anslutning av lantbrukare och mark, och på en utformning som riktar ersättningen till områden där den ger mest effekt. Följande förslag bör beaktas vid utformningen av framtida ersättningar:

Tydligare beskrivning av syfte, mål och indikatorer: En tydlig motivering av syften och mål är en förutsättning både för att kunna utforma effektiva ersättningssystem och för att kunna utvärdera effekten av dessa. Redan i Halvtidsutvärderingen önskades ett förtydligande av målen (specifikt de berörda miljökvalitetsmålen) för denna ersättning (Päivo m.fl. 2010). Detta är fortfarande aktuellt, och gäller såväl beskrivningen av syftet, framtagandet av indikatorer som beräkningen av de kvantitativa målen.

Undersök möjligheten till att införa ersättningsformer som riktar sig mot andra än de ekonomiska faktorerna: Det finns indikationer på att andra faktorer än lönsamhet spelar in i lantbrukares beslut att ställa om till ekologisk produktion. Dessa bör utredas bättre och tas hänsyn till vid utformningen av framtida ersättningar.

Rikta ersättningen mot geografiska områden där man förväntar sig störst effekt, t.ex. slättbygden: Detta skulle kunna göras genom geografiskt differentierade ersättningsnivåer för både ersättningen för certifierad ekologisk produktion och för det nyintroducerade omställningsstödet.

6.8 Extensiv vallodling för miljön och det öppna landskapet

Beskrivning av ersättningen och dess mål

Insatsernas syften och motiv enligt landsbygdsprogrammet

Insatsen *Extensiv vallodling för miljön och det öppna landskapet* är uppdelat i två delar, där del A) ger ersättning i de skogsdominerade stödområdena 1 till 5 med målet att främja den biologiska mångfalden, medan del B) berättigar till ersättning i södra Sveriges intensivt brukade slättbygder (stödområde 9) med målet att minska växtnärläckaget.

I motiveringen för *delinsats A* nämns att ett öppet och varierat odlingslandskap som hyser många olika habitattyper är en viktig förutsättning för att bevara värdefulla natur- och kulturmiljöer och den biologiska mångfalden, och för att hålla landskapet öppet. De naturliga förutsättningarna i de för delinsatsen aktuella stödområdena har resulterat i ett småskaligt jordbrukslandskap där åkrar och betesmarker utgör relativt små, isolerade områden i ett variationsrikt landskap rikt på kantzoner och korridorer som anses viktiga för att bevara höga naturvärden. Ersättningen för extensiv vallodling motiveras med de ökade kostnaderna, logistiska svårigheter och längre transporter som uppstår för lantbrukare i sådana landskap. På det sättet anses delinsats A bidra till att uppfylla miljökvalitetsmålet *Ett rikt odlingslandskap*. Målet för denna delinsats var att stimulera en hållbar odling och bevara hög biologisk mångfald på 700 000 ha åkermark.

Extensiv vallodling inom *delinsats B* anses leda till minskade växtnärlösluster och till att riskerna för negativ påverkan av växtskyddsmedel minskar. Därmed anses

denna delinsats bidra till att uppfylla miljökvalitetsmålet *Ingen övergödning*, samt till uppfyllelsen av Helcoms aktionsplan för Östersjön. Målet med denna delinsats var att minska växtnäringsläckaget på 200 000 ha åkermark.

Ersättningsens utformning och geografiska skillnader

Villkoren är samma för bägge delinsatser och innebär att marken odlas med vallgräs eller vallbaljväxter, betas eller skördas årligen (den skördade vegetationen ska föras bort) och ligger obruten i minst tre vintrar i följd. Det är inte tillåtet att sprida kemiska växtskyddsmedel, dock får vallen brytas kemiskt vart tredje år. Åtagandet utformas som beslut och gäller under en femårsperiod (med möjlighet till förlängning).

Ersättningsnivåerna inom *Extensiv vallodling* skiljer sig dock geografiskt (tabell 6.38). I de skogsdominerade områdena (delinsats A) består ersättningen av en grundersättning på 300 kr, som för brukare med betande djur kompletteras med en tilläggsersättning (tabell 6.38). Motiveringen som anges för detta i landsbygdsprogrammet lyder: *”Denna avgränsning motiveras av att miljöersättningen är en långsiktig investering i miljövänliga jordbruksmetoder. För att bevara den biologiska mångfalden på och omkring åkermarken och för att hålla landskapet öppet för framtiden krävs att åkermarken brukas genom att vall odlas. Ur miljösynpunkt är de områden som är mest hotade också de områden som är mest värdefulla för den biologiska mångfalden i odlingslandskapet.”* (Landsbygdsdepartementet 2012).

Inom delinsats B (stödområde 9) ersätts *Extensiv vallodling* enbart med en grunder-sättning på 500 kr.

Tabell 6.38. Ersättningsnivån för *Extensiv vallodling* (delinsats A och B) i olika stödområden.

	Aktuella stödområden	Grundersättning per ha åkermark	Tilläggsersättning per ha åkermark
Delinsats A	1-3	300 kr	2 000 kr
	4	300 kr	900 kr
	5:c, 5:m	300 kr	600 kr
	5:a, 5:b	300 kr	450 kr
Delinsats B	9	500 kr	Ingen

Ändringar under programperioden

I samband med Hälsokontrollen konstaterades att måluppfyllelsen var god (95 %), men att arealen med åtagande för *Extensiv vallodling* hade minskat något under programperiodens första två år (Jordbruksverket 2009). För att motverka denna trend föreslogs (Jordbruksverket 2009) och genomfördes en mindre höjning av ersättningsnivåerna för bägge delinsatser: Ersättningsnivån för tilläggsersättningen höjdes med 200 kr för delinsats A, och beloppet för grundersättningen för delinsats B höjdes med samma belopp.

Uppföljning av indikatorer och måluppfyllelse

Måluppfyllelsen för insatsen *Extensiv vallodling* redovisas samlat i tabell 6.39. Måluppfyllelsen för insatserna har legat mellan 89 och 118 % och kan därmed anses vara god. Generellt kan sägas att anslutningen i de skogsdominerade områdena (delinsats A) har varit något sämre, men att målen för vallodling i slättbygden (delinsats B) uppfylldes med god marginal (tabell 6.39).

Antal brukare som får grundersättning för *Extensiv vallodling* har minskat något under programperioden både i slättbygden och i skogsdominerade områden. Även arealen mark som är ansluten till grundersättningen inom delinsats A har minskat med drygt 20 000 ha under perioden, medan marken med tilläggsersättning inom samma områden har ökat något efter en initial minskning mellan 2007 och 2008. Arealen mark med grundersättningen i slättbygden (delinsats B) har ökat lite men stadigt under i princip hela programperioden.

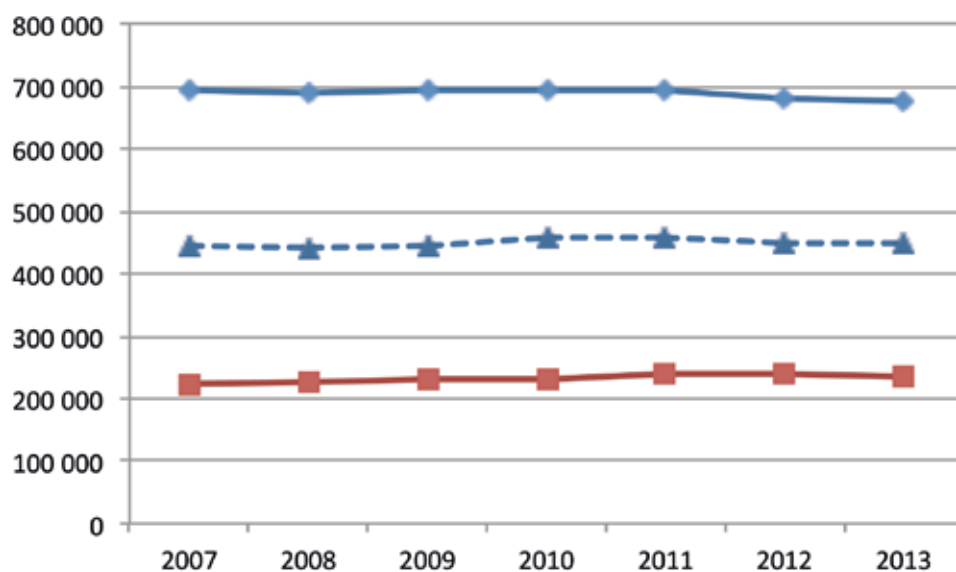
Den arealmässiga utvecklingen av stödanslutningen framgår också av figur 6.12. Den initiala minskningen av ansluten areal mellan 2007 och 2008 som framgår av de för oss tillgängliga data var dock generellt betydligt mindre än den preliminära minskningen som fastställdes i samband med Hålsokontrollen (Jordbruksverket 2009). Vilken effekt de höjda ersättningsnivåerna har haft på utvecklingen av stödanslutningen är svårt att säga utan tillgång till kontrollområden utan höjda belopp, men att marken med tilläggsersättning inom delinsats A ökade lite efter den initiala minskningen skulle kunna tolkas som att höjningen kan ha verkat i avsedd riktning.

För resultatindikatorerna för denna insats anges samma siffror som för omfattningsindikatorerna som berör anslutningen av arealer, vilket av utvärderarna tolkas som att samtliga marker med extensiv vallodling anses bidra till att marker inte växer igen och att natur- och kulturvärden bevaras. Marker som anses bidra till att mark- respektive vattenkvaliteten förbättras tolkas vara de som får grundersättning inom delinsats B. Utvecklingen under programperioden är därmed samma som för de respektive omfattningsindikatorerna och redovisas inte separat. Inga effektindikatorer finns angivna för denna insats.

Tabell 6.39. Måluppfyllelse för programspecifika indikatorer och kvantifierade mål för ersättningen *Extensiv vallodling* under programperioden 2007-2013.

Indikator	Mål [ha]	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Utfall 2013 [%]
OMFATTNING									
Antal brukare som får grundersättning för Delinsats A ¹	31 000	30832	30259	29666	29213	28920	27930	27545	89%
Antal brukare som får grundersättning för Delinsats B ¹	10 000	10485	10365	13427	10183	10375	10334	10299	103%
Antal hektar som får grundersättning för Delinsats A ¹	700 000	695 920	687 454	693 636	694 602	694 466	679 327	674 305	96%
Antal hektar som får grundersättning för Delinsats B ¹	200 000	224 220	225 144	232 224	232 890	239 964	238 337	236 298	118%
Antal hektar som får tilläggsersättning för Delinsats A	500 000	442 642	441 559	445 171	457 600	458 467	450 812	448 615	90%
RESULTAT									
Antal hektar som framgångsrikt brukas så att marker inte växer igen eller överges enligt Delinsats A ¹	700 000	695 920	687 454	693 636	694 602	694 466	679 327	674 305	96%
Antal hektar som framgångsrikt brukas så att natur- och kulturvärden bevaras enligt Delinsats A ¹	700 000	695 920	687 454	693 636	694 602	694 466	679 327	674 305	96%
Antal hektar som bidrar till en förbättrad vattenkvalitet enligt Delinsats B ¹	200 000	224 220	225 144	232 224	232 890	239 964	238 337	236 298	118%
Antal hektar som bidrar till att markkvaliteten förbättras enligt Delinsats B ¹	200 000	224 220	225 144	232 224	232 890	239 964	238 337	236 298	118%

Fotnot: 1) För åren 2007 till och med 2010 redovisas löpande åtaganden från både den aktuella programperioden (2007-2013, NMVALL) och den förra programperioden (2000-2006, LMVALL och LMOPPET). Detta görs inte för omfattningsindikatorn för tilläggsersättningen inom delinsats A eftersom ersättningen under förra programperioden inte var uppdelat i två olika ersättningsnivåer.



Figur 6.12. Utvecklingen av anslutningen till ersättningen *Extensiv vallodling* för marker med grundersättning (heldragen blå linje) respektive tilläggsersättning (streckad blå linje) inom delinsats A, samt för marker med grundersättning inom delinsats B (röd linje).

Källa: Data från Jordbruksverket

Resultat av ersättningen

Resultatet av ersättningen för extensiv vallodling analyseras med hjälp av kontrafaktiska scenarier skapade med modellverktyget CAPRI (se *Åtgärdsövergripande metodbeskrivning*). Dessa visar att vallstödet har en viss effekt på omfattningen av vallodlingen i Sverige. I simuleringen utan vallstöd minskar vallen med 4 % för hela riket jämfört med referensscenariot. I allmänhet leder borttagandet till en marginell minskning av åkerarealen, medan den största delen av den minskade vallodlingen kompenseras med ökad oljeväxtodling och träda.

De högsta stödnivåerna för vallstödet finns i norra Mellansverige samt mellersta och övre Norrland. Där kunde man därför förvänta sig de största effekterna av stödet. Det är emellertid bara i norra Mellansverige som det sker en större minskning (-11 %) om stödet tas bort, medan effekten är mycket mindre i norrlandsregionerna. Förklaringen ligger tekniskt sett i de skattade elasticiteterna, som är lägre för vall i Norrland. En förklaring till detta kan vara att det finns få alternativ till vallodling i Norrland, medan det i Mellansverige går att odla bland annat vete och raps.

I Småland med öarna samt Västsverige finns stora delar av den svenska vallarealen. Samtidigt är stödnivåerna där i genomsnitt ganska låga (jämfört med t.ex. Norrland). Det, i kombination med många djur som äter ensilage, gör att stödet är en mindre viktig del av intäkterna från vallodlingen.

Tabell 6.40. Markanvändning [1 000 ha] utan *vallstöd*, samt relativ förändring jämfört med referensscenariot.

	Betes- mark	All åker- mark	Spannmål	Olje- växter	Andra åker- grödor	Slätter- & betes- vallar	Träda & obrukad åkermark
Sverige	429.4	2411.6	960.3	118.2	90.2	1031.4	160.6
	0.30%	-0.30%	0.60%	18.70%	-2.80%	-4.00%	10.30%
Stockholm	14.1	99.5	38.5	6.8	1.1	36.3	14.4
	0.20%	-0.50%	-4.80%	0.10%	0.20%	-2.70%	20.80%
Östra Mellansverige	72.4	610.1	312.3	44.4	12.4	176.5	47.6
	-0.20%	0.00%	1.90%	33.60%	-13.00%	-6.90%	-4.20%
Sydsverige	75.5	540.8	276.3	32.1	53.8	156	11
	0.20%	-0.40%	-0.70%	4.90%	-1.60%	-1.90%	26.50%
Norra Mellansverige	19.5	177.5	57.1	4.8	2.6	95	15.2
	2.20%	-0.20%	9.50%	583.10%	32.00%	-10.90%	10.30%
Mellersta Norrländ	16.5	85.2	4.6		0	76.5	3
	0.40%	-0.30%	-4.40%		0.00%	-1.40%	52.50%
Övre Norrländ	3.8	103.8	17		0.6	71.6	12.4
	1.50%	-0.10%	-4.60%		-8.40%	-4.10%	46.10%
Småland med öarna	165.4	289	55.4	6	4.7	204	14
	0.20%	-0.50%	-1.30%	7.90%	-6.80%	-2.10%	34.50%
Västsverige	62.2	505.7	199.1	24.1	15.1	215.6	43
	0.30%	-0.30%	0.20%	6.30%	-0.70%	-2.60%	5.90%

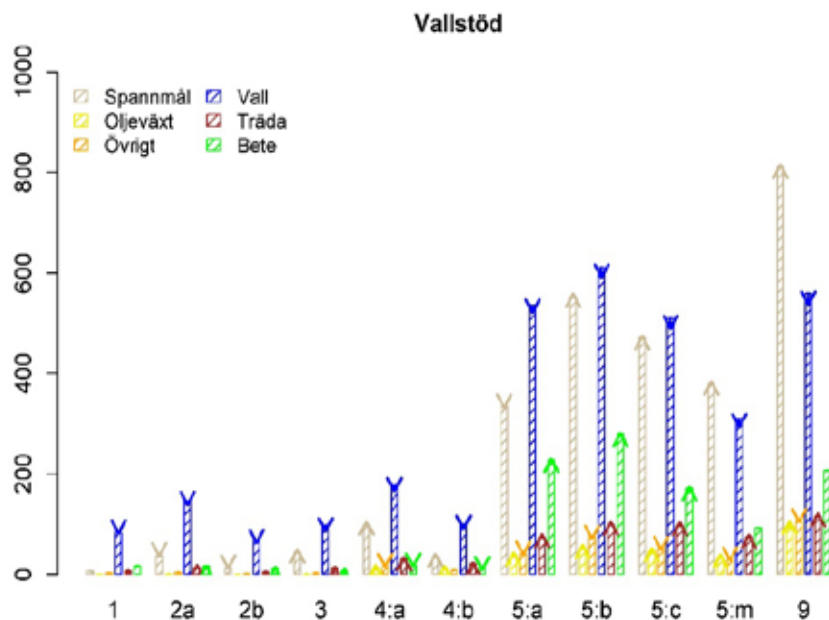
Källa: Simulationer med CAPRI.

Effekt av ersättningen

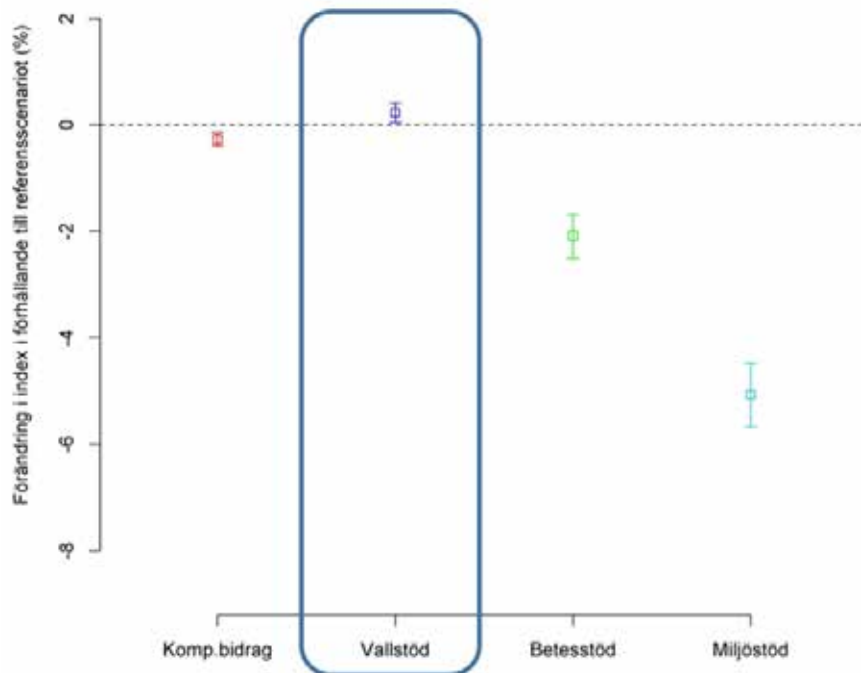
Effekten av ersättningen för *Extensiv vallodling för miljön och det öppna landskapet* på dess huvudsyften – ökad biologisk mångfald och minskad växtnärläckage – har analyserats på två olika sätt. Baserad på kontrafaktiska markanvändnings-scenarier beräknade med modellverktyget CAPRI (se ovan) har ersättningens effekt på växtnärläckage och på jordbruksfåglar analyserats. De mer generella effekterna av vallodling på biologisk mångfald har utvärderats med hjälp av en evidenssyntes. I avsnitten nedan redovisas resultaten av dessa analyser.

Effekter på jordbruksfåglar

Genom att koppla samman ett kontrafaktiskt scenario för hur markanvändningen skulle vara om det inte fanns något stöd till vallodling producerat med en spatio-
alt relativt högupplöst version av CAPRI (se kapitel 2, *Åtgärdsövergripande
metodbeskrivning*) med habitatassociationsmodeller som förutsäger fåglars antal i
relation till markanvändning (se kapitel 2), skattade vi effekten av vallstödet på de
fågelarter som ingår i Farmland Bird Index (FBI). Scenariot visar på små förändringar
av markanvändningen jämfört med basscenariot, huvudsakligen minskad vallodling
som kompenseras med ökad areal träda, åker och betesmark (Figur 6.13). Den måttliga
effekten på markanvändning medför att fågelindikatorn FBI inte påverkades (0.2 %,
konfidsensintervall = 0.0 % – 0.4 %, Figur 6.14). Enskilda arter påverkades inte heller
särskilt mycket (Bilaga 3). Modellen indikerar dock svaga öknings för de åkergyn-
nade jordbruksfåglarna gulsparrv, råka och tofsvipa och den betesmarksgynnade
ängspiplärkan, samtidigt som en svag minskning för den vallgynnade ladusvalan.
Det kan noteras att modellen enbart skattar arealbaserade effekter, medan vallstödet
också kan påverka hur vallar ser ut, med konsekvenser för fåglar. Enbart vallstödet i
norra Sverige har som målsättning att gynna biologisk mångfald, medan modellerna
här berör hela Sverige. Det är tyvärr inte möjligt att modellera enbart norra Sverige
på ett meningsfullt sätt, eftersom antalet fågelrutter i jordbruksmark är begränsat
(på grund av att det finns lite jordbruksmark) och skattningar av habitatassociationer
därför görs med större osäkerhet. Effekten av förändringar i jordbruksmarken har
generellt litet inflytande på ett nationellt index som FBI, vilket dock inte innebär att
jordbruksmarken är oviktig för mångfalden av fåglar på en regional eller lokal skala.



Figur 6.13. Förutsägelser enligt CAPRI för förändringar i markanvändningen (pilar) under scenariot "inget vallstöd" jämfört med basscenariot (stapelns höjd) i de olika LFA-områdena.



Figur 6.14. Förväntade relativa förändringar i fågelindikatorn FBI under scenariot "inget vallstöd" jämfört med basscenariot.

Effekter på biologisk mångfald

Delinsats A, vars huvudsyfte är att främja den biologiska mångfalden, är begränsad till skogsdominerade områden i Sverige. Men eftersom det råder en generell brist på forskningsunderlag, både nationellt och internationellt, kring effekter av vallodling på biologisk mångfald har slututvärderarna funnit det nödvändigt att beskriva ämnet mer generellt. Där så är möjligt gör vi dock tolkningar som relaterar till ersättningens specifika syfte och dess geografiska begränsning. Av samma anledning är utvärderingen fokuserad på följande tre organismgrupper: kärlväxter, ryggradslösa djur och fåglar. Sammanställningen bygger delvis på en analys som utvärderarna tidigare gjort åt Jordbruksverket (Jordbruksverket 2016a).

Stödet till extensiv vallodling kan påverka biologisk mångfald dels genom att öka förutsättningarna att bedriva jordbruk i områden där det annars finns stor risk för nerläggning av jordbruk, dels genom att påverka jordbrukets inriktning mot mer vallodling.

Indirekta effekter av ersättningen för Extensiv vallodling

Den biologiska mångfalden i Europas jordbrukslandskap anses vara hotad av en kombination av intensifiering i landskap med goda förutsättningar för jordbruk och nerläggning i landskap med sämre förutsättningar för jordbruk (Reidsma m.fl. 2006, Henle m.fl. 2008, Pe'er m.fl. 2014). I områden med mindre goda förutsättningar för jordbruk har strukturomvandlingen av landskapen ofta inte varit lika radikal som den varit i t.ex. slättlandskapen, vilket får som konsekvens att mer traditionella former av jordbruk kan finnas kvar. I Sverige handlar detta till stor del om ett högre inslag av naturbetesmarker, fältkanter och andra småbiotoper (Ihse 1995, Persson m.fl. 2010). En effekt av detta är att dessa landskap med sin högre ekologiska heterogenitet

(Benton m.fl. 2003) ofta (Tscharntke m.fl. 2005, Rundlöf och Smith 2006, Jonason m.fl. 2011, Belfrage m.fl. 2014), men inte alltid (Jonason m.fl. 2013), har högre lokal biologisk mångfald. Trots att utredarna inte känner till någon systematisk analys av frågan, är det rimligt att anta att detta i sin tur betyder att sådana landskap har ett större värde för bevarandet av biologisk mångfald på större skalor, eftersom många organismer som är sällsynta och knutna till jordbrukslandskapet återfinns i mer traditionellt brukade marker som naturbetesmarker (Götmark m.fl. 1999, Pärtel m.fl. 2005). Det innebär att i den mån ett stöd till vallodling förhindrar nerläggning av mer heterogena jordbrukslandskap, d.v.s. jordbrukslandskap med högre strukturell diversitet av habitat och större inslag av öppna habitat som inte regelbundet plöjs och gärna sköts med slätter eller bete, finns det en god anledning att tro att ersättningen indirekt bidrar till ökad biologisk mångfald. Nerläggning av jordbruksmark i områden med sämre förutsättningar för jordbruk bidrar också till negativa populationstrender för vanliga organismer och därmed t.ex. till att vanliga jordbruksfåglar som ingår i Farmland Bird Index har minskat (Wretenberg m.fl. 2007). Det innebär att i den mån vallstödet förhindrar nerläggning av jordbruksmark, bidrar det sannolikt positivt till Farmland Bird Index.

En del av jordbrukslandskapets organismer är också knutna till eller påverkade av djurhållning, vilket innebär att regional förlust av djurhållning med konsekvenser för landskapets utveckling kan ha negativa effekter på biologisk mångfald (Solonen m.fl. 1991, von Post 2013). Betesdrift kan delvis vara en ersättning för andra naturliga processer för att skapa miljöer för organismer i öppna gräsbevuxna habitat (Pykälä 2000). I den mån vallstödet motverkar en avställning av frigående djur kan det således ha en positiv effekt på biologisk mångfald. Relationen mellan djurhållning och biologisk mångfald är dock komplex och beror på djurslag, formerna för djurhållning och intensiteten i bete och foderproduktion.

Den skillnad i landskapets struktur som beskrivs ovan finns ofta på regionala skalor (Persson 2011a), men det nuvarande vallstödet är huvudsakligen differentierat på en grov geografisk skala för att spegla risken för nedläggning av jordbruk med högre ersättningar i norra Sverige. Med tanke på att antalet rödlistade arter knutna till jordbrukslandskapet är högre i södra än i norra Sverige (Artdatabanken 2015), kan man därför fundera på om stödets utformning var optimalt just när det gäller syftet att bevara ett generellt högt artantal och specifikt sällsynta arter. Utredarna känner dock inte till någon analys av detta.

Direkta effekter av ersättningen för Extensiv vallodling

Biologisk mångfald i jordbrukslandskapet gynnas av förekomsten av habitat med lägre grad av regelbunden störning jämfört med åkrar. I jämförelse med annuella grödor brukas vallar mer extensivt, med framförallt mindre frekvens av jordbearbetning och lägre användning av bekämpningsmedel, vilket gör att de organismer som uppehåller sig i dessa miljöer i mindre utsträckning utsätts för störningar. Vallar borde därför kunna i) härbärgera livskraftiga populationer av arter som inte klarar sig i åkerlandskapet, ii) fungera som källhabitat varifrån organismer sprider sig till åkerlandskapet, eller iii) tidvis utnyttjas för födosök, boplatser och övervintring (jfr Smith m.fl. 2014). Inslaget av vall i växtföljden kan också vara kopplat till längre och mer komplexa växtföljder, vilket kan innebära att ett högre inslag av vall i rotation leder till en mer varierande markanvändning och högre mångfald av grödor på landskapsskalan vilket kan gynna vissa organismer (jfr Fahrig m.fl. 2011).

Medan stor uppmärksamhet har ägnats åt permanenta gräsbevuxna habitat i jordbrukslandskapet, såsom obrukade åkerkanter, småbiotoper, slåtterängar och naturbetesmarker, har det potentiella värdet av vall ägnats mindre uppmärksamhet av forskningen. I många studier har inte olika former av gräsmarker särskilts. Även när vall explicit studerats, är det ofta svårt att härleda hur den har skötts när det gäller växtsammansättning, odlingsintensitet och ålder. Effekten är att kunskapsläget när det gäller effekten av vall på biologisk mångfald är bristfälligt.

Vallar som kan erhålla miljöstöd etableras med vallgräs, vallbaljväxter eller en blandning av dessa. Mångfalden av växter i godkända vallar är därmed av naturliga orsaker låg. Mångfalden av växter i vallen kan öka med tiden (Smith m.fl. 1997, Bengtsson och Claesson 2014), men inte till de nivåer som återfinns i naturbetesmarker eftersom gödning har bestående negativa effekter (Plantureux m.fl. 2005, Silvertown m.fl. 2006) och mångfalden påverkas negativt av bristen på historisk kontinuitet (Bakker och Berendse 1999, Johansson m.fl. 2008).

Mer eller mindre permanenta gräsmarker gynnar generellt ryggradslösa djur i odlingslandskapet (Vickery m.fl. 2001, Rusch m.fl. 2010), men få studier har specifikt studerat effekten av vall på den lokala förekomsten av ryggradslösa djur. Förekomsten av ryggradslösa djur är dock ofta lägre i intensivt skötta vallar än i traditionellt skötta gräsmarker (Wilson m.fl. 1999, Cole m.fl. 2002, Britschgi m.fl. 2006), vilket inte minst beror på den lägre mångfalden av växter (Wilson m.fl. 1999). Förekomsten av olika taxa av ryggradslösa djur är dock oftast högre i vallar än i åkrar (Thomas och Jepson 1997, Wilson m.fl. 1999, Woodcock m.fl. 2010, Birkhofer m.fl. 2014b). Samtidigt finns det ryggradslösa djur, t.ex. rovlevande jordlöpare, som snarast gynnas av den intensivare markanvändningen i åkrar (Hanson m.fl. 2016). Gräsmarker är viktiga övervintringshabitat för många ryggradslösa djur i jordbrukslandskapet (Pfiffner och Luka 2000). Även om övervintring också sker i åkrarna (Holland m.fl. 2009, Hanson m.fl. 2016), är risken för skador från plöjning mindre i vallar (Fadl m.fl. 1996, Thorbek och Bilde 2004). Speciellt spindlar verkar vara en grupp av ryggradslösa djur som är känsliga för jordbearbetning (Holland och Reynolds 2003, Thorbek och Bilde 2004), varför vallodling borde gynna deras förekomst. Även slåtter leder dock till störningar och en negativ påverkan på ryggradslösa djur, som kan vara av samma omfattning som jordbearbetning (Torbek och Bilde 2004). Gödning påverkar förekomsten av ryggradslösa djur i gräsmarker, men effekterna är artberoende och kan både vara positiva, neutrala och negativa (Vickery m.fl. 2001).

Genom att erbjuda en relativt sett ostörd miljö, kan vallar erbjuda en hemvist för ryggradslösa djur från vilken de kan sprida sig till åkrar med annuella grödor. En högre andel vall i landskapet har visat sig öka aktivitetsdensiteten av spindlar och samt påverkat förekomsten av vissa arter av ryggradslösa djur beroende på artkaraktärer (Rusch m.fl. 2014). Vallar som innehåller blomresurser kan utnyttjas av blombesökande insekter som har sina boplatser i mer permanenta habitat, vilket gör att vallar med inslag av örter (Osgathorpe m.fl. 2011), inte minst odlade baljväxter som klöver (Carvell m.fl. 2006), kan vara en viktig resurs för pollinatörer om tidpunkten för slåtter medger att baljväxterna hinner gå i blom (Risberg 2004). Rena gräsvallar har dock ett begränsat värde som födokälla för pollinatörer (Potts m.fl. 2009). Potentiellt skulle vallar med inslag av blommande växter (vallbaljväxter) därför kunna bidra till högre populationstätheter av pollinerande insekter (jfr Jönsson m.fl. 2015). För nattfjärilar ledde en högre andel vall i landskapet till en ökad artrikedom (Pettersson 2011).

Även om bilden är splittrad, visar dessa studier att vallar generellt är positiva för mångfalden av ryggradslösa djur, men att värdet ofta minskar med graden av intensitet i vallodlingen. Långliggande vallar är därför mer positiva för biologisk mångfald av ryggradslösa djur, men deras värde för mångfalden i landskapet i stort beror också på i vilken mån vallar kan fungera som spridningskällor till resten av landskapet. Den måttliga botaniska mångfalden i godkända vallar är sannolikt negativ för mångfalden av ryggradslösa djur, men inslag av baljväxter när det förekommer är positivt för vissa ryggradslösa djur.

Vissa fåglar utnyttjar gräsmarker för att söka föda och kan därför också utnyttja vallar (Wilson m.fl. 2009). Vallar har generellt en positiv effekt på tillgången på föda för fåglar i form av frön och ryggradslösa djur, men värdet minskar med intensivare skötsel (Wilson m.fl. 1999, Vickery m.fl. 2001, Wilson m.fl. 2009). Det är inte bara hur mycket föda som finns som är avgörande för fåglar, utan hur tillgänglig den är. Minskad plöjning i vallar jämfört med åkrar kan gynna marklevande organismer som utgör föda för fåglar med en födotillgång som till och med kan vara så god som i naturbetesmarker (Olsson m.fl. 2002), men täta och snabbväxande gräsvålar försvårar födosöket (Wilson m.fl. 2005, men se Devereux m.fl. 2006). För fåglar blir födan ibland tillgänglig vid slåtter. Att slåttarna av intensivt brukade vallar sker alltmer synkront över stora områden kan därför vara negativt för vissa fågelarter (t.ex. vit stork) (Johst m.fl. 2001). Vilket värde vallar har för fåglars födosök varierar dock stort mellan olika arter och beror på hur vallen sköts. T.ex. kan intensivt skötta gräsmarker gynna generalister som kråkfåglar (Barnett m.fl. 2004) och växtätare som gäss (Hassall och Lane 2001).

För fågelarter som lägger sina bon i gräsmarker är effekten av vallar komplex. Även om vallar erbjuder habitat för bon, riskerar bona (och borymmande ungar) att förstöras under slåttarna. Sådan störning av slåtter har observerats för flera fågelarter, t.ex. kornknarr, buskskvätta och sånglärka, och har accentuerats av tidigare förstaskörd och mer frekventa skördar (Green 1996, Müller m.fl. 2005, Buckingham m.fl. 2015).

Medan jordbruksfåglar i slättbygden verkar gynnas av en högre andel extensivt odlad mark såsom vall (Wretenberg m.fl. 2010, Hiron m.fl. 2013), verkar jordbruksfåglar i valldominerade områden missgynnas av en ökad andel extensivt odlad mark (Robinson m.fl. 2001b, Wretenberg m.fl. 2010, men se även Berg m.fl. 2015). Detta samband kan bero på att fält med odlade grödor bidrar med viktiga födoresurser för fåglar (Wilson m.fl. 1999, Holland m.fl. 2007).

Det finns således indikationer på att vall är positivt för fåglar associerade med jordbrukslandskapet, framförallt om vallodlingen inte är för intensiv. Det finns också indikationer på att den positiva effekten är störst i områden där det finns minst vall.

Delinsats A kan gynna mångfald genom att minska risken att jordbruk läggs ner, men påverkar samtidigt den relativa vinsten av att odla vall jämfört med andra jordbruksaktiviteter. I den mån ersättningen leder till mer vall i just skogsdominerade områden, är det enligt utvärderarna oklart om detta leder till att målet att främja biologisk mångfald främjas på ett kostnadseffektivt sätt. Studier av skillnader i effekt mellan olika geografiska regioner bygger dock främst på fåglar, varför ytterligare studier krävs när det gäller effekter på andra organismer.

Effekter på näringsläckage

Syftet med åtgärden har varit att minska läckaget av växtnäringsämnen genom att främja flerårig vallodling på bekostnad av spannmålsodling och andra annuella grödor, främst i de intensivt brukade slättbygderna i stödområde 9. Vallstöd har kunnat sökas för all vallareal, även befintlig, och behövde därför inte nödvändigtvis leda till förändrad grödfördelning. För att utröna om ersättningen ledde till en förändrad grödfördelning, utfördes beräkningar med hjälp av CAPRI modellen. Resultat av dessa beräkningar beskrivs i detalj i kapitel *Resultat av ersättningen* ovan. Två simuleringar utfördes. Dels en beräkning av markanvändningen för den faktiska situationen idag, d.v.s. med vallstödet, och dels en simulering av grödfördelningen för den kontrafaktiska situationen att inget vallstöd fanns. Förändringen mellan dessa två simuleringar av grödfördelningen beräknades och sammanställdes för utlagningsregioner (tabell 6.41). I medeltal för hela området med vallstöd som syftade till reducerat växtnäringsläckage (stödområde 9) visade det sig att vallstödet ökade vallens andel av den totala åkerarealen med drygt 1 procentenhet. Samtidigt ledde vallstödet till en minskning av den öppna växtodlingen (annuella grödor såsom spannmålsgrödor, oljeväxter, sockerbeter etc.) med ca 1 procentenhet. Även trädesarealen minskade med vallstödet om än marginellt (tabell 6.41). Variationen av vallstödetts effekt på förändring av vallarealen var stor mellan utlagningsregionerna, och vallarealen ökade med mellan 0 och drygt 4 procentenheter beroende på region.

Tabell 6.41. Förändring av grödfördelningen på åkermarken mellan en situation med stöd och en situation utan stöd för extensiv vallodling inom stödområdet för delinsats B (Minskade växtnäringsförluster) år 2011 baserade på simuleringar med CAPRI modellen.*

Utlagnings-region	Öppen växtodling		Vall		Träda		Totala åkerarealen
	Förändring (tha)	Förändring relativt totala åkerarealen (%)	Förändring (tha)	Förändring relativt totala åkerarealen (%)	Förändring (tha)	Förändring relativt totala åkerarealen (%)	
1a	0,1	0,1	0,1	0,0	-1,2	-0,5	-1,0
1b	-0,4	-0,5	0,2	0,3	-0,0	-0,0	-0,2
2a	-0,2	-0,2	0,4	0,4	-0,9	-0,9	-0,7
2b	0,7	1,1	1,0	1,5	-0,5	-0,7	1,2
4	-5,5	-4,6	5,3	4,4	0,1	0,1	-0,1
5a	-0,2	-0,1	2,4	0,9	-1,2	-0,5	1,0
6	-7,7	-1,6	6,9	1,4	-0,8	-0,2	-1,6
Σ (stödområde 9)	-13,2	-1,0	16,3	1,2	-4,5	-0,3	-1,3

*Siffrorna baseras på förändringen från kontrafaktisk situation (areal utan stöd) till den faktiska situationen (areal med stöd).

För att beskriva påverkan på växtnäringsläckage av ovanstående förändrad grödfördelning utnyttjades beräkningarna av kväveläckaget från svensk åkermark för år 2011 (Blombäck m.fl. 2014). Läckagekoefficienter för olika grödor användes ihop med motsvarande arealer för att beräkna differensen mellan kontrafaktiskt läckage från åkermarken år 2011 (en situation utan vallstöd) och det faktiska åkermarksläckaget med stöd år 2011, se tabell 6.41. Resultatet av detta scenario redovisas för kväveläckage i tabell 6.42 och för fosforförluster i tabell 6.43. Hänsyn har endast tagits till de förändringar som skett inom åkermarken. Scenariot ledde dock också till mindre förändringar av den totala åkerarealen.

Stöd för vallodling skulle enligt ovanstående beräkningar ha bidragit till ett minskat kväveläckage om totalt 238 ton N för hela området (tabell 6.42), vilket motsvarar en minskning med ca 0.2 kg N/ha total åkerareal. Skillnaderna mellan regionerna var stor. Störst förändring beräknades i region 4 (Östgötaslätten) med en minskning av ca 0.6 kg N/ha. Orsaken till detta var framförallt den stora relativa förändringen av vallarealen (+4 % av totala åkerarealen) som vallstödet uppskattades ha gett upphov till där. Den stora ökningen av vallarealen ledde samtidigt till en minskning av den öppna växtodlingen. Övergången från öppen växtodling till vallodling minskar generellt utlakningen av kväve kraftigt. I region 1a (Skånes slättbygder) däremot beräknades vallstödet i stort sett inte alls påverka vallarealen vilket endast ledde till en marginell förändring i kväveutlakning för regionen. Skillnaden i reduktion mellan regioner berodde också på skillnader i absoluta utlakningsnivåer i de olika regionerna (Blombäck m.fl. 2014) och därmed storleken på effekten av att odla vall jämfört med spannmål eller liknande grödor.

Effektiviteten av vallstödet för minskad kväveutlakning var i medeltal ca 0.8 kg N/ha vallstödsareal (tabell 6.42), men den varierade kraftigt mellan regioner. Utöver den kraftiga variationen mellan regionerna i minskning av läckaget per total åkermark påverkades effektiviteten av hur stor arealen med vallstöd var i de olika regionerna. Ju mer vallstöd i förhållande till den ökade vallarealen som stödet ledde till, desto sämre effektivitet.

Kostnadseffektiviteten beräknades i medeltal för hela området till 628 kr/kg N vallstödsareal (tabell 6.42). Detta kan sägas utgöra en maxkostnad då hela bidragssumman av vallstödet i exemplet i tabell 6.41 fördelats på effekten av minskat kväveläckage. Om en del av stödets kostnad också skulle fördelas på en eventuell fosforreduktion som effekt av vallstöd så skulle denna summa reduceras. Variationen i kostnadseffektivitet mellan regionerna var stor och varierande mellan 195 och 2306 kr/kg N. Detta kan exempelvis jämföras med den skattade kostnaden för *Minskat kväveläckage* (se kapitel om effekten av minskade växtnäringsförluster) som i medeltal beräknades till ca 100 kr/kg N.

Tabell 6.42. Effekt av stöd för extensiv vallodling på minskat kväveläckage inom delinsats B (Minskade växtnäringsförluster) år 2011.

Utlaknings-region	Total areal åker [ha]	Areal vall [ha]	Areal med vallstöd [ha]	Belastnings-reduktion [ton N]	Minskad belastning/ total åkerareal [kg N/ha]	Minskad belastning/ areal med vallstöd [kg N/ha]	Kostnad* [kr]	Kostnad/ reduktion* [kr/kg N]
1a	248 371	36 217	26 208	6.9	0.03	0.26	13 104 000	1 899
1b	80 204	11 695	8 885	16.2	0.22	1.83	4 442 500	274
2a	111 891	37 016	26 786	6.1	0.06	0.23	13 393 000	2 196
2b	73 887	24 444	20 727	4.5	0.07	0.22	10 363 500	2 303
4	139 493	30 700	26 299	67.3	0.56	2.56	13 149 500	195
5a	293 631	89 060	74 267	58.3	0.22	0.79	37 133 500	637
6	542 041	155 883	115 954	78.7	0.16	0.68	57 977 000	737
Σ (stödområde 9)	1 489 518	385 015	299 127	238.1	0.18	0.80	149 563 500	628

*antaget hela kostnaden av åtgärden för syftet att minska kväveförlusterna

Stöd för vallodling skulle enligt ovanstående beräkningar ha bidraget till ett minskat fosforläckage om totalt 2493 kg P för hela området (tabell 6.43) vilket motsvarar en minskning av ca 0,002 kg P/ha åkermark. Medelläcket för Sveriges åkermark har för år 2005 beräknats till ca 1600 ton fosfor (Naturvårdsverket 2008). Skillnaderna mellan regionerna var stor. Störst relativ förändring beräknades i region 4 (Östgötaslätten) med en minskning av ca 0,007 kg P/ha. Orsaken till detta var framför allt den stora relativa förändringen av vallarealen (+4 % av totala åkerarealen) som vallstödet uppskattades ha gett upphov till, så som beskrivs ovan. I region 1a (Skånes slättbygder) däremot beräknades vallstödet i stor sett inte alls påverka vallarealen vilket ledde till en marginell förändring i fosfor förluster för regionen. Skillnaden i reduktion mellan regioner berodde också på skillnader i absoluta förlustnivåer i de olika regionerna och därmed skillnader i effekten av att odla vall jämfört med spannmål eller liknande grödor.

Effektiviteten av vallstödet för minskad fosforförlust var i medeltal ca 0,008 kg P/ha vallstödsareal (tabell 6.43) men den varierade kraftigt mellan regioner. Utöver den kraftiga variationen mellan regionerna i minskning av läcket per total åkermark påverkades effektiviteten av hur stor arealen med vallstöd var i de olika regionerna. Ju mer vallstöd i förhållande till den ökade vallarealen som stödet ledde till, desto sämre effektivitet.

Kostnadseffektiviteten beräknades i medeltal för hela området till knappt 60 000 kr/kg P (tabell 6.43). Detta kan sägas utgöra en maxkostnad då hela bidragssumman av vallstödet i exemplet i tabell 6.43 fördelats på effekten av enbart minskat fosforläckage. Om en del av stödets kostnad också skulle fördelas på kväveläckagereduktionen (se tabell 6.43) som effekt av vallstöd så skulle denna summa reduceras. Variationen i kostnadseffektivitet mellan regionerna var stor och varierande mellan 16 730 och över en miljon kronor per kg P. Detta kan exempelvis jämföras med den skattade kostnaden för skyddszoner (se kapitel om effekten av minskade växtnäring förluster) som i medeltal beräknades till ca 2 800 kr/kg P. Om kostnaden fördelas lika mellan effekten på kväve och fosfor blir ändå kostnaden per reducerat kg växtnäringssämne betydligt högre än kostnaderna för åtgärderna inom insatsen *Minskat växtnäringläckage*.

Tabell 6.43. Effekt av stöd för extensiv vallodling på minskat fosforläckage inom delinsats B (Minskade växtnäring förluster) år 2011.

Utlakningsregion	Total areal åker [ha]	Areal vall [ha]	Areal med vallstöd [ha]	Belastningsreduktion [kg P]	Minskad belastning/total åkerareal [kg P/ha]	Minskad belastning/areal med vallstöd [kg P/ha]	Kostnad* [kr]	Kostnad/reduktion* [kr/kg P]
1a	225 242	36 217	26 208	13	0.0001	0.0005	13 104 000	1 008 000
1b	72 736	11 695	8 885	39	0.0005	0.0044	4 442 500	113 910
2a	100 039	37 016	26 786	44	0.0004	0.0016	13 393 000	304 386
2b	66 060	24 444	20 727	-43	-0.0006	-0.0021	10 363 500	-241 012
4	119 421	30 700	26 299	786	0.0066	0.0299	13 149 500	16 730
5a	261 514	89 060	74 267	199	0.0008	0.0027	37 133 500	186 601
6	494 143	155 883	115 954	1360	0.0028	0.0117	57 977 000	42 630
Σ (stödområde 9)	1 339 155	385 015	299 127	2493	0.0019	0.0083	149 563 500	59 993

*antaget hela kostnaden av åtgärden för syftet att minska fosforförlusterna

Slutsatser gällande ersättningens effekter

Upptaget av stödet har varit god inom bägge delinsatserna, både när det gäller antalet brukare med ersättning och arealen ansluten mark. De kontrafaktiska markanvändningsscenarierna framtagna med CAPRI visar att ersättningen har haft en viss påverkan på upptaget, men att denna var relativt liten sett över hela Sverige (4 procent). Störst skillnad gjorde ersättningen i norra Mellansverige, där upptaget minskade med 11 procent när stödet togs bort.

När det gäller effekten på biologisk mångfald inom delinsats A visar evidenssyntesen att gräsmarker generellt påverkar biologisk mångfald positivt, men att kunskapen om specifikt vallodlingens effekter fortfarande är mycket bristfällig. Detta beror framför allt på att det finns en stor variation i vallens beskaffenhet (artsammansättning, ålder, m.m.) och skötsel, och att olika organismgrupper påverkas olika av dessa faktorer. Studier på jordbruksfåglar tyder dock på att ökad vallodling i just skogsdominerade områden, där vallen redan utgör en stor andel av de odlade grödorna, snarare minskar den biologiska mångfalden. Inga studier har undersökt detta konkret för andra organismgrupper, men om ersättningen i skogsdominerade områden leder till mindre variation i landskapet, ligger det nära att dra slutsatsen att den biologiska mångfalden inte gynnas av denna delinsats. För att gynna den biologiska mångfalden i dessa områden vore det önskvärt med en ersättning som ökade variationen bland odlade grödor, t.ex. genom att stödja odling av spannmål.

Ersättningen beräknades utifrån en kontrafaktisk analys ge en ökning av andelen vall av den totala åkermarksarealen. Denna förändring beräknas medföra ett minskat växtnärläckage. Ersättningen antas därför ha bidragit till en förbättrad vattenkvalité avseende växtnärläckage.

Det bör i sammanhanget också nämnas att vallodling generellt kan ha andra positiva effekter, exempelvis på kolinlagring (Kätterer m.fl. 2013) som är betydelsefull både för processer i marken och för reglering av klimat (Lal 2004). För potentiellt multifunktionella åtgärder, d.v.s. åtgärder som kan ha effekter på flera olika mål samtidigt, är det viktigt att utreda hur utformningen påverkar samtliga mål.

Förslag till förbättringar

Delinsats A – Effekter på biologisk mångfald

Utvärderingen tyder på att gräsmarker generellt sett har en positiv effekt på den biologiska mångfalden i jordbrukslandskapet. Vilken effekt vallodling har för biologisk mångfald är dock otillräckligt känd i dagsläget. För att möjliggöra en framtida utvärdering av ersättningen för extensiv vallodling behövs det därför mer forskning kring detta ämnesområde. En av de viktigaste faktorerna att studera är vallens skötsel då denna varierar stort mellan olika typer av vallar och är av betydelse för hur den biologiska mångfalden påverkas.

Utvärderingen visar också att en ökad vallodling snarare missgynnar den biologiska mångfalden av jordbruksfåglar i skogsdominerade områden. Om målet är att främja den biologiska mångfalden i dessa områden bör man istället överväga en ersättning som syftar till att öka andelen annuella grödor såsom spannmål i landskapet. Det skulle också behövas ett bättre kunskapsunderlag om effekten på andra organismgrupper än fåglar.

Från utvärderingen framkommer några skötselfaktorer som skulle kunna gynna den biologiska mångfalden; en senarelagd förstaskörd, en minskad gödsling, en högre artrikedom av insådda växter samt ett större inslag av baljväxter i vallen. För att öka ersättningens effekt vore det önskvärd att på ett tydligare sätt inkludera dessa specifika faktorer i stödets villkor.

Delinsats B – Effekter på växtnärläcksage

Inga förbättringar föreslås när det gäller ersättningen inom delinsats B när det gäller dess huvudsyfte, d.v.s. minskad växtnärläcksage. Däremot har utvärderingen av effekten av vallodling på biologisk mångfald visat att ökad vallodling i intensivt brukade områden med hög andel ånnuella grödor (d.v.s. slåttbygderna som omfattas av stödområde 9) gynnar biologisk mångfald. Detta gäller speciellt vallar med inslag av baljväxter. Då minskningen av den biologiska mångfalden i just dessa områden har varit mest omfattande, samtidigt som dess bevarande här vore särskilt önskvärd både för sällsynta arter och ur ett ekosystemtjänstperspektiv föreslås att ökad biologisk mångfald inkluderas som mål även för denna delinsats.

Svar på utvärderingsfrågorna

QEC 16: I vilken utsträckning har åtgärden bidragit till att förbättra miljösituationen?

Frågan berör samtliga insatser inom åtgärderna 214/216 *Miljövänligt jordbruk och Icke-produktive ersättningar - jordbruk* som samtliga syftar till att förbättra miljösituationen, där miljö innefattar biologisk mångfald, mark- och vattenkvalitet (minskad växtnärläcksage), användning av växtskyddsmedel, värdefulla kulturmiljöer samt traditionella växt- och husdjursraser. Vi bedömer här hur olika ersättningar bidragit till att förbättra miljösituationen i enlighet med de uttalade syftena med ersättningen, men konstaterar att flera av ersättningarna kan ha effekter på miljösituationen annat än vad som uttalas i syftet.

Biologisk mångfald

En rad ersättningar har som målsättning att gynna den biologiska mångfalden: skötsel av betesmarker och slåtterängar, skötsel och anläggning av våtmarker, bevarande av kulturmiljöer i jordbrukslandskapet, ekologiska produktionsformer, extensiv vallodling i norra Sverige, regionalt prioriterade ersättningar och miljöskyddsåtgärder. Eftersom det inte finns någon tydlig definition av biologisk mångfald, är det svårt att bedöma i vilken mån målsättningen har uppfyllts. Biologisk mångfald syftar i allmän mening på variationsrikedomen av ekosystem, arter och gener – i den mån det nämns framstår arter som den aspekt som åsyftas. Antalet arter kan dessutom gynnas på olika rumsliga skalor, i det här fallet från det lokala fältet till hela Sverige, d.v.s. åtgärderna kan både syfta till att bevara sällsynta arter och till att öka mångfalden av organismer på en fältskala utan att detta nödvändigtvis gynnar sällsynta arter. Hänvisningar till *EU:s strategi för biologisk mångfald* och flera miljömål inklusive *Ett rikt odlingslandskap* ger vid handen att målsättningen både är att arter ska ha en god bevarandestatus och att det ska finnas en biologisk mångfald på lokal nivå till fromma för viktiga ekosystemtjänster. Utredarna har därför bedömt att bägge dessa aspekter åsyftas.

Enbart en effektindikator som direkt speglar biologisk mångfald finns angiven för åtgärden miljövänligt jordbruk, nämligen Farmland Bird Index (FBI) som beskriver populationsstorlekarna nationellt för ett antal vanliga jordbruksfåglar. I en kontra-faktisk analys visar vi att *miljövänligt jordbruk* bidrar till att upprätthålla 5 % högre FBI, vilket är en fjärdedel jämfört med målsättningen. Skattningen är behäftade med en rad osäkerheter, dels av teknisk natur, dels för att enbart arealeffekter och inte sköteffekter beaktas. Det är dock utredarnas uppfattning att åtgärden *miljövänligt jordbruk* bidrar till FBI. Av de åtgärder som analyserats separat, framstår stödet till *naturbetesmarker* som det som ger tydligast positiv effekt. Resultaten innebär dock inte att man kan dra slutsatser som gäller andra taxa eller sällsynta arter utan vidare analyser.

Övriga effektindikatorer är nära kopplade till omfattningsindikatorerna, d.v.s. åtgärden förväntas bidra till målet under förutsättning att den genomförs. För att dra slutsatsen att ett stöd gynnar biologisk mångfald krävs det för det första att åtgärden bidrar till att en större areal anläggs eller sköts på det åsyftade sättet och för det andra att det skapade/skötta habitatet bidrar till att bevara den biologiska mångfalden. För *vallodling i norra Sverige* och *naturbetesmarker* har modellberäkningar och för *kulturhistoriskt värdefulla miljöer* har statistiska beräkningar visat att de bidrar till att öka arealen, men i en omfattning som är betydligt mindre än den areal som ges ersättning. För *anläggning av våtmarker*, *ekologisk odling* och *miljöskyddsåtgärder* bidrar stöden till syftet, men i vilken omfattning kan inte avgöras eftersom inga modellberäkningar finns. För flera av dessa åtgärder är kunskapsunderlaget om hur stöden bidrar till skötseln av marker svagt. Det är utredarnas uppfattning att *miljövänligt jordbruk* bidrar till att marker i ökad omfattning sköts på ett sätt som avses gynna biologisk mångfald, men att det krävs mer underlag för att dra säkra slutsatser om hur stort bidraget från *miljövänligt jordbruk* är.

Miljövänligt jordbruk premierar en rad olika åtgärder med förmodad effekt på biologisk mångfald. Evidenssynteserna visar att flera av åtgärderna med stor sannolikhet bidrar till att öka den biologiska mångfalden på lokala och nationella skalor. Tydligast är detta dokumenterat för *naturbetesmarker/slätterängar* och *våtmarker*. Effekten av *ekologisk odling* är generellt positiv, men effekten på biologisk mångfald i landskap med ett högt inslag av mer eller mindre naturliga habitat är oklar. Medan kunskapen om *vallodlingens* effekt på biologisk mångfald brister, bidrar stödet till vallodling i norra Sverige till att hålla jordbruksmark i bruk i områden som annars domineras av skog och därmed till att bevara den befintliga biologiska mångfalden på en regional nivå. Vill man öka biologisk mångfald i dessa regioner borde man dock snarare satsa på en ersättning som ledde till en ökning av spannmålsodling i valldominerade områden. *Sprutfria kantzoner* har en dokumenterad effekt på biologisk mångfald på åkern, men effekterna på biologisk mångfald i övrigt är inte tillräckligt dokumenterade. För *regionalt prioriterade ersättningar* finns det starkt stöd för att *restaurering av betesmarker/slätterängar* och *fågelåkrar* bidrar till biologisk mångfald. Utredarnas uppfattning är därför att det, med visst undantag för *stödet för kulturhistoriskt värdefulla miljöer* och *vallodling i norra Sverige*, finns starkt stöd för att *Miljövänligt jordbruk* och *Icke-produktiva investeringar – jordbruk* gynnar biologisk mångfald.

Slutsatsen att *Miljövänligt jordbruk* gynnar biologisk mångfald innebär enligt utredarnas uppfattning inte att det finns stöd för att kombinationen av omfattning av ersättningar och regler för att erhålla dessa leder till ett kostnadseffektivt

utnyttjande av resurser. Med tanke på storleksordningen på de resurser som avsätts för att gynna biologisk mångfald, är det förvånande hur stora kunskapsbristerna är både vad gäller stödets effekter på arealer och skötsel, och vad gäller effekten av olika former av skötsel på biologisk mångfald. Medan interventionslogiken fokuserar på att utreda kontrafaktiska samband, ser utredarna ett stort behov av att utreda alternativa utformningar av stöden. Vi vill här speciellt peka på *alternativa regler för skötsel av betesmarker* för att skapa större ekologisk variationsrikedom, *utformning av våtmarker* för att öka effekter på biologisk mångfald, *alternativa sätt att stödja jordbruk i områden med svårigheter*, och *stöd för att öka inslaget av småbiotoper i landskapen*.

De flesta av ersättningarna bidrar till att öka den biologiska mångfalden på lokala skalor. Det innebär att ersättningarna potentiellt bidrar till ekosystemtjänster som baseras på biologisk mångfald i vid mening, t.ex. pollinering av grödor och naturlig biologisk kontroll av skadegörare. Utredarna har dock inte funnit underlag som gör att det går att göra annat än kvalitativa bedömningar på det här området. Hotade arter är knutna till vissa av de miljöer som stöds av *Miljövänligt jordbruk*, inte minst *naturbetesmarker och slåttermarker med särskilda värden* och *våtmarker*, vilket gör att stödet till dessa miljöer sannolikt gynnar även de hotade arter som lever där. Det är emellertid omöjligt att kvantitativt uppskatta bidraget som *miljövänligt jordbruk* ger till att upprätthålla en god bevarandestatus för hotade arter. När det gäller flera av ersättningarna, inte minst *ekologisk odling* och *vallodling i norra Sverige*, är bidraget till att bevara hotade arter i princip okänt.

Växtnäringsläckage

Ersättningen för minskat näringsläckage har bidragit till målet att minska förlusterna av växtnäringsämnen från åkermark till vatten. Den har därmed bidragit till miljö kvalitetsmålet *Ingen övergödning*. Arealen med stöd för minskat kväveläckage (delinsats A) utgjorde vid periodens slut ca 140 000 ha vilket utgjorde knappt 80 % av målet 180 000 ha. Ersättningen beräknades till att under periodens slut bidra med en belastningsminskning av drygt 1 500 ton kväve/år vilket utgör knappt 90 % av målet på 1 700 ton kväve/år. Arealen med stöd för skyddszoner (delinsats B) utgjorde vid periodens slut ca 11 000 ha vilket utgjorde över 100 % av målet 9 000 ha. Ersättningen beräknades till att under periodens slut bidra med en belastningsminskning av ca 12 ton fosfor/år.

Ersättningen för extensiv vallodling – delinsats B i södra Sveriges jordbruksbygder (stödområde 9) har bidragit till målet att minska förlusterna av växtnäringsämnen från åkermark till vatten. Den har därmed bidragit till miljö kvalitetsmålet *Ingen övergödning*. Arealen med stöd för vallodling inom delinsats B utgjorde vid periodens slut ca 230 000 ha vilket utgjorde 118 av målet 200 000 ha. Ersättningen beräknades till att under år 2011 bidra med en belastningsminskning av drygt 240 ton kväve/år och 2,5 ton P/år.

Beräkningar eller mätningar av ersättningen för miljöskyddsåtgärder och dess effekt på användningen av växtskyddsmedel och förluster av växtnäringsämnen har inte gjorts. Därför är målen att den ska bidra till en förbättrad vatten- respektive markkvalitet samt att växtnäringsförlusterna och riskerna vid användning av växtskyddsmedel ska minska svåra att utvärdera. Arealen med stöd för miljöskyddsåtgärder utgjorde 2011 ca drygt 300 000 ha vilket utgjorde drygt 50 % ha av målet 600 000 ha. Programmet stängdes för nyanslutningar 2012.

Ersättningen för anläggning och restaurering av våtmarker har bidragit till målet att minska förlusterna av växtnäringssämnen från åkermark till vatten. Den har därmed bidragit till miljö kvalitetsmålet *Ingen övergödning*. Arealen med stöd för anläggning och restaurering av våtmarker utgjorde totalt drygt 5 200 ha för hela perioden vilket utgjorde knappt 90 % av målet 6 000 ha. Ersättningen beräknades till att för alla i perioden anlagda våtmarker bidra med belastningsminskning av ca 200 ton kväve/år och 25 ton P/år.

PSEQ 16A: Hur ändamålsenlig och effektiv har den geografiska styrningen av miljöåtgärden i programmet varit?

Geografisk styrning av miljöåtgärder kan motiveras antingen av att marginalvärdet av åtgärder för att uppnå målet är större i vissa områden än i andra eller av att brist på geografisk styrning leder till en oönskad fördelning av åtgärden geografiskt.

Slutsatser

Utredarnas sammanvägda slutsats är att *miljövänligt jordbruk* är av stor vikt för att gynna biologisk mångfald, både sådan mångfald som är viktig för ekosystemtjänster och hotade arter, men med stor skillnad mellan olika åtgärder. Kunskapsunderlaget är inte tillräckligt för att dra slutsatser om *miljövänligt jordbruk* har en kostnadseffektiv utformning när det gäller att gynna biologisk mångfald. Ersättningarna *minskat näringsläckage*, *extensiv vallodling* och *anläggning och restaurering av våtmarker* bidrar till att minska utsläppen av växtnäringssämnen, medan kunskapsunderlaget gör det svårare att dra någon slutsats när det gäller miljöskyddsåtgärder.

Övriga miljöeffekter

Utredarna har inte haft resurser till att utreda effekter på målet giftfri miljö utan hänvisar till tidigare utredningar.

Biologisk mångfald

Ersättningen *extensiv vallodling* med syfte att bevara biologisk mångfald (delinsats B) har en *explicit* geografisk styrning, dels genom att den inte gäller stödområde 9 och att tilläggsersättningen är högre ju längre norrut i Sverige ersättningen utbetalas. Den geografiska inriktningen av ersättningen mot områden där förutsättningar för jordbruk är sämre ligger helt i linje med ersättningens syfte att förhindra att jordbruk läggs ner. Eftersom ersättningen är utformad som ett stöd till vallodling, och därmed naturligtvis inte bara leder till ökad ekonomisk lönsamhet för gården utan också gynnar vallodling på bekostnad av andra grödor, är den geografiska prioriteringen mer tveksam. Ett ökat inslag av vall har generellt sett sannolikt större effekt på biologisk mångfald i områden där det för närvarande finns lite vall på landskaps-skalar, t.ex. i stödområde 9 där det förvisso finns ett miljöstöd för vall men som inte motiveras med effekter på biologisk mångfald. Eftersom tilläggsersättningen är inriktad mot lantbruk med djur, kan en indirekt positiv effekt på nedläggningshotade betesmarker tänkas, men det är oklart varför stödet i så fall inte inriktas direkt på dessa marker. Utredarna ser en prioritering mot områden med sämre förutsättningar för jordbruk som riktig, men anser att utformningen av detta stöd i sin helhet bör utredas i relation till syftet.

Den huvudsakliga geografiska styrningen av åtgärder i *miljövänligt jordbruk* är implicit, d.v.s. ersättningsnivåer och regelverk leder till ett högre upptag av åtgärden i vissa regioner än i andra. Upptaget av ekologiskt lantbruk är högre i områden med lägre avkastning i jordbruket, medan effekten av ekologiskt lantbruk på åtminstone lokal biologisk mångfald är högre i områden med ett intensivare jordbruk och högre avkastning. Det innebär att dagens utformning leder till en geografisk fördelning av upptaget av ekologiskt lantbruk som minskar den totala effekten på biologisk mångfald. För betes- och slåttermarker styrs den geografiska fördelningen till största delen av historiska orsaker, men det finns ingen styrning av stöd mot områden med större risk för nerläggning av dessa. För andra åtgärder har vi inte underlag för att uttala oss om existerande geografiska skillnader i upptag påverkar effekter på biologisk mångfald.

Växtnäringsläckage

Kostnadseffektiviteten för *minskat kväveläckage* beräknades vara knappt 100 kr/kg N (år 2011) för hela stödområdet. Kostnadseffektiviteten för insatsen *minskat kväveläckage* varierade måttligt mellan regioner, från ca 60 till 180 kr/kg N. Den i programmet existerande regionala spridningen av åtgärden verkar därför ge god kostnadseffektivitet.

För vallstöd beräknades maxkostnaden vara drygt 600 kr/kg N och knappt 60 000 kr/kg P för hela stödområdet (år 2011). Kostnadseffektiviteten för insatsen extensiv vallodling varierade kraftigt mellan regioner, för kväve från ca 200 till 2 300 kr/kg N och för fosfor från ca 16 000 till 1 000 000 kr/kg P. Den i programmet existerande regionala spridningen av åtgärden verkar därför ge en mindre god kostnadseffektivitet.

Kostnadseffektiviteten för skyddszoner beräknades vara drygt 2 800 kr/kg P (år 2011) för hela stödområdet. Kostnadseffektiviteten för insatsen skyddszoner varierade kraftigt mellan regioner, från ca 700 till 20 000 kr/kg P. Den i programmet existerande regionala spridningen av åtgärden verkar därför ge en mindre god kostnadseffektivitet.

CEQ 20: Vilka andra effekter, bl.a. de som rör andra mål/axlar, är kopplade till genomförandet av denna åtgärd?

Genomförandet av flera av miljöåtgärderna interagerar med gårdsstödet, när det gäller effekten på markanvändning. Utredningen har inte haft resurser att analysera detta utan hänvisar till tidigare utredningar.

PSEQ 20C: Vilka sysselsättningseffekter ger miljöåtgärderna?

Vi tolkar frågan som gällande åtgärderna 214s (ersättning för miljövänligt jordbruk) respektive 216s (stöd för icke produktiva investeringar – jordbruk) effekter på sysselsättningen i jordbruket.

Det bör noteras att såväl åtgärd 214 som åtgärd 216 består av ett antal delåtgärder som kan ha olika, och möjligen motstridiga, effekter på sysselsättningen. I likhet med vad som gäller för kompensationsstödet sysselsättningseffekter har detta inte kunnat analyseras inom ramen för slututvärderingens resurser. Däremot har det gjorts analyser av vissa av delåtgärdernas effekter på markanvändningen (stödet till betesmarker och stödet till extensiv vallodling) från vilka man möjligen kan dra vissa slutsatser angående sysselsättningseffekter. Resultaten presenteras i tabellerna 6.8 och 6.40 ovan.

Dessa visar att ett borttagande av stödet till *betesmarker* skulle reducera betesmarksarealen med 20 % och att djurantalet skulle minska med ca 4 % i landet som helhet. Givet att animalieproduktion är mer arbetsintensivt än spannmålsproduktion tyder resultaten således på att betesmarksstödet har en positiv effekt på sysselsättningen. Sannolikt är den dock marginell då effekten på djurbeståndet är liten. Att ta bort vallstödet har en mycket begränsade effekt på arealen betesmark.

Dessa resultat stöds av dem från halvtidsutvärderingen (Päivo m.fl. 2010) där CAPRI-analyserna visade att borttagande av alla ersättningar för miljövänligt jordbruk skulle minska arealen betesmark med 45 %, arealen åker med 2 % och den totala arealen jordbruksmark med 8 % i landet som helhet. Vidare skulle antalet am- och dikor minska med 4 % i landet som helhet. Simuleringarna med AgriPolis-modellen gjorde det möjligt att studera stödets effekter på markanvändningen på en mer detaljerad nivå. Analyserna kunde dock bara göras för de två typregionerna Jönköpings och Västerbottens län. Resultaten visade att borttagande av stödet till *extensiv vallodling* (en delåtgärd inom 214) skulle leda till att arealen vall (såväl extensiv som intensiv) minskade med ca 10 % i Jönköpings län medan arealen extensiv vall skulle öka med 10 % i Västerbottens län samtidigt som arealen intensiv vall skulle minska med drygt 20 %. I båda länen skulle arealen spannmål öka med ca 20 % medan arealen betesmark skulle förbli oförändrad. Slopande av stödet till *betesmark med allmänna värden* (en annan delåtgärd i 214) skulle öka arealen extensiv och minska arealen intensiv vall i båda länen (dock endast marginellt i Västerbotten). Det skulle också minska arealen spannmål i båda länen (åter bara marginellt i Västerbotten) medan det inte skulle ha några effekter på arealen betesmark i något av länen. Det gjordes inga analyser av effekter på djurbeståndet men arealeffekterna hänger sannolikt ihop med stödets effekter på animalieproduktionens lönsamhet vilken påverkas positivt av båda stöden. Effekterna tycks dock vara begränsade vilket tyder på att dessa enskilda delåtgärder inte har mer än marginella effekter på sysselsättningen.

Förslag till förbättringar

Förslag till förbättringar ges specifikt för varje enskild ersättning och tas därför inte upp separat här.

7 Åtgärd 215: Ersättning för djurens välbefinnande

Beskrivning av åtgärden: Motiv, mål, berörd lagstiftning

Åtgärden är ny och stöd för djurens välbefinnande kunde sökas först från och med år 2012 (pers. komm., Jordbruksverket). Den grundar sig på artikel 40 i Rådets förordning (EG) nr 1698/2005 samt artikel 27 i Rådets förordning (EG) nr 1974/2006 (Landsbyggsdepartementet 2012).

Motivet för åtgärden, som innebär att landsbygdsprogrammet betalar ersättning för ett specifikt paket av insatser (utöver vad lagen kräver) för att förbättra välbefinnandet för saggor i griskötsproduktionen, är dels att en mer anpassad skötsel och omvårdnad samt mer förebyggande åtgärder antas öka saggornas välbefinnande och dels att de antas ge ett bättre skydd mot smittor. Det senare förväntas ge ett bättre hälsoläge för grisproduktionen som helhet vilket torde minska behovet av läkemedel, däribland antibiotika. Lägre antibiotikaanvändning minskar risken för utveckling av antibiotikaresistens, vilket har en positiv effekt på såväl djur- som folkhälsan (Landsbyggsdepartementet 2012). Insatspaketet består av fyra delar:

- Förebyggande hygienprogram (hålla fritt från föremål och högt gräs runt stallar och foderanläggning, kontinuerlig bekämpning av skadedjur, krav på skyddskläder för besökare, regelbunden rengöring och desinficering av saggplatser, rengöring av gödselspridare).
- *Skydd mot sjukdomsframkallande mikroorganismer* (infekterade djur och inköpta rekryteringsdjur hålls separat i särskild byggnad, avdelning, utrymme eller box).
- *Foder och produktionskontroll* (daglig kontroll och justering av fodergivningen, hullbedömning av saggor 4 gånger under gräsningscykeln, produktionsuppföljning 4 gånger per år).
- *Planerad produktion* (upprättande av produktionsplan samt särskilda drifts- och arbetsrutiner för att följa produktionsplanen, löpande uppföljning av produktionsplanen).

Insatserna sägs gå utöver vad som idag krävs enligt EU-bestämmelser (Rådets direktiv 2008/120/EG) och svensk lagstiftning (SFS 1988:534). Åtgärden syftar till att förbättra djurvälståndet och hälsoläget i smågrisproduktionen. Målet är att ansluta ca 77 000 saggor. Det kan tyckas en smula märkligt att åtgärden ligger under axel 2, som i övrigt innehåller åtgärder inriktade på ett hållbart utnyttjande av naturresurser samt på att bevara eller förbättra miljön. Enligt artikel 36 i förordningen (EG) nr 1698/2005 hör emellertid även stödet för djuren välbefinnande hemma under denna axel. Möjligen kan det bero på att en förbättring av djurs välbefinnande ses som en åtgärd ägnad att bidra till ökad hållbarhet i resursutnyttjandet.

Villkor för stödet

Stödet kan sökas av smågrisproducenter i hela landet. För att vara berättigad till ersättning ska samtliga insatser som beskrivits ovan göras för alla sugor för smågrisproduktion som finns på företaget. Stödet uppgår till 1 000 kr per suga (111,11 €, växelkurs 1 € = 9 kr) och syftar till att kompensera för schablonberäknade kostnader för material, arbete och analyser i samband med insatserna.

Av åtgärdens kostnader finansieras 52,5 % med offentliga nationella medel och resterande 47,5 % med EU-medel (Landsbygdsdepartementet 2012).

Interventionslogik och indikatorer

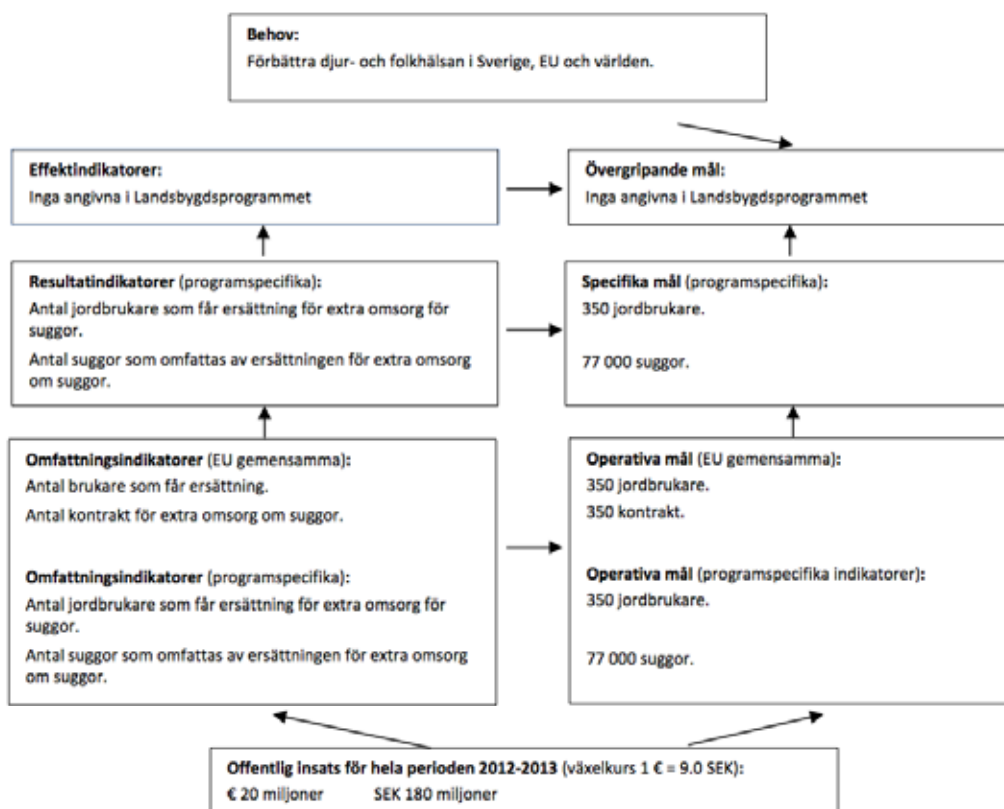
Figur 7.1 ger en schematisk bild av interventionslogiken bakom åtgärden Stöd till djurens välbefinnande. Det behov som insatserna ska svara emot tycks vara att ”förbättra djur- och folkhälsan i Sverige, EU och världen”. Det kan noteras att resultatindikatorerna är identiska med omfattningsindikatorerna och att det saknas effektindikatorer. Detta förefaller en smula märkligt eftersom det i programdokumentet föreslås ett antal resultatmål (Landsbygdsdepartementet 2012):

- Antal producerade grisar per årssuga
- Grisningsprocent
- Andel gyltkullar
- Antal avvanda grisar per år
- Andel omlöp
- Utgångsorsak och antal grisningar för utslagssugor

Resonemanget förefaller vara det följande: Genom att satsa 180 miljoner kr under den resterande delen av programtiden på att kompensera producenter för de merkostnader för material, arbete och analyser som insatserna genererar avser man att få 350 smågrisproducenter med 77 000 sugor att ansluta sig (operativa mål). Detta förväntas öka antalet producerade grisar per årssuga, grisningsprocenten och antalet avvanda grisar per kull, minska andelen gyltkullar och andelen omlöp (specifika mål enligt slututvärderarens tolkning). Detta ska i sin tur leda till ett icke definierat övergripande mål som, i sin tur, antas bidra till att uppfylla behovet av att förbättra djur- och folkhälsan.

Det förutsätts att insatserna som åtgärden består av inte skulle göras utan stöd även om det noteras att vissa av dem helt eller delvis redan används i den svenska smågrisproduktionen. Emellertid sägs det finnas synergieffekter mellan åtgärdens olika insatser, varför det är viktigt att se till att hela paketet av insatser används i produktionen (Landsbygdsdepartementet 2012).

Figur 7.1. Interventionslogik för stödet till djurens välbefinnande



Källa beträffande insatser, mål och indikatorer: Landsbygdsprogrammet 2007-2013

Slututvärderaren delar bedömningen att producenternas incitament att göra insatser för att förbättra djurvälståndet och djurhälsan, utöver vad som krävs enligt lag, kan vara otillräckliga. Dels kan det vara svårt att få ersättning för sådana insatser via högre marknadspriser eftersom konsumenterna har svårt att konstatera skillnader i djurvälståndet och djurhälsa genom att kontrollera egenskaper hos den färdiga produkten (verifieringsproblem). Dels är det svårt att få ersättning via marknadspriserna för insatser som begränsar utvecklingen av antibiotikaresistenta bakterier eftersom minskad antibiotikaresistens är en kollektiv vara som även de som inte betalar för den drar nytta av.

Emellertid är det svårt att följa interventionslogikens olika delar då det tycks råda oklarhet om vad som är åtgärdens specifika, respektive övergripande mål, och om vilka indikatorer som kan användas för att avgöra hur väl de uppfylls. Enligt slututvärderarens tolkning av motiven för åtgärden ovan skulle det *specifika målet* kunna formuleras som "att förbättra smittskyddet i grisbesättningarna". En naturlig (och kvantifierbar) *resultatindikator* vore då "antal/andel infekterade djur i besättningarna". Åtgärdens övergripande mål skulle, i sin tur, kunna formuleras som "minskat behov av läkemedel och minskad antibiotikaresistens". Kvantifierbara *effektindikatorer* skulle då kunna vara "antibiotikaförbrukning" samt "fynd av antibiotikaresistenta bakterier" i besättningarna. Uppgifter avseende hur dessa indikatorer utvecklas för såväl försöks- som kontrollgrupp (om det är möjligt att hitta företag som inte får del av åtgärden som kan utgöra kontrollgrupp, se nedan) skulle kunna fås från

Jordbruksverkets databas *Djursjukdata* om man kan åtgärda dess nuvarande brister vad gäller inrapportering (pers. kom., Jordbruksverket och SVA).

Det är inte självklart hur de ”resultatmått” som föreslagits i programtexten (antal producerade grisar per årssugga, grisningsprocent, andel gyltkullar, antal avvanda grisar per år, o.s.v.), men inte används som indikatorer, relaterar till djurvälstånd eller djurhälsa. De förefaller snarare mäta insatsernas effekter på gårdens produktion vilket dock inte angivits som syfte i motiveringen för åtgärden (i så fall skulle interventionslogiken kunna ifrågasättas eftersom producenterna borde ha goda incitament att göra insatser för djurhälsan som ökar effektiviteten i produktionen (se t.ex. Wallgren 2000, Wallgren m.fl. 2011). Slututvärderaren är medveten om att det är svårt att finna indikatorer som kvantifierar skillnader i djurvälstånd. Emellertid ingår djurs hälsotillstånd i begreppet.¹⁰ Det är då förvånande att man inte föreslagit mer direkta mått på besättningsarnas hälsotillstånd, exempelvis förekomst av infektioner eller läkemedelsanvändning (särskilt antibiotika som pekas ut som något vars användning förväntas minska p.g.a. insatserna) som resultat- och effektindikatorer.

Budget och utfall

Den totala budgeten för perioden 2012 till 2013 uppgick till 20 miljoner euro eller ca 180 miljoner kr (växelkurs: 1 euro = 9 kronor, Landsbygdsdepartementet 2012). Figur 7.1 anger hur programmet uppfyllt de operativa målen och hur insatserna fördelats geografiskt.

¹⁰ Andra komponenter som brukar nämnas, och som utgör grunden för EU:s djurvälståndsarbete (se Direktiv 98/58/EC) är: frihet från hunger, törst och undernäring; frihet från rädsla och lidande; frihet från fysiskt och termiskt obehag; samt frihet att utveckla normala beteendemönster (Brambell Committee 1965, Farm Animal Welfare Council 1993).

Tabell 7.1. Antal anslutna jordbrukare och suggor, samt utbetalade belopp per län och år

År Län	2012			2013			2014		
	Brokare	Suggor	Belopp (Kr)	Brokare	Suggor	Belopp (Kr)	Brokare	Suggor	Belopp (Kr)
Skåne	138	36 052	36 052 353	139	37 353	37 352 633	136	37 197	37 197 000
Blekinge	9	1 834	1 833 785	8	1 822	1 822 100	9	2 166	2 166 000
Halland	75	12 743	12 742 547	73	12 637	12 637 314	62	11 726	11 726 000
Västra Götaland	81	20 855	20 854 483	81	21 132	21 131 947	78	20 891	20 891 000
Gotland	24	4 775	4 774 780	23	4 620	4 620 320	22	4 625	4 625 000
Kalmar	34	5 858	5 858 228	34	5 951	5 950 592	29	5 804	5 804 000
Kronoberg	6	1 145	1 144 769	6	1 168	1 167 974	6	1 170	1 170 000
Jönköping	5	627	627 380	7	875	874 542	6	692	692 000
Östergötland	35	9 350	9 350 282	35	8 825	8 824 876	33	8 512	8 512 000
Södermanland	18	5 135	5 135 239	18	5 317	5 317 233	19	5 717	5 717 000
Stockholm	4	581	580 920	4	596	596 060	4	600	600 000
Uppsala	8	1 484	1 484 045	8	1 623	1 623 065	8	1 604	1 604 000
Örebro	13	3 976	3 975 775	12	4 009	4 009 440	13	4 154	4 154 000
Västmanland	24	7 544	7 543 465	23	7 219	7 219 440	24	7 518	7 518 000
Värmland	16	3 566	3 565 805	15	3 166	3 165 524	14	3 093	3 093 000
Dalarna	4	608	608 051	4	718	718 090	5	775	775 000
Gävleborg	5	216	215 707	5	200	199 933	5	272	272 000
Västernorrland	3	572	572 125	3	596	595 485	3	575	575
Jämtland	0	0	0	0	0	0	1	33	33 000
Västerbotten	5	822	822 070	6	962	962 235	7	1 050	1 050 000
Norrbotten	4	941	940 621	4	857	856 955	4	902	902 000
Summa	511	118 684	118 653 430	508	119 646	119 645 758	488	119 081	119 081 000

Källa: Jordbruksdepartementet

Som framgår uppfylls målen om 350 brukare respektive 77 000 suggor mer än väl för vart och ett av åren. Som jämförelse kan noteras att det totala antalet företag med suggor (och galtar) i Sverige uppgick till 790 år 2013, av vilka 421 hade minst 50 djur (Statistiska Centralbyrån 2014), för 2012 och 2014 finns inga uppgifter. Således tycks nästan 65 % av alla företag, och alla större smågrisproducenter, vara anslutna till åtgärden. Detta kan vara ett problem vid en utvärdering av stödets effekter eftersom det gör det svårt att konstruera en kontrollgrupp bestående av likartade företag som inte deltagit i åtgärden. Det kan också noteras att stödet huvudsakligen har gått till de län där det finns flest suggor (se Statistiska Centralbyrån 2014).

Som en följd av den höga anslutningen överskreds budgeten för perioden 2012-2013 med drygt 58 miljoner kronor (eller ca en tredjedel). Om målsättningen är 77 000 suggor årligen, och ersättningen 1 000 kr per sugga, överskrider även utbetalningarna under förlängningen år 2014 budgeten (med ca 42 miljoner kronor).

Erfarenheter från tidigare utvärderingar

Åtgärden har inte funnits i tidigare upplagor av landsbygdsprogrammet och den har därmed inte ingått i de obligatoriska nationella utvärderingarna. Slututvärderaren känner inte heller till några andra utvärderingar av åtgärden.

Underlag och metoder

För att analysera om åtgärden verkligen ger de förväntade effekterna och om den är kostnadseffektiv (d.v.s. utformad så att den ger största möjliga effekter per satsad krona) krävs data som gör det möjligt att skilja mellan producenter som har fått del av åtgärden (försöksgrupp) och sådana som inte har fått del av den och inte heller i övrigt tillämpar insatserna som den består av (kontrollgrupp). Vidare behövs uppgifter om vilka andra insatser som producenterna i försöks- respektive kontrollgruppen gjort för att förbättra välfärden och hälsan för sina saggor. Slutligen behövs information om utvecklingen för lämpliga indikatorvariabler för djurvelfärd och djurhälsa hos producenterna i försöks- respektive kontrollgruppen.

Information om vilka grisproducenter som deltagit i åtgärden finns i Jordbruksverkets stöddatabas. Information om vilka som inte deltagit går sannolikt att ta fram även om det kan vara tidskrävande. Därmed borde det i princip vara möjligt att skapa försöks- och kontrollgrupper (givet att nästan 65 % av alla smågrisproducenter och de flesta större företag anslutits kan det i och för sig finnas problem med att hitta lämpliga kontrollgruppsföretag). Det är emellertid osäkert om det går att ta fram tillräcklig information om skillnader i producenternas hantering av saggorna för att kontrollera att det inte är andra faktorer än insatspaketet som påverkar djurvelfärden och djurhälsan. Så vitt slututvärderaren vet har det inte gjorts något försök att ta fram uppgifter om vilka andra insatser för att främja djurvelfärd och djurhälsa som producenter i försöks- respektive kontrollgruppen har vidtagit under tiden åtgärden funnits med i landsbygdsprogrammet.

Ett annat problem är att det saknas väldefinierade effekt- och resultatindikatorer. Givet beskrivningen av åtgärdens syfte och mål i landsbygdsprogrammet behövs det variabler som mäter åtgärdens påverkan på smittskyddet i besättningarna (resultatindikatorer) samt på läkemedelsanvändning och antibiotikaresistens (effektindikatorer). Sådana indikatorer skulle t.ex. kunna vara antal/andel infekterade djur i besättningarna, antibiotikaförbrukning samt förekomst av antibiotikaresistenta bakterier i besättningarna. Det finns emellertid problem (underrapportering, oklara uppgifter om djurslag och indikation) med den databas som uppgifterna skulle kunnat tas från (Djursjukdata) vilket innebär att det sannolikt hade varit svårt att få fram information om dessa indikatorer (pers. kom., Jordbruksverket).

Programmakarna tycks ha tänkt sig andra resultatmått (antal producerade grisar per årssugga, grisionsprocent, andel gyltkullar, o.s.v.). Uppgifter om dessa indikatorer har dock inte heller inte tagits fram under programtiden (pers. kom., Jordbruksverket), vilket är förvånande.

Resultat

Åtgärdens effekter har inte kunnat analyseras p.g.a. att det saknas empiriskt underlag för kvantitativa analyser.

Slututvärderaren har konsulterat veterinärer och forskare vid Jordbruksverket, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) och Sveriges Veterinärmedicinska Anstalt (SVA) angående åtgärdens förväntade effekter på djurhälsa och djurvelfärd. Det råder enighet om att insatserna som den omfattar har positiva effekter på saggornas välfärd och hälsa. Det finns också vetenskapliga studier som stödjer detta (Glass-Kaastra m.fl. 2013, Lewerin m.fl. 2015, Postma m.fl. 2016). Emellertid ansågs det sannolikt

att insatserna praktiseras allmänt inom grisproduktionen även utan ersättningen (pers. kom., Jordbruksverket, SLU och SVA). Exempelvis förordas delåtgärderna som ingår i insatsen *förbyggande hygienprogram* och insatsen *skydd mot sjukdomsframkallande mikroorganismer* av Gård och Djurhälsan samt Växa Sverige (Svenska Djurhälsovården 2006). Om så skulle vara fallet, förändrar införandet av åtgärden år 2012 inte suggornas skötsel och kan därför inte heller ha några effekter på deras hälsa och välfärd.

Införande av åtgärden förväntas således öka suggornas hälsa och välfärd i det fall insatserna inte redan görs, dock vet man inte säkert hur mycket. Problemet är att utan empiriskt underlag är det varken möjligt att undersöka i vilken utsträckning insatserna redan används i produktionen eller hur stora effekterna på djurhälsan och djurvälfaerden skulle bli.

Svar på utvärderingsfrågorna

QEC 16: I vilken utsträckning har åtgärden bidragit till att förbättra miljösituationen?

Frågan tolkas som gällande den miljö suggorna vistas i och dess effekter på deras hälsa och välfärd. Detta beror dels på i vilken utsträckning insatserna praktiseras i grisproduktionen även utan stödet och dels på vad som i övrigt görs för att förbättra suggornas miljö och därmed deras hälsa och välfärd. I båda fallen kräver analysen empiriskt underlag. Då detta saknas (se ovan), har frågan inte kunnat besvaras.

PSEQ 16A: Hur ändamålsenlig och effektiv har den geografiska styrningen av miljöåtgärden i programmet varit?

Den geografiska fördelningen av anslutna jordbrukare och suggor (se Tabell 7.1) tycks följa suggornas geografiska fördelning relativt väl. Mot den bakgrunden tycks den geografiska styrningen vara ändamålsenlig. Emellertid kan det vara så att insatserna redan praktiseras och i den mån det sker, företrädesvis av stora grisproducenter. I så fall är det möjligt att den skulle ge större effekter om den riktades till grisproducenter med färre suggor, vilkas geografiska fördelning kan vara en annan än den som gäller för grisproducenterna generellt. Detta har emellertid inte kunnat analyseras p.g.a. avsaknaden av empiriskt underlag.

CEQ 20: Vilka andra effekter, bl.a. de som rör andra mål/axlar, är kopplade till genomförandet av denna åtgärd?

Om åtgärden leder till ökad hälsa och välfärd för suggorna kan den även ha positiva effekter på produktiviteten i smågrisproduktionen (jämför de av programmakarna föreslagna resultatmått). Åtgärden skulle i så fall kunna öka producenternas konkurrenskraft vilket är ett mål för åtgärderna inom axel 1. För att analysera hur det förhåller sig härvidlag krävs också tillgång till empiriskt underlag enligt redogörelsen i avsnitt *Underlag och metod* ovan. Då detta saknas är det inte möjligt att uttala sig om huruvida så är fallet.

PSEQ 20C: Vilka sysselsättningseffekter ger miljöåtgärderna?

Frågan tolkas som gällande den specifika åtgärden *Ersättning för djurens välbefinnande*. Om åtgärden ska ha några effekter på sysselsättningen krävs att dess insatser inte redan praktiseras, eller bara praktiseras i mindre utsträckning. Om så är fallet,

är det möjligt att deras genomförande kräver en ökad insats av arbete. För att avgöra stor denna insats är krävs åter empiriskt underlag enligt redogörelsen ovan, vilket saknas. Således har inte heller denna fråga kunnat analyseras.

Slutsatser angående stödets effekter

I den mån åtgärden inte redan praktiseras allmänt i grisproduktionen förväntas den ha positiva effekter på suggornas hälsa och välfärd. Detta kan, i sin tur, även leda till ökad konkurrenskraft för svenska grisproducenter. I så fall är det, i princip, också möjligt att stödet kan bidra till att öka sysselsättningen i grisproduktionen (dels p.g.a. att insatserna i sig kan kräva ytterligare arbetsinsatser och dels p.g.a. att en ökad konkurrenskraft kan leda till att verksamheten expanderar). För att avgöra hur det de facto förhåller sig krävs emellertid underlag för empirisk analys. Då detta saknas är det inte möjligt att dra några egentliga slutsatser.

Förslag till förbättringar av stödets upplägg

Då det inte är möjligt att uttala sig om stödets effekter är det inte heller möjligt föreslå förbättringar av dess uppläggning.

Förslag till förbättringar av uppföljning och indikatorer

Som framgått av diskussionen i avsnitten om interventionslogik samt underlag och metoder saknas för närvarande såväl resultat- som effektindikatorer. Den enda uppföljning som sker avser omfattningsindikatorerna vilket inte är tillräckligt för att analysera stödets effekter. Inför nästa programperiod är det således viktigt att:

1. Definiera mätbara resultat- och effektindikatorer utifrån stödets interventionslogik.
2. Säkerställa att de kan följas upp.
3. Säkerställa att det finns underlag för en empirisk analys av stödets effekter genom att ta fram data om indikatorerna för såväl stödmottagare som icke stödmottagare.

Eftersom stödet syftar till att förbättra suggornas hälsa och välfärd bör effektindikatorerna väljas så att de gör det möjligt att analysera hur det förhåller sig med den saken. Slututvärderaren är medveten om att det är svårt att ta fram kvantifierbara indikatorer för djurvälfärd. I begreppet djurvälfärd ingår emellertid också djurens hälsa, vilket borde vara lättare att kvantifiera. Slututvärderaren har föreslagit några indikatorer för suggornas hälsa (antibiotikaförbrukning samt fynd av infektioner i besättningen) som speglar djurens hälsa i åtminstone vissa dimensioner. Det är möjligt att det går att finna andra som är bättre lämpade genom att de är lättare att kvantifiera.

8 Åtgärd 227: Icke-produktiva investeringar – skog

Första paragrafen i Skogsvårdslagen säger att ”*Skogen är en nationell tillgång och en förnybar resurs som ska skötas så att den uthålligt ger en god avkastning samtidigt som den biologiska mångfalden behålls. Vid skötseln ska hänsyn tas även till andra allmänna intressen*” (SFS 2008:662). Dock står åtgärder som gynnar den biologiska mångfalden ofta i konflikt med de ekonomiska intressena inom skogsbruket. Ett sätt att underlätta bevarandet av den biologiska mångfalden i skogen är att ge ekonomiskt stöd för naturvårdande åtgärder.

Beskrivning av åtgärden

Motiv, mål, berörd lagstiftning enligt landsbygdsprogrammet

Det övergripande målet för åtgärden *Icke-produktiva investeringar – skog* är att bevara och gynna skogens biologiska mångfald. Ersättningen betalas ut i de två delinsatserna *Bevara och utveckla skogens biologiska mångfald* och *Öka arealen ädellövskog*. Åtgärden är också starkt kopplat till den kompetensutvecklande verksamhet som bedrivs i Skogsstyrelsens regi inom landsbygdsprogrammets åtgärd 111/114 (Kompetensutveckling) i axel 1.

Bägge insatserna ska bidra till att uppfylla miljökvalitetsmålet *Levande skogar*. De anses också understödja de åtaganden Sverige har inom konventionen om biologisk mångfald och EU:s habitatdirektiv. Ansvarig myndighet för åtgärden *Icke-produktiva investeringar – skog* har varit Skogsstyrelsen. Det ska noteras redan här att Skogsstyrelsen under perioden parallellt administrerade två andra liknande och överlappande stöd till skogsbruket (Eriksson m.fl. 2015). De två stöden, som funnits länge, är 1) stöd till natur- och kulturmiljövårdsåtgärder i skogen (vanligen förkortat Nokås) och 2) stöd för ädellövskogsbruk. De två sistnämnda stöden hanteras sedan länge ute på Skogsstyrelsens distrikt, medan landsbygdsprogrammets stöd hanterades centralt på Skogsstyrelsen.

Bevara och utveckla skogens biologiska mångfald

Delinsatsen *Bevara och utveckla skogens biologiska mångfald* har som mål att bevara och utveckla biologisk mångfald och kulturmiljövärden i skogen genom att sköta eller återskapa dessa värden. Detta görs bland annat genom att efterlikna äldre tiders störningar i skogsmiljö som anses vara viktiga för att behålla de biotoper som historiskt har utvecklats genom, och är anpassade till, mänsklig skötsel. Sådan anpassad skötsel som ersätts inom insatsen kan till exempel vara manuell röjning i områden med höga värden, naturvårdsbränning eller åtgärder som skapar död ved. Ersättningen kompletterar därmed både svensk skogslagstiftning som ålägger skogsägare att visa generell miljöhänsyn och naturvårdsavtal som på frivillig basis kan slutas med Skogsstyrelsen. Men ersättningen kompletterar också den certifiering som många skogsägare frivilligt skaffat sig (FSC och PEFC), vars naturvårdsåtgärder går längre än vad lagen kräver.

Öka arealen ädellövskog

Delinsatsen *Öka arealen ädellövskog* syftar till att bevara och öka den biologiska mångfalden genom att nyetablera eller återskapa ädellövskog som en viktig livsmiljö för framför allt rödlistade arter. Till ädellövträd räknas arterna alm, ask, avenbok, bok, ek, fågelbär (sötkörbär), lind och lönn. Två typer av ädellövskog som förekommer i Sverige anses dessutom vara unika ur ett europeiskt perspektiv och är prioriterade inom EU:s habitatdirektiv (*Boreonemoral ädellövskog* och *Ädellövskog i branter*). Insatsen, som ersätter merkostnaden vid nyetablering eller återskapande av ädellövskog, kompletterar den befintliga skogslagstiftningen som fastslår att ädellövskog ska bibehållas som ädellövskog.

Villkor för stödet

Bevara och utveckla skogens biologiska mångfald

Ersättningen ges till skogsägare med biologiskt och kulturhistoriskt värdefulla marker och betalas ut i hela landet. Skogsägare med sådana fastigheter i utpekade värdeetrakter i de regionala strategierna ska prioriteras. Även fastigheter som kan främja sociala värden i skogsmiljö ska kunna få ersättningen.

Det är de berörda myndigheterna som plockar fram aktuella skogsfastigheter med höga natur- och kulturvärden och ansvarar för särskilt information till deras ägare. För intresserade skogsägare genomförs sedan insatsen i tre steg:

1. *Målklassning*: Markägaren genomför en detaljerad inventering, inklusive en naturvärdesbedömning, av bestånden i skogsfastigheten som skrivs in i skogsbruksplanen.
2. *Skötselplan*: Tillsammans med berörda myndigheter upprättas en skötselplan för de målklassade områdena som beskriver hur de utpekade bestånden ska skötas under programperioden 2007-2013. Skötselplanen måste godkännas av den berörda myndigheten, och ett avtal ska upprättas. Detta steg genomförs som kompetensutveckling inom ramen för åtgärden 111/114 i axel 1.
3. *Genomförande av aktiviteterna*: Markägaren genomför de aktiviteter som fastställts i skötselplanen. Resultatet godkänns av den berörda myndigheten innan ersättningen betalas ut.

Ersättningen betalas ut på två olika sätt. De så kallade *arealstöden* betalas ut för anpassade skötselinsatser. Det kan till exempel gälla manuellt arbete med röj- eller motorsåg och hästkörning, samt maskinellt arbete med traktor, skördare eller skotare. Taket för arealstöden är 7 000 kr per hektar, dock högst 100 procent av kostnaden. Målklassade bestånd ersätts med högst 75 kr per hektar. *Schablonersättningarna* lämnas för arbets-, maskin- och materialkostnader i samband med restaurering eller återskapande av natur- och kulturhistoriskt värdefulla landskapselement (tabell 8.1).

Tabell 8.1. Stödberättigade landskapselement med respektive ersättningsnivå inom schablonersättningen för *Bevara och utveckla skogens biologiska mångfald*.

Investering	Ersättningsnivå
Linjeelement [kr/100 meter]	
Röja, rensa, märka upp stig/vandringsled/stenmur	975
Uppsättning av stängsel för att gynna lövskogsmiljöer	6 800
Återställa mindre flottled	2 100
Punktelement	
Hamling/Frihuggning av naturvärdesträd [kr/träd]	310
Skapa död ved [kr/träd]	80
Täppa igen dike [kr/dikespropp]	950
Frihugga och rensa kulturmiljö från träd och ris [kr/objekt]	1 100
Restaurera skoglig kulturmiljöbyggnad [kr/objekt]	3 700
Skapa utblick/sikthuggning [kr/objekt]	780
Yttäckande störning	
Naturvårdsbränning, > 30 % virkesvolym kvar [kr/objekt] plus [kr/ha]	24 000 plus 6 400

Öka arealen ädellövskog

Ersättningen betalas ut för nyetablering eller återskapande av ädellövskog på lämpliga marker i Götaland och Svealand (utom Dalarnas län). Ersättningsberättigade är kostnader i samband med nyplantering (inklusive stängsling), planering i fält samt merkostnader för återskapande av ädellövskog genom gallring och röjning i befintliga bestånd (ej parker). Den behöriga myndigheten fastställer villkoren för areal, antal plantor samt skötselåtgärder som markberedning eller gallring, och godkänner genomförda aktiviteter innan ersättningen betalas ut.

Ersättningarnas storlek beräknas som merkostnaden för en aktivitet jämfört med hur kostnaden hade varit vid plantering eller skötsel av granskog, och kan uppgå till högst 30 000 kr per hektar.

Det ska också påpekas att den extra återbeskogningsersättning som infördes efter stormen Gudrun 2005 och som ges till drabbade skogsägare som väljer att återbeskoga med löv- eller ädellövskog *inte* kan kombineras med den här ersättningen på samma mark.

Interventionslogik och indikatorer

Det övergripande målet för åtgärden är att bidra till att bevara och utveckla skogens biologiska mångfald och kulturhistoriska värden. De kvantifierade målen för de olika indikatorerna redovisas i figur 8.1.

Omfattningsindikatorerna anges i antal brukare som får ersättning för respektive delinsats, samt som den totala investeringsvolymen, men det finns inga operativa mål för berörda arealer skogsmark. För en ersättning vars mål är att gynna skogens biologiska mångfald kan det tyckas lite märkligt med tanke på att man borde förvänta sig att åtgärdernas effekt på mångfalden beror i rätt hög grad på hur stor arealen är som berörs. Åtminstone för delinsats *Öka arealen ädellövskog* borde det vara möjligt att ta fram relevanta indikatorer som relaterar till areal skog med ersättning. Målen för en sådan indikator borde rimligen sättas utifrån vetenskapligt baserade resonemang kring hur stora arealer skog med hög biologisk mångfald som skulle behövas för att uppfylla de nationella målen som ersättningen är tänkt att bidra uppfylla.

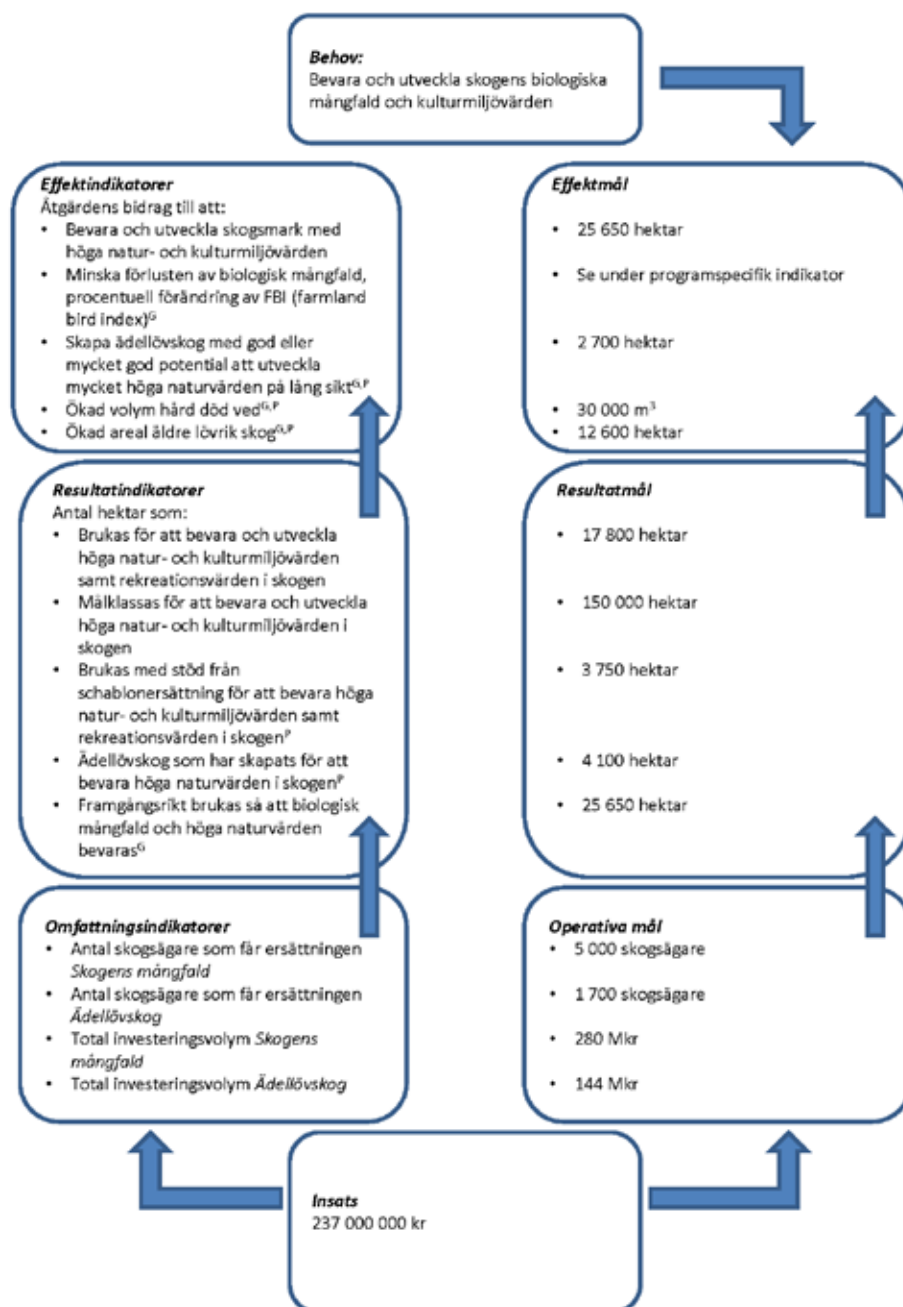
Resultatindikatorerna anger här antal hektar skogsmark som målklassas, skapas eller brukas enligt ersättningsvillkor, och som antas leda till att biologiska och kulturhistoriska värden bevaras och förstärks. Vad som avses med ”framgångsrikt brukas” i den gemensamma indikatorn är något oklart och kan diskuteras. För att ”översätta” aktiviteter som genomfördes för att restaurera eller återskapa landskapselement till hektar används omräkningsfaktorer, vilka dock inte redovisas i landsbygdsprogrammet som därmed blir svårt att utvärdera.

Effektindikatorerna är till för att mäta åtgärdens förmåga att uppfylla syftet. Enligt EU-kommissions Guidelines-dokument är dessa indikatorer de viktigaste när det gäller att beskriva åtgärdernas och programmets framgång. De två EU-gemensamma indikatorerna gäller för bägge ersättningsarna samlat. Medan den första gäller summan av den samlade arealen av skogsmark som får ersättning inom åtgärden, gäller den andra förändringen av jordbruksfågelindex (FBI) som beror på denna åtgärd. Eftersom samtliga insatser inom åtgärden berör skogsmark (och därmed i huvudsak skogsfåglar) är det mycket anmärkningsvärt att jordbruksfågelindexet ens nämns i detta sammanhang. Då det för det kvantitativa målet dessutom hänvisas till en programspecifik indikator som inte finns, är vår förhoppning att det handlar om en felskrivning som förblev oupptäckt. Däremot anser utvärderarna att man mycket väl hade kunnat sätta in en programspecifik indikator för skogsfåglar, alltså en motsvarighet till FBI men för skogsfåglar. Exempel på skogsfågelindikatorer, som faktiskt redan finns för miljömålet *Levande skogar* (se www.miljomal.nu), presenteras nedan. Av de befintliga programspecifika effektindikatorerna (märkta med P i interventionslogiken nedan) kan två hänvisas till respektive ersättning (ädellövskog och skogens mångfald – död ved) medan man i den tredje har räknat in delar av bägge ersättningar.

Budget och utfall

Denna åtgärd finansieras till 47,5 procent av EU och 52,5 procent av nationella offentliga medel. Enligt Skogsstyrelsen sänktes den ursprungliga budgeten på totalt 308 Mkr i två steg till de nuvarande 237 Mkr. Budgetminskningen motiverades framför allt med att skogsägarnas intresse för ersättningen *Bevara och utveckla skogens biologiska mångfald* inte motsvarande förväntningarna, samtidigt som kompetensutvecklingsåtgärderna inom åtgärd 111/114 (axel 1) var väldigt populära. Därför valde man att genomföra en större omfördelning av medel från åtgärd 227 till skogsrelaterade kompetensutveckling inom åtgärd 111/114. En mindre omfördelning gjordes även inom åtgärd 227 då man ökade budgeten för ersättningen *Öka arealen ädellövskog*.

Utfallet relativt till de aktuella budgetmålen redovisas i tabell 8.2. Utfallet är till synes gott för båda ersättningar inom åtgärden, och totalt har man betalat ut 85 procent av de budgeterade medlen. Anmärkningsvärt är att det beviljades medel för aktiviteter motsvarande minst 60 Mkr (ca 25 procent av budgeten) mer än vad som genomfördes (och därmed utbetalades). Varför en så stor andel av skogsägare valde att inte genomföra aktiviteter som de hade sökt för och fått beviljat är oklart, men vore intressant att undersöka närmare för att i framtiden på ett riktat sätt kunna motverka denna trend.



Figur 8.1. Interventionslogiken för åtgärd 227, *Icke-produktiva investeringar – skog*. De angivna målen gäller Skogsstyrelsens aktuella mål enligt senaste ändringen 2013, men stämmer inte alltid överens med målen enligt landsbygdsprogrammet 2007-2013, version mars 2012. Indikatorerna gäller för respektive delinsats eller gemensamt för åtgärden G. Programspecifika indikatorer är markerade med P.

Det är också intressant att titta på utfallet relativt till de ursprungliga budgetmålen. För ersättningen *Bevara och utveckla skogens biologiska mångfald* fanns i början av programperioden 257 Mkr budgeterade, varav knappt 50 procent slutligen användes. För *Öka arealen ädellövskog* hade man avsatt 51 Mkr, och jämfört med detta hade måluppfyllelsen blivit 145 procent. Det är tydligt att det fanns ett mycket stort intresse för att plantera eller återskapa ädellövskog, medan insatserna för att bevara natur- och kulturvärden i skogen var mindre populära. Detta är kanske inte så förvånande med tanke på att stödet för ädellövskog också kan ses som ett produktionsstöd och dessutom till en verksamhet som många skogsägare redan var vana vid från Skogsstyrelsens motsvarande stöd för *Ädellövsskogsbruk*. Insatserna för att bevara natur- och kulturvärden i skogen är å andra sidan i huvudsak är en naturvårdsåtgärd och för många en obekant typ av aktivitet. Bägge ersättningar fanns i liknande utformning under den tidigare programperioden av landsbygdsprogrammet, dock var budgeten då betydligt mindre (Andersson m.fl. 2009). Upptaget under den perioden var generellt väldigt lågt (mindre än 10 procent), men var mer än dubbelt så stort för ersättningen för Ädellövsskogsbruk än för *Natur- och kulturmiljöåtgärder* (4,7 Mkr respektive 1,8 Mkr). Det vore intressant att undersöka närmare vilka faktorer som påverkar skogsägarnas intresse för de olika ersättningarna, och orsaken till varför skillnader mellan de ursprungligt satta målen och det faktiska upptaget blev så stora.

Tabell 8.2. Ackumulerad summa av beviljade och utbetalda medel [Mkr] inom respektive ersättning åren 2010 till 2015 (dock är medel för beviljade ansökningar som sedan inte genomfördes av olika anledningar borttagna i senare år, vilket har lett till en minskning av summan under 2014/2015). Tidigare år redovisas inte eftersom inga utbetalningar gjordes förrän 2010. Då ansökningar beviljades fram till och med 2013, men ersättningar inte betalas ut förrän aktiviteten är genomförd och godkänd redovisas här medel som utbetalats fram till och med oktober 2015.

Beviljade medel per ersättning	Budget 2007 [Mkr]	Budget 2013 [Mkr]	2010	2011	2012	2013	2014	2015	Utfall 2015
Bevara/utveckla skogens mångfald	257	155	23	52	102	168	156	128	83%
Öka arealen ädellövskog	51	82	24	39	64	93	81	74	90%
Totalt inom åtgärden	308	237	47	91	166	261	237	202	85%

Utbetalda medel per ersättning	Budget 2007 [Mkr]	Budget [Mkr]	2010	2011	2012	2013	2014	2015	Utfall 2015
Bevara/utveckla skogens mångfald	257	155	5	15	34	60	97	128	83%
Öka arealen ädellövskog	51	82	5	15	26	42	64	74	90%
Totalbudget inom åtgärden	308	237	10	30	60	102	161	202	85%

Källa: Skogsstyrelsen

Med tanke på de svårigheter som uppstod i början av programperioden (främst på grund av brister i handläggningsrutinerna, dåligt fungerande IT-system och bristfälliga ansökningar (Päivo m.fl. 2010)) och som ledde till att inga medel betalades ut förrän 2010, har man ändå lyckats att nå ett respektabelt budgetutfall, framför allt för ersättningen *Öka arealen ädellövskog*. Att man under rådande omständigheterna valde att omfördela en stor del av medlen till kompetensutvecklande åtgärder kan potentiellt ha positiva effekter på upptaget av liknande ersättningar i framtiden, förutsatt att kompetensutvecklingen genomförs på ett bra sätt och har önskat effekt på skogsägarna.

Det är värt att notera att den årliga budgeten för åtgärd 227 inom landsbygdsprogrammet har varit ungefär 1,5 gånger större än för Skogsstyrelsens egna stöd till biologisk mångfald (Nokås) och ädellövskog (jmf Eriksson m.fl. 2015). Med som i detta fall två ungefär lika stora stödåtgärder för ungefär samma åtgärder i fält blir det självklart extra svårt att avgöra vad som är effekten av det ena eller det andra.

Erfarenheter från tidigare utvärderingar

Slututvärderingen av Miljö- och landsbygdsprogrammet 2000-2006

Någon kvantitativ utvärdering av programmet kunde inte göras eftersom det saknades såväl kvantifierade mål som uppföljande data för skogsåtgärderna i den förra programperioden. Slututvärderingens bedömning var att de specifika skötselinsatserna var relevanta för det övergripande målet att stärka den biologiska mångfalden och bevara natur- och kulturmiljövärden i skogen, men att många av dessa aktiviteter troligen hade genomförts med stöd inom Skogsstyrelsens anslag om inte Miljö- och landsbygdsprogrammet hade funnits. Eftersom upptaget av åtgärden dessutom varit väldigt lågt, konstaterades att effekten av stödet över lag varit marginell.

Förhandsutvärdering av landsbygdsprogrammet 2007-2013

Åtgärderna kopplade till skogen berördes inte på något djupare sätt, men man bedömde generellt att miljöåtgärderna i axel 2 var motiverade eftersom ”miljön” är en kollektiv nytta.

Halvtidsutvärdering av landsbygdsprogrammet 2007-2013

Eftersom inga medel hade betalats ut när Halvtidsutvärderingen skrevs kunde varken resultat eller effekt av ersättningen utvärderas. Baserad på de ansökningar som hade kommit in konstaterade man att intresset för målklassningen verkade rätt stort, medan att det för arealstöden och schablonersättningen hade kommit in få ansökningar relativt till målen. Man bedömde dock att intresset för aktiviteterna inom insatsen skulle öka som resultat av ökad rådgivning, och att en del av skogsägarna som målklassat sina bestånd skulle gå vidare och ansöka om relevanta skötselåtgärder.

Underlag och metoder

Det är självfallet mycket svårt att avgöra om och hur mycket åtgärd 227 bidragit till ”bevara och utveckla skogens biologiska mångfald”, inte minst eftersom ingen riktad datasamling skett parallellt med stödens genomförande. Utöver de indikatorer som presenterats ovan har vi översiktligt undersökt hur relevanta skogsvariabler förändrats och hur det gått för skogens fåglar under relevant period.

Data om skogsvariabler i Sverige har hämtats från Riksskogstaxeringen (www.slu.se/riksskogstaxeringen), som sedan 1922 utför detaljerade och systematiska studier av den produktiva skogsmarkens tillstånd (fjällkedjans skogar ingår inte). De flesta variabler som samlas in inom Riksskogstaxeringen är produktionsrelaterade, men sedan 1994 samlas flera variabler in som mer direkt kan relateras till biologisk mångfald. Vi presenterar nedan ett antal skogsvariabler vi anser bör ha relevans för utvecklingen av biologisk mångfald i skogen, av vilka några har direkt bäring på åtgärd 227.

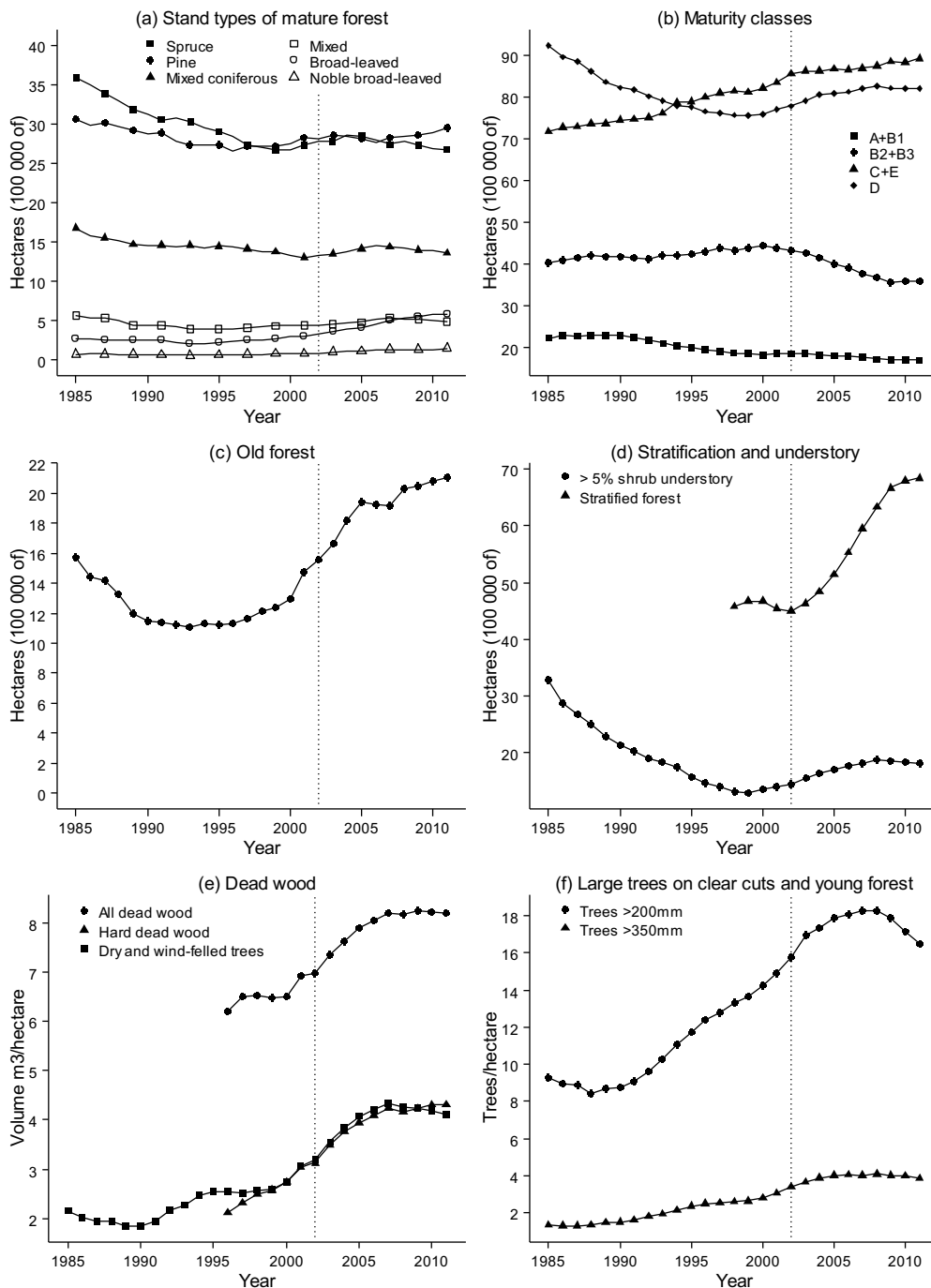
Vad gäller utvecklingen av faunan och florán i våra skogar är det ont om storskaliga eller systematiska data, men undantag av för fåglarna. För fåglarna har vi hämtat data från Svensk Fågeltaxering (www.fageltaxering.lu.se), ett nationellt miljöövervakningsprogram som drivs vid Lunds universitet på uppdrag av Naturvårdsverket.

Resultat

Generell utveckling av skogsbruket inom stödområdet

Övergripande trender inom skogen återfinns på Riksskogstaxeringens hemsida, bland annat i de årliga rapporter som ges ut (den senaste är ”Skogsdata 2015”). Det totala virkesförrådet i Sverige har ökat under de senaste 100 åren och ökningen har fortgått även under perioden 2007–2013 och ökningen har skett för såväl gran, tall som lövträd. Vi har mer skog i Sverige nu än någonsin förut.

I figur 8.2 presenteras utvecklingen under perioden 1985–2012 för ett antal skogsvariabler med potential att bevara och gynna skogens biologiska mångfald. Våra produktionsskogar har förändrats på ett tydligt och genomgående sätt sedan 1990-talet, vilket sammanfaller med att den nya Skogsvårdslagen implementerades (1 januari 1994) och allt fler skogsägare börjat certifiera sig (FSC och PEFC, start i Sverige 1997). De flesta av de variabler som kan förknippas med förbättrade förutsättningar för biologisk mångfald har ökat under perioden 1995–2012. Det gäller till exempel mängden död ved, arealen äldre skogar, arealen skogar med undervegetation, arealen olikåldriga skogar, arealen lövskog och antalet kvarlämnade större träd på hyggen. Dock verkar dessa för mångfalden troligen positiva skogstrender ha brutits de allra senaste åren (alltså perioden 2007–2013). De två stöden inom åtgärd 227 som diskuteras här borde åtminstone ha gynnat mängden död ved och arealen lövskog, men det finns ingen möjlighet att skilja ut stödens enskilda effekt.



Figur 8.2. Nationella trender 1985–2012 för skogsvariabler som om de ökar med tiden bör gynna biologisk mångfald i skogen (i de flesta fall). Data kommer från Riksskogstaxeringen och presenteras som rullande 5-årsmedelvärden. Den vertikala prickade linjen visar från när det finns jämförbara fågeldata (2002, se nedan). (a) totalytan avverkningsmogen skog (Riksskogstaxeringens huggningsklass D) av olika trädslag (gran, tall, barrblandskog, blandskog, lövskog och ädellövskog). (b) totalytan skog (alla trädslag) av olika ålder/huggningsklasser (A+B1 är unga förnygringsytor, B2+B3 är ungskog, C+E gallringskog och D är avverkningsmogen skog). (c) totalytan skog äldre än 120/140 år (södra/norra Sverige). (d) totalytan skog där minst 5 % av ytan har undervegetation, respektive totalytan av olikåldrig skog. (e) mängden död ved (m³/ha). (f) antal kvarlämnade stora träd (av två storlekar) på förnygringsytor (per ha). Från Ram m.fl. (i tryck).

Uppföljning av indikatorer och måluppfyllelse

Måluppfyllelsen analyseras med hjälp av befintliga indikatorer och utfallet redovisas i tabell 8.3A-C. Utfallet för de indikatorerna som gäller bägge insatser inom denna åtgärd är generellt god och ligger mellan knappt 80 och 128 procent. De befintliga omfattningsindikatorerna är insatsspecifika och redovisas under respektive avsnitt nedan. Den enda kvantifierade gemensamma resultatindikatorn redovisar summan av hektar mark med arealstöd, schablonersättning samt ersättning för skapad ädellövskog och uppnåddes till 86 procent. Samma marker (och därmed samma siffror) utgör även den EU-gemensamma effektindikatorn för åtgärden. Den andra EU-gemensamma effektindikatorn gäller förändringen i jordbruksfågelindexet. Detta index har naturligtvis ingen relevans för de här diskuterade skogliga åtgärderna, vilket redan behandlats i kapitlet om interventionslogiken ovan.

Innan vi går in på de insatsspecifika indikatorer och måluppfyllelsen av desamma ska också nämnas att de operativa målen gällande antalet skogsägare i insatserna nedan anges *de facto* som antal ärenden. Detta leder troligen till en överskattning av utfallet eftersom en skogsägare kan ha flera beviljade och utbetalda ärenden. Enligt Skogsstyrelsen går det inte att få fram det antalet individuella skogsägare eftersom handläggningssystemet baseras på individuella ärendenummer (det finns alltså ingen motsvarighet till jordbrukets kundnummer).

Bevara och utveckla skogens biologiska mångfald

Måluppfyllelsen för de olika indikatorerna inom insatsen varierade mellan 67 och 108 procent (tabell 8.3).

Utfallet för de tre resultatindikatorerna visar att man för arealstöden inte lyckades nå målet (utfall 80 procent), medan målen för såväl målklassningen av värdefulla bestånd som schablonersättningarna uppfylldes med råge (107 respektive 108 procent).

Omfattningsindikatorerna, som gäller för samtliga delersättningar inom insatsen, uppfylldes däremot inte. Särskilt anmärkningsvärt är att indikatorn kring den totala investeringsvolymen endast uppfylldes till 67 procent. Att man trots denna låga siffra ändå lyckades uppfylla eller nästan uppfylla samtliga tre resultatmål är intressant och öppnar för funderingar kring rimligheten i beräkningarna och motiveringen av ersättningsnivåerna. Sammanhangen är dock lite mer komplexa än att man enkelt skulle kunna dra slutsatsen att samma resultat hade kunnat uppnås med betydligt lägre ersättningsnivåer (och därmed totalkostnad), och Jordbruksverkets bedömning i respons till Hålsokontrollen var snarare att det behövdes en högre budget (och mindre komplicerade ersättningar) för att uppnå målen (Jordbruksverket 2009). Till exempel består schablonersättningen av ett hopplock av väldigt olika typer av aktiviteter med varierande ersättningsbelopp (se tabell 8.2 ovan). Det är oklart hur väl ersättningsnivån korresponderar till de verkliga och upplevda kostnaderna, men det vore intressant att undersöka närmare hur upptaget av ersättningen fördelade sig mellan dessa aktiviteter, och om detta berodde på hur stor del av den verkligheten kostnaden ersättningen faktiskt täckte. Det ska också nämnas i sammanhanget att man använder omvandlingsfaktorer för att räkna om de investeringar inom schablonersättningen som ersätts i meter, objekt, träd eller dylikt till hektar för att kvantifiera indikatormålen. Varken detta faktum, eller någon information om vad dessa faktorer baseras på, framgår av landsbygdsprogrammet, vilket omöjliggör en utvärdering av hur relevant indikatorerna och deras mål har varit.

Inga effektindikatorer kvantifierades specifikt för den här insatsen, men den program-specifika indikatorn *Åtgärdens bidrag till ökad volym hård död ved* följer upp en av alla ersättningsberättigade investeringar (tabell 8.3). För just den investeringen lyckades man inte uppfylla målet, utfallet var 78 procent.

Öka arealen ädellövskog

Måloppfyllelsen för insatsen *Öka arealen ädellövskog* har överlag varit mycket god och samtliga indikatormål var nära att uppnås eller har uppnåtts, trots att målen höjdes kraftigt jämfört med den ursprungliga versionen av landsbygdsprogrammet (tabell 8.3). Utfallet för det operativa målet kring antal skogsägare som fått ersättning låg på 108 procent, men överskattades troligen något eftersom summan redovisar antal ärenden (se ovan). Målet för den totala investeringsvolymen höjdes rejält från ursprungligen 22,5 Mkr till de nuvarande 144 Mkr, vilket återspeglar höjningen av ersättningsnivåerna som genomfördes i samband med Hälsokontrollen (Jordbruksverket 2009). Även målen för de andra indikatorerna justerades uppåt, dock inte alls i samma omfattning. Eftersom stödet kom igång relativt sent av administrativa skäl, och inga medel betalades ut förrän 2010, är det svårt att direkt koppla det observerade utfallet till de höjda ersättningsnivåerna, men det är mycket troligt att höjningen har haft en avgörande effekt för den goda måloppfyllelsen. Det har rimligen också varit viktigt att detta stöd åtminstone delvis kan ses som ett direkt produktionsstöd för ett skogsbruk med etablerade metoder och att ett ungefärligt motsvarande stöd funnits sedan länge genom Skogsstyrelsen.

Den programspecifika effektindikatorn som följer upp denna insats (*Åtgärdens bidrag till att skapa ädellövskog med god eller mycket god potential att utveckla mycket höga naturvärden på lång sikt*) uppfyllde målet till 128 procent. Därmed kan antas att ersättningen bidrar till att skapa en god potential till att naturvärden kan komma att öka i dem berörda markerna, men om detta verkligen sker (och därmed uppfyller syftet om ökat biologisk mångfald) beror i hög grad på hur dessa marker sköts i fortsättningen och hur länge de tillåts utvecklas. I den mån ädellövskogen drivs som ren produktionsskog med avverkning vid mogen ålder, innan biologiska värden hunnits utvecklas i någon större utsträckning, blir den positiva effekten på biologisk mångfald rimligen högst begränsad. I nuläget finns ingen möjlighet att påverka dessa faktorer eftersom stödet betalas ut som engångsersättning och inte följs upp med ett skötselavtal.

Tabell 8.3A. Kvantifierade mål för EU-gemensamma och programspecifika indikatorer som gäller bägge delinsatser inom åtgärden *Icke-produktiva investeringar – skog*.

Indikator	Mål	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	Utfall (%)
OMFATTNING											
Se tabell 8.3B och 8.3C (för delinsatser)											
RESULTAT											
<i>Antal hektar som framgångsrikt brukas så att:</i>											
Biologisk mångfald och höga naturvärden bevaras [ha] ^{1,2}	25 650	-	-	-	3 037	7 543	15 798	25 912	24 902	22 184	86%
Marker inte växer igen eller överges [ha]	0										
Markkvaliteten förbättras [ha]	0										
Vattenkvaliteten förbättras [ha]	0										
Klimatförändringar förhindras [ha]	0										
EFFEKT											
Åtgärdens bidrag till att bevara och utveckla skogsmark med höga natur- och kulturmiljövärden [ha] ²	25 650	-	-	-	3 037	7 543	15 798	25 912	24 902	22 184	86%
Åtgärdens bidrag för att minska förlusten av biologisk mångfald, procentuell förändring av FBI (farmland bird index)	se under program-specifik indikator										
Åtgärdens bidrag för att förbättra vattenkvaliteten [ha]	0										
Åtgärdens bidrag för att bekämpa klimatförändring [Kton]	0										
Åtgärdens bidrag till att skapa ädellövskog med god eller mycket god potential att utveckla mycket höga naturvärden på lång sikt [ha] ^{1,2,3}	2 700	-	-	-	914	1 598	2 686	3 831	3 628	3 443	128%
Åtgärdens bidrag till ökad volym hård död ved [m ³] ^{1,2,3}	30 000	-	-	-	2 050	5 455	13 321	28 577	27 892	23 260	78%
Åtgärdens bidrag till ökad areal äldre lövrik skog [ha] ^{1,2,3}	12 600	-	-	-	3 325	3 851	9 351	16 445	15 797	14 159	112%

¹De redovisade siffrorna visar inte det årliga utfallet utan är ackumulerade över tiden. Minskningen i slutet av programperioden beror på att vissa beviljade ansökningar aldrig genomfördes, vilket justerades i efterhand genom att ta bort dessa arealer.

²Målen uppdaterad enligt skogsstyrelsen (personlig kommunikation)

³Programspecifika indikatorer

Källa: Skogsstyrelsen

Tabell 8.3B. Kvantifierade mål för EU-gemensamma och programspecifika indikatorer för ersättningen *Bevara och utveckla skogens biologiska mångfald*.

Indikator	Mål	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	Summa	Utfall (%)
OMFATTNING												
Antal skogsägare ¹ som får ersättning	5 000	-	-	3	349	564	717	940	1 088	575	4236	85%
Total investeringsvolym, Mkr ²	280	-	-	-	-	26	52	93	149	187	187	67%
RESULTAT												
Antal hektar som brukas för att bevara och utveckla höga natur- och kulturmiljövärden samt rekreativvärden i skogen ^{2,3}	17 800	-	-	-	1 619	4 500	9 577	16 541	15 815	14 160	14 160	80%
Antal hektar som målklassas för att bevara och utveckla höga natur- och kulturmiljövärden samt rekreativvärden i skogen ²	150 000	-	-	-	44 068	107 266	146 600	160 664	160 664	160 664	160 664	107%
Antal hektar som brukas med stöd från schablonersättning för att bevara och utveckla skogsmark med höga natur- och kulturmiljövärden samt rekreativvärden i skogen ^{2,3,4}	3 750	-	-	-	336	1 185	3 138	5 041	4 886	4 047	4 047	108%

¹Skogsägare redovisas här som antal beviljade ärenden. Samma skogsägare kan dock ha sökt och fått beviljat flera ärenden.

²Akkumulerade belopp

³Målen uppdaterad enligt Skogsstyrelsen (personlig kommunikation)

⁴Programspecifisk indikator

Källa: Skogsstyrelsen

Tabell 8.3C. Kvantifierade mål för EU gemensamma indikatorer för ersättningen *Öka arealen ädellövskog*.

Indikator	Mål	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	Summa	Utfall (%)
OMFATTNING												
Antal skogsägare ¹ som får ersättning	1 700	-	-	1	106	206	285	427	564	248	1 837	108%
Total investeringsvolym, Mkr ²	144	-	-	-	-	24	45	75	115	132	132	92%
RESULTAT												
Antal hektar ädellövskog som har skapats för att bevara höga naturvärden i skogen ^{2,3}	4 100	-	-	-	220	650	1 294	2 000	1 989	3 808	3 808	93%

¹Skogsägare redovisas här som antal beviljade ärenden. Samma skogsägare kan dock ha sökt och fått beviljat flera ärenden.

²Akkumulerade belopp

³Målen uppdaterad enligt Skogsstyrelsen (personlig kommunikation)

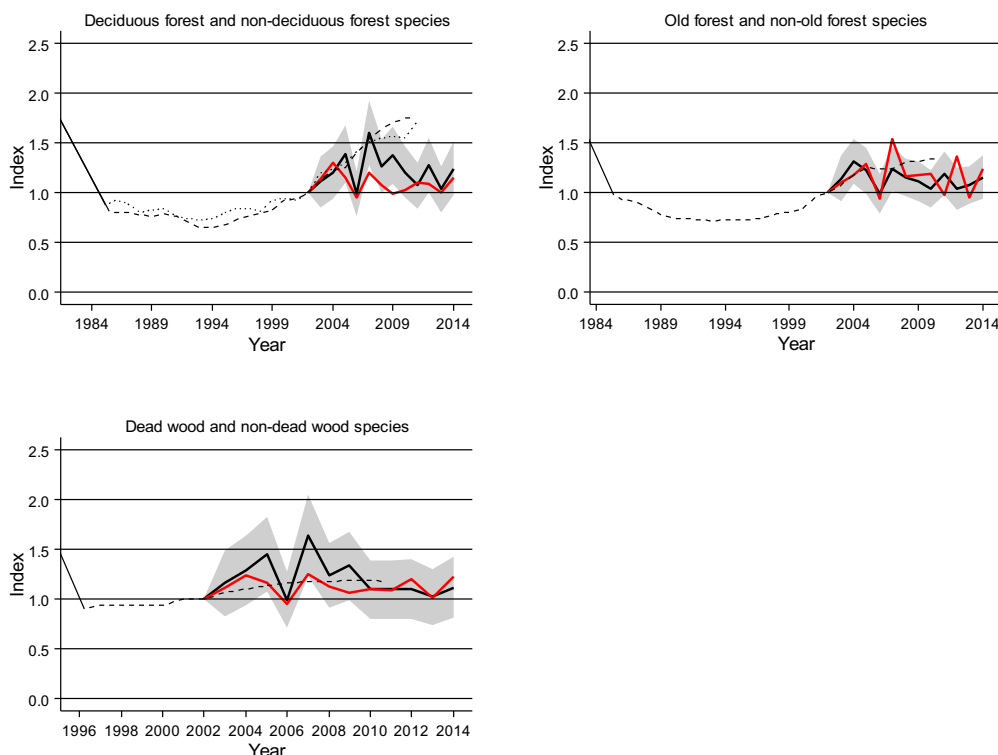
Källa: Skogsstyrelsen

Övriga analysresultat & serendipiteter

Det finns i Sverige mycket goda data, ungefär sedan millennieskiftet, på hur fågelantalen och fåglarnas artsammansättning i våra svenska skogar förändras. I brist på andra storskaliga data över förändringar i den biologiska mångfalden får fågeldata här representera denna mångfald. Det kan påpekas redan här att detta är en uppföljning av fåglarna generellt under perioden, men att detta egentligen inte utvärderar stödet. Till detta skulle man behöva göra en spatial koppling till var åtgärderna har genomförts och hur det har gått för fåglarna där jämfört med i likvärdiga områden utan stöd.

Vi har analyserat trenderna under perioden 2002–2014 hos 16 skogsfågelarter med speciellt höga krav på skogars ålder (gammal skog är bra), struktur (skiktad skog med död ved är bra) och sammansättning (lövinslag är bra). Dessa 16 arter bildar tillsammans ett flertal indikatorer för miljö kvalitetsmålet *Levande skogar* (www.miljomal.nu). Bland dessa 16 arter har 5 ökat i antal under perioden, 8 har varit stabila och 3 har minskat. Bland sammanlagt 58 fågelarter knutna till svenska skogar, de flesta med mindre specifika krav än för specialisterna ovan, har utvecklingen samma period varit mycket likartad: 20 ökande, 26 stabila och 12 minskande. Det går alltså i genomsnitt någorlunda bra för fåglarna i skogen.

För de 16 skogsspecialistarterna har vi gjort några mer djuplodande analyser (Figur 8.3). Det som kan utläsas av figurerna är följande: under perioden ~2002–2008 ökade fåglarna generellt i antal och svarade alltså möjligen på de ökningar i viktiga skogsvariabler som pågått länge. Därefter har dock antalen av skogsspecialisterna minskat, trots att skogsvariablerna antingen fortsatt öka eller planat ut. För skogsvariablerna lövskog och död ved verkar de arter som är mest beroende av dessa variabler ha klarat sig något bättre än övriga arter, men skillnaderna är små. Emedan flera för mångfalden viktiga skogsvariabler har ökat sedan mitten av 1990-talet har responsen hos fåglarna inte varit så god som kunde ha förväntat sig. Det är okänt för oss i vilken mån det är en tidsförskjutning mellan åtgärd och effekt på den biologiska mångfalden.



Figur 8.3. Den genomsnittliga populationsutvecklingen hos 16 skogsfågelarter med speciellt höga krav på skogens struktur och sammansättning. De streckade linjerna i varje figur visar viktiga skogsvariablers förändrats enligt Riksskogstaxeringen (lövskog, gammal skog respektive död ved, jmf figur 8.2 ovan). Helt dragna linjer visar förändringar i fågelantal (data från Svensk Fågeltaxering). De svarta linjerna (med 95 % konfidensintervall i grått) visar antalsförändringar hos den undergrupp av de 16 arter som borde gynnas speciellt av skogsvariabeln i fråga. Den röda kurvan visar utvecklingen för de 16 arterna som berörs mindre av skogsvariabeln. Alla kurvor är standardiserade till 1 år 2002 och skalan är linjär så att index 1.5 är 50 % mer än index 1.0. Från Ram m.fl. (i tryck).

Svar på utvärderingsfrågorna

QEC 16: I vilken utsträckning har åtgärden bidragit till att förbättra miljösituationen?

Båda stöden under Åtgärd 227 motiveras med att de ska bidra till att bevara och gynna skogens biologiska mångfald. Stödet *Bevara och utveckla skogens biologiska mångfald*, vilket inkluderar åtgärder som manuell röjning i områden med höga värden, naturvårdsbränning och skapande av död ved, förefaller överlappa väl med åtgärdens motivering. Speciellt viktigt i sammanhanget torde vara naturvårdsbränning, eftersom detta är den av åtgärderna som snabbt *skapar* nya värden. Effekten är stor och viktig (framför allt för vissa insekter och växter), men den varar bara några få år. Det behövs alltså kontinuerligt nya sådana miljöer.

Gynnandet av biologisk mångfald är inte lika uppenbar vad gäller stödet *Öka arealen ädellövskog*. Stödet är åtminstone delvis ett ”produktionsstöd” för ädellövskog, eftersom det oftast är tänkt att skogen ska avverkas vid mogen ålder, d.v.s. långt innan den uppnått den ålder där de stora fördelarna för den biologiska mångfalden börjar utvecklas (håligheter, död ved, m.m.). En planterad ädellövskog som ”sköts väl” från ett virkesproduktionsperspektiv kan vara ganska ointressant ur ett biologiskt mångfaldsperspektiv. Å andra sidan, i ett framtidsperspektiv där mer skog

undantas från produktivt skogsbruk är det mycket bättre att det finns ädellövskog än sydlig barrskog att spara. Dessutom, i den mån det faktiskt lämnas hänsynsträd vid slutavverkning kommer enstaka lövträd att lämnas för fri utveckling. Här är dock Skogsvårdslagen så svag att denna positiva effekt riskerar att bli nästintill försumbar. I framför allt sena stadier av ädellövskogsbruk blir markfloran bättre än i barrskog, i synnerhet på rikare marker. På lång sikt kan alltså även detta stöd vara viktigt för den biologiska mångfalden, och ju mer ädellövskog vi kan få i Sydsverige desto bättre, men på kort sikt hade det varit viktigare att undanta mer mogen ädellövskog/ädellövträd från avverkning, för det är först vid rejält hög ålder som de stora biologiska värdena hos ädellövträden uppstår (Niklasson och Nilsson 2005). Vi vill också igen påpeka möjligheten att den kompetensutveckling som varit kopplad till stöden indirekt gynnat biologisk mångfald genom ökad medvetenhet hos skogsägare.

Även om det är rimligt att tro att stöden på något sätt varit gynnsamma för biologisk mångfald är det av flera anledningar i stort sett omöjligt att sätta siffror på sådana effekter för perioden 2007–2013. För det första finns det egentligen bara ett system som storskaligt och systematiskt följer utvecklingen hos den biologiska mångfalden. Det är Svensk Fågeltaxering, som följer populationsutvecklingen hos Sveriges fåglar. För det andra är en sexårsperiod en mycket kort period för att upptäcka förändringar i mångfalden i skogen, där många processer är mycket långsamma. För det tredje är det flera andra processer och ekonomiska stöd som har pågått parallellt med åtgärd 227 som kan tänkas ha haft motsvarande eller liknande effekter. Exempel på sådana processer är certifieringen via FSC och PEFC, som generellt strävar efter att gynna den biologiska mångfalden, specifikt genom att öka lövinslaget och mängden död ved i skogen. För det fjärde, och viktigast, så saknas den riktade datainsamling som varit särklassiskt mest effektiv för uppföljning av de utförda åtgärderna.

PSEQ 16A: Hur ändamålsenlig och effektiv har den geografiska styrningen av miljöåtgärden i programmet varit?

Det är oklart i vilken mån det funnits någon klar geografisk styrning av åtgärden. Om det inte har funnits en tydlig geografisk styrning, vore det lämpligt att införa det. Många arter knutna till död ved och ädellövskog har relativt svårt att sprida sig långa sträckor till nya områden (Niklasson och Nilsson 2005). Det kunde då vara lämpligt att tänka i banor av spridningskorridorer mellan större och lämpliga befintliga områden och man kunde till och med tänka sig att leta upp speciellt värdefulla områden där stöden kunde göra maximal nytta. Ett sådant landskapsperspektiv kunde i alla fall teoretiskt förbättra effekten av stöden. Enligt Ola Runfors på Skogsstyrelsen (skriftligen, februari 2016) har i slutet av perioden en viss styrning av stöden gjorts mot markägare med ädellövskog av höga naturvärden och till områden med högre andel ädellövskog.

CEQ 20: Vilka andra effekter, bl.a. de som rör andra mål/axlar, är kopplade till genomförandet av denna åtgärd?

Eftersom denna åtgärd gäller, till skillnad från dem flesta andra insatserna, främjande av biologisk mångfald och kulturmiljövärden i skog bedöms de direkta kopplingar till andra mål med liknande syften i landsbygdsprogrammet som relativt liten. På grund av åtgärdens relativt liten omfattning bedöms även dess effekt på nationella och internationella mål utanför landsbygdsprogrammet som liten.

PSEQ 20C: Vilka sysselsättningseffekter ger miljöåtgärderna?

Vi tolkar frågan som gällande åtgärd 227s (Stöd för *Icke produktiva investeringar – skog*) effekter på sysselsättningen på landsbygden. Detta har inte kunnat analyseras inom ramen för slututvärderingens resurser. Någon analys av stödets sysselsättningseffekter gjordes inte heller i halvtidsutvärderingen (se Päivo m.fl. (2010)), varför frågan lämnas obesvarad. Men självklart måste det stöd som utbetalats för arbetsinsatser på något sätt haft positiva sysselsättningseffekter.

Förslag till förbättringar av stödets upplägg

På lång sikt kan stödet till att öka arealen ädellövskog möjligen ha en gynnsam effekt på biologisk mångfald, men det kräver som sagt att en del av den skog som gynnas också får bli överårig och alltså sparas från nedhuggning. Även om man av flera anledningar vill ha mer ädellövskogar i Sverige (högt rekreativvärde, variation mellan skogsbestånd), så skulle effekten på biologisk mångfald bli större om man koncentrerade sig på åtgärder som skapade gamla och ur produktionssynvinkel ”dåliga” ädellövträd i våra skogar. En möjlighet vore att köpa loss delar av mogen ädellövskog för att på så sätt snabbt förstärka poolen av biologiskt värdefulla träd.

Ett potentiellt problem som uppmärksammas av Skogsstyrelsen (O. Runfors, personlig kommunikation) är att det saknas riktlinjer för hur uttaget av grenar och toppar (GROT) för flis- och biobränsleframställning bör ske. När GROT som tas ut i samband med naturvårdande åtgärder i områden med hög andel hotade vedlevande insekter lagras i anslutning till det aktuella området, dras insekterna dit för att lägga sina ägg. Det finns en stor risk att detta blir en ekologisk fälla (och därmed direkt motverkar åtgärdens syfte) när GROTen fraktas bort allt för tidigt och insekterna följer med. Att undanta de grövsta topparna av framför allt ek, asp och tall från bränning och istället spara dem i området där naturvårdsröjningarna genomförts vore särskilt värdefullt. Vi föreslår därför att det tas fram tydliga riktlinjer som reglerar uttag och användning av GROT i samband med naturvårdsåtgärder i skogen.

Förslag till förbättringar av uppföljning och indikatorer

Att så här i efterhand kvantifiera vilken effekt åtgärd 227 haft på den biologiska mångfalden är i stort sett omöjligt. Precis som för många andra stöd av denna typ måste det parallellt med stöden införas ett uppföljningsprogram som med vetenskapliga metoder undersöker både lokalt och regionalt de eventuella effekter som ett stöd kan ha. Det är anmärkningsvärt att medel inte har avsatts för detta.

I brist på mer detaljerade och riktade data (se föregående stycke) vore det lämpligt att införa en Skogsfågelindikator, alltså en skoglig motsvarighet till Farmland Bird Index. En skogsfågelindikator finns redan för miljö kvalitetsmål 12 *Levande skogar* (www.miljomal.se) och kunde lätt anpassas för detta ändamål.

9 Generella slutsatser för miljö- och klimatåtgärder

Landsbygdsprogrammet uppnår ofta, men inte alltid, de omfattningsmål som satts upp för åtgärder som syftar till att gynna miljön. Detta är naturligtvis positivt, även om de exempel där så inte är fallet bör uppmärksammas. Utredarna bedömer att åtgärderna, de ingående insatserna och delinsatserna i huvudsak gynnar miljön och klimatet i enlighet med de angivna syftena, även om detta sker i varierande grad, kunskapsläget ibland är svagt och det finns möjliga undantag. Samtidigt menar utredarna att det är svårt och ibland omöjligt att avgöra om landsbygdsprogrammet på ett kostnadseffektivt sätt gynnar miljö och klimat. Detta har flera orsaker:

1. Syften och mål behöver definieras bättre och kopplas till tydliga indikatorer

Syftet med att utvärdera landsbygdsprogrammet är att avgöra om det på ett kostnadseffektivt sätt uppnår sina syften och när så behövs bidra till en effektivare utformning av programmet i framtiden. För att landsbygdsprogrammet ska vara kostnadseffektivt krävs det att valet av åtgärder och deras utformning är de mest adekvata för att uppnå programmets syfte. Detta kräver dock att syftet är tydligt och väldefinierat. För att programmet sedan ska kunna utvärderas på bästa sätt är det dessutom centralt att dessa syften i sin tur är kopplade till tydliga och välmotiverade indikatorer och kvantitativa mål. Detta är speciellt viktigt för resultat- och effektindikatorerna som, när de är för ospecifika, riskerar att bli svåra eller helt omöjliga att utvärdera. För en del av programmets miljöåtgärder är syftet i nuläget otydligt och/eller de valda indikatorerna svagt kopplade till den miljönytta man vill åstadkomma.

Det finns exempelvis inga övergripande motiv för ersättningsarna inom *miljövänligt jordbruk*, men det finns fyra övergripande resultatindikatorer som rimligen beskriver målen. Dessa är emellertid allmänt hållna och kan tolkas på olika sätt. Vi ger några exempel på detta:

Syftet att bevara biologisk mångfald kan avse hotade arter oavsett var de finns i landet eller mångfalden i det lokala landskapet, medan den kopplade effektindikatorn Farmland Bird Index mäter antalet jordbruksfåglar av 14 vanliga arter i hela landet. Hur syftet tolkas har därför konsekvenser för hur den uppnådda effekten av delinsatser bedöms (Kleijn m.fl. 2015, Senapathi m.fl. 2015).

Begrepp som markkvalitet och vattenkvalitet är inte entydiga begrepp och de kopplade effektindikatorerna är den yta som genom åtgärderna bidrar till målet. Detta medför att effektindikatorerna är otydligt kopplade till det övergripande målet, eftersom hur effektiva de genomförda åtgärderna är på att förbättra mark- och vattenkvaliteten inte spelar någon roll för måluppfyllandet.

Syftet att marker inte växer igen, med effektindikatorn bevarande av jordbruksmark med höga naturvärden, kräver att det finns en tydlig definition av höga naturvärden. För vissa delinsatser inom *miljövänligt jordbruk* finns inga effektindikatorer eller -mål alls. För *kompensationsbidraget* och för *icke-produktiva investeringar – skog*, är motivet att bevara ett öppet och varierat jordbrukslandskap i mindre produktiva regioner respektive att bevara och gynna den biologiska mångfalden i skogen, men effektindikatorn är för bägge FBI som mäter förekomsten av jordbruksfåglar nationellt.

För att framtida landsbygdsprogram ska kunna utvärderas på ett adekvat sätt, för att avgöra om det på ett kostnadseffektivt sätt bidrar till att målen nås, bör ersättningarnas syften och motiv preciseras och där så är möjligt kopplas till indikatorer som mäter hur programmet bidrar till måluppfyllandet.

2. Stärk det empiriska underlaget för ett evidensbaserat landsbygdsprogram

I relation till miljöersättningarnas omfattning är det empiriska underlaget för att bedöma deras effekter ofta svagt. Vi visar i en fördjupad studie på möjligheten att studera näringsämnesläckage i relation till insatser med statistiska analyser av befintliga data, en metod vi tror kan och behöver utvecklas. För biologisk mångfald finns det välbelagda positiva effekter av flera insatser, men för andra är kunskapsunderlaget svagt och osäkerheten stor. För nästan alla insatser saknas tillräcklig kunskap om hur olika aspekter av mångfalden (olika taxa, sällsynta arter, arter som gynnar ekosystemtjänster) påverkas av insatsen, och hur effekter beror på geografisk fördelning och placering av insatserna. Detta begränsar bl.a. möjligheterna att utvärdera vilken geografisk styrning som vore optimal. Vi ser ett stort behov av både primärforskning och systematiska översikter, t.ex. av det slag som just nu sker för effekten av våtmarker på näringsämnesretention (Land m.fl. 2013). Eftersom det ofta är lättare att hitta effekter av riktade insatser på små skalor än åtgärder med effekter på stora skalor och multipla mål, behövs det kunskap om hur åtgärder på olika skalor påverkar miljön (Ekroos m.fl. 2016). Utvärderarna föreslår att delåtgärder skulle kunna utvärderas i förhållandet till utlägg (utbetalningar), t.ex. att 1 % av årligen budgeterade medel för en delinsats (t.ex. skyddszoner) avsätts för att stödja utvärdering av effekt/effektivitet av denna (Geijzendorffer m.fl. 2016). Information från sådan utvärdering skulle kunna samlas i en databas för framtida användning (Dicks m.fl. 2013, Dicks m.fl. 2014). Vi efterlyser också mer kunskap om alternativa utformningar av de regler som gäller för (del)insatserna, något som kan ha stor betydelse för möjligheten att nå målen. Genom att systematiskt utnyttja sådan kunskap borde ersättningarna kunna utvecklas till att bli effektivare över tiden, vilket just nu inte verkar vara fallet på en europeisk nivå (Batáry m.fl. 2015).

För att framtida landsbygdsprogram ska kunna utvärderas på ett adekvat sätt behöver det empiriska underlaget för utvärdering stärkas, t.ex. genom systematiska översikter och empirisk primärforskning som undersöker konsekvenser av olika åtgärder. Utvärdering bör byggas in som en organisk del av landsbygdsprogrammet.

3. Landsbygdsprogrammets kostnadseffektivitet bör i ökad utsträckning utvärderas

Om utvärderingen ska kunna leda till relevanta rekommendationer och förbättringsförslag inför framtida satsningar, bör ett program som landsbygdsprogrammet utvärderas kontrafaktiskt, d.v.s. konsekvenserna för målet av att åtgärden/insatsen/delinsatsen finns eller inte finns (eller var annorlunda utformad) bör utvärderas (Maron m.fl. 2013). En sådan analys innefattar, förutom effekten av en åtgärd på t.ex. biologisk mångfald eller vattenkvalitet, ersättningsens effekt på i vilken mån insatsen/delinsatsen genomförs och hur. Trots detta gäller flera av indikatorerna det totala upptaget av insatsen/delinsatsen. För vissa insatser kan det på goda grunder antas att de inte genomförts om inte ersättningarna funnits, men för andra har ersättningarna på marginalen en effekt som vida understiger det totala upptaget. Utvärderarna har i möjligaste mån använt modellering för att skapa kontrafaktiska scenarier

när det gäller omfattningen av en insats/delinsats, utifrån vilka effekter på målet kunnat beräknas, men anser att det dels vore önskvärt att hantera fler (del)insatser kontrafaktiskt, dels utveckla modeller som bättre hanterar strukturomvandling än den modell som använts här (CAPRI). Även om upptag av miljöstöd till stor del styrs av ekonomiska överväganden hos lantbrukare, behövs mer kunskap om vad som styr beslut att implementera åtgärder i landsbygdsprogrammet (Lastra-Bravo m.fl. 2015). Utredarna noterar också att den modell som stått till förfogande predikerat arealer, men inte hur de sköts. Detta innebär att man inte kan hantera effekter av att landsbygdsprogrammet, utöver de rent arealmässiga konsekvenserna, också påverkar hur t.ex. vallar och betesmarker skulle skötas under kontrafaktiska scenarier med reducerade eller avskaffade ersättningar.

Liknande problem finns även vid utvärderingen av andra delar av landsbygdsprogrammet. Detta gäller t.ex. frågan om vilken effekt kompetensutvecklingsåtgärder har för att påverka stödmottagarnas (d.v.s. deltagare i de olika rådgivningsaktiviteterna) framtida beteende. I den här utvärderingen har endast effekten av ett rådgivningsprogram (Greppa näringen) kunnat analyseras eftersom det saknades tillämpningsbart underlag för andra aktiviteter. Vid utvärderingen av klimatåtgärder uppstår liknande svårigheter då det oftast inte framgår om eller hur mottagaren har ändrat sin energiförbrukning i samband med investeringen i de genom programmet finansierade nya anläggningar, vilket försvårar utvärderingen av investeringens totala effekt på klimatet. När det gäller utvärderingen av sysselsättningseffekter är problemet att många ersättningar (såsom kompensationsbidraget eller ersättning för *extensiv vallodling*) i princip ges till samtliga företag, vilket gör det omöjligt att skapa relevanta kontrollgrupper. Även i samtliga dessa fall krävs utveckling av metodik för att generera kontrafaktiska scenarier, d.v.s. kunskap om hur stöden förändrar beteende och därmed miljönytta eller sysselsättning.

För att kunna göra kvantitativa beräkningar som grund för analyser av kostnadseffektivitet krävs också modeller som förutsäger effekten på det specificerade målet i relation till insatsens storlek (Primdahl m.fl. 2010). För flera insatser gjordes bedömningar av näringsläckage med modellberäkningar, medan effekten av andra åtgärder inte kunde kvantifieras på grund av avsaknad av tillämpliga modeller. För biologisk mångfald saknas idag till stor del kvantitativa modeller (Primdahl m.fl. 2010), vilket vi ser som en stor brist om man vill utvärdera kostnadseffektiviteten när det gäller alternativa utformningar av landsbygdsprogrammet. Otydlig prioritering av vilka syften som prioriteras och i vilken grad, för insatser som genererar olika nyttor, försvårar också beräkningar av kostnadseffektivitet (Finn m.fl. 2009).

För att i högre grad kunna utvärdera landsbygdsprogrammets kostnadseffektivitet krävs en fortsatt utveckling av metoder för att studera konsekvenserna för målet av att åtgärden/insatsen/delinsatsen finns eller inte finns (eller var annorlunda utformad) (kontrafaktiska scenarier) och modeller som förutsäger effekten på det specificerade målet i relation till insatsens storlek. Dessutom krävs en tydligare specificering av syften och mål för insatser med multipla syften. Med stärkta utvärderingsverktyg kan alternativa utformningar av landsbygdsprogrammets struktur, val av insatser och regional differentiering prövas och utvärderas för att underlätta beslutsfattande vid utformningen av ett kostnadseffektivt framtida program.

4. Alternativa utformningar av åtgärder bör prövas och utvärderas

Inom ramen för det här uppdraget har det bara varit möjligt att fokusera på effekten av befintliga åtgärder för de i programmet specificerade motiven. Det innebär att utvärderingen blir låst vid programmets nuvarande utformning. En mer förbehållslös utvärdering av alternativa sätt att strukturera programmet skulle vara värdefullt. En tydligare koppling mellan resultat och ersättningar (Reed m.fl. 2014) och mer riktade insatser för att nå multipla målsättningar (Perkins m.fl. 2011, Ekroos m.fl. 2014) är två exempel på vad som skulle kunna öka kostnadseffektiviteten, men det har inte ingått i utredarnas uppdrag att studera detta. Det finns dock en rik erfarenhet från olika europeiska länder att bygga på (Wissman m.fl. 2012).

Effekten av alternativa utformningar av landsbygdsprogrammet på miljön bör utvärderas, både vad gäller den generella strukturen på programmet och när det gäller alternativa utformningar av de ingående insatserna.

5. Landsbygdsprogrammet har en avgörande betydelse för miljön

Utredarna vill inte ge intrycket att vi anser att landsbygdsprogrammet saknar värde för miljön genom att det är utformat så att det är svårt att utvärdera. Tvärtom är det vår uppfattning att landsbygdsprogrammet spelat en stor och i många fall avgörande roll, t.ex. genom att förhindra nedläggning av jordbruk i områden med svåra förutsättningar för jordbruk, bevara betes- och slåttermarker av värde för biologisk mångfald och skapa och restaurera våtmarker för biologisk mångfald och näringsretention. Dessa och andra åtgärder (se under respektive åtgärd) är därför avgörande för möjligheterna att uppnå de svenska miljömålen och en försvagning av insatserna skulle minska möjligheten för Sverige att leva upp till internationella åtaganden. För en del andra åtgärder är däremot det empiriska underlaget för deras effekt betydligt svagare (vilket i sig inte behöver innebära att de saknar effekt) och kunskapen begränsad om huruvida alternativa utformningar av insatserna skulle ge större effekt. Det är därför utredarnas uppfattning att man genom tydligare mål, ökade insatser för utvärdering och utveckling av ekologisk-ekonomisk modellering skulle kunna få ett effektivare landsbygdsprogram när det gäller miljön.

För de enskilda ersättningarna har utredarna i många fall funnit positiva effekter, men också brister som bidrar till att de är svåra att implementera eller brister i sin effektivitet. Förslag till förbättringar finns beskrivet under respektive ersättning och upprepas inte här.

Landsbygdsprogrammet spelar en stor roll för att uppnå nationella och internationella åtaganden på miljöområdet, men det finns stora möjligheter att öka programmets kostnadseffektivitet genom tydligare målsättningar, tillvaratagande av aktuell forskning inom området och integrerad utvärdering med återkoppling till programmets utformning.

Referenser

- Acs, S., Berentsen, P., & Huirne, R. 2005. Modelling conventional and organic farming: a literature review. *NJAS-Wageningen Journal of Life Sciences* 53:1-18.
- Agrifood. 2015. Östersjön mår bättre när lantbrukare Greppar Näringen. Policy Brief 2015:1.
- Aktar, M. W., Sengupta, D., & Chowdhury, A. 2009. Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards. *Interdisciplinary Toxicology* 2:1-12.
- Alberini, A., & Kahn, J. R. 2006. Handbook on Contingent Valuation. Edward Elgar publishing limited, Cheltenham.
- Andersson, R., Kaspersson, E., & Wissman, J. 2009. Slututvärdering av Miljö- och landsbygdsprogrammet 2000-2006 - Vad fick vi för pengarna? Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala.
- Arlt, D., & Pärt, T. 2007. Nonideal breeding habitat selection: A mismatch between preference and fitness. *Ecology* 88:792-801.
- Artdatabanken. 2015. Rödlistade arter i Sverige 2015. Artdatabanken, SLU. Uppsala.
- Arvidsson, S. 2013. Jordbrukslandskapets omvandling i Jungs byalag från 1870 till 2012. Göteborgs universitet.
- Atmar, W., & Patterson, B. D. 1993. The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. *Oecologia* 96:373-382.
- Avfall Sverige. 2012. Sammanställning av mätningar inom frivilligt åtagande 2007 – 2012. Rapport 2012:07, Avfall Sverige.
- Bakker, J. P., & Berendse, F. 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology & Evolution* 14:63-68.
- Barnett, P. R., Whittingham, M. J., Bradbury, R. B., & Wilson, J. D. 2004. Use of unimproved and improved lowland grassland by wintering birds in the UK. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 102:49-60.
- Bartrons, M., Papeş, M., Diebel, M. W., Gratton, C., & Vander Zanden, M. J. 2013. Regional-Level Inputs of Emergent Aquatic Insects from Water to Land. *Ecosystems* 16:1353-1363.
- Batary, P., Baldi, A., Kleijn, D., & Tscharntke, T. 2011. Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 278:1894-1902.

- Batáry, P., Dicks, L. V., Kleijn, D., & Sutherland, W. J. 2015. The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology* 29:1006-1016.
- Batary, P., Matthiesen, T., & Tschardtke, T. 2010. Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. Conventional croplands and grasslands. *Biological Conservation* 143:2020-2027.
- Bateman, I. J., Carson, R. T., Day, B., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Özdemiroglu, E., Pearce, D. W., Sugden, R., & Swansson, J. 2002. Economic Valuation with Stated Preference Techniques, a manual. Edward Elgar, Cheltenham.
- Bauer, F., Hultenberg, C., Persson, T., & Tamm, D. 2013. Biogas upgrading – Review of commercial technologies. Rapport 2013:270, Svenskt Gastekniskt Center. Malmö.
- Belfrage, K., Bjorklund, J., & Salomonsson, L. 2005. The effects of farm size and organic farming on diversity of birds, pollinators, and plants in a Swedish landscape. *Ambio* 34:582-588.
- Belfrage, K., Björklund, J., & Salomonsson, L. 2014. Effects of Farm Size and On-Farm Landscape Heterogeneity on Biodiversity—Case Study of Twelve Farms in a Swedish Landscape. *Agroecology and Sustainable Food Systems* 39:170-188.
- Bengtsson, J., Ahnstrom, J., & Weibull, A. C. 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42:261-269.
- Bengtsson, M., & Claesson, I. 2014. Ängsvallsprojektet - Delrapport 2014. Länsstyrelsen Västra Götalands län.
- Bennett, A. F., Radford, J. Q., & Haslem, A. 2006. Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. *Biological Conservation* 133:250-264.
- Benton, T. G., Vickery, J. A., & Wilson, J. D. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18:182-188.
- Berg, Å., Ehnström, B., Gustafsson, L., Hallingbäck, T., Jonsell, M., & Weslien, J. 1994. Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests: distribution and habitat associations. *Conservation Biology* 8:718-731.
- Berg, Å., Gärdenfors, U., Hallingbäck, T., & Norén, M. 2002. Habitat preferences of red-listed cryptogams in woodland key habitats in southern Sweden analyses of a national survey. *Biodiversity and Conservation* 11:1479-1503.

- Berg, Å., Wretenberg, J., Żmihorski, M., Hiron, M., & Pärt, T. 2015. Linking occurrence and changes in local abundance of farmland bird species to landscape composition and land-use changes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 204:1-7.
- Beukes, P. C., Scarsbrook, M. R., Gregorini, P., Romera, A. J., Clark, D. A., & Catto, W. 2012. The relationship between milk production and farm-gate nitrogen surplus for the Waikato region, New Zealand. *Journal of Environmental Management* 93:44-51.
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., De Blust, G., De Cock, R., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., Hamersky, R., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Koolstra, B., Lausch, A., Le Coeur, D., Maelfait, J. P., Opdam, P., Roubalova, M., Schermann, A., Schermann, N., Schmidt, T., Schweiger, O., Smulders, M. J. M., Speelmans, M., Simova, P., Verboom, J., Van Wingerden, W. K. R. E., Zobel, M., & Edwards, P. J. 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied Ecology* 45:141-150.
- Birkhofer, K., Ekroos, J., Corlett, E. B., & Smith, H. G. 2014a. Winners and losers of organic cereal farming in animal communities across Central and Northern Europe. *Biological Conservation* 175:25-33.
- Birkhofer, K., Wolters, V., & Diekötter, T. 2014b. Grassy margins along organically managed cereal fields foster trait diversity and taxonomic distinctness of arthropod communities. *Insect Conserv Divers* 7:274-287.
- Blom, S. 2009. Utveckling av ängs- och betesmarker - igår, idag och imorgon. Rapport 2009:10. Jordbruksverket. Jönköping.
- Blom, S. 2010. Nya regler kring träd och buskar i betesmarker – hur påverkas miljön genom förändrade röjningar? Rapport 2010:8. Jordbruksverket. Jönköping.
- Blombäck, K., Johnsson, H., Markensten, H., Mårtensson, K., Orback, C., Persson, K., & Lindsjö, A. 2014. Läckage av näringsämnen från svensk åkermark 2011 beräknat med PLC5 metodik. Rapport. Avdelningen för biogeofysik och vattenvårdslära, SLU.
- Boardman, A. E., Greenbarg, D. H., Vining, A. R., & Weimer, D. L. 2001. Cost-benefit Analysis, Concepts and Practice (sec.ed.). Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- Boatman, N., Brickle, N. W., Hart, J. D., Milson, T. P., Morris, A. J., Murray, A. W. A., Murray, K. A., & Robertson, P. A. 2004. Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis* 146:131-143.
- Bommarco, R., Lindborg, R., Marini, L., & Öckinger, E. 2014. Extinction debt for plants and flower-visiting insects in landscapes with contrasting land use history. *Diversity and Distributions* 20:591-599.

- Bradbury, R. B., Browne, S. J., Stevens, D. K., & Aebischer, N. J. 2004. Five-year evaluation of the impact of the Arable Stewardship Pilot Scheme on birds. *Ibis* 146:171-180.
- Bradbury, R. B., & Kirby, W. B. 2006. Farmland birds and resource protection in the UK: Cross-cutting solutions for multi-functional farming? *Biological Conservation* 129:530-543.
- Brady, M., Sahrbacher, C., Kellermann, K., & Happe, K. 2012. An agent-based approach to modeling impacts of agricultural policy on land use, biodiversity and ecosystem services. *Landscape Ecology* 27:1363-1381.
- Brambell Committee. 1965. Report of the technical committee to enquire into the welfare of animals kept under intensive livestock husbandry systems. Command Report 2836. London.
- Brandt, M., & Ejhed, H. 2002. Transport - Retention - Källfördelning. Belastning på havet. Naturvårdsverkets rapport 5237.
- Britschgi, A., Spaar, R., & Arlettaz, R. 2006. Impact of grassland farming intensification on the breeding ecology of an indicator insectivorous passerine, the Whinchat *Saxicola rubetra*: Lessons for overall Alpine meadowland management. *Biological Conservation* 130:193-205.
- Britz, W. 2008. EU-Wide Spatial Down-Scaling of Results of Regional Economic Models to Analyze Environmental Impacts. I 107th EAAE Seminar "Modelling of Agricultural and Rural Development Policies. Sevilla, Spain.
- Britz, W., & Witzke, H.-P., editors. 2014. CAPRI model documentation 2014.
- Britz, W., & Witzke, H. 2012. CAPRI model documentation 2012. *Verfügbar unter: www.capri-model.org*.
- Bruinderink, G. W. T. A. G. 1989. The impact of wild geese visiting improved grasslands in the Netherlands. *Journal of Applied Ecology* 26:131-146.
- Bruun, M., & Smith, H. G. 2003. Landscape composition affects habitat use and foraging flight distances in breeding European starlings. *Biological Conservation* 114:179-187.
- Bubová, T., Vrabec, V., Kulma, M., & Nowicki, P. 2015. Land management impacts on European butterflies of conservation concern: a review. *Journal of Insect Conservation* 19:805-821.
- Buckingham, D. L., Giovannini, P., & Peach, W. J. 2015. Manipulating grass silage management to boost reproductive output of a ground-nesting farmland bird. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 208:21-28.
- Bullock, J. M., et al. 2011. Semi-natural Grasslands. The UK National Ecosystem Assessment - Technical Report. UNEP-WCMC. Cambridge.

- Butler, S. J., Freckleton, R. P., Renwick, A. R., & Norris, K. 2012. An objective, niche-based approach to indicator species selection. *Methods in Ecology and Evolution* 3:317-326.
- Butler, S. J., & Norris, K. 2013. Functional space and the population dynamics of birds in agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 164:200-208.
- Buyse, J., Van Huylenbroeck, G., & Lauwers, L. 2007. Normative, positive and econometric mathematical programming as tools for incorporation of multi-functionality in agricultural policy modelling. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 120:70-81.
- Börjesson, P., Lundgren, J., Ahlgren, S., & Nyström, I. 2013. Dagens och framtidens hållbara biodrivmedel - Underlagsrapport från f3 till utedningen om Fossilfri Fordonstrafik. Rapport f3 2013:13, The Swedish Knowledge Centre for renewable transportation fuels.
- Börjesson, P., Tufvesson, L., & Lantz, M. 2010. Livscykelanalys av svenska biodrivmedel. Environmental and Energy Systems Studies, Lund University. Lund, Sweden.
- Campbell, L. H., Avery, M. I., Donald, P., Evans, A. D., Green, R. E., & Wilson, J. D. 1997. A review of the indirect effects of pesticides on birds. 227. Peterborough, UK.
- Carlsson, C., Hasund, K. P., Nilsson, S., Nordberg, A., & Ståhlberg, D. 2013. Översyn av det generella biotopskyddet. RA13:10, Jordbruksverket. Jönköping.
- Carlsson, M., & Udal, M. 2009. Substrathandbok för biogasproduktion. Rapport 200. Svenskt Gastekniskt Center, Malmö.
- Caruso, A., Öckinger, E., Winqvist, C., & 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.
- Carvell, C. 2002. Habitat use and conservation of bumblebees (*Bombus* spp.) under different grassland management regimes. *Biological Conservation* 103:33-49.
- Carvell, C., Roy, D., Smart, S., Pywell, R., Preston, C., & Goulson, D. 2006. Declines in forage availability for bumble-bees at a national scale. *Biological Conservation* 132:481-489.
- Céréghino, R., Biggs, J., Oertli, B., & Declerck, S. 2008. The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia* 597:1-6.

- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G. H., Duckworth, J. C., & Shrubbs, M. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 37:771-788.
- Chiverton, P. A. 1999. The benefits of unsprayed cereal crop margins to grey partridges *Perdix perdix* and pheasants *Phasianus colchicus* in Sweden. *Wildlife Biology* 5:83-92.
- Clough, Y., Holzschuh, A., Gabriel, D., Purtauf, T., Kleijn, D., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Tscharntke, T. 2007. Alpha and beta diversity of arthropods and plants in organically and conventionally managed wheat fields. *Journal of Applied Ecology* 44:804-812.
- Cole, L. J., Brocklehurst, S., Robertson, D., Harrison, W., & McCracken, D. I. 2015. Riparian buffer strips: Their role in the conservation of insect pollinators in intensive grassland systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 211:207-220.
- Cole, L. J., McCracken, D. I., Dennis, P., Downie, I. S., Griffin, A. L., Foster, G. N., Murphy, K. J., & Waterhouse, T. 2002. Relationships between agricultural management and ecological groups of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) on Scottish farmland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 93:323-336.
- Cousins, S. A. O. 2006. Plant species richness in midfield islets and road verges – The effect of landscape fragmentation. *Biological Conservation* 127:500-509.
- Cowgill, S. E., Wratten, S. D., & Sotherton, N. W. 1993. The effect of weeds on the numbers of hoverfly (Diptera, Syrphidae) adults and the distribution and composition of their eggs in winter-wheat. *Annals of Applied Biology* 123:499-515.
- Critchley, C. N. R., Allen, D. S., Fowbert, J. A., Mole, A. C., & Gundry, A. L. 2004. Habitat establishment on arable land: assessment of an agri-environment scheme in England, UK. *Biological Conservation* 119:429-442.
- Crowder, D. W., Northfield, T. D., Strand, M. R., & Snyder, W. E. 2010. Organic agriculture promotes evenness and natural pest control. *Nature* 466:109-112.
- Daugbjerg, C., Tranter, R., Hattam, C., & Holloway, G. 2011. Modelling the impacts of policy on entry into organic farming: Evidence from Danish–UK comparisons, 1989–2007. *Land Use Policy* 28:413-422.
- Davies, B., Biggs, J., Williams, P., Withfield, M., Nocolet, P., Sear, D., Bray, S., & Maund, S. 2008. Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 125:1-8.
- de Jong, F. M., de Snoo, G. R., & van de Zande, J. C. 2008. Estimated nationwide effects of pesticide spray drift on terrestrial habitats in the Netherlands. *Journal of Environmental Management* 86:721-730.

- de Snoo, G. R. 1999. Unsprayed field margins: effects on environment, biodiversity and agricultural practice. *Landscape and Urban Planning* 46:151-160.
- de Snoo, G. R., & de Wit, P. J. 1998. Buffer zones for reducing pesticide drift to ditches and risks to aquatic organisms. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 41:112-118.
- de Snoo, G. R., & van der Poll, R. J. 1999. Effect of herbicide drift on adjacent boundary vegetation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 73:1-6.
- Desneux, N., Decourtye, A., & Delpuech, J.-M. 2007. The sublethal effects of pesticides on beneficial arthropods. *Annual Review of Entomology* 52:81-106.
- Devereux, C. L., Vickery, J. A., Fernández-Juricic, E., Krebs, J. R., & Whittingham, M. J. 2006. Does sward density affect prey availability for grassland birds? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 117:57-62.
- Devine, G., & Furlong, M. 2007. Insecticide use: Contexts and ecological consequences. *Agriculture and Human Values* 24:281-306.
- Dicks, L. V., Ashpole, J. E., Dänhardt, J., James, K., Jönsson, A., Randall, N., Showler, D. A., Smith, R. K., Turpie, S., Williams, D., & Sutherland, W. J. 2013. Farmland Conservation: Evidence for the effects of interventions in northern and western Europe. Pelagic Publishing. Exeter.
- Dicks, L. V., Hodge, I., Randall, N. P., Scharlemann, J. P. W., Siriwardena, G. M., Smith, H. G., Smith, R. K., & Sutherland, W. J. 2014. A Transparent Process for “Evidence-Informed” Policy Making. *Conservation Letters* 7:119-125.
- Diekötter, T., Walther-Hellwig, K., Conradi, M., Suter, M., & Frankl, R. 2006. Effects of landscape elements on the distribution of the rare bumblebee species *Bombus muscorum* in an agricultural landscape. *Biodiversity and Conservation* 15:57-68.
- Diekötter, T., Wamser, S., Wolters, V., & Birkhofer, K. 2010. Landscape and management effects on structure and function of soil arthropod communities in winter wheat. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 137:108-112.
- Do, Y., & Joo, G.-J. 2015. Response of carabid beetles to wetland creation in an intensive agricultural landscape. *Ecological Engineering* 84:47-52.
- Donald, P. F., Green, R. E., & Heath, M. F. 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe’s farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 268:25-29.
- Dover, J., Sparks, T. H., & Greatorex-Davies, J. N. 1997. The importance of shelter for butterflies in open landscapes. *Journal of Insect Conservation* 1:89-97.
- Duma, A. 2011. Biodiversity in constructed wetlands in southern Sweden - Evaluation of new wetlands within the Tullstorp Stream Restoration Project. Lund University. Lund.

- Dunning, J. B., Danielson, B. J., & Pulliam, H. R. 1992. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos* 65:169-175.
- Dänhardt, J., Green, M., Lindström, Å., Rundlöf, M., & Smith, H. G. 2010. Farmland as stopover habitat for migrating birds – effects of organic farming and landscape structure. *Oikos* 119:1114-1125.
- Edvardsen, A., Halvorsen, R., Norderhaug, A., Pedersen, O., & Rydgren, K. 2010. Habitat specificity of patches in modern agricultural landscapes. *Landscape Ecology* 25:1071-1083.
- Ehrlén, J., Syrjänen, K., Leimu, R., Begoña Garcia, M., & Lehtilä, K. 2005. Land use and population growth of *Primula veris*: an experimental demographic approach. *Journal of Applied Ecology* 42:317-326.
- Eilers, S., Pettersson, L. B., & Ockinger, E. 2013. Micro-climate determines oviposition site selection and abundance in the butterfly *Pyrgus armoricanus* at its northern range margin. *Ecological Entomology* 38:183-192.
- Ekroos, J., Kuussaari, M., Tiainen, J., Heliölä, J., Seimola, T., & Helenius, J. 2013a. Correlations in species richness between taxa depend on habitat, scale and landscape context. *Ecological Indicators* 34:528-535.
- Ekroos, J., Olsson, O., Rundlöf, M., Wätzold, F., & Smith, H. G. 2014. Optimizing agri-environment schemes for biodiversity, ecosystem services or both? *Biological Conservation* 172:65-71.
- Ekroos, J., Rundlöf, M., & Smith, H. G. 2013b. Trait-dependent responses of flower-visiting insects to distance to semi-natural grasslands and landscape heterogeneity. *Landscape Ecology* 28:1283-1292
- Ekroos, J., Ödman, A. M., Andersson, G. K., Birkhofer, K., Herbertsson, L., Klatt, B. K., Olsson, O., Olsson, P. A., Persson, A. S., Prentice, H. C., Rundlöf, M., & Smith, H. G. 2016. Sparing land for biodiversity at multiple spatial scales. *Frontiers in Ecology and Evolution* 3.
- Emanuelsson, U. 2009. Europeiska kulturlandskap : hur människan format Europas natur. Formas. Stockholm.
- Energimyndigheten. 2014. Energianvändning inom jordbruket 2013. Rapport ES 2014:07, Energimyndigheten.
- Energimyndigheten. 2015a. Energiläget 2015. Rapport ET 015:08, Energimyndigheten.
- Energimyndigheten. 2015b. Produktion och användning av biogas och rötresten år 2014. ES 2015:03, Energimyndigheten. Eskilstuna.
- Epanchin, P. N., Knapp, R. A., & Lawler, S. P. 2009. Nonnative trout impact an alpine-nesting bird by altering aquatic-insect subsidies. *Ecology* 91:2406-2415.

- Eraud, C., Cadet, E., Powolny, T., Gaba, S., Bretagnolle, F., & Bretagnolle, V. 2015. Weed seeds, not grain, contribute to the diet of wintering skylarks in arable farmlands of Western France. *European Journal of Wildlife Research* 61:151-161.
- Erhardt, A. 1985. Diurnal Lepidoptera: Sensitive indicators of cultivated and abandoned grasslands. *Journal of Applied Ecology* 22:849-861.
- Eriksson, A. 2009. Naturvärden hos träd i betesmarker. Examensarbete 2009:10. Institutionen för ekologi, SLU. Uppsala.
- Eriksson, A., Eriksson, I., Frisk, A., & Karlsson, S. 2015. Utvärdering av ekonomiska stöd. Skogsstyrelsens meddelande 6/2015.
- Eriksson, I. 2010. Jordbruksverkets nya definition av betesmark: Effekter och reaktioner hos lantbrukarna. Intervjuundersökningar från Skåne och Örebro län. Examensarbete avancerad nivå BA6 2010. Institutionen för naturgeografi och kvartärgeologi, Stockholms Universitet. Stockholm.
- Fadl, A., Purvis, G., & Towey, K. 1996. The effect of time of soil cultivation on the incidence of *Pterostichus melanarius* (Illig) (Coleoptera: Carabidae) in arable land in Ireland. *Annales Zoologici Fennici* 33:207-214.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., Sirami, C., Siriwardena, G. M., & Martin, J. L. 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters* 14:101-112.
- Fahrig, L., Girard, J., Duro, D., Pasher, J., Smith, A., Javorek, S., King, D., Lindsay, K. F., Mitchell, S., & Tischendorf, L. 2015. Farmlands with smaller crop fields have higher within-field biodiversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 200:219-234.
- Farago, S. 2001. Dynamics of a grey partridge (*Perdix perdix*) population in western Hungary: Effect of a management plan. *Game and Wildlife Science* 18:425-441.
- Farm Animal Welfare Council. 1993. Report of the technical committee to enquire into the welfare of animals kept under intensive livestock husbandry systems. FAWC. London.
- Feltham, H., Park, K., Minderman, J., & Goulson, D. 2015. Experimental evidence that wildflower strips increase pollinator visits to crops. *Ecology and Evolution* 5:3523-3530.
- Finn, J., Bartolini, F., Bourke, D., Kurz, I., & Viaggi, D. 2009. Ex post environmental evaluation of agri-environment schemes using experts' judgements and multicriteria analysis. *Journal of Environmental Planning and Management* 52:717-737.

- Firbank, L. G., Petit, S., Smart, S., Blain, A., & Fuller, R. J. 2008. Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: a British perspective. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 363:777-787.
- Fischer, J., Abson, D. J., Butsic, V., Chappell, M. J., Ekroos, J., Hanspach, J., Kuemmerle, T., Smith, H. G., & von Wehrden, H. 2014. Land Sparing Versus Land Sharing: Moving Forward. *Conservation Letters* 7:149-157.
- Fogelfors, H., & Mannerstedt, B. 1995. Kantzoner - ogräs. 36:e svenska växtskyddskonferensen. Jordbruk - Skadedjur, växtsjukdomar och ogräs. Uppsala 25-26 januari 1995.
- Forssblad, A. 2015. Utvärdering av miljöersättning för odlingslandskapets värdefulla träd. Examensarbete INES 341, Lunds Universitet. Lund.
- Frampton, G. K., & Dorne, J. L. C. M. 2007. The effects on terrestrial invertebrates of reducing pesticide inputs in arable crop edges: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 44:362-373.
- Franzén, M., & Nilsson, S. G. 2008. How can we preserve and restore species richness of pollinating insects on agricultural land? *Ecography* 31:698-708.
- Freeman, K., & Boutin, C. 1995. Impacts of agricultural herbicide use on terrestrial wildlife in temperate landscapes: A view with special reference to North America. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 52:67-91.
- Fuller, R. J., Norton, L. R., Feber, R. E., Johnson, P. J., Chamberlain, D. E., Joys, A. C., Mathews, F., Stuart, R. C., Townsend, M. C., Manley, W. J., Wolfe, M. S., Macdonald, D. W., & Firbank, L. G. 2005. Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biology Letters* 1:431-434.
- Föreningen Gutefåret. 2013. Avelsplan för gutefår. Föreningen Gutefåret 2013-09-22, www.gutefar.se.
- Gabriel, D., Carver, S. J., Durham, H., Kunin, W. E., Palmer, R. C., Sait, S. M., Stagl, S., & Benton, T. G. 2009. The spatial aggregation of organic farming in England and its underlying environmental correlates. *Journal of Applied Ecology* 46:323-333.
- Gabriel, D., Roschewitz, I., Tschardtke, T., & Thies, C. 2006. Beta diversity at different spatial scales: plant communities in organic and conventional agriculture. *Ecological Applications* 16:2011-2021.
- Gabriel, D., Sait, S. M., Kunin, W. E., Benton, T. G., & Steffan-Dewenter, I. 2013. Food production vs. biodiversity: comparing organic and conventional agriculture. *Journal of Applied Ecology*:355-364.
- Gabriel, D., & Tschardtke, T. 2007. Insect pollinated plants benefit from organic farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118:43-48.

- Galatowitsch, S., & van der Valk, A. 1996. Characteristics of recently restored wetlands in the prairie pothole region. *Wetlands* 16:75-83.
- Gaston, K. J. 2011. Common Ecology. *BioScience* 61:354-362.
- Gaston, K. J., & Fuller, R. A. 2008. Commonness, population depletion and conservation biology. *TREE* 23:14-19.
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W. W., Emmerson, M., Morales, M. B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschardtke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L. W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J. J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P. W., & Inchaustri, P. 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11:97-105.
- Geijzendorffer, I. R., Targettis, S., Schneider, M. K., Brus, D. J., Jeanneret, P., Jongman, R. H. G., Knotters, M., Viaggi, D., Angelova, S., Arndorfer, M., Bailey, D., Balázs, K., Báldi, A., Bogers, M. M. B., Bunce, R. G. H., Choisis, J.-P., Dennis, P., Eiter, S., Fjellstad, W., Friedel, J. K., Gomiero, T., Griffioen, A., Kainz, M., Kovács-Hostyánszki, A., Lüscher, G., Moreno, G., Nascimbene, J., Paoletti, M. G., Pointereau, P., Sarthou, J.-P., Siebrecht, N., Staritsky, I., Stoyanova, S., Wolfrum, S., & Herzog, F. 2016. How much would it costs to monitor farmland biodiversity in Europe? *Journal of Applied Ecology* 53:140-149.
- Gerell, D. 2015. Semi-natural pastures in Scania: grazing and the support system. Kandidatarbete vid Biologiska institutionen, Lunds universitet.
- Gillings, S., Newson, S. E., Noble, D. G., & Vickery, J. A. 2005. Winter availability of cereal stubbles attracts declining farmland birds and positively influences breeding population trends. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 272:733-739.
- Glass-Kaasta, S. K., Pearl, D. L., Reid-Smith, R. J., McEwen, B., McEwen, S. A., Amezcua, R., & Friendship, R. M. 2013. Describing antimicrobial use and reported treatment efficacy in Ontario swine using the Ontario swine veterinary-based Surveillance program. *BMC Veterinary Research* 9.
- Gode, J., Martinsson, F., Hagberg, L., Öman, A., Höglund, J., & Palm, D. 2011. Miljöfaktaboken 2011 – Uppskattade emissionsfaktorer för bränslen, el, värme och transporter. Värmeforsk. Stockholm.
- Golub, A., Hertel, T. W., & Lee, H. L. 2006. Modelling land supply and demand in the long run. Prepared for the ninth annual conference on global economic analysis, Addis Abeba, Ethiopia, June 15-17.
- Gomiero, T., Pimentel, D., & Paoletti, M. G. 2011. Environmental Impact of Different Agricultural Management Practices: Conventional vs. Organic Agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences* 30:95-124.

- Gonthier, D. J., Ennis, K. K., Farinas, S., Hsieh, H. Y., Iverson, A. L., Batary, P., Rudolphi, J., Tschardtke, T., Cardinale, B. J., & Perfecto, I. 2014. Biodiversity conservation in agriculture requires a multi-scale approach. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 281:20141358.
- Goulson, D. 2013. An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *Journal of Applied Ecology* 50:977-987.
- Granbom, M., Hammar, J., & Krook, J. 2001. Biologisk mångfald i dammar. Fåglar. Undersökning av 51 nyanlagda dammar 1994-2000. Ekologigruppen. Landskrona.
- Green, M., & Lindström, Å. 2015. Övervakning av fåglarnas populationsutveckling. Årsrapport för 2014. Lund.
- Green, R. E. 1996. Factors Affecting the Population Density of the Corncrake *Crex crex* in Britain and Ireland. *Journal of Applied Ecology* 33:237-248.
- Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, J. P. W., & Balmford, A. 2005. Farming and the Fate of Wild Nature. *Nature* 307:550-555.
- Greenslade, P. J. M. 1964. Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). *Journal of Animal Ecology* 33:301-309.
- Gregory, R. D., van Strien, A., Vorisek, P., Gmelig Meyling, A. W., Noble, D. G., Foppen, R. P., & Gibbons, D. W. 2005. Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 360:269-288.
- Grenestam E, Nordin M (2016). Estimating the impact of agri-environmental schemes on nutrient leaching using a unique combination of data sources. AgriFood Working Paper 2016:2. Tillgänglig på http://www.agrifood.se/Files/AgriFood_WP20162.pdf.
- Gustafsson, S., Nord, M., & Stålhammar, E.-M. 2010. Bevara, nyttja och utveckla - handlingsplan för uthållig förvaltning av svenska husdjursraser 2010-2020. Rapport 2010:14, Jordbruksverket, Jönköping.
- Gustavsson, E., Dahlström, A., Emanuelsson, M., Wissman, J., & Lennartsson, T. 2011. Combining historical and ecological knowledge to optimise biodiversity conservation in semi-natural grasslands.
- Götmark, F., Gunnarsson, B., & Andrén, B. 1999. Biologisk mångfald i kulturlandskapet - kunskapsöversikt om effekter av skötsel på biotoper, främst ängs- och hagmarker. Statens Naturvårdsverk. Stockholm.
- Haaland, C., & Gyllin, M. 2010. Butterflies and bumblebees in greenways and sown wildflower strips in southern Sweden. *Journal of Insect Conservation* 14:125-132.

- Hall Diemer, M., Hjulfors, L. N., Tolke, C. L., & Durling, M. 2013. Kan nya metoder stärka skötseln av våra ängs- och betesmarker? Rapport 2013:22. Jordsbruksverket. Jönköping.
- Hallmann, C. A., Foppen, R. P. B., van Turnhout, C. A. M., de Kroon, H., & Jongejans, E. 2014. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 511:341-343.
- Hammar, J. 2006. Biologisk mångfald i dammar. Fåglar. Undersökning av 21 nyanlagda dammar 2005 med jämförelser bakåt i tiden., Ekologgruppen. Landskrona.
- Hammers, M., Muskens, G. J. D. M., van Kats, R. J. M., Teunissen, W. A., & Kleijn, D. 2015. Ecological contrasts drive responses of wintering farmland birds to conservation management. *Ecography* 38:813-821.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396:41-49.
- Hanson, H. I., Palmu, E., Birkhofer, K., Smith, H. G., & Hedlund, K. 2016. Agricultural Land Use Determines the Trait Composition of Ground Beetle Communities. *PloS One* 11.
- Hansson, L.-A., Brönmark, C., Nilsson, P. A., & Åbjörnsson, K. 2005. Conflicting demands on wetland ecosystem services: nutrient retention, biodiversity or both? *Freshwater Biology* 50:705-714.
- Hansson, M., & Fogelfors, H. 2000. Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 11:31-38.
- Happe, K., Kellermann, K., & Balmann, A. 2006. Agent-based Analysis of Agricultural Policies: an Illustration of the Agricultural Policy Simulator AgriPoliS, its Adaptation and Behavior. *Ecology and Society* 34:573-592.
- Harrison, P. A., Vandewalle, M., Sykes, M. T., Berry, P. M., Bugter, R., de Bello, F., Feld, C. K., Grandin, U., Harrington, R., Haslett, J. R., Jongman, R. H. G., Settele, J., Sousa, J. P., & Zobel, M. 2010. Identifying and prioritising services in European terrestrial and freshwater ecosystems. *Biodiversity and Conservation* 19:2791-2821.
- Hartel, T., Dorresteijn, I., Klein, C., Máthé, O., Moga, C. I., Öllerer, K., Roellig, M., von Wehrden, H., & Fischer, J. 2013. Wood-pastures in a traditional rural region of Eastern Europe: Characteristics, management and status. *Biological Conservation* 166:267-275.
- Hassall, M., & Lane, S. J. 2001. Effects of varying rates of autumn fertilizer applications to pastures in eastern England on feeding sites selection by brent geese *Branta b. bernicla*. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 86:203-209.

- Hasund, K. P. 2009. Miljöstöd för slåtter- och betesmarker – en jämförelse mellan fem länder. Rapport 2009:165. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för ekonomi. Uppsala.
- Hawes, C., Squire, G. R., Hallett, P. D., Watson, C. A., & Young, M. 2010. Arable plant communities as indicators of farming practice. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 138:17-26.
- Hazell, P. B. R., & Norton, R. D. 1986. Mathematical programming for economic analysis in agriculture. Macmillan. New York.
- Hefting, M. M., van den Heuvel, R. N., & Verhoeven, J. T. A. 2013. Wetlands in agricultural landscapes for nitrogen attenuation and biodiversity enhancement: Opportunities and limitations. *Ecological Engineering* 56:5-13.
- Helenius, J. 1994. Adoption of conservation headlands to Finnish farming. *British Crop Protection Council Monograph* 58:191-196.
- Helgeson, A. 2013. De skånska ängs- och betesmarkerna i miljöersättningssystemet - Uppföljning av stödanslutning bland de skånska markerna i ängs- och betesmarksinventeringen. Länsstyrelsen Skåne. Malmö.
- Hellström, K., Huhta, A.-P., Rautio, P., Toumi, J., Oksanen, J., & Laine, K. 2003. Use of sheep grazing in the restoration of semi-natural meadows in northern Finland. *Applied Vegetation Science* 6:45-52.
- Helm, A., Hanski, I., & Pärtel, M. 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters* 9:72-77.
- Helsen, K., Hermy, M., & Honnay, O. 2013. Spatial isolation slows down directional plant functional group assembly in restored semi-natural grasslands. *Journal of Applied Ecology* 50:404-413.
- Henderson, I. G., Vickery, J. A., & Carter, N. 2004. The use of winter bird crops by farmland birds in lowland England. *Biological Conservation* 118:21-32.
- Henle, K., Alard, D., Clitherow, D., Cobb, P., Firbank, L., Kull, T., McCracken, D., Moritz, R. F. A., Niemela, J., Rebane, M., Wascher, D., Watt, A., & Young, J. 2008. Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe - A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 124:60-71.
- Henriksson, H., & Gustafsson, C. 2015. Dags att ta nedläggningen av jordbruksmark på allvar. *Lantbruk & Skogsland* 2015-07-03
- Herzog, F., & Schüepp, C. 2013. Are land sparing and land sharing real alternatives for European agricultural landscapes? *Aspects of Applied Biology* 121:109-116.
- Herzon, I., & Helenius, J. 2008. Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biological Conservation* 141:1171-1183.

- Hinsley, S. A., Redhead, J. W., Bellamy, P. E., Broughton, R. K., Hill, R. A., Heard, M. S., & Pywell, R. F. 2010. Testing agri-environment delivery for farmland birds at the farm scale: the Hillesden experiment. *Ibis* 152:500-514.
- Hiron, M., Berg, Å., Eggers, S., Josefsson, J., & Pärt, T. 2013. Bird diversity relates to agri-environment schemes at local and landscape level in intensive farmland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 176:9-16.
- Hoang, V.-N., & Alauddin, M. 2010. Assessing the eco-environmental performance of agricultural production in OECD countries: the use of nitrogen flows and balance. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 87:353-368.
- Hodgson, J. A., Kunin, W. E., Thomas, C. D., Benton, T. G., & Gabriel, D. 2010. Comparing organic farming and land sparing: optimizing yield and butterfly populations at a landscape scale. *Ecology Letters* 13:1358-1367.
- Hole, D. G., Perkins, A. J., Wilson, J. D., Alexander, I. H., Grice, F., & Evans, A. D. 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122:113-130.
- Holland, J. M., Birkett, T., & Southway, S. 2009. Contrasting the farm-scale spatio-temporal dynamics of boundary and field overwintering predatory beetles in arable crops. *Biocontrol* 54:19-33.
- Holland, J. M., Hutchison, M. A. S., Smith, B., & Aebischer, N. J. 2007. A review of invertebrates and seed-bearing plants as food for farmland birds in Europe. *Annals of Applied Biology* 148:49-71.
- Holland, J. M., Oaten, H., Moreby, S., Birkett, T., Simper, J., Southway, S., & Smith, B. M. 2012. Agri-environment scheme enhancing ecosystem services: A demonstration of improved biological control in cereal crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 155:147-152.
- Holland, J. M., & Reynolds, C. J. M. 2003. The impact of soil cultivation on arthropod (Coleoptera and Araneae) emergence on arable land. *Pedobiologia* 47:181-191.
- Holland, J. M., Smith, B. M., Storkey, J., Lutman, P. J. W., & Aebischer, N. J. 2015. Managing habitats on English farmland for insect pollinator conservation. *Biological Conservation* 182:215-222.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., & Tscharntke, T. 2008. Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *Oikos* 117:354-361.
- Ibbe, M., Milberg, P., Tunér, A., & Bergman, K.-O. 2011. History matters: Impact of historical land use on butterfly diversity in clear-cuts in a boreal landscape. *Forest Ecology and Management* 261:1885-1891.
- Ihse, M. 1995. Swedish agricultural landscapes - patterns and changes during the last 50 years, studied by aerial photos. *Landscape and Urban Planning* 31:21-37.

- Inger, R., Gregory, R., Duffy, J. P., Stott, I., Voříšek, P., & Gaston, K. J. 2015. Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecology Letters* 18:28-36.
- IPCC. 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. E. H. S. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds), editor. The Intergovernmental Panel on Climate Change, Institute for Global Environmental Strategies. Kamiyamaguchi Hayama, Japan.
- IPCC. 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Irminger Street, T. 2015. Small biotopes in agricultural landscapes: importance for vascular plants and effects of management. Doctoral Thesis. Lund university. Lund.
- Irminger Street, T., Prentice, H. C., Hall, K., & Olsson, O. 2010. Predicted effects of management on vascular plant species in arable field margins. *Aspects of Applied Biology* 100:233-243.
- Irminger Street, T., Prentice, H. C., Hall, K., Smith, H. G., & Olsson, O. 2015a. Removal of woody vegetation from uncultivated field margins is insufficient to promote non-woody vascular plant diversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 201:1-10.
- Irminger Street, T., Söderman, A., Hall, K., Olsson, O., Smith, H. G., & Prentice, H. C. 2015b. The value of small fragments of non-crop habitat in the agricultural landscape: habitats for vascular plants and the provisioning of floral resources for bees. *Manuskript*.
- Ivarsson, K. 2005. Åtgärdsprogram för bevarande av kornsparv (*Emberiza calandra*). Rapport 5502, Naturvårdsverket. 4 sid.
- Ivarsson, R., & Pettersson, M. W. 2005. Humlor och solitärbin på åkerholmar.
- Jackson, S. T., & Sax, D. F. 2010. Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. *Trends in Ecology & Evolution* 25:153-160.
- Jakobsson, S., & Lindborg, R. 2015. Governing nature by numbers — EU subsidy regulations do not capture the unique values of woody pastures. *Biological Conservation* 191:1-9.
- Jansson, T., & Heckelei, T. 2011. Estimating a Primal Model of Regional Crop Supply in the European Union. *Journal of Agricultural Economics* 62:137-152.

- Jiguet, F., Barbet-Massin, M., Devictor, V., Jonzen, N., & Lindström, A. 2013. Current population trends mirror forecasted changes in climatic suitability for Swedish breeding birds. *Bird Study* 60:60-66.
- Johansson, L. J., Hall, K., Prentice, H. C., Ihse, M., Reitalu, T., Sykes, M. T., & Kindström, M. 2008. Semi-natural grassland continuity, long-term land-use change and plant species richness in an agricultural landscape on Öland, Sweden. *Landscape and Urban Planning* 84:200-211.
- Johansson, V., Ranius, T., & Snäll, T. 2013. Epiphyte metapopulation persistence after drastic habitat decline and low tree regeneration: time-lags and effects of conservation actions. *Journal of Applied Ecology* 50:414-422.
- Johnsson, H., Larsson, M., Lindsjö, A., Mårtensson, K., Persson, K., & Torstensson, G. 2008. Läckage av näringsämnen från svensk åkermark – Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 1995 och 2005, Rapport 5823. Naturvårdsverket.
- Johnsson, H., Lindsjö, A., Mårtensson, K., & Persson, K. 2009. Modellberäkningar av förändringar i kväve- och fosforläckage från åkermark beroende på olika åtgärder jämfört med 2005 års (PLC5) belastning. Teknisk rapport 133., Avdelningen för biogeofysik och vattenvårdslära, SLU.
- Johnsson, H., & Mårtensson, K. 2006. Beräkning av förändringen av kväveutlakningen mellan 1995 och 2003 och den förväntade effekten av åtgärder som föreslagits för minskade utlakningsförluster. Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Johnsson, H., Mårtensson, K., Torstensson, G., & Persson, K. 2006. Beräkning av normalutlakningen av kväve 2003 för den ekologiskt odlade arealen. Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Johst, K., Brandl, R., & Pfeifer, R. 2001. Foraging in a patchy and dynamic landscape: Human land use and the White Stork. *Ecological Applications* 11:60-69.
- Jonason, D., Andersson, G. K., Öckinger, E., Rundlöf, M., Smith, H. G., & Bengtsson, J. 2011. Assessing the effect of the time since transition to organic farming on plants and butterflies. *Journal of Applied Ecology* 48:543-550.
- Jonason, D., Ibbe, M., Milberg, P., Tunér, A., Westerberg, L., & Bergman, K.-O. 2014. Vegetation in clear-cuts depends on previous land use: a century-old grassland legacy. *Ecology and Evolution* 4:4287-4295.
- Jonason, D., Smith, H. G., Bengtsson, J., & Birkhofer, K. 2013. Landscape simplification promotes weed seed predation by carabid beetles (Coleoptera: Carabidae). *Landscape Ecology* 28:487-494.
- Jonsson, M., Bommarco, R., Ekbom, B., Smith, H. G., Bengtsson, J., Caballero-Lopez, B., Winqvist, C., & Olsson, O. 2013. Ecological production functions for biological control services in agricultural landscapes. *Methods in Ecology and Evolution* 5:243-252.

- Jordbruksverket. 2006. Kulturhistoriska bidrag och särdrag - uppföljning och utvärdering av miljöersättningen till natur- och kulturmiljöer. Jordbruksverket, Jönköping.
- Jordbruksverket. 2007. Landskapselement med miljöersättning - en intervjustudie om regionala och lokala erfarenheter av landskapselementens skötsel i åkermark och betesmark. Jordbruksverket, Jönköping.
- Jordbruksverket. 2008. Prisutveckling och lönsamhet inom ekologisk produktion. Rapport 2008:10, Jordbruksverket, Jönköping.
- Jordbruksverket. 2009. Nya utmaningar - Översyn och anpassning av landsbygdsprogrammet. Rapport 2009:6, Jordbruksverket, Jönköping.
- Jordbruksverket. 2010a. Energikartläggning av de areella näringarna, Regeringsuppdrag Jo 2009/1596. Rapport 2010:16, Jordbruksverket.
- Jordbruksverket. 2010b. Hur styr miljöersättningen för ekologisk produktion? - effekter på marknad och miljö. Jordbruksverket, Jönköping.
- Jordbruksverket. 2010c. Kompetensutveckling inom landsbygdsprogrammet - Rapport från en statistisk undersökning genomförd våren 2010. Rapport 2010:30. Jordbruksverket. Jönköping.
- Jordbruksverket. 2010d. Årsrapport för landsbygdsprogrammet 2009. Jordbruksverket, Jönköping.
- Jordbruksverket. 2012a. Ett klimatvänligt jordbruk 2050. Rapport 2012:35, Jordbruksverket.
- Jordbruksverket. 2012b. Övervakningssystem för odlingslandskapets natur- och kulturvärden. Jordbruksverket, Jönköping.
- Jordbruksverket. 2015a. Landsbygdsprogram för Sverige år 2007-2013. Årsrapport 2014. Rapport 2015:18. Jordbruksverket. Jönköping.
- Jordbruksverket. 2015b. Trädgårdsproduktion 2014. JO 33 SM 1501, Jordbruksverket. Jönköping.
- Jordbruksverket. 2015c. Åkerarealens användning efter län/riket och gröda 1981 – 2014. Jordbruksverket. Jordbruksverkets statistikdatabas.
- Jordbruksverket. 2016a. Bra vällersättning och kompensationsstöd? – Hur kan olika utformningar påverka jordbruket, miljön och samhällsekonomin? Av: Hasund, Knut Per; Jonasson, Lars; Smith, Henrik G.; Stjernman, Martin; Caplat, Paul; Birkhofer, Klaus; Clough, Yann och Hansson, Helena. Rapport UTV2016:6. Jordbruksverkets utvärderingssekretariat. Jönköping
- Jordbruksverket. 2016b. Gödselgasstöd. <http://www.jordbruksverket.se/g%C3%B6dselgas>.

- Josefsson, J., Berg, Å., Hiron, M., Pärt, T., & Eggers, S. 2013. Grass buffer strips benefit invertebrate and breeding skylark numbers in a heterogeneous agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 181:101-107.
- Jönsson, A. M., Ekroos, J., Dänhardt, J., Andersson, G. K., Olsson, O., & Smith, H. G. 2015. Sown flower strips in southern Sweden increase abundances of wild bees and hoverflies in the wider landscape. *Biological Conservation* 184:51-58.
- Jönsson, A. M., & Smith, H. G. 2016. Kunskapssammanställning om sprutfria kantzoner. Uppdrag av Världsnaturfonden. 16 sidor.
- Karlsson, L., Cristvall, C., Edman, T., & Lindberg, G. 2012. Betesmarker och slåtterängar med miljöersättning. Rapport 2012:41. Jordbruksverket. Jönköping.
- Karlsson, L., Flink, M., Frid, G., Hiljanen, P., Karlsson, H., & Thörn, M. 2011. Analys av kompetensutvecklingen inom landsbygdsprogrammet - Fördjupning av rapport 2010:30. Rapport 2011:39. Jordbruksverket. Jönköping.
- Kellermann, K., Happe, K., Sahrbacher, C., Balmann, A., Brady, M., & Schnicke, H. 2008. *AgriPoliS 2.1 - Model Documentation*. Technical Report. Halle, Germany.
- Kent, D. M. 1994. Designing wetlands for wildlife. *Applied wetland science and technology*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL:283-306.
- Kirchmann, H., Kätterer, T., Bergström, L., Börjesson, G., & Bolinder, M. A. 2016. Flaws and criteria for design and evaluation of comparative organic and conventional cropping systems. *Field Crops Research* 186:99-106.
- Kivinen, S., Luoto, M., Kuussaari, M., & Helenius, J. 2006. Multi-species richness of boreal agricultural landscapes: effects of climate, biotope, soil and geographical location. *Journal of Biogeography* 33:862-875.
- Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H. G., & Tscharntke, T. 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology & Evolution* 26:474-481.
- Kleijn, D., Winfree, R., Bartomeus, I., Carvalheiro, L. G., Henry, M., Isaacs, R., Klein, A.-M., Kremen, C., M'Gonigle, L. K., Rader, R., Ricketts, T. H., Williams, N. M., Lee Adamson, N., Ascher, J. S., Baldi, A., Batary, P., Benjamin, F., Biesmeijer, J. C., Blitzer, E. J., Bommarco, R., Brand, M. R., Bretagnolle, V., Button, L., Cariveau, D. P., Chifflet, R., Colville, J. F., Danforth, B. N., Elle, E., Garratt, M. P. D., Herzog, F., Holzschuh, A., Howlett, B. G., Jauker, F., Jha, S., Knop, E., Krewenka, K. M., Le Feon, V., Mandelik, Y., May, E. A., Park, M. G., Pisanty, G., Reemer, M., Riedinger, V., Rollin, O., Rundlöf, M., Sardinias, H. S., Scheper, J., Sciligo, A. R., Smith, H. G., Steffan-Dewenter, I., Thorp, R., Tscharntke, T., Verhulst, J., Viana, B. F., Vaissiere, B. E., Veldtman, R., Westphal, C., & Potts, S. G. 2015. Delivery

- of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation. *Nature Communications* 6.
- Knapp, M., & Rezac, M. 2015. Even the smallest non-crop habitat islands could be beneficial: distribution of carabid beetles and spiders in agricultural landscape. *PloS One* 10:e0123052.
- Knight, T. M., McCoy, M. W., Chase, J. M., McCoy, K., & Holt, R. D. 2005. Trophic cascades across ecosystems. *Nature* 437:880-883.
- Krahulec, F., Skálová, H., Herben, T., Hadincová, V., Wildová, R., & Pechácková, S. 2001. Vegetation changes following sheep grazing in abandoned mountain meadows. *Applied Vegetation Science* 4:97-102.
- Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R. K., Helm, A., Kuussaari, M., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Pöyry, J., Raatikainen, K. M., Sang, A., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., & Steffan-Dewenter, I. 2010. Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecology Letters* 13:597-605.
- Krauss, J., Steffan-Dewenter, I., & Tscharnkte, T. 2003. How does landscape context contribute to effects of habitat fragmentation on diversity and population density of butterflies? *Journal of Biogeography* 30:889-900.
- Kruess, A., & Tscharnkte, T. 2002a. Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological Conservation* 106:293-302.
- Kruess, A., & Tscharnkte, T. 2002b. Grazing intensity and the diversity of grasshoppers, butterflies and trap-nesting bees and wasps. *Conservation Biology* 16:1570-1580.
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen, R. K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Roda, F., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., & Steffan-Dewenter, I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10:564-571.
- Kätterer, T., Bolinder, M. A., Thorvaldsson, G., Kirchmann, H., Helgadóttir, Å., & Hopkins, A. 2013. Influence of ley-arable systems on soil carbon stocks in Northern Europe and Eastern Canada. *Grassland Science in Europe* 18:47-56.
- Köhler, H.-R., & Triebskorn, R. 2013. Wildlife ecotoxicology of pesticides: Can we track effects to the population level and beyond? *Science* 341:759-765.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304:1623-1627.
- Land, M., Granéli, W., Grimvall, A., Hoffmann, C., Mitsch, W., Tonderski, K., & Verhoeven, J. 2013. How effective are created or restored freshwater wetlands for nitrogen and phosphorus removal? A systematic review protocol. *Environmental Evidence* 2:1-8.

- Landsbygdsdepartementet. 2012. Landsbygdsprogram för Sverige 2007-2013.
- Lastra-Bravo, X. B., Hubbard, C., Garrod, G., & Tolón-Becerra, A. 2015. What drives farmers' participation in EU agri-environmental schemes?: Results from a qualitative meta-analysis. *Environmental Science & Policy* 54:1-9.
- Lemmens, P., Mergeay, J., De Bie, T., Van Wichelen, J., De Meester, L., & Declerck, S. A. J. 2013. How to Maximally Support Local and Regional Biodiversity in Applied Conservation? Insights from Pond Management. *PloS One* 8:e72538.
- Lennartsson, T., Wissman, J., & Bergström, H. B. 2012. The effect of timing of grassland management on plant reproduction. *International Journal of Ecology* 2012:Article ID 156274.
- Lewerin, S. S., Österberg, J., Alenius, S., Elvander, M., Fellström, C., Tråvén, M., Wallgren, P., Waller, K. P., & Jacobson, M. 2015. Risk assessment as a tool for improving external biosecurity at farm level. *BMC Veterinary Research* (2015) 11:171.
- Liebetrau, J., Reinelt, T., Clemens, J., Hafermann, C., Friehe, J., & Weiland, P. 2013. Analysis of greenhouse gas emissions from 10 biogas plants within the agricultural sector. *Water Science & Technology* 67:1370-1379.
- Lindborg, R., & Eriksson, O. 2004a. Effects of restoration on plant species richness and composition in Scandinavian semi-natural grasslands. *Restoration Ecology* 12:318-326.
- Lindborg, R., & Eriksson, O. 2004b. Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology* 85:1840-1845.
- Lindström, Å., & Agrell, J. 1999. Global change and possible effects on the migration and reproduction of arctic-breeding waders. *Ecological Bulletins* 47:145-159.
- Linge, C., Olofsson, S., Nilsson, H., & Kihlberg, J. 2010. Resultat av upprepade växtnärbalanser, beräknad utlakningsminskning av kväve samt miljömålsavstämningar gjorda vid rådgivningsbesök i Greppa Näringen under perioden 2001-2008. Greppa Näringen.
- Livsmedelsekonomiska Institutet. 2006. Redovisning av förhandsutvärdering av Landsbygdsprogrammet 2007-2013. Livsmedelsekonomiska institutet. Lund.
- Luff, M. L. 1975. Some features influencing efficiency of pitfall traps. *Oecologia* 19:345-357.
- Lundkvist, E., Landin, J., & Milberg, P. 2001. Diving beetle (Dytiscidae) assemblages along environmental gradients in an agricultural landscape in southern Sweden. *Wetlands* 21:48-58.

- Länsstyrelsen Gotlands Län. 2012. Vår framtid på Gotlands landsbygd - Landsbygdsprogrammet 2007-2013. Gotlands läns genomförandestrategi. Uppdaterad version 2012.
- Länsstyrelsen Skåne. 2007. Våtmarksstrategi för Skåne. Skåne i utveckling 2007:5. Länsstyrelsen i Skåne. Malmö.
- Länsstyrelsen Västerbotten. 2013. Plan för Utvald Miljö 2007-2013 Västerbottens län. Reviderad 2013-03-14.
- M'barek, R., & Delincé, J. 2015. iMap, an integrated Modelling Platform for Agro-economic Commodity and Policy Analysis. New developments and policy support 2012-14. JRC Technical Reports, Report EUR 27197 EN.
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press. Princeton.
- Maeder, P., Fliessbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P., & Niggli, U. 2002. Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. *Science* 296:1694-1697.
- Maron, M., Rhodes, J. R., & Gibbons, P. 2013. Calculating the benefit of conservation actions. *Conservation Letters* 6:359-367.
- Marshall, J., Brown, V., Boatman, N., Lutman, P., & Squire, G. 2001. The impact of herbicides on weed abundance and biodiversity. PN0940. A report for the UK Pesticides Safety Directorate. North Somerset.
- Martinsson, F., Gode, J., Arnell, J., & Höglund, J. 2012. Emissionsfaktorer för nordisk elproduktionsmix. IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Stockholm, Sweden.
- McCarty, J. P. 1997. Aquatic community characteristics influence the foraging patterns of tree swallows. *Condor* 99:210-213.
- Mondelaers, K., Aertsens, J., & Van Huylenbroeck, G. 2009. A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. *British food journal* 111:1098-1119.
- Mondot, M., Blackwell, G., & Maegli, T. 2007. Baseline data on the diversity and abundance of selected bird species on conventional and converting organic dairy farms. Page 245 I Proceedings of the Conference - New Zealand Grassland Association.
- Moreno-Mateos, D., Power, M. E., Comín, F. A., & Yockteng, R. 2012. Structural and Functional Loss in Restored Wetland Ecosystems. *PLoS Biol* 10:e1001247.
- Morris, A. J., Whittingham, M. J., Bradbury, R. B., Wilson, J. D., Kyrkos, A., Buckingham, D. L., & Evans, A. D. 2001. Foraging habitat selection by yellowhammers (*Emberiza citrinella*) nestling in agricultural constrasting regions in lowland England. *Biological Conservation* 101:197-210.

- Murray, M. P. 2006. Avoiding invalid instruments and coping with weak instruments. *Journal of Economic Perspectives* 20:111-132.
- Müller, M., Spaar, R., Schifferli, L., & Jenni, L. 2005. Effects of changes in farming of subalpine meadows on a grassland bird, the whinchat (*Saxicola rubetra*). *Journal of Ornithology* 146:14-23.
- Naturvårdsverket. 1997. Ängs- och hagmarker i Sverige. Rapport 4819.
- Naturvårdsverket. 2008. Näringsbelastningen på Östersjön och i Västerhavet 2006. Naturvårdsverket.
- Naturvårdsverket. 2015a. National Inventory Report Sweden 2015 - Greenhouse Gas Emission Inventories 1990-2013. Naturvårdsverket. Stockholm.
- Naturvårdsverket. 2015b. Nationella utsläpp och upptag av växthusgaser. <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Vaxthusgaser--nationella-utslapp/>.
- Naturvårdsverket. 2016. Förklaring av termer. <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Luft-och-klimat/Berakna-utslapp-av-vaxthusgaser-och-luftforeoreninga/Forklaring-av-termer/>.
- Newson, S. E., Evans, K. L., Noble, D. G., Greenwood, J. J. D., & Gaston, K. J. 2008. Use of distance sampling to improve estimates of national population sizes for common and widespread breeding birds in the UK. *Journal of Applied Ecology* 45:1330-1338.
- Newson, S. E., Ockendon, N., Joys, A., Noble, D. G., & Baillie, S. R. 2009. Comparison of habitat-specific trends in the abundance of breeding birds in the UK. *Bird Study* 56:233-243.
- Niemi Hjulfors, L., Hjerpe, K., & Edström, F. 2015. Förnybar energi och klimat i landsbygdsprogrammet 2007 – 2013. Rapport 2015:10, Jordbruksverket.
- Niklasson, M., & Nilsson, S. G. 2005. Skogsdynamik och arters bevarande. *Studentlitteratur, Lund*.
- Nilsson, D., Rosenqvist, H., & Bernesson, S. 2015. Profitability of the production of energy grasses on marginal agricultural land in Sweden. *Biomass and Bioenergy* 83:159-168.
- Nordin M., & Höjgård S. 2016. An evaluation of extension services in Sweden. *Agricultural Economics*, 2016; 48: 1-10.
- Nyström, P., & Stenberg, M. 2009. Utvärdering av anlagda våtmarkers betydelse för spridning av hotade groddjur i Skåne.
- Nyström, P., Svensson, O., Lardner, B., Brönmark, C., & Granéli, W. 2001. The influence of multiple introduced predators on a littoral pond community. *Ecology* 82:1023-1039.

- Näringsdepartementet. 2003. Ett levande kulturlandskap - en halvtidsutvärdering av Miljö- och landsbygdsprogrammet. SOU 2003:105. Stockholm.
- Oenema, O., Kros, H., & de Vries, W. 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy* 20:3-16.
- Oertli, B., Joye, D. A., Castella, E., Juge, R., Cambin, D., & Lachavanne, J.-B. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* 104:59-70.
- Olofsson, S., Linge, C., & Nilsson, H. 2008. Växtnäringsbalanser och kväveutlakning på gårdar i Greppa Näringen åren 2000-2006. Rapport 2008:25. Jordbruksverket. Jönköping.
- Olsson, O., Bruun, M., & Smith, H. G. 2002. Starling foraging success in relation to agricultural land-use. *Ecography* 25:363-371.
- Olsson, O., Irminger Street, T., Söderman, A., Stjernman, M., Methi Sundell, J., & Smith, H. G. 2016. Differential uptake and consequences of an agri-environment scheme. Manuskript, Biologiska institutionen, Lunds Universitet.
- Osgathorpe, L. M., Park, K., & Goulson, D. 2011. The use of off-farm habitats by foraging bumblebees in agricultural landscapes: implications for conservation management. *Apidologie* 43:113-127.
- Ottvall, R., & Smith, H. G. 2006. Effects of an agri-environment scheme on wader populations of coastal meadows of southern Sweden. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 113:264-271.
- Paludan, C., Alexeyev, F., Drews, H., Fleischer, S., Fuglsang, A., Kindt, T., Kowalski, P., Moos, M., Radlowski, A., & Stromfors, G. 2002. Wetland management to reduce Baltic Sea eutrophication. *Water Science & Technology* 45:87-94.
- Parish, D. M. B., & Sotherton, N. W. 2004. Game crops as summer habitat for farmland songbirds in Scotland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104:429-438.
- Patterson, I. J., Abduljalil, S., & East, M. L. 1989. Damage to winter cereals by greylag and pink-footed geese in northeast Scotland. *Journal of Applied Ecology* 26:879-895.
- Pe'er, G., Dicks, L. V., Visconti, P., Arlettaz, R., Báldi, A., Benton, T. G., Collins, S., Dieterich, M., Gregory, R. D., Hartig, F., Henle, K., Hobson, P. R., Kleijn, D., Neumann, R. K., Robijns, T., Schmidt, J., Schwartz, A., Sutherland, W. J., Turbé, A., Wulf, F., & Scott, A. V. 2014. EU agricultural reform fails on biodiversity. *Science* 344:1090-1092.

- Perkins, A. J., Maggs, H. E., Watson, A., & Wilson, J. D. 2011. Adaptive management and targeting of agri-environment schemes does benefit biodiversity: a case study of the corn bunting *Emberiza calandra*. *Journal of Applied Ecology* 48:514-522.
- Perkins, A. J., Maggs, H. E., & Wilson, J. D. 2008. Winter bird use of seed-rich habitats in agri-environment schemes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 126:189-194.
- Persson, A. 2011a. Effects of Landscape Context on Populations of Bumblebees. Dept. Biology, Lund Univ.
- Persson, A., Olsson, O., Rundlöf, M., & Smith, H. G. 2010. Land use intensity and landscape complexity -Analysis of landscape characteristics in an agricultural region in Southern Sweden. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 136:169-176.
- Persson, K. M. 2011b. Om drivkrafter bakom några sjösänkningar i Sverige - exempel från Näsbyholmssjön (Skåne) och Hjälmarens (Närke-Södermanland-Västmanland). *Vatten* 67:101-111.
- Pettersson, L. B., Mellbrand, K., & Ottvall, R. 2014. Svensk Dagfjärilsövervakning. Årsrapport 2013. Lunds universitet. Lund.
- Pettersson, L. P. 2011. Nattfjärilsdiversitet i jordbrukslandskapet: markanvändning en nyckel till ökad mångfald i slättbyggd. 28-4657/09, Jordbruksverket
- Pfiffner, L., & Luka, H. 2000. Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 78:215-222.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., & Green, R. E. 2011. Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science* 333:1289-1291.
- Pihlgren, A., Berg, Å., Glimskär, A., & Marklund, L. 2010. Kärlväxter och fjärilar i betesmarker och slåtterängar med och utan miljöersättning. Utvärdering via NILS. Arbetsrapport 291 2010. Institutionen för skoglig resurshushållning, SLU. Umeå.
- Plantureux, S., Peeters, A., & McCracken, D. 2005. Biodiversity in intensive grasslands: effects of management, improvement and challenges. I 13th International Occasional Symposium of the European Grassland Federation. Organising Committee of the 13th International Occasional Symposium of the European Grassland Federation. Tartu, Estonia.
- Plieninger, T., Hartel, T., Martín-López, B., Beaufoy, G., Bergmeier, E., Kirby, K., Montero, M. J., Moreno, G., Oteros-Rozas, E., & Van Uytvanck, J. 2015. Wood-pastures of Europe: Geographic coverage, social-ecological values, conservation management, and policy implications. *Biological Conservation* 190:70-79.

- Polis, G. A., Anderson, W. B., & Holt, R. D. 1997. Toward an integration of landscape and food web ecology: The dynamics of spatially subsidized food webs. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28:289-316.
- Postma, M., Backhans, A., Collineau, L., Loesken, S., Sjölund, M., Belloc, C., Emanuelsson, U., Grosse Beilage, E., Stärk, K. D. C., & Dewulf, J. 2016. The biosecurity status and its associations with production and management characteristics in farrow-to-finish pig herds. *Animal* 10:478-489.
- Potts, G. R. 1986. The partridge. Pesticides, predation and conservation. William Collins Sons & Co. London.
- Potts, S. G., Woodcock, B. A., Roberts, S. P. M., Tscheulin, T., Pilgrim, E. S., Brown, V. K., & Tallwin, J. R. 2009. Enhancing pollinator biodiversity in intensive grasslands. *Journal of Applied Ecology* 46:369-379.
- Primdahl, J., Vesterager, J. P., Finn, J. A., Vlahos, G., Kristensen, L., & Vejre, H. 2010. Current use of impact models for agri-environment schemes and potential for improvements of policy design and assessment. *Journal of Environmental Management* 91:1245-1254.
- Pulliam, H. R. 1988. Sources, Sinks, and Population Regulation. *American Naturalist* 132:652-661.
- Pullin, A. S., & Stewart, G. B. 2006. Guidelines for systematic review in conservation and environmental management. *Conservation Biology* 20:1647-1656.
- Pykälä, J. 2000. Mitigating Human Effects on European Biodiversity through Traditional Animal Husbandry
- Mitigación de los Efectos Humanos sobre la Biodiversidad Europea Mediante la Producción Tradicional de Animales. *Conservation Biology* 14:705-712.
- Pykälä, J. 2005. Cattle grazing increases plant species richness of most species trait groups in mesic semi-natural grasslands. *Plant Ecology* 175:217-226.
- Pywell, R. F., Meek, W. R., Hulmes, L., & Nowakowski, M. 2010. Designing multi-purpose habitats: utilisation of wild bird seed species by pollinating insects. *Aspects of Applied Biology*: 100:421-426.
- Pywell, R. F., Warman, E. A., Carvell, C., Sparks, T. H., Dicks, L. V., Bennett, D., Wright, A., Critchley, C. N. R., & Sherwood, A. 2005. Providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. *Biological Conservation* 121:479-494.
- Päivo, E.-L., Wissman, J., & Andersson, H. 2010. Axel 2 - Utvärdering av åtgärder för att förbättra miljön och landskapet. Bilaga till Rabinowicz m.fl. 2010: Redovisning av uppdrag om halvtidsutvärdering av landsbygdsprogram för Sverige 2007-2013. Institution för ekonomi, SLU, Uppsala.

- Pärt, T., & Söderström, B. 1999a. Conservation value of semi-natural pastures in Sweden: Contrasting botanical and avian measures. *Conservation Biology* 13:755-765.
- Pärt, T., & Söderström, B. 1999b. The effects of management regimes and location in landscape on the conservation of farmland birds breeding in semi-natural pastures. *Biological Conservation* 90:113-123.
- Pärtel, M., H.H., B., & M., S. 2005. Biodiversity in temperate European grasslands: origin and conservation. *Grassland Science in Europe* 10:1-13.
- Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen, J., & Kuussaari, M. 2005. Responses of butterfly and moth species to restored cattle grazing in semi-natural grasslands. *Biological Conservation* 122:465-478.
- Rabinowicz, E., Andersson, H., Hansson, H., Päivo, E.-L., Waldenström, C., & Wissman, J. 2010. Halvtidsutvärdering av landsbygdsprogram för Sverige 2007-2013. Diarienummer Jo 10.013, Regeringskansliet.
- Rader, R., Birkhofer, K., Schmucki, R., Smith, H. G., Stjernman, M., & Lindborg, R. 2014. Organic farming and heterogeneous landscapes positively affect different measures of plant diversity. *Journal of Applied Ecology* 51:1544-1553.
- Ram, D., Axelsson, A.-L., Green, M., Smith, H. G. & Lindström, Å. What drives current population trends in forest birds – forest quantity, quality or climate? A large-scale analysis from northern Europe. – Forest Ecology and Management (i tryck)
- Randall, N. P., & James, K. L. 2012. The effectiveness of integrated farm management, organic farming and agri-environment schemes for conserving biodiversity in temperate Europe - A systematic map. *Environmental Evidence* 1:1-21.
- Rands, M. R. W. 1986. The survival of gamebird (Galliformes) chicks in relation to pesticide use on cereals. *Ibis* 128:57-64.
- Rands, M. R. W., & Sotherton, N. W. 1986. Pesticide use on cereal crops and changes in the abundance of butterflies on arable farmland in England. *Biological Conservation* 36:71-82.
- Reed, M. S., Moxey, A., Prager, K., Hanley, N., Skates, J., Bonn, A., Evans, C. D., Glenk, K., & Thomson, K. 2014. Improving the link between payments and the provision of ecosystem services in agri-environment schemes. *Ecosystem Services* 9:44-53.
- Reidsma, P., Tekelenburg, T., van den Berg, M., & Alkemade, R. 2006. Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 114:86-102.

- Risberg, J. O. 2004. Humlor (Bombus) på ekologiska och konventionella gårdar - odlingssystemets och landskapets betydelse för en ekologisk nyckelresurs. SLU. Uppsala.
- Robinson, R. A., Wilson, J. D., & Crick, H. Q. P. 2001a. The importance of arable habitat for farmland birds in grassland landscapes. *Journal of Applied Ecology* 38:1059-1069.
- Robinson, R. A., Wilson, J. D., & Crick, H. Q. P. 2001b. The importance of arable habitat for farmland birds in grassland landscapes. *Journal of Applied Ecology* 38:1059-1069.
- Rook, A. J., Dumont, B., Isselstein, J., Osoro, K., WallisDeVries, M. F., Parente, G., & Mills, J. 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biological Conservation* 119:137-150.
- Roschewitz, I., Gabriel, D., Tschardt, T., & Thies, C. 2005. The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. *Journal of Applied Ecology* 42:873-882.
- Rosén, E., & van der Maarel, E. 2000. Restoration of alvar vegetation on Öland, Sweden. *Applied Vegetation Science* 3:65-72.
- Rosqvist, G. 2004. Mer småbiotoper i slättbygden - förslag till en strategi för ökad biologisk mångfald. 2004:23. Jönköping.
- Rothstein, H. R., Sutton, A. J., & Borenstein, M. 2006. Publication bias in meta-analysis: Prevention, assessment and adjustments. John Wiley & Sons.
- Ruggiero, A., Céréghino, R., Figuerola, J., Marty, P., & Angélibert, S. 2008. Farm ponds make a contribution to the biodiversity of aquatic insects in a French agricultural landscape. *Comptes Rendus Biologies* 331:298-308.
- Rundlöf, M., Andersson, G. K., Bommarco, R., Fries, I., Hederström, V., Herbertsson, L., Jonsson, O., Klatt, B. K., Pedersen, T. R., & Yourstone, J. 2015. Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature* 521:77-80.
- Rundlöf, M., Bengtsson, J., & Smith, H. G. 2008a. Local and landscape effects of organic farming on butterfly species richness and abundance. *Journal of Applied Ecology* 45:813-820.
- Rundlöf, M., Edlund, M., & Smith, H. G. 2010. Organic farming at local and landscape scales benefits plant diversity. *Ecography* 33:514-522.
- Rundlöf, M., Lundin, O., & Bommarco, R. 2012. Växtskyddsmedlens påverkan på biologisk mångfald i jordbrukslandskapet. Uppsala.
- Rundlöf, M., Nilsson, H., & Smith, H. G. 2008b. Interacting effects of farming practice and landscape context on bumblebees. *Biological Conservation* 141:417-426.

- Rundlöf, M., Persson, A. S., Smith, H. G., & Bommarco, R. 2014. Late-season mass-flowering red clover increases bumble bee queen and male densities. *Biological Conservation* 172:138-145.
- Rundlöf, M., & Smith, H. G. 2006. The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *Journal of Applied Ecology* 43:1121-1127.
- Rusch, A., Birkhofer, K., Bommarco, R., Smith, H. G., & Ekbom, B. 2014. Management intensity at field and landscape levels affects the structure of generalist predator communities. *Oecologia* 175:971-983.
- Rusch, A., Bommarco, R., Jonsson, M., Smith, H. G., & Ekbom, B. 2013. Flow and stability of natural pest control services depend on complexity and crop rotation at the landscape scale. *Journal of Applied Ecology* 50:345-354.
- Rusch, A., Valantin-Morison, M., Sarthou, J. P., & Roger-Estrade, J. 2010. Biological control of insect pests in agroecosystems: Effect of crop management, farming system, and seminatural habitats at the landscape scale: a review. *Advances in Agronomy* 109:219-259.
- Saarinen, K., & Jantunen, J. 2005. Grassland butterfly fauna under traditional animal husbandry: contrasts in diversity in mown meadows and grazed pastures. *Biodiversity and Conservation* 14:3201-3213.
- Sahm, H., Sanders, J., Nieberg, H., Behrens, G., Kuhnert, H., Strohm, R., & Hamm, U. 2013. Reversion from organic to conventional agriculture: A review. *Renewable Agriculture and Food Systems* 28:263-275.
- Salo, T., & Turtola, E. 2006. Nitrogen balance as an indicator of nitrogen leaching in Finland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 113:98-107.
- Sandström, A., & Klang, L. 2007. Landskapselement med miljöersättning – en intervjustudie om regionala och lokala erfarenheter av landskapselementens skötsel i åkermark och betesmark. RA07:5. Jönköping.
- Scheffer, M., Van Geest, G., Zimmer, K., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Butler, M., Hanson, M., Declerck, S., & De Meester, L. 2006. Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112:227-231.
- Scheper, J., Bommarco, R., Holzschuh, A., Potts, S. G., Riedinger, V., Roberts, S. P. M., Rundlöf, M., Smith, H. G., Steffan-Dewenter, I., Wickens, J. B., Wickens, V. J., & Kleijn, D. 2015. Local and landscape-level floral resources explain effects of wildflower strips on wild bees across four European countries. *Journal of Applied Ecology* 52:1165-1175.

- Scheper, J., Holzschuh, A., Kuussaari, M., Potts, S. G., Rundlof, M., Smith, H. G., & Kleijn, D. 2013. Environmental factors driving the effectiveness of European agri-environmental measures in mitigating pollinator loss - a meta-analysis. *Ecology Letters* 16:912-920.
- Schmidt, M. H., Roschewitz, I., Thies, C., & Tscharntke, T. 2005. Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *Journal of Applied Ecology* 42:281-287.
- Schmitz, J., Hahn, M., & Brühl, C. A. 2014. Agrochemicals in field margins – An experimental field study to assess the impacts of pesticides and fertilizers on a natural plant community. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 193:60-69.
- Schneider, M. K., Luscher, G., Jeanneret, P., Arndorfer, M., Ammari, Y., Bailey, D., Balazs, K., Baldi, A., Choisis, J. P., Dennis, P., Eiter, S., Fjellstad, W., Fraser, M. D., Frank, T., Friedel, J. K., Garchi, S., Geijzendorffer, I. R., Gomiero, T., Gonzalez-Bornay, G., Hector, A., Jerkovich, G., Jongman, R. H., Kakudidi, E., Kainz, M., Kovacs-Hostyanszki, A., Moreno, G., Nkwiine, C., Opio, J., Oschatz, M. L., Paoletti, M. G., Pointereau, P., Pulido, F. J., Sarthou, J. P., Siebrecht, N., Sommaggio, D., Turnbull, L. A., Wolfrum, S., & Herzog, F. 2014. Gains to species diversity in organically farmed fields are not propagated at the farm level. *Nature Communications* 5:4151.
- Schäfer, M. L., Lundström, J. O., Pfeffer, M., Lundkvist, E., & Landin, J. 2004. Biological diversity versus risk for mosquito nuisance and disease transmission in constructed wetlands in southern Sweden. *Medical and Veterinary Entomology* 18:256-267.
- Seabloom, E. W., & Van Der Valk, A. G. 2003. The development of vegetative zonation patterns in restored prairie pothole wetlands. *Journal of Applied Ecology* 40:92-100.
- Senapathi, D., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., Kleijn, D., Potts, S. G., & Carvalheiro, L. G. 2015. Pollinator conservation — the difference between managing for pollination services and preserving pollinator diversity. *Current Opinion in Insect Science* 12:93-101.
- SFS 2008:662. Lag om ändring i skogsvårdslagen (1979:429). Svensk Författningssamling. Jordbruksdepartementet, Stockholm.
- Shrubb, M. 2003. *Birds, Scythes and Combines*. Cambridge. Cambridge University Press.
- Sigfridsson, S. 2013. *The role of midfield islets in pest control*. Stockholm University. Stockholm.
- Silsby, J. 2001. *Dragonflies of the World*. Csiro publishing.
- Silvertown, J., Poulton, P., Johnston, E., Edwards, G., Heard, M., & Biss, P. M. 2006. The Park Grass Experiment 1856–2006: its contribution to ecology. *Journal of Ecology* 94:801-814.

- Siriwardena, G. M., Baillie, S. R., & Wilson, J. D. 1998. Variation in the survival rates of some British passerines with respect to their population trends on farmland. *Bird Study* 45:276-292.
- Siriwardena, G. M., Calbrade, N. A., & Vickery, J. A. 2008. Farmland birds and late winter food: does seed supply fail to meet demand? *Ibis* 150:585-595.
- Siriwardena, G. M., Stevens, D. K., Anderson, G. Q. A., Vickery, J. A., Calbrade, N. A., & Dodd, S. 2007. The effect of supplementary winter seed food on breeding populations of farmland birds: evidence from two large-scale experiments. *Journal of Applied Ecology* 44:920-932.
- 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. *Journal of Applied Ecology* 45:763-772.
- Skatteverket. 2007.Handledning för punktskatter 2007. Skatteverket.
- Skatteverket. 2008.Handledning för punktskatter 2008. Skatteverket.
- Skatteverket. 2009.Handledning för punktskatter 2009. Skatteverket.
- Skatteverket. 2010.Handledning för punktskatter 2010. Skatteverket.
- Skatteverket. 2011.Handledning för punktskatter 2011. Skatteverket.
- Skatteverket. 2012.Handledning för punktskatter 2012. Skatteverket.
- Skatteverket. 2013.Handledning för punktskatter 2013. Skatteverket.
- Skatteverket. 2016a. Skattebefriad förbrukare för bränslen. <http://www.skatteverket.se/foretagorganisationer/skatter/punktskatter/energiskatter/verksamheter-medlagreskatt/skattebefriadforbrukare.4.18e1b10334ebe8bc80004419.html>.
- Skatteverket. 2016b. Skattesatser på el och bränslen. <http://www.skatteverket.se/foretagorganisationer/skatter/punktskatter/energiskatter/skattesatser.4.77dbcb041438070e0395e96.html>.
- Skatteverket. 2016c. Återbetalning av skatt på bränsle för jordbruk, skogsbruk och vattenbruk. Skatteverket. <http://www.skatteverket.se/foretagorganisationer/skatter/punktskatter/energiskatter/verksamhetermedlagreskatt/jordbrukskogsbrukvattenbruk/bransle.4.15532c7b1442f256baebbb2.html>.
- Smith, H., Mcallum, K., & Macdonald, D. W. 1997. Experimental comparison of the nature conservation value, productivity and ease of management of a conventional and a more Species-rich grass Ley. *Journal of Applied Ecology* 34:53-64.
- Smith, H. G., Birkhofer, K., Clough, Y., Ekroos, J., Olsson, O., & Rundlöf, M. 2014. Beyond dispersal: the roles of animal movement in modern agricultural landscapes. I L.-A. Hansson, red. Animal Movement. Oxford Univ. Press. Oxford.

- Smith, H. G., Dänhardt, J., Lindström, Å., & Rundlöf, M. 2010a. Consequences of organic farming and landscape heterogeneity on species richness and abundance of farmland birds. *Oecologia* 162:1071-1079.
- Smith, H. G., Öckinger, E., & Rundlöf, M. 2010b. Biodiversity and the landscape ecology of agri-environment schemes. *Aspects of Applied Biology* 100:225-232.
- Soininen, J., Bartels, P., Heino, J., Luoto, M., & Hillebrand, H. 2015. Toward More Integrated Ecosystem Research in Aquatic and Terrestrial Environments. *BioScience* 65:174-182.
- Solonen, T., Tiainen, J., Korpimäki, E., & Saurola, P. 1991. Dynamics of Finnish starling *Sturnus vulgaris* populations in recent decades. *Ornis Fenn.* 68:158-169.
- Sondergaard, M., Jeppesen, E., & Jensen, J. P. 2005. Pond or lake: does it make any difference? *Archiv für Hydrobiologie* 162:143-165.
- Sotherton, N. W. 1991. Conservation headlands: a practical combination of intensive cereal farming and conservation.
- Sotherton, N. W., Boatman, N. D., & Rands, M. R. W. 1989. The conservation headland experiment in cereal ecosystems. *Entomologist* 108:135-143.
- Stahlschmidt, P., Pätzold, A., Ressler, L., Schulz, R., & Brühl, C. A. 2012. Constructed wetlands support bats in agricultural landscapes. *Basic and Applied Ecology* 13:196-203.
- Statistiska Centralbyrån. *Statistisk årsbok*. Olika årgångar 1930-2009.
- Statistiska Centralbyrån. 2014. Jordbruksstatistisk årsbok 2014. SCB, enheten för lantbruksstatistik. Örebro.
- Stenberg, M., & Nyström, P. 2008. Utvärdering av projektsstödsdammars betydelse för spridning av den större vattensalamandern. Länsstyrelsen i Örebro län.
- Stephens, P. A., Freckleton, R. P., Watkinson, A. R., & Sutherland, W. J. 2003. Predicting the response of farmland bird populations to changing food supplies. *Journal of Applied Ecology* 40:970-983.
- Stjernman, M., Green, M., Lindström, A., Olsson, O., Ottvall, R., & Smith, H. G. 2013. Habitat-specific bird trends and their effect on the Farmland Bird Index. *Ecological Indicators* 24:382-391.
- Stock, J., & Yogo, M. 2005. Testing for weak instruments in linear IV regression. Pages 80-108 I D. Andrews & J. Stock, red. Identification and Inference for Econometric Models: Essays in Honor of Thomas Rothenberg. Cambridge University Press. Cambridge.

- Stolze, M., Piorr, A., Häring, A., & Dabbert, S. 2000. The environmental impacts of organic farming in Europe. University of Hohenheim. Stuttgart-Hohenheim.
- Storkey, J., Meyer, S., Still, K. S., & Leuschner, C. 2012. The impact of agricultural intensification and land-use change on the European arable flora. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 279:1421-1429.
- Strand, J. A. 2007. Inventering av Smedjeån efter våtmarksanläggning. Rapport på uppdrag av Länsstyrelsen i Halland.
- Strand, J. A., & Weisner, S. E. B. 2013. Effects of wetland construction on nitrogen transport and species richness in the agricultural landscape – Experiences from Sweden. *Ecological Engineering* 56:14-25.
- Sutcliffe, L. M., Batáry, P., Kormann, U., Báldi, A., Dicks, L. V., Herzon, I., Kleijn, D., Tryjanowski, P., Apostolova, I., & Arlettaz, R. 2015. Harnessing the biodiversity value of Central and Eastern European farmland. *Diversity and Distributions* 21:722-730.
- Sutherland, W. J. 1996. Predicting the consequences of habitat loss for migratory populations. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 263:1325-1327.
- Svenska Djurhälsovården. 2006. Smittskydd på gårdsnivå. Grisgårdens smittskydd. <http://www.sva.se/globalassets/redesign2011/pdf/djurhalsa/epizootier/smittskyddpagardsniva.pdf>.
- Svensson, B., Lagerlöf, J., & G. Svensson, B. 2000. Habitat preferences of nest-seeking bumble bees (Hymenoptera: Apidae) in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 77:247-255.
- Svensson, B. M. 2013. Från vägkant till ängsväggkant - är detta möjligt? Centrum för Biologisk Mångfald, SLU. Uppsala.
- Svensson, J., Strand, J. A., Sahlén, G., & Weisner, S. E. B. 2004. Rikare mångfald och mindre kväve. Utvärdering av våtmarker skapade med stöd av lokala investeringsprogram och landsbygdsutvecklingsstöd. Naturvårdsverket. Stockholm.
- Söderman, A. M. E., Ekroos, J., Hedlund, K., Olsson, O., & Smith, H. G. 2015. Contrasting effects of field boundary management on three pollinator groups. Manuskript, Biologiska institutionen, Lunds Universitet. Lund.
- Söderström, B., & Pärt, T. 2000. Influence of landscape scale on farmland birds breeding in semi-natural pastures. *Conservation Biology* 14:522-533.
- Söderström, B., Svensson, B., Vessby, K., & Glimskär, A. 2001. Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. *Biodiversity and Conservation* 10:1839-1863.

- Taylor, A., Glimskär, A., Viketoft, M., Friberg, H., Andersson, B., Jonsson, M., Bommarco, R., Andersson, L., & Hesdström Ringvall, A. 2014. Utformning av miljöövervakningsprogram för biologisk mångfald och skadegörare i och vid åkermark. SLU. Jordbruksverkets diarienummer 4.3.17-5348/13.
- Tew, T. E., Macdonald, D. W., & Rands, M. R. W. 1992. Herbicide application affects microhabitat use by arable wood mice (*Apodemus sylvaticus*). *Journal of Applied Ecology* 29:532-539.
- Theiling, K. M., & Croft, B. A. 1988. Pesticide side-effects on arthropod natural enemies - a database summary. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 21:191-218.
- Thiere, G., Milenkowski, S., Lindgren, P. E., Sahlen, G., Berglund, O., & Weisner, S. E. B. 2009. Wetland creation in agricultural landscapes: Biodiversity benefits on local and regional scales. *Biological Conservation* 142:964-973.
- Thomas, C. F. G., & Jepson, P. C. 1997. Field-scale effects of farming practices on linyphiid spider populations in grass and cereals. *Entomologia Experimentalis Et Applicata* 84:59-69.
- Thomas, J. A. 1994. Why small cold-blooded insects pose different conservation problems to birds in modern landscapes. *Ibis* 137:s112-s119.
- Thorbek, P., & Bilde, T. 2004. Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. *Journal of Applied Ecology* 41:526-538.
- Tjernberg, M. 2010. *Emberiza calandra* Kornsparv - artfaktablad. Artdatabanken, SLU.
- Tollin, P., & Karlsson, L. 2015. Kompetens för utveckling? Utvärdering av kompetensutveckling i landsbygdsprogrammet 2007-2013. Utvärderingsrapport 2015:2. Jordbruksverket.
- Tscharntke, T., Clough, Y., Wanger, T. C., Jackson, L., Motzke, I., Perfecto, I., Vandermeer, J., & Whitbread, A. 2012a. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation* 151:53-59.
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* 8:857-874.
- Tscharntke, T., Tylianakis, J. M., Rand, T. A., Didham, R. K., Fahrig, L., Bat+íry, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T. O., Dormann, C. F., Ewers, R. M., Fr++nd, J., Holt, R. D., Holzschuh, A., Klein, A. M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D. A., Laurance, W., Lindenmayer, D., Scherber, C., Sodhi, N., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., van der Putten, W. H., & Westphal, C. 2012b. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes - eight hypotheses. *Biological Reviews* 87:661-685.

- Tschumi, M., Albrecht, M., Entling, M. H., & Jacot, K. 2015. High effectiveness of tailored flower strips in reducing pests and crop plant damage. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 282:189-196.
- Tuck, S. L., Winqvist, C., Mota, F., Ahnström, J., Turnbull, L. A., Bengtsson, J., & McKenzie, A. 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 51:746-755.
- Tufvesson, L., Lantz, M., & Björnsson, L. 2013. Miljönytta och samhällsekonomiskt värde vid produktion av biogas från gödsel. Miljö- och Energisystem, Lunds Tekniska Högskola, Lunds Universitet.
- Tunón, H., & Sjaggo, B. S. 2012. Ájddo - reflektioner kring biologisk mångfald i renarnas spår. CBM:s skriftserie nr 68, Sametinget och Centrum för Biologisk Mångfald. Kiruna, Uppsala.
- Tuomisto, H. L., Hodge, I. D., Riordan, P., & Macdonald, D. W. 2012. Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management* 112:309-320.
- Tälle, M., Fogelfors, H., Westerberg, L., & Milberg, P. 2015. The conservation benefit of mowing vs grazing for management of species-rich grasslands: a multi-site, multi-year field experiment. *Nordic Journal of Botany*: 33:761-768.
- Walker, K. J., Critchley, C. N. R., Sherwood, A. J., Large, R., Nuttall, P., Hulmes, S., Rose, R., & Mountford, J. O. 2007. The conservation of arable plants on cereal field margins: An assessment of new agri-environment scheme options in England, UK. *Biological Conservation* 136:260-270.
- Wallander, J., & Karlsson, L. 2015. Fördjupad utvärdering av miljö kvalitetsmålet Ett rikt odlingslandskap.
- Wallander, J., Wretling Clarin, A., Dock Gustavsson, A.-M., Lannek, J., Wallenberg, P., & Hasund, K. P. 2012. Behov av nya mål och åtgärder för ekologisk produktion i landsbygdsprogrammet. Rapport 2012:37. Jordbruksverket. Jönköping.
- Wallgren, P. 2000. Etiska, ekologiska och ekonomiska synpunkter på sjukligheten bland grisar i Sverige. *Svensk Veterinärtidning* 52:685-694.
- Wallgren, P., Lundeheim, N., & Ehlorsson, C.-J. 2011. Friska grisar - lönsamma och miljövänliga. *Svensk Veterinärtidning* 63:15-22.
- van Meijl, H., van Rheenen, T., Tabeau, A., & Eickhout, B. 2006. The impact of different policy environments on agricultural land use in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114:21-38.
- Weibull, A.-C., Bengtsson, J., & Nohlgren, E. 2000. Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography* 23:743-750.

- Weibull, A.-C., Östman, Ö., & Granqvist, Å. 2003. Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodiversity & Conservation* 12:1335-1355.
- Weisner, S., Johannesson, K., & Tonderski, K. 2015. Näringsavskiljning i anlagda våtmarker i jordbruket; Analys av mätresultat och effekter av landsbygdsprogrammet. Rapport 2015:7. Jordbruksverket. Jönköping.
- Weisner, S., & Thiere, G. 2010a. Mindre fosfor och kväve från jordbrukslandskapet. Utvärdering av anlagda våtmarker inom miljö- och landsbygdsprogrammet och det nya landsbygdsprogrammet. Rapport 2010:21. jordbruksverket.
- Weisner, S. E. B., & Thiere, G. 2010b. Effects of vegetation state on biodiversity and nitrogen retention in created wetlands: a test of the biodiversity–ecosystem functioning hypothesis. *Freshwater Biology* 55:387-396.
- Verbruggen, E., Roling, W. F. M., Gamper, H. A., Kowalchuk, G. A., Verhoef, H. A., & van der Heijden, M. G. A. 2010. Positive effects of organic farming on below-ground mutualists: large-scale comparison of mycorrhizal fungal communities in agricultural soils. *New Phytologist* 186:968-979.
- Verburg, P. H., van Berkel, D. B., van Doorn, A. M., van Eupen, M., & van den Heiligenberg, H. A. R. M. 2010. Trajectories of land use change in Europe: a model-based exploration of rural futures. *Landscape Ecology* 25:217-232.
- Veres, A., Petit, S., Conord, C., & Lavigne, C. 2013. Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 166:110-117.
- Verhoeven, J. T. A. 2014. Wetlands in Europe: Perspectives for restoration of a lost paradise. *Ecological Engineering* 66:6-9.
- Wesner, J. S. 2010. Seasonal variation in the trophic structure of a spatial prey subsidy linking aquatic and terrestrial food webs: adult aquatic insects. *Oikos* 119:170-178.
- Vessby, K., Söderström, B., Glimskär, A., & Svensson, B. 2002. Species-richness correlations of six different taxa in Swedish seminatural grasslands. *Conservation Biology* 16:430-439.
- Whigham, D. F. 1999. Ecological issues related to wetland preservation, restoration, creation and assessment. *Science of the total environment* 240:31-40.
- Whittingham, M. J. 2007. Will agri-environment schemes deliver substantial biodiversity gain, and if not why not? *Journal of Applied Ecology* 44:1-5.
- Vickery, J. A., Feber, R. E., & Fuller, R. J. 2009. Arable field margins managed for biodiversity conservation: A review of food resource provision for farmland birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133:1-13.

- Vickery, J. A., Tallowin, J. R., Feber, R. E., Asteraki, E. J., Atkinson, P. W., Fuller, R. J., & Brown, V. K. 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology* 38:647-664.
- Wickramasinghe, L. P., Harris, S., Jones, G., & Vaughan, N. 2003. Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology* 40:984-993.
- Wilcox, J. C., Barbottin, A., Durant, D., Tichit, M., & Makowski, D. 2014. Farmland Birds and Arable Farming, a Meta-Analysis. Pages 35-63 Sustainable Agriculture Reviews: Volume 13. Springer.
- Villemey, A., van Halder, I., Ouin, A., Barbaro, L., Chenot, J., Tessier, P., Calatayud, F., Martin, H., Roche, P., & Archaux, F. 2015. Mosaic of grasslands and woodlands is more effective than habitat connectivity to conserve butterflies in French farmland. *Biological Conservation* 191:206-215.
- Williams, P., Whitfield, M., Biggs, J., Bray, S., Fox, G., Nicolet, P., & Sear, D. 2004. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* 115:329-341.
- Wilson, J. B., Peet, R. K., Dengler, J., & Pärtel, M. 2012. Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science* 23:796-802.
- Wilson, J. D., Evans, A. D., & Grice, P. V. 2009. Bird Conservation and Agriculture. Cambridge University Press. Cambridge.
- Wilson, J. D., Morris, A. J., Arroyo, B. E., Clark, S. C., & Bradbury, R. B. 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 75:13-30.
- Wilson, J. D., Whittingham, M. J., & Bradbury, R. B. 2005. The management of crop structure: a general approach to reversing the impacts of agricultural intensification on birds? *Ibis* 147:453-463.
- Winqvist, C., Ahnstrom, J., & Bengtsson, J. 2012. Effects of organic farming on biodiversity and ecosystem services: taking landscape complexity into account. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1249:191-203.
- Winqvist, C., Bengtsson, J., Aavik, T., Berendse, F., Clement, L. W., Eggers, S., Fischer, C., Flohre, A., Geiger, F., Liira, J., Part, T., Thies, C., Tschardtke, T., Weisser, W. W., & Bommarco, R. 2011. Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. *Journal of Applied Ecology* 48:570-579.
- Winsa, M., Bommarco, R., Lindborg, R., Marini, L., & Öckinger, E. 2015. Recovery of plant diversity in restored semi-natural pastures depends on adjacent land use. *Applied Vegetation Science*: 18:413-422.

- Wissman, J., Berg, A., & Glimskär, A. 2014. Förstudie: Utvärdering av miljöersättningen för natur- och kulturmiljöer. Jordbruksverket, Jönköping.
- Wissman, J., Berg, Å., Ahnstrom, J., Wikström, J., & Hasund, K. P. 2012. Hur kan landsbygdsprogrammets miljöersättningar förbättras? Erfarenheter från andra länder. Rapport 2012:24. Jordbruksverket. Jönköping.
- von Post, M. 2013. Effects of farmland heterogeneity at multiple spatial and temporal scales on house sparrow (*Passer domesticus*) population ecology. Lund University.
- Woodcock, B. A., Bullock, J. M., Mortimer, S. R., Brereton, T., Redhead, J. W., Thomas, J. A., & Pywell, R. F. 2012. Identifying time lags in the restoration of grassland butterfly communities: A multi-site assessment. *Biological Conservation* 155:50-58.
- Woodcock, B. A., Redhead, J., Vanbergen, A. J., Hulmes, L., Hulmes, S., Peyton, J., Nowakowski, M., Pywell, R. F., & Heard, M. S. 2010. Impact of habitat type and landscape structure on biomass, species richness and functional diversity of ground beetles. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139:181-186.
- Wortley, L., Hero, J. M., & Howes, M. 2013. Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. *Restoration Ecology* 21:537-543.
- Wretenberg, J., Lindstrom, A., Svensson, S., & Part, T. 2007. Linking agricultural policies to population trends of Swedish farmland birds in different agricultural regions. *Journal of Applied Ecology* 44:933-941.
- Wretenberg, J., Lindstrom, A., Svensson, S., Thierfelder, T., & Part, T. 2006. Population trends of farmland birds in Sweden and England: similar trends but different patterns of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology* 43:1110-1120.
- Wretenberg, J., Pärt, T., & Berg, Å. 2010. Changes in local species richness of farmland birds in relation to land-use changes and landscape structure. *Biological Conservation* 143:375-381.
- Wärnsberg, J. 2013. Artrikedom av kärlväxter i övergivna och restaurerade betesmarker: betydelsen av igenväxningsgrad och tid sedan igenväxning började. B.Sc. thesis. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala.
- Öberg, S. 2007. Diversity of spiders after spring sowing - influence of farming system and habitat type. *Journal of Applied Entomology* 131:524-531.
- Öckinger, E., Bergman, K.-O., Franzén, M., Kadlec, T., Krauss, J., Kuussaari, M., Pöyry, J., Smith, H., Steffan-Dewenter, I., & Bommarco, R. 2012. The landscape matrix modifies the effect of habitat fragmentation in grassland butterflies. *Landscape Ecology* 27:121-131.

- Öckinger, E., Eriksson, A. K., & Smith, H. G. 2006a. Effects of grassland management, abandonment and restoration on butterflies and vascular plants. *Biological Conservation* 133:291-300.
- Öckinger, E., Hammarstedt, O., Nilsson, S. G., & Smith, H. G. 2006b. The relationship between local extinctions of grassland butterflies and increased soil nitrogen levels. *Biological Conservation* 128:564-573.
- Öckinger, E., Lindborg, R., Sjödin, N. E., & Bommarco, R. 2012. Landscape matrix modifies richness of plants and insects in grassland fragments. *Ecography* 35:259-267.
- Öckinger, E., & Smith, H. G. 2006. Landscape composition and habitat area affect butterfly species richness. *Oecologia* 149:526-534.
- Öckinger, E., & Smith, H. G. 2007. Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44:50-59.

Bilaga 1: Landsbygdsprogrammets koppling till relevanta nationella och internationella miljö- och klimatmål – En målanalys

Det svenska miljöarbetet styrs till stor del av internationella miljökonventioner och EU-direktiv vars mål och paragrafer införlivas både i det svenska miljömålsarbetet och miljölagstiftningen. Sverige har förbundit sig till ett 40-tal internationella miljökonventioner, vilka flera är av relevans för de miljö- och klimatåtgärder som ingår i landsbygdsprogrammet 2007-2013. Under landsbygdsprogrammet förändrades målstrukturen i det svenska miljömålssystemet och består idag av ett generationsmål, 16 miljö kvalitetsmål och 24 stycken etappmål (indelade under fem områden), vilka i sin tur är kopplade till miljö kvalitetsmålen.

De miljö kvalitetsmål som framförallt omfattas av åtgärderna i landsbygdsprogrammet är: *Ett rikt odlingslandskap*, *Ett rikt växt- och djurliv*, *Myllrande våtmarker*, *Ingen övergödning*, *En giftfri miljö*, *Storlagen fjällmiljö* och *Begränsad klimatpåverkan*. *Ett rikt odlingslandskap* och *Ett rikt växt- och djurliv* är de miljö kvalitetsmål som omfattas av flest antal miljö- och klimatåtgärder. Etappmålen anger steg på vägen mot att uppnå miljö kvalitetsmålen. Etappmålen har inte legat som grund till framtagandet av de miljö- och klimatåtgärder som ingår i landsbygdsprogrammet, men det är ändå intressant att studera om landsbygdsprogrammet bidrar till måluppfyllelsen för något eller några av dessa mål. De etappmål som är relevanta för landsbygdsprogrammet finns under området *Begränsad klimatpåverkan* och *Biologisk mångfald*.

De etappmål som rör biologisk mångfald (tio stycken) är relaterade till de så kallade Aichimålen som antogs i Nagoya 2010, i en strategisk plan inom FN:s konvention om biologisk mångfald (CBD 2010). Aichimålen handlar om att stoppa förlusten av biologisk mångfald samt att säkra resilienta ekosystem och produktionen av ekosystemtjänster och sträcker sig fram till 2020. Även EU:s strategi för biologisk mångfald, från 2011 (EC 2012), grundar sig på Aichimålen. Av de tio etappmålen för biologisk mångfald bidrar landsbygdsprogrammet till måluppfyllelsen av två: *Den biologiska mångfaldens och ekosystemtjänsternas värde och helhetssyn på markanvändningen*. Etappmålet *Den biologiska mångfaldens och ekosystemtjänsternas värde* behandlas vidare i regeringens betänkande SOU 2013:68 ”Synliggöra värdet av ekosystemtjänster – Åtgärder för välfärd genom biologisk mångfald och ekosystemtjänster”. Medan landsbygdsprogrammet lyfter fram värdet av biologisk mångfald genom flera ersättningar, nämns inte ekosystemtjänster explicit som syfte av något av stöden. Implicit kan en del av stöden tänkas beröra ekosystemtjänster som exempelvis pollinering, biologisk kontroll, näringsretention och estetiska värden men det är viktigt att tänka på att bevarande av biologisk mångfald inte per automatik innebär att man gynnar produktionen av ekosystemtjänster eller vice versa. Produktionen av ekosystemtjänster utförs främst av organismer som är vanligt förekommande, dvs. organismer som inte nödvändigtvis gynnas av åtgärder som syftar till att skydda eller skapa habitat till mer sällsynta arter. Det är därför viktigt att formulera tydliga mål där man tar ställning till om en viss åtgärd ska gynna biologisk mångfald eller produktionen av ekosystemtjänster.

Etappmålet för begränsad klimatpåverkan säger att Sveriges emissioner av växthusgaserna från den icke handlande sektorn (verksamheter som inte omfattas av handeln med utsläppsrätter) bör vara 40 % lägre år 2020 jämfört med år 1990 (Naturvårdsverket, 2016). Detta etappmål grundar sig ytterst på FN:s klimatkonvention som antogs i Rio

de Janeiro 1994. Klimatkonventionen är inte bindande, och årliga förhandlingar hölls bland de länder som undertecknat konventionen. År 1997 enades världens länder om Kyotoprotokollet, en bindande internationell överenskommelse som trädde ikraft år 2005 och vid det senaste mötet i Paris 2015 enades länderna om ett nytt avtal som bland annat innebär att den globala temperaturhöjningen ska hållas under 2 grader. Inom EU har arbetet för att begränsa emissionerna av växthusgaser bland annat resulterat i direktivet för förnybar energi (2009/28/EG) från 2009. Direktivet slår fast att minst 20 procent av energiförbrukningen inom EU ska komma från förnybara energikällor år 2020.

Helsingfors kommissionen (Konventionen om skydd av Östersjöområdets marina miljö; Helcom) är en annan konvention som är relevant för flera av miljö- och klimatåtgärder inom landsbygdsprogrammet. Helcoms mål omfattar miljö kvalitetsmålet ingen övergödning som ska nås genom en "Aktionsplan för Östersjön" med syfte är att återställa god ekologisk status i Östersjön till 2021. Konventionen för skydd av den marina miljön i nordostatlanten (OSPAR) är ytterligare en konvention som syftar till att minska problematiken med övergödning av marina miljöer. Den Europeiska Landskapskonventionen, ratificerad av Sverige 2011, hänger också samman med flera åtgärder i landsbygdsprogrammet. Konventionen har som mål att förbättra skydd, förvaltning och planering av landskap i Europa och omfattar alla typer av landskap som människor möter i sin vardag och på sin fritid. Konventionen täcker in miljö kvalitetsmålen ett rikt växt och djurliv, *ett rikt odlingslandskap samt En storslagen fjällmiljö*.

Arbetet med miljö kvalitetsmålen är också kopplat till olika EU-direktiv som i sin tur är kopplade till de internationella konventionerna. EU:s art och habitatdirektiv används vid utvärderingen av miljö kvalitetsmålen: ett rikt växt och djurliv, myllrande våtmarker och levande skogar. EU:s vattendirektiv är kopplat till miljö kvalitetsmålen: *ingen övergödning och Grundvatten av god kvalitet* och EU:s havsmiljödirektiv till målet *Ingen övergödning*.

Det är svårt att bedöma i vilken utsträckning miljö- och klimatåtgärderna i landsbygdsprogrammet bidrar till en måluppfyllelse av de olika miljö kvalitetsmålen. Utvärderingen följer upp i vilken mån måluppfyllelserna för miljö- och klimatåtgärderna i landsbygdsprogrammet har nåtts genom olika indikatorer; som andelen anslutna lantbrukare till åtgärderna eller andelen mark som upptas av åtgärden. Ett högre måluppfyllande för miljö- och klimatåtgärderna innebär rimligen ett högre bidrag till uppfyllelsen av miljö kvalitetsmålet, men i många fall saknas indikatorer som visar vilken effekt åtgärderna har haft på miljön som sådan. Bedömning av i vilken mån åtgärder bidrar till miljö kvalitetsmålen får istället baseras på en kombination av upptag och en utvärdering av befintlig forskning om åtgärdernas betydelse för miljön; i många fall är dock kunskapsunderlaget otillräckligt.

Bilaga 2: Fördjupad studie av vissa miljöstöds effekter på näringsläckaget till Östersjön

Sören Höjgård, Erik Grenerstam & Martin Nordin

I utvärderingen för åtgärderna inom axel 2 ingår att analysera vilka effekter som är kopplade till genomförandet av respektive åtgärd. AgriFood Economics Centre har därför analyserat miljöstödens effekter på näringsläckaget med hjälp av empiriska data för innehållet av kväve och fosfor i vattenprover från 4 300 provstationer i Sverige (Grenestam och Nordin, 2016). Nedan följer en komprimerad redogörelse för studien. De stöd vars effekter studeras är:

1. Ersättning för fånggröda och vårbearbetning
2. Ersättning för anläggning och skötsel av skyddszoner
3. Ersättning för anläggning och restaurering av våtmarker
4. Stödet till ekologisk produktion
5. Ersättning för miljöskyddsåtgärder (inkluderar en rad aktiviteter, t.ex. upprättande av produktionsplaner och beräkning av näringsbalanser)
6. Ersättning för extensiv vallodling för miljön och det öppna landskapet
7. Ersättning för bevarande av öppet och varierat landskap
8. Ersättning för bevarande av värdefulla kulturmiljöer i odlingslandskapet
9. Ersättning för bevarande av betesmarker

De flesta av dessa ersättningar har funnits i med landsbygdsprogrammet under hela perioden 2000-2013 (d.v.s. både under programmet 2000-2006 och programmet 2007-2013). Ett undantag är ersättningen för miljöskyddsåtgärder (nr. 5), som inte fanns med i programmet 2000-2006. Ett annat är ersättningen för vallodling (nr. 6) som togs bort under åren 2003-2006. Den återintroducerades emellertid år 2007 i samband med att programmet för 2007-2013 startade. Ytterligare ett undantag är ersättningen för öppet och varierat odlingslandskap (nr. 7) som inte finns med som egen stödform i programmet för 2007-2013. Emellertid tycks den ha gått upp i ersättningen för extensiv vallodling (se Grenestam och Nordin, 2016). Mot den bakgrunden slås ersättningsformerna 6 och 7 ihop till en ersättning i analysen.

Det kan noteras att ersättning nr. 1-6 har som direkt syfte att reducera näringsläckaget medan nr. 7-9 primärt har andra syften (se Landsbygdsdepartementet, 2012). Det är dock rimligt att även inkludera miljöstöd utan syfte att reducera näringsläckaget i analysen, då det är möjligt att ett stöd påverkar andra mål än de som det är riktat mot. Man kan förvänta sig att ökade utbetalningar av de sex första ersättningarna leder till minskat näringsläckage från jordbruksmarken medan effekten på näringsläckaget av de sista tre ersättningarna är oklar *à priori*. Eftersom näringsläckage från bl.a. jordbruksmark har lett till att Östersjön sägs kunna ståta med världens största syrefria zoner (se t.ex. Dybas, 2005; Owen, 2006) är det även av intresse att undersöka om dessa miljöersättningar påverkar näringsläckaget.

Tidigare studier av näringsläckage från jordbruksmark

Tidigare studier av åtgärdernas effekter omfattar fältförsök (t.ex. Aronsson m.fl., 2011), analyser av trender i vattendrag (Kyllmar m. fl., 2006; Ulén och Fölster, 2007; Fölster m.fl., 2012) och modellsimuleringar (Torstensson och Aronsson, 2000; Johnsson m.fl., 2008; Liu m.fl., 2012). Fältförsök har hög precision men resultaten är svåra att generalisera eftersom de utförs i en kontrollerad miljö som tar bort mycket av de komplexa förhållanden som påverkar näringsläckage (skillnader i jordarter, markens lutning, nederbörd, hur jordbrukare implementerar åtgärderna etc.). Trendanalyserna bygger på begränsade urval av vattendrag, ofta selektiva, och det finns problem med modelleringen av de simultana effekterna av skillnader i markanvändning och andra åtgärder för att minska näringsförlusterna. Modellsimuleringar bygger på data från fältförsök och har problem med bristfälliga indata och oförmåga att ta hänsyn till vad nyare forskning funnit, vilket leder till osäkerhet om resultatens giltighet (Bergström et al., 2007). Näringsläckaget från enskilda fält beror vidare på markanvändningen på andra gårdar inom avrinningsområdet och påverkas därmed av den totala användningen av miljöskyddsåtgärder i området. Khanna m.fl. (2003) och Rabatyagov m.fl. (2010) rekommenderar därför att analysen görs på avrinningsområdesnivå och inte på fältnivå.

Underlag och metod i AgriFoods studie

Syftet är att analysera politikens effekter. Fältförsök och modellsimuleringar kan visa vilken potential en åtgärd har under vissa givna förutsättningar. När politiken implementeras i större skala kan dock flera andra faktorer påverka, t.ex. skillnader i naturliga förutsättningar, att åtgärden inte alltid utförs på bästa möjliga sätt p.g.a. skillnader i jordbrukarnas och rådgivarnas kunskaper samt oförutsedda sidoeffekter.

För att kunna undersöka hela ledet från utbetalade stöd till näringsinnehållet i vatten (utbetalat stöd – utförd åtgärd – biologisk process – näring i vatten) behövs en annan ansats. Vår ansats är att matcha en stor mängd observationer av näringsinnehåll i vattenprover och utbetalade miljöersättningar. En nyligen publicerad vitbok (Kling et al. 2016), undertecknad av ledande miljöekonomer, betonar att ansatsen har ett flertal fördelar jämfört med modellsimuleringar. En fördel är att den inte baserar sig på teoretiska antagande om de biologiska processerna. Detta medför att osäkerheten blir mindre men till priset av att det blir svårare att tolka resultaten (det finns fler potentiella mekanismer som kan ge upphov till en effekt).

I AgriFoods studie används en statistisk metod (paneldataanalys) som är väl etablerad inom samhällsvetenskaperna samt föreslagits av European Evaluation Network for Rural Development (EU-Commission, 2014) som lämplig att använda vid utvärderingar. Den ställer stora krav på data i form av observationer av näringsläckage och uppgifter om utbetalningar av miljöstöd under lång tid för ett stort antal avrinningsområden. Ur ett dataperspektiv skiljer sig inte trendanalys från ansatsen i denna studie. Skillnaden är framförallt metodologisk; trendanalyser använder sig inte av paneldimensionen i data. Detta medför att vår metod ger avsevärt större möjligheter att ta hänsyn till effekter av skillnader mellan avrinningsområdena som är konstanta över tiden, effekter av årsspecifika händelser som påverkar alla avrinningsområden, samt effekter av att varje avrinningsområde kan följa en egen utveckling över tiden, även om det saknas mätdata för dessa potentiellt påverkande faktorer. Detta minskar risken för att de skattade effekterna av stöden (politiken) i själva verket skulle bero på någon utelämnad faktor.

Underlag

Författarna använder sig av uppgifter från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) om innehållet av kväve och fosfor i vattenprover tagna under perioden 1997-2013 i 4 300 sjöar och vattendrag i hela landet. Dessa kombineras med uppgifter om egenskaper hos avrinningsområdena; retention i respektive område (också från SLU) samt uppgifter från Jordbruksverket om hur mycket och vilka miljöstöd som betalats ut årligen till jordbrukarna i områdena ifråga. De totala utbetalningarna för respektive stöd i ett givet område används som mått på hur stor areal som berörs av åtgärden, vilket antas vara det som påverkar läckaget. För att koppla informationen om näringsinnehållet i vattenproverna till gårdar som ligger uppströms provtagningsstationerna utnyttjas GIS-kartor (Geographical Information Systems) över Sveriges ca 50 000 delavrinningsområden från Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut (SMHI) som beskriver vilka delområden som bildar större gemensamma avrinningsområden. Med hjälp av geografiska koordinater matchas provtagningsstationerna och gårdarna till de olika delavrinningsområdena. Uppgifter om var provtagningsstationerna och gårdarna är belägna kommer från SLU, respektive från Statistiska Centralbyråns (SCB) företagsregister. Därigenom identifieras gårdar som ligger uppströms en given provtagningsstation i ett givet delavrinningsområde.

Det slutliga materialet innehåller uppgifter om drygt 33 000 delavrinningsområden, med en genomsnittlig storlek på 10 km², och knappt 40 000 jordbruk. Avrinningen från ett jordbruks marker passerar, i genomsnitt, 14 olika provtagningsstationer innan den når havet eller korsar en landgräns. En genomsnittlig provtagningsstation tar emot avrinning från 300 uppströms belägna gårdar.

För att ta bort effekten av säsongsvariationer i vattenprovernas näringsinnehåll som uppstår p.g.a. variation i vattenföringen används säsongrensade årsgenomsnitt för respektive provtagningsstation. Om det finns flera provtagningsstationer i ett och samma delavrinningsområde används säsongrensade årsgenomsnitt beräknade för samtliga provtagningsstationer i avrinningsområdet. Detta resulterar i näringsinnehållsuppgifter från 2 376 delavrinningsområden från 1997 till 2013.

Metod

Sambandet mellan jordbruksproduktion och näringstillförseln till havet är komplext och beror på egenskaperna hos det enskilda avrinningsområdet (t.ex. hydrologiska förhållanden, jordtyp, avstånd till havet, vegetation och markanvändning).

För att analysera läckaget används en paneldatamodell (se t.ex. Wooldridge, 2002 eller Greene, 2003). För att kontrollera för skillnader mellan områdena som inte ändras över tiden (t.ex. skillnader i hydrologiska förhållanden, jordtyper, grundläggande klimatförhållanden, avstånd till havet) används en s.k. fixed effects modell. För att kontrollera för störningar som inträffar ett visst år och påverkar alla avrinningsområden (t.ex. ovanligt nederbördsrika/fattiga eller ovanligt kalla/varma år) samt kontrollera för trendutveckling (som inte behöver vara linjär) inkluderas årsummies i modellen. Grundmodellen har därför följande utseende:

$$Y_{it} = \alpha_i + \mu_t + \beta S_{it} + \varepsilon_{it} \quad (1)$$

där Y_{it} är innehållet av växtnäring (kväve eller fosfor) i vattenprov från avrinningsområde i år t , α_i anger vilket avrinnings-område provet är taget från (kontrollerar

för effekten av skillnader mellan områden som inte ändras över tiden), μ_t är en årsummy som anger vilket år provet togs (kontrollerar för effekten av årsspecifika händelser som påverkar alla avrinnings-områden), S_{it} är en vektor av stödvariabler som anger hur mycket av vart och ett av de analyserade stöden som betalats ut till gårdar i avrinningsområde i år t , ϵ_{it} är en slumpfelsvariabel som varierar mellan avrinningsområde och över tiden.

Det som är av primärt intresse är om och hur mycket skillnader i utbetalningar av de olika stöden i de olika avrinningsområdena påverkar näringsläckaget. Detta anges av β -koefficienterna i regressionen (den skattar således en β -koefficient för varje stöd). En komplikation är att ett vattendrag kan ingå i flera delavrinningsområden och att det kan finnas flera provtagningsstationer i varje delavrinningsområde. Detta innebär att läckaget från en given gårds marker kan påverka flera vattenprover (egentligen alla prover som tas vid stationer som ligger nedströms gården ifråga). Påverkan blir dock mindre ju längre från gårdens marker provet tas eftersom näringsämnen tas upp av växter, mark och sediment genom naturliga processer (s.k. retention). För att skatta effekten av skillnader i stödutbetalningar på innehållet av växtnäring i ett prov taget vid en given provtagningsstation behöver man således ta hänsyn till hur långt från provtagningsstationen de olika gårdarna som fått stöden ligger. Detta görs genom ett viktningsförfarande så att mängden stödutbetalningar i avrinningsområde i år t (S_{it}) definieras som:

$$S_{it} = \sum_{j=1}^n w_{ij} S_{jt} \quad (2)$$

där S_{jt} är de totala stödutbetalningarna till gård j år t och w_{ij} är en vikt som anger hur mycket av läckaget från gård j som når provtagningsstation i .

Vikten w_{ij} baseras på simuleringar av retentionsgraden, d.v.s. hur mycket av näringsläckaget från gård j 's marker som absorberas på vägen till provtagningsstation i . Retentionsgraden har simulerats med en modell (HYPE) utvecklad av SMHI. Retentionskoefficienten för respektive avrinningsområde (w_r) har definierats som kvoten mellan näringsinnehållet vid områdets utlopp och hur mycket som tillförts genom läckage från gårdarnas marker, d.v.s. värdet på w_r ligger per definition mellan 0 och 1 (om w_r t.ex. är 0,7 innebär det att 70 % av den växtnäring som tillförs avrinningsområdet finns kvar vid områdets utlopp). Detta innebär att vikterna w_{ij} beräknas som produkten av retentionskoefficienterna för alla de x stycken avrinningsområden som läckaget från en viss gårds marker passerar innan det når provtagningsstation i enligt följande:

$$w_{ij} = \prod_{r=1}^x w_{rij} \quad (3)$$

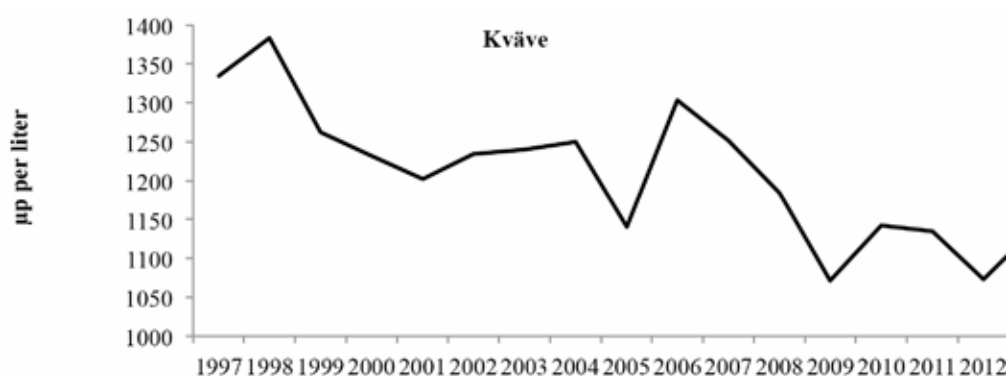
Eftersom w_{rij} alltid har ett värde mellan 0 och 1 kommer vikten w_{ij} som anger hur mycket gård j 's läckage påverkar innehållet av näringsämnen i ett prov taget vid station i , att minska med avståndet från gården till provtagningsstationen. D.v.s. ju längre ifrån provtagningsstationen gården ligger, desto mindre betydelse kommer de stödutbetalningar den får att ha.

Den modell som skattas efter att korrigeringarna i ekvationerna (2) och (3) gjorts har således följande utseende:

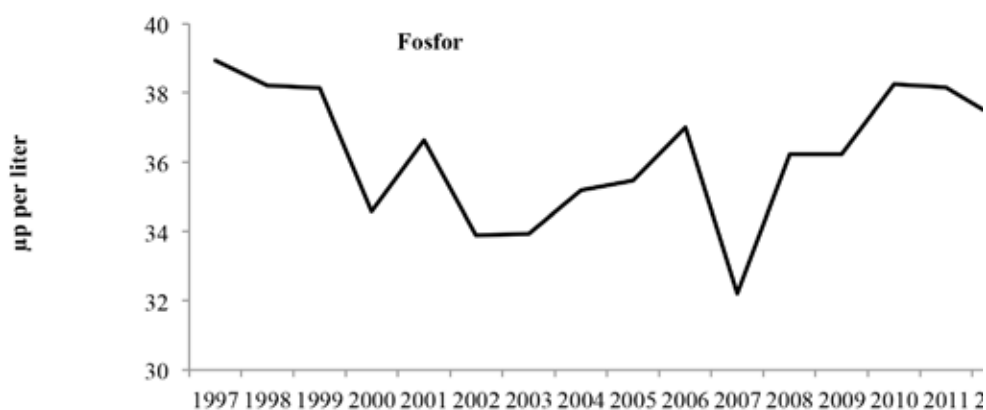
$$Y_{it} = \alpha_i + \mu_t + \beta \sum_{j=1}^n \left(\prod_{r=1}^x w_{rij} S_{it} \right) + \varepsilon_{it} \quad (4)$$

Variation i näringsläckage och stödutbetalningar 1997-2013

För att kunna skatta effekterna av stödutbetalningarna på näringsläckaget behövs variation i såväl läckage som stödutbetalningar. Figur 1 (kväve) och Figur 2 (fosfor) visar hur näringsinnehållet i vattenproverna utvecklats över tiden. Som framgår varierar såväl kväve som fosforkoncentrationerna över åren. Det kan också noteras att innehållet av kväve har minskat trendmässigt (med omkring 250 µg per liter) medan så inte tycks vara fallet för innehållet av fosfor.

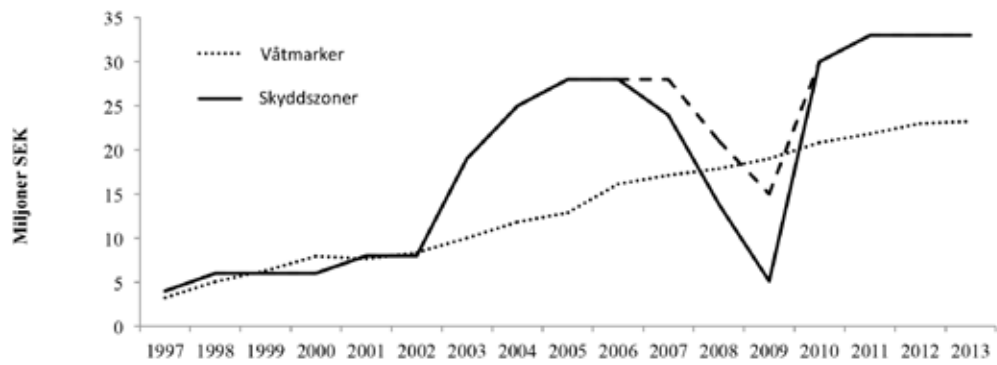


Figur 1. Kvävekoncentration i de vattenprover som ingår i datatunderlaget

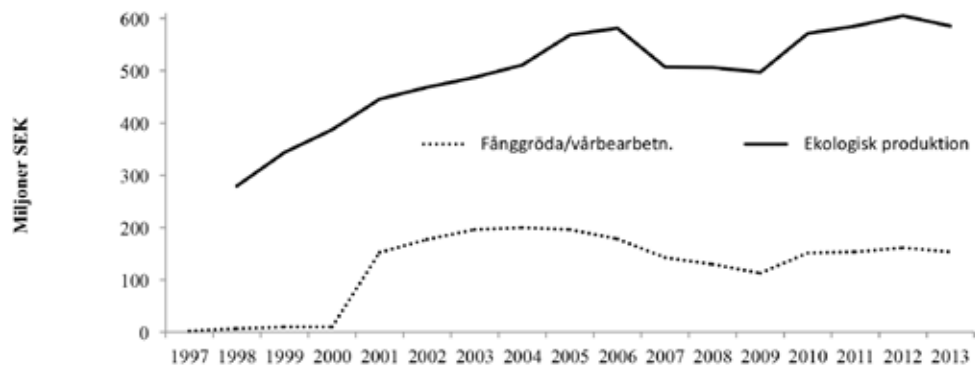


Figur 2. Fosforkoncentration i de vattenprover som ingår i dataunderlaget

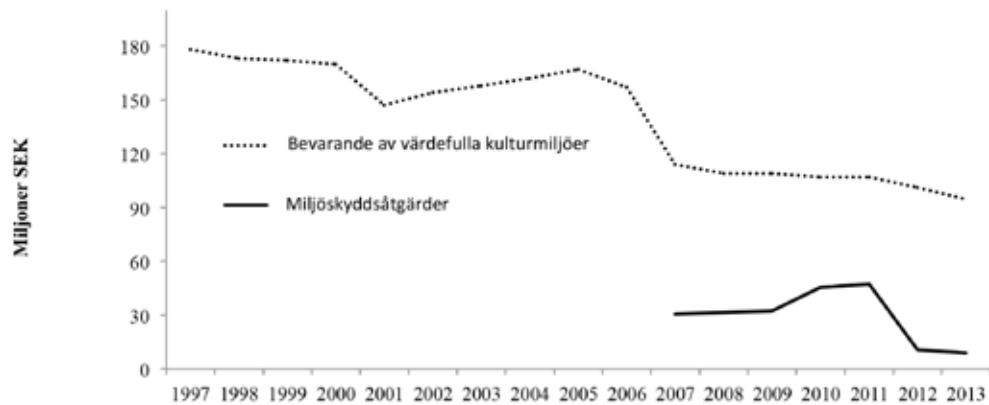
Utvecklingen av de totala utbetalningarna för de olika stöden visas i figurerna 3-6. Som framgår tycks det finnas en positiv tidstrend i utvecklingen av nästan alla stöd utom stödet till vallodling. Samtidigt finns det även en årlig variation och skillnader som beror på regeländringar.



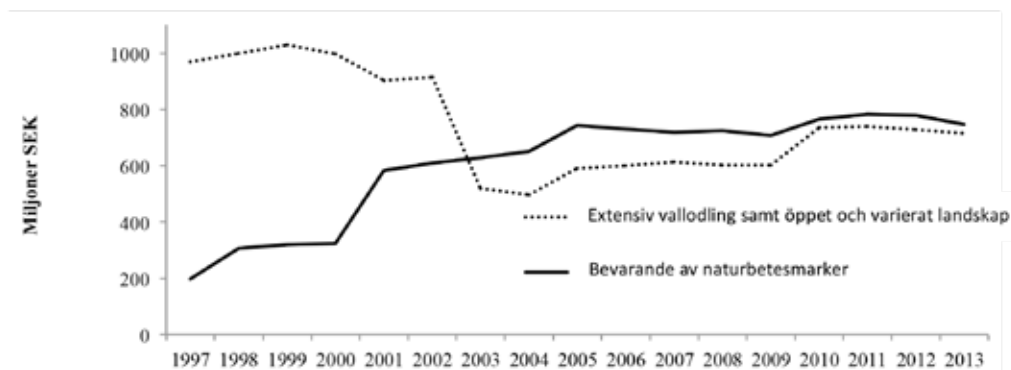
Figur 3. Utvecklingen av stöden till våtmarker respektive skyddszoner.



Figur 4. Utvecklingen av stöden till fånggröda/vårbearbetning samt ekologisk produktion



Figur 5. Utvecklingen av stöden till bevarande av värdefulla kulturmiljöer samt miljöskyddsåtgärder



Figur 6. Utvecklingen av stöden till extensiv vallodling/öppet och varierat landskap samt bevarande av naturbetesmarker

Författarna noterar att regeländringar leder till exogena förändringar och därmed påminner om naturliga experiment vilket minskar risken att effekterna felskattas. Regeländringar kan dock vara problematiska för tolkningen av resultaten eftersom de kan ändra sambandet mellan det totala stödbeloppet och antalet hektar som berörs av stödet. Detta innebär att det uppstår slumpmässiga mätfel när stödutbetalningarna används som mått på den areal som berörs av en viss åtgärd. Dessa leder i sin tur till att effekterna riskerar att underskattas. Generellt är det för komplicerat att beräkna sambandet mellan totala stödsummor och antal hektar som täcks (för mer utförlig förklaring, se Grenestam och Nordin, 2016). Ett undantag görs för stödet till skyddszoner eftersom här finns en tydlig ändring av villkoren år 2007 då ersättningen per hektar sänktes i hela landet för att sedan återgå till den tidigare nivån år 2010 (härav den streckade linjen för skyddszonsstöd i Figur 3).

Tabell 1. Beskrivande statistik för näringsinnehåll i vattenprover och stödutbetalningar

		Medel- värde	Standardavvikelse			Nollor
			Totalt	Mellan	Inom	
Kväve (mikrogram per liter)	N=20,914	1210,61	1414,58	1392,64	467,68	
Fosfor (mikrogram per liter)	N=21,275	36,24	45,39	45,01	23,29	
Våtmarker (1000 tals kr)	Vägt	10,12	40,92	28,16	23,92	70,61%
Eko. produktion (1000 tals kr)	Vägt	609,39	209,86	1538,73	825,10	14,72%
Fånggröda/Vårbearb. (1000 tals kr)	Vägt	202,53	1169,63	793,28	597,12	60,43%
Skyddszoner (1000 tals kr)	Vägt	27,04	114,56	82,05	61,49	60,63%
Miljöskyddsåtgärder (1000 tals kr)	Vägt	21,17	132,56	72,58	103,96	86,30%
Naturbetesmarker (1000 tals kr)	Vägt	601,54	1417,44	1099,88	479,18	8,33%
Extensiv vallodling/Öppet och varierat landskap (1000 tals kr)	Vägt	1251,93	3002,67	2358,69	879,28	3,27%
Värdefulla kulturmiljöer (1000 tals kr)	Vägt	166,39	412,80	332,79	95,15	20,98%

I Tabell 1 presenteras beskrivande statistik för näringsinnehåll i vattenprover samt totala utbetalningar av respektive stöd under perioden 1997-2013. Beteckningen *vägt* för utbetalningarnas medelvärden och standardavvikelser anger att hänsyn tagits till avstånden från de gårdar som tar emot stöden till provstationerna enligt ekv. (2) och (3) ovan. Standardavvikelserna är vidare uppdelade i kategorierna totalt, mellan och inom, där kategorin mellan anger standardavvikelse mellan vattenprov från olika avrinningsområden och kategorin inom anger standardavvikelse mellan vattenprov inom samma avrinningsområde. Eftersom fixed effect komponenten (α_i) i modellen kontrollerar för skillnader mellan prov från olika avrinningsområden vid skattningen av stödets effekter är det variationen (standardavvikelsen) inom ett givet område som är av intresse för möjligheterna att skatta stödeffekten. I genomsnitt utgör variationen inom ett område 50 % av den totala variationen, vilket tyder på att ”för liten variation” inom ett givet område inte bör vara något problem. Beteckningen nollor, slutligen, anger hur stor andel av avrinningsområdena som ett visst stöd inte betalas ut i.

Resultat

Till att börja med jämförs skattningsresultaten från den ”retentionsvägda” modellen i ekv. (4) ovan med resultaten från en ”ovägd” modell, specificerad som i ekv. (1) ovan. Om den vägda modellen ger större stödeffekter än den ovägd modellen tyder det på att den vägda modellen skattar stödets faktiska effekter. För att minimera effekter av förändringar i avrinningsområdenas egenskaper som kan ske över tiden inkluderas även en områdesspecifik linjär tidstrend. Resultaten presenteras i Tabell 2.

Tabell 2. Stödets effekter på kväve- och fosforkoncentrationen i vattenproverna mätt i µg/liter per 1 000 kronor

Stöd	Kväve			Fosfor		
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
Våtmarker	-1,497*** (0,337)	-1,169*** (0,178)	-0,459* (0,237)	-0,029*** (0,011)	-0,021*** (0,007)	-0,007 (0,007)
Ekologisk produktion	0,032*** (0,011)	0,005* (0,003)	0,012 (0,009)	0,002*** (0,0004)	0,0004*** (0,0001)	0,001 (0,001)
Fånggröda/vårbearbetning	-0,031*** (0,011)	-0,005 (0,003)	-0,012 (0,008)	-0,002** (0,001)	-0,0003** (0,0001)	-0,0013** (0,0006)
Skyddszoner	0,162* (0,086)	0,066** (0,031)	0,036 (0,073)	0,004 (0,003)	0,001 (0,001)	-0,001 (0,003)
Miljöskyddsåtgärder	-0,587*** (0,104)	-0,107*** (0,026)	-0,339*** (0,064)	-0,012*** (0,003)	-0,002*** (0,001)	-0,006* (0,003)
Naturbetesmarker	0,058*** (0,015)	0,008** (0,003)	0,036** (0,014)	0,000 (0,001)	-0,0001 (0,0001)	0,0001 (0,0001)
Extensiv vallodling/Öppet landskap	0,003 (0,003)	-0,001 (0,001)	0,002 (0,003)	-0,000 (0,0002)	-0,0001 (0,0001)	-0,0000 (0,000)
Värdefulla kulturmiljöer	-0,446*** (0,077)	-0,147*** (0,028)	-0,285*** (0,064)	-0,008** (0,003)	-0,003** (0,001)	-0,004 (0,003)
Områdesspecifik linjär tidstrend	nej	nej	Ja	nej	nej	Ja
Antal observationer	23,507	23,507	23,507	23,924	23,924	23,924
Antal avrinningsområden	2,376	2,376	2,376	2,426	2,426	2,426
R ²	0,034	0,025	0,075	0,007	0,005	0,028

Notera: Alla modellspecifikationer inkluderar områdes- och tidsfixa effekter. Kolumn (3) och (6) inkluderar områdesspecifika linjära tidstrender. Robusta klustrade standardfel anges i parenteser. *** p<0,01; ** p<0,05; * p<0,1

I den retentionsvägda modellen för kväve (kolumn 1) har Våtmarksstödet, stödet till Fånggröda/Vårbearbetning, stödet till Miljöskyddsåtgärder samt stödet för Bevarande av värdefulla kulturmiljöer statistiskt signifikanta negativa effekter på mängden kväve i vattenproverna (d.v.s., ökade utbetalningar av dessa stöd minskar kvävekoncentrationerna). Å andra sidan har stödet till Ekologisk produktion, stödet till Skyddszoner och stödet till Naturbetesmarker statistiskt signifikanta positiva effekter på kvävemängden (d.v.s., ju mer som betalas ut av dessa stöd, ju högre blir kvävekoncentrationen). I motsvarande modell för fosfor (kolumn 4) är, med undantag för stödet till naturbetesmarker) samma stöd statistiskt signifikanta och med samma tecken.

I resultaten för den ovägd modell för kväve (kolumn 2) visar sig samma stöd (utom Fånggröda/Vårbearbetning) vara statistiskt signifikanta och med samma tecken. Koefficienterna är dock mindre. Vidare minskar signifikansnivån för stödet till Ekologisk produktion medan signifikansnivån för stödet till Skyddszoner ökar. I resultaten för den ovägd modell för fosfor (kolumn 5) minskar koefficienterna för stöden till Våtmarker och Ekologisk produktion (tecknen och signifikansnivåerna är dock desamma). Stödet till Fånggröda/Vårbearbetning statistiskt signifikant med negativt tecken.

Om det finns egenskaper hos avrinningsområdena som ändrar sig över tiden och om förändringen i dessa egenskaper samvarierar med förändringarna i stödutbetalningarna, kan det leda till att stödets effekter inte skattas korrekt. Så skulle kunna var fallet om det t.ex. finns en tidstrend i skogsavverkning som skiljer sig mellan avrinningsområden, eller områdesspecifika trender i investeringar i avloppssystem, eller p.g.a. olika stora minskningar av antalet nötkreatur över tiden mellan områdena. Därför inkluderas områdesspecifika tidstrender som kontrollvariabel i de retentionsvägda modellerna i kolumn 3 (kväve), respektive 6 (fosfor). Ett problem med detta förfaringssätt är att det kan leda till att den sanna stödeffekten underskattas om den beror på en trendmässig förändring av utbetalningarna. Resultaten kan därmed tolkas som en undre gräns för stödeffekterna. För kväve visar sig alla de skattade stödeffekterna bli mindre (och stödet till Skyddszoner blir inte statistiskt signifikant). I skattningarna för fosfor blir effekten av stödet till Ekologisk produktion inte statistiskt signifikant medan effekten av stödet till Fånggröda/Vårbearbetning ökar och effekten av stödet till Miljöskyddsåtgärder blir statistisk signifikant med negativt tecken.

Slutligen konstaterar författarna att avrinningsområden överlappar geografiskt vilket innebär att de olika tvärsnitten är korrelerade. Detta kan leda till att standardfelen inte skattats korrekt. För att undersöka hur känsliga resultaten är för detta använder författarna en s.k. fixed effects spatial error modell med spatiala vikter som fångar avrinningsområdenas lokalisering och den antagna storleken på korrelationen mellan olika områden. Metoden bygger på Lee och Yu (2012), Millo och Piras (2012) och Elhorst (2014) och ger följande modell:

$$Y_{it} = \alpha_i + \mu_t + \beta S_{it} + u_{it} \quad (5)$$

$$u_{it} = \rho \sum_{k=1}^N w_{ik} u_{kt} + v_{it} \quad (6)$$

$$v_{it} = \psi v_{it-1} + \varepsilon_{it} \quad (7)$$

Feltermen u_{it} i modellen i ekv. (5) består således, till skillnad från feltermen i modellen i ekv. (4) ovan, av en seriellt (v_{it}) och en spatialt (u_{kt}) korrelerad del. Den spatialt korrelerade delen påverkas av feltermerna i samtliga N stycken avrinningsområden enligt den spatiala korrelationskoefficienten (ρ) och den områdesspecifika vikten (w_{ik}) som är koefficienten för retentionen mellan områdena i och k . Modellen skattas med en balanserad panel vilket minskar antalet observationer.

Resultaten visar att stödeffekterna för kvävekoncentrationerna minskar med ca 20-30 % när man tar hänsyn till spatial korrelation men att signifikansnivåerna inte påverkas. Vad gäller fosforkoncentrationerna sjunker signifikansnivån för stödet till Våtmarker medan stödet till Ekologisk produktion inte blir statistiskt signifikant (se Grenestam och Nordin, 2016). Resultatet för den spatiala korrelationskoefficienten ρ visar att det finns en positiv korrelation mellan avrinningsområdena ($\rho \approx 0,3$ för såväl kväve som fosfor). Korrelationen är dock inte särskilt hög och då stödeffekterna inte ändras vad gäller deras tecken drar författarna slutsatsen att skillnaderna mellan resultaten från modellen utan spatial korrelation och modellen med spatial korrelation huvudsakligen beror på minskningen av antalet observationer, d.v.s. överlappningen är inget problem för analysen (för ytterligare detaljer, se Grenestam och Nordin, 2016).

För att beräkna hur stor effekt 1 000 kr i utbetalning för respektive stöd har på de årliga läckagen av kväve och fosfor multiplicerades stödeffekten (μg näringsämne per liter vatten) i Tabell 2 med det årliga vattenflödet i ett genomsnittligt vattendrag i datamaterialet ($18,36 \text{ m}^3$ per sekund). Resultaten presenteras i Tabell 3:

Tabell 3. Stödutbetalningarnas effekter på de årliga näringsläckagen till havet (kg näringsämne/år per 1 000 kr i stöd)

	Kväve		Fosfor	
	Övre gräns (utan tidstrend)	Nedre gräns (med tidstrend)	Övre gräns (utan tidstrend)	Nedre gräns (utan tidstrend)
Våtmarker	-866.9	-265.8	-16.9	-4.0
Ekologisk produktion	18.5	7.0	0.9	0.4
Fånggröda/ vårbearbetning	-17.8	-7.1	-0.8	-0.7
Skyddszoner	93.8	20.6	2.0	-0.8
Miljöskyddsåtgärder	-339.9	-196.3	-6.7	-3.3
Betesmarker	33.4	20.8	0.1	0.3
Extensiv vallodling/ Öppet landskap	1.9	1.0	0.0	0.0
Bevarande av värde- fulla kulturmiljöer	-258.3	-165	-4.6	-2.2

Notera: Siffrorna baseras på resultaten i Tabell 2, kolumn (1), (3), (4) and (6). Stödets effekter har multiplicerats med vattenflödet i ett genomsnittligt vattendrag, 18.26 ton/sek. , och transformerats till kg näringsämne/år per 1 000 kr.

Som framgår fås störst effekt på såväl kväve- (en minskning med ca 870 kg/år utan tidstrendskontroll, respektive 260 kg/år med tidstrendskontroll) som fosforläckaget (en minskning med ca 17 kg/år utan tidstrendskontroll, respektive 4 kg/år med tidstrendskontroll) av stödet till Våtmarker. Eftersom Våtmarksstödet uppgår till ca $3\,000 \text{ kr/ha}$ blir effekten på kväveläckaget mellan $2\,610$ och 800 kg/ha våtmark. Liknande effekter – minst $1\,000 \text{ kg/ha}$ – har uppmätts i svenska fältförsök (Strand och Weisner, 2013; Weisner m.fl., 2015). Beträffande fosfor, blir minskningen av läckaget per hektar våtmark mellan 51 och 12 kg , vilket är lägre än de 100 kg/ha som rapporteras i Weisner m.fl. (2015). Också resultaten för stödet till Fånggröda och vårbearbetning (som utgår med ca $1\,300 \text{ kr/ha}$, vilket ger en minskning av kväveläckaget med mellan 23 och 9 kg/ha) liknar de effekter som rapporterats från ett tidigare fältförsök (16 kg/ha ; Hansen och Djurhuus, 1997). För effekterna av övriga stöd finns inga andra resultat att jämföra med.

Diskussion

Författarna konstaterar att det inte är oväntat att stöden till *Våtmarker*, *Fånggröda/Vårbearbetning* och *Miljöskyddsåtgärder* minskar näringsläckagen. Att stödet till Skyddszoner inte är statistiskt signifikant när hänsyn tas till spatial korrelation (och ökar kväveläckaget när så inte är fallet) och att stödet till Ekologisk produktion ökar näringsläckagen är däremot förvånande då deras syfte är det motsatta.

För *Ekologisk produktion* är en hypotes att resultatet kan bero på användningen av naturgödsel istället för mineralgödsel (att användning av naturgödsel riskerar att leda till ökat näringsläckage har rapporterat av Torstensson m.fl., 2006 och Aronsson m.fl., 2007). En annan hypotes är att det kan orsakas av ökad jordbearbetning p.g.a. användningen av mekanisk istället för kemisk ogräsbekämpning i ekologisk odling.

Resultaten för stödet till *Skyddszoner* stöds inte av andra forskningsresultat vilket leder till frågan om de kan bero på en felskattning. Författarna anser att sannolikheten för det är liten eftersom det finns betydande variation i utbetalningarna orsakad av exogena faktorer. Således dras slutsatsen att resultaten beror på någon faktor som inte beaktats tidigare och författarna har två hypoteser om vad det skulle kunna vara. För det första är det tillåtet att låta skyddszonerna betas. Detta kan resultera i en ansamling av djur i närheten av vattendrag vilket dels kan leda till att mer gödsel och urin hamnar i vattendraget och dels till att växttäckets i skyddszonen förstörs vilket kan frigöra näringsämnen i såväl den underliggande marken som i växterna. För det andra, om det sker förändringar i ersättnings storlek (vilket varit fallet), kan det leda till att skyddszonen plöjs upp vilket också kan leda till att näringsämnen bundna i såväl jorden som i det tidigare växttäckets sköljs ut i vattendragen.

Resultaten visar också att stödet till bevarande av *naturbetesmarker* leder till ökat kväveläckage. Författarna tolkar även detta som en effekt av betande djur då detta är en förutsättning för att få stödet. Alternativet, d.v.s. om jordbrukarna inte får stöd för att bevara dessa marker, antas vara att de i större utsträckning lämnas att växa igen. Antagandet stöds av simuleringar med CAPRI-modellen (se utvärderingen av betesmarksstödet). Under perioden 2000-2013 finns en nedåtgående trend i det totala antalet nötkreatur medan antalet kor för kalvuppfödning är nästan oförändrat (se Jordbruksstatistisk årsbok, årgångarna 2000-2014). Då det huvudsakligen är de sistnämnda som används för att beta naturbetesmarker är det rimligt att anta att stödet bidragit till att bevara deras antal. Fler betande djur innebär att markerna får ett större tillskott av naturgödsel, vilket kan resultera i högre näringskoncentrationer i vattenprover, allt annat lika. Det noteras att stödet inte syftar till att reducera näringsläckaget utan till att bevara biologisk mångfald. I ett samhällsekonomiskt perspektiv är det således intressant att jämföra värdet av denna bevarandeeffekt med kostnaden för det ökade läckaget. Detta har dock inte gjorts inom ramen för Grenestam och Nordins studie.

Stödet till extensiv *vallodling/öppet landskap* har inga statistiskt signifikanta effekter på näringsläckaget enligt skattningsresultaten. Författarna noterar att det kan bero på att man analyserat effekterna av två olika stöd riktade mot samma marker och att effekterna möjligen kan skilja sig åt mellan stöden eftersom markens alternativa användning kan var olika beroende på vilket stöd det är fråga om. Det har emellertid inte varit möjligt att analysera detta inom ramen för studien.

Å andra sidan visar resultaten att stödet till bevarande av *värdefulla kulturmiljöer* minskade läckagen av såväl kväve som fosfor. I likhet med stödet till naturbetesmarker syftar detta stöd inte till att reducera näringsläckagen. Författarnas hypotes är att effekten kan bero på att en stor del av stödet har gått till skötsel av småvatten och öppna diken i jordbrukslandskapet (vilket innebär att jordbrukarna får ersättning för de åtgärder som krävs för att hindra att de växer igen). Dessa landskapselement kan möjligen fungera som näringsfällor på ett sätt som liknar våtmarker och, i likhet med våtmarker, minskar deras förmåga att binda kväve och fosfor om de växer igen.

I de fall stöden inte har avsedd effekt är det viktigt att närmare analysera varför så är fallet. Författarna framhåller att det krävs ytterligare analys och forskning för att avgöra om de hypoteser som framställts är korrekta och på vilket sätt utformningen av stöden kan förbättras. Det är också intressant att närmare förstå de mekanismer som gör att stöd som inte syftar till att påverka näringsläckaget ändå gör det.

Slututvärderaren noterar att det kan finnas andra faktorer som skulle kunna förklara de oväntade resultaten men då det inte är möjligt att identifiera alla sådana faktorer skulle ytterligare diskussion i huvudsak bli spekulativ och inte tillföra utvärderingen särskilt mycket. Slututvärderaren delar därför författarnas bedömning att det kan vara lämpligt att börja med att undersöka de hypoteser som framförts.

Slutsatser

Författarnas slutsatser är att stöden till våtmarker, fånggröda/vårbearbetning, miljöskyddsåtgärder samt värdefulla kulturmiljöer har minskat näringsläckaget från jordbruksmark. Stöden till skyddszoner, ekologisk produktion och naturbetesmarker har å andra sidan lett till ökat näringsläckage.

Slututvärderaren noterar att resultaten angående effekterna av stöden till våtmarker, fånggröda/vår-bearbetning, miljöskyddsåtgärder och ekologisk odling stöds av resultat från annan forskning vad gäller deras respektive kvalitativa effekter. Resultaten vad gäller effekternas styrka kan divergera från tidigare studier, vilket dock är naturligt givet den osäkerhet som ändå finns i de olika studierna. Slututvärderaren drar därför slutsatsen att de tre förstnämnda stöden tycks fungera som avsett medan stödet till ekologisk odling inte tycks göra det.

Effekterna av stöden till skyddszoner, naturbetesmarker, och värdefulla kulturmiljöer har inte påvisats tidigare. Detta kan bero på att författarna haft tillgång till ett ovanligt omfattande datamaterial och kunnat kontrollera för effekter av fler faktorer än vad som vanligtvis är möjligt. De oväntade effekterna indikerar behovet av fältstudier för att t.ex. utröna hur skyddszonerna placeras, i vilken utsträckning de används för bete, hur vanligt det är att de plöjs upp efter avslutat åtagande, vilka objekt kulturstödet går till, vad som skulle hända med naturbetesmarkerna om stödet till dem inte fanns, o.s.v. Enligt slututvärderarens bedömning skulle ökade kunskaper om sådana faktorer kunna ge underlag för ändringar i regelverk och/eller ersättningsformer för att förbättra åtgärdernas effektivitet eller för beslut om att ersätta stöden med något som fungerar mer enligt intentionerna. Slutvärderaren anser därför att det vore värdefullt att testa de framförda hypoteserna.

Beträffande stöd till naturbetesmarker (eller, mer generellt, åtgärder som inte syftar till att påverka näringsläckaget men ändå gör det i ”fel” riktning), indikerar resultaten att samhället behöver bestämma sig för vilken effekt som är viktigast innan man fattar beslut om att förändra ersättningsformer/nivåer eller ersätta stödet med något annat. Här skulle värderingar av de olika miljöeffekterna vara till hjälp. Slututvärderaren konstaterar emellertid att det finns få värderingsstudier av såväl biologisk mångfald som av reducerat näringsläckage och att de som finns är metodologiskt problematiska. Även detta pekar på betydelsen av ytterligare forskning inom området.

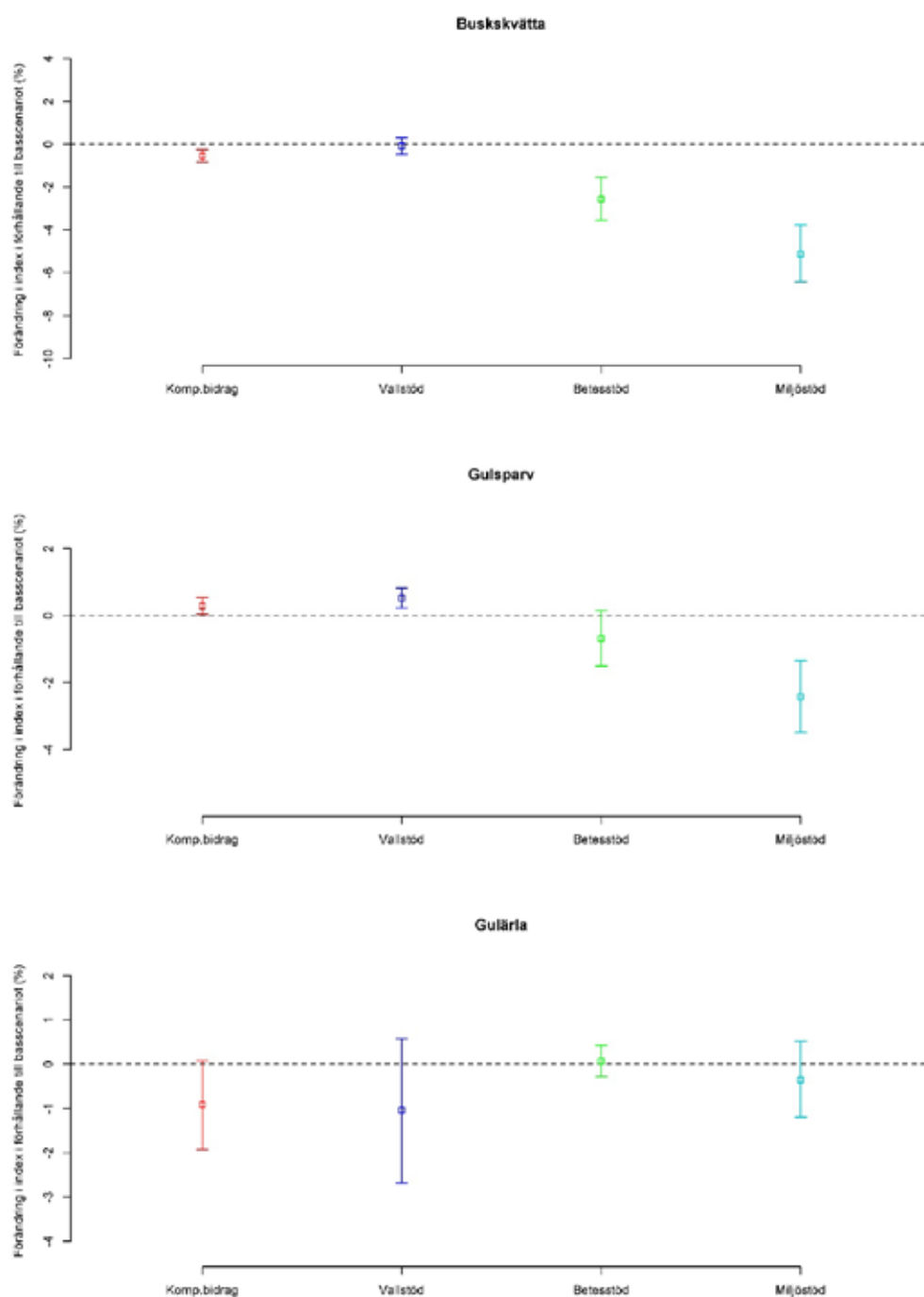
Referenser

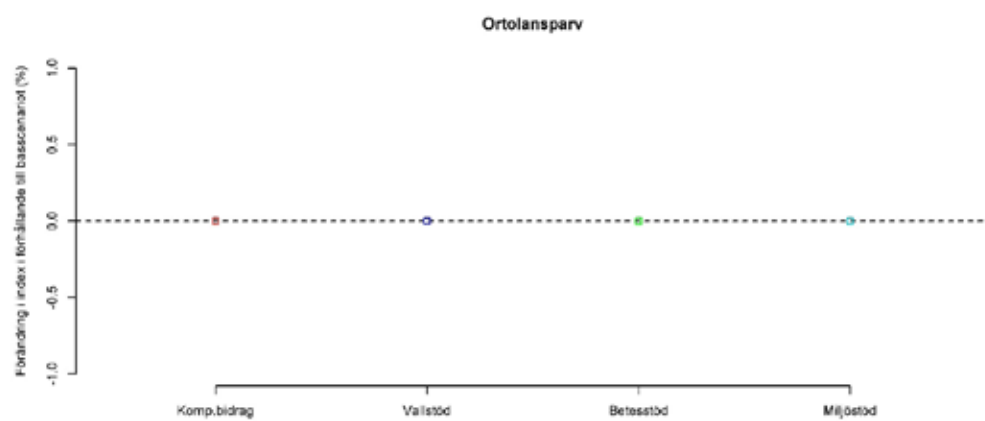
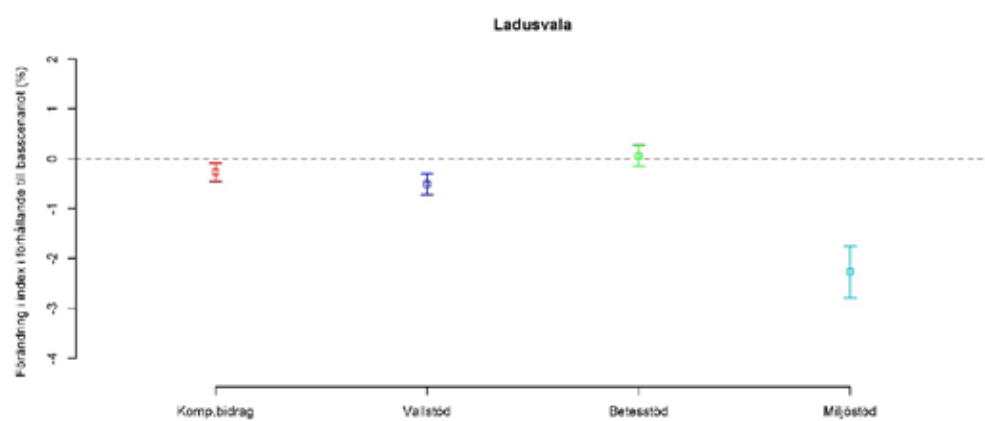
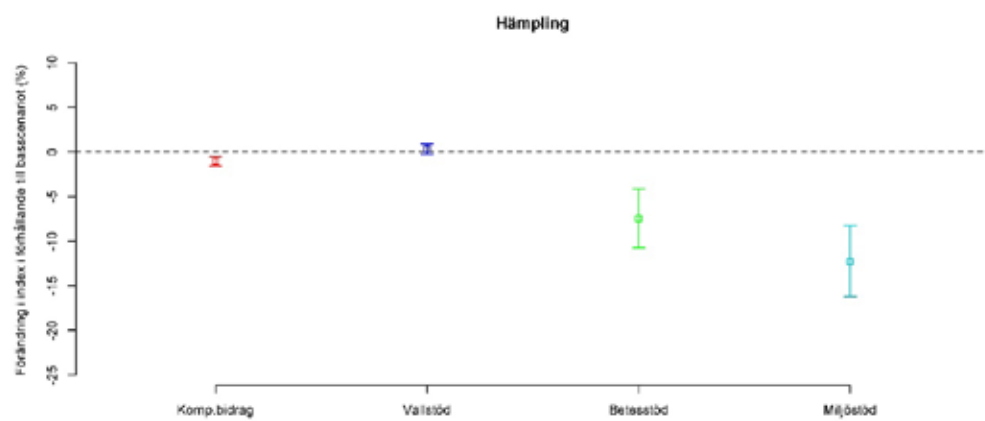
- Aronsson H, Torstensson G, Bergström L (2007). Leaching and crop uptake of N, P, and K from organic and conventional cropping systems on clay soil. *Soil Use and Management*, 2007; 23: 71-81.
- Aronsson H, Stenberg M och Ulén B (2011). Leaching of N, P and glyphosate from two soils after herbicide treatment and incorporation of a ryegrass catch crop. *Soil Use and Management*, 2011; 27: 54-68.
- Bergström L, Djodjic F, Kirchmann H, Nilsson I, Ulén B. (2007). Fosfor från Jordbruksmark till Vatten - tillstånd, flöden och motåtgärder i ett nordiskt perspektiv Report MAT 21.
- Dybas CL (2005). Dead zones spreading in world oceans. *BioScience*, 2005; 55: 552-557. Tillgänglig på: <http://bioscience.oxfordjournals.org/content/55/7/552.full>.
- Elhorst, J. (2014). Spatial Panel Data Models. In *Spatial econometrics: From cross-sectional data to spatial panels*. Berlin: Springer-Verlag.
- EU-Commission (2014). Capturing the success of your RDP: Guidelines for the ex-post evaluation of 2007-2013 RDPs. Tillgänglig på: http://ec.europa.eu/agriculture/evaluation/guidelines/2007-2013-ex-post_en.pdf.
- Fölster J, Kyllmar K, Wallin M, Hellgren S (2012). Kväve- och fosfortrender i jordbruksvattendrag: Har åtgärderna gett effekt? Rapport 2012:1: Institutionen för Akvatiska Resurser, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Greene WH (2003). *Econometric analysis* (fifth ed.). Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey.
- Grenestam E, Nordin M (2016). Estimating the impact of agri-environmental schemes on nutrient leaching using a unique combination of data sources. AgriFood Working Paper 2016:2. Tillgänglig på http://www.agrifood.se/Files/AgriFood_WP20162.pdf.
- Hansen E och Djurhuus J (1997). Nitrate leaching as influenced by soil tillage and catch crop, *Soil and Tillage Research*, 1997; 41: 203–219.
- Johnsson H, Larsson M, Lindsjö A, Mårtensson K, Persson K, Torstensson G (2008). Läckage av näringsämnen från svensk åkermark: Beräkningar av normalläckage av kväve och fosfor för 1995 och 2005. Swedish Environmental Protection Agency, Report No. 5823.
- Jordbruksstatistisk årsbok (årgångarna 2000-2014). Tillgängliga på Jordbruksverkets hemsida: www.jordbruksverket.se
- Khanna M, Yang W, Farnsworth R, Önal H (2003). Cost-effective targeting of land retirement to improve water quality with endogenous sediment deposition coefficients. *American Journal of Agricultural Economics*, 2003; 85: 538-553.

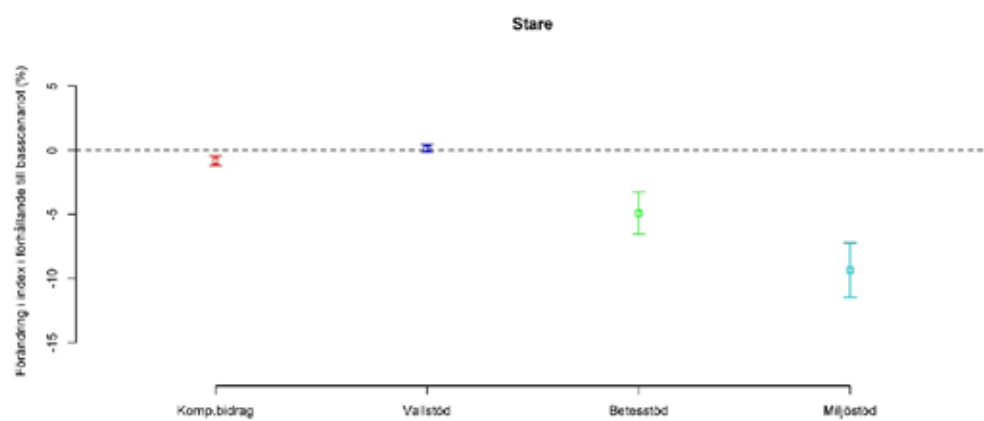
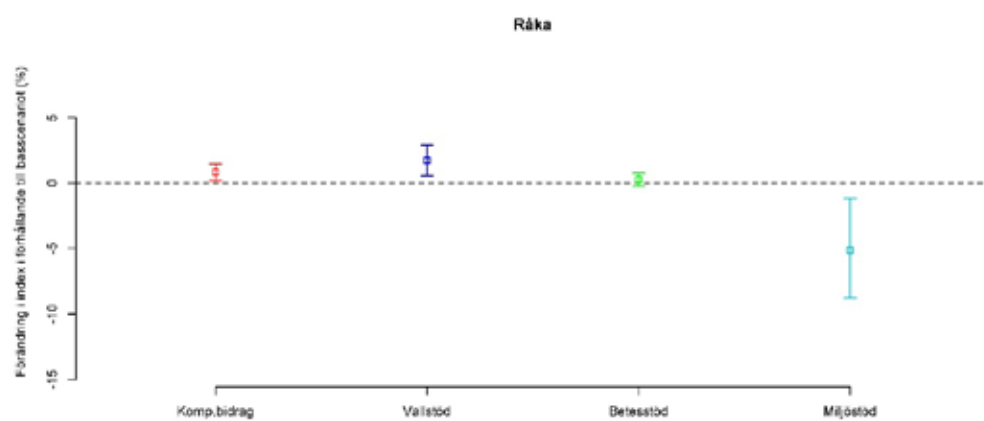
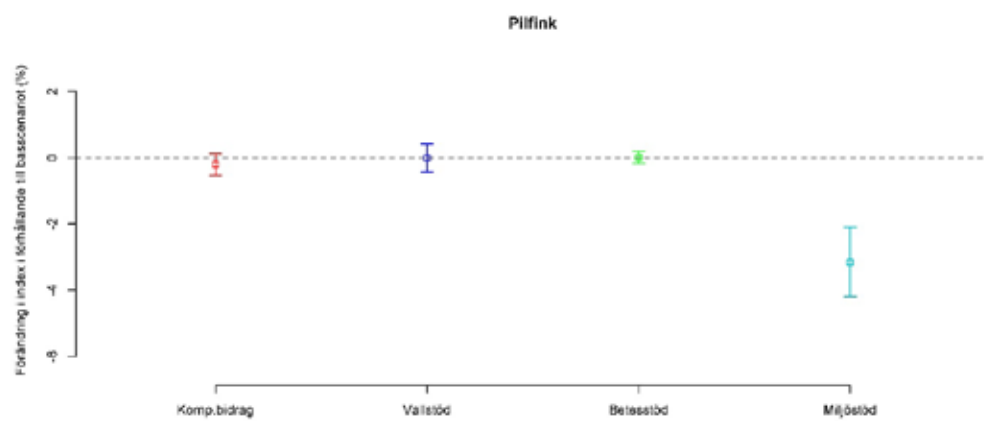
- Kling C, Arriitt R, Calhoun G, Keiser D, Antle J, Arnold J, Carriquiry M, Chaubey I, Christensen P, Ganapathysubramanian B, Gassman P, Gutowski W, Hertel T, Hoogenboom G, Irwin E, Khanna M, Mérel P, Phaneuf D, Plantinga A, Preckel P, Polasky, S, Rabotyagov S, Rudik I, Secchi S, Smith A, Vanloocke A, Wolter C, Zhao J, Zhang W (2016). Research needs and challenges in the FEW system: Coupling economic models with agronomic, hydrologic, and bioenergy models for sustainable food, energy, and water systems. White Paper 16-WP 563, Center for Agricultural and Rural Development, Iowa State University.
- Kyllmar K, Carlsson C, Gustafson A, Ulén B, Johnsson H (2006). Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden: characterisation and trends. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2006; 115: 15-26.
- Landsbygdsdepartementet (2012). Landsbygdsprogram för Sverige 2007-2013, version Mars 2012. Se regeringens hemsida: www.regeringen.se/informationssystem/2012/03/jo-08.007/.
- Lee LF, Yu J (2010). "Estimation of spatial autoregressive panel data models with fixed effects", *Journal of Econometrics* 154: 165–185.
- Liu J, Aronsson H, Blombäck K, Persson K, Bergström L (2012). Long-term measurements and model simulations of phosphorus leaching from a manured sandy soil. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2012; 67: 101-110.
- Millo G och Piras G (2012). Spatial Panel Data Models in R. *Journal of Statistical Software*, 2012; 47: 1-38.
- Owen J (2006). World's largest dead zone suffocating sea. *National Geographic*, March 2010. Tillgänglig på <http://news.nationalgeographic.com/news/2010/02/100305-baltic-sea-algae-dead-zones-water/>.
- Rabatyagov S, Campbell T, Jha M, Grassman P, Arnold J, Kurkalova L, Secchi S, Feng H, Kling C (2010). Least-cost control of agricultural nutrient contributions to the Gulf of Mexico hypoxic zone. *Ecological Applications*, 2010; 10: 1542-1555.
- Strand J och Weisner S (2013). Effects of wetland construction on nitrogen transport and species richness in the agricultural landscape – experiences from Sweden. *Ecological Engineering*, 2013; 56: 14-25.
- Torstensson G och Aronsson H (2000). Nitrogen leaching and crop availability in manured catch crop systems in Sweden. *Nutrient Cycling Agroecosystems*, 2000; 56: 139-152.
- Torstensson G, Aronsson H, Bergström L (2006). Nutrient use efficiencies and leaching of organic and conventional cropping systems in Sweden. *Agronomy Journal*, 2006; 98: 603-615.

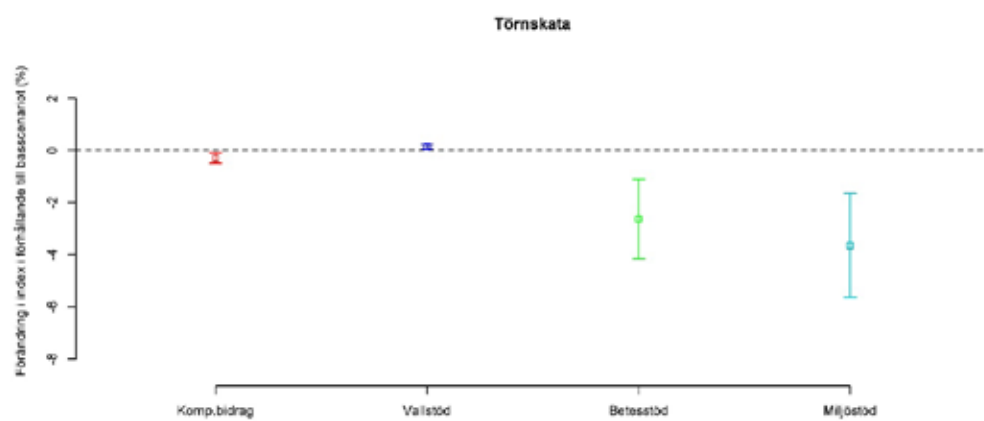
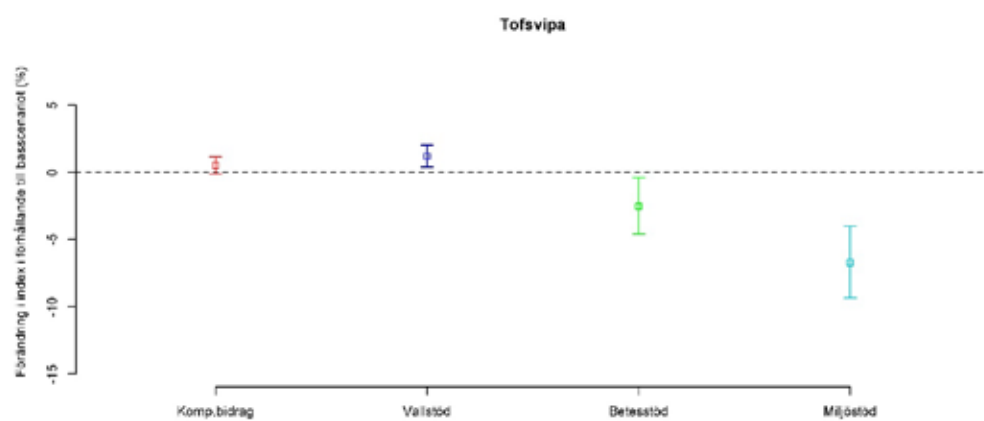
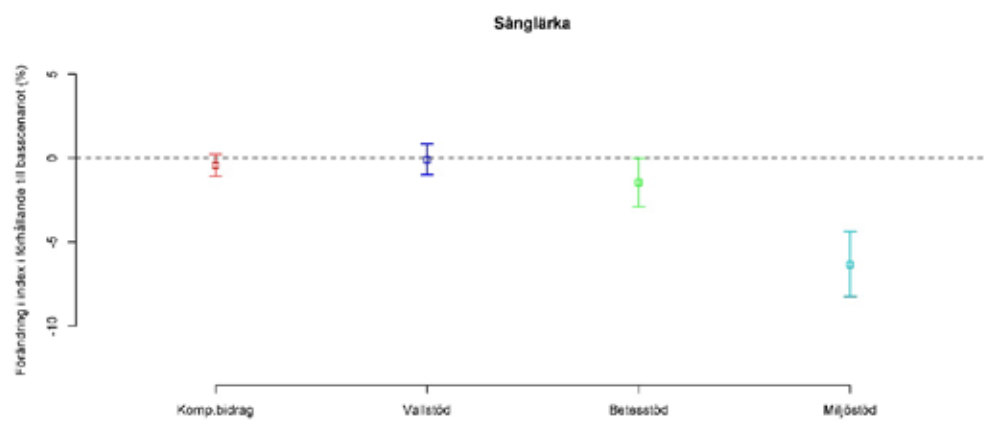
- Ulén B och Fölster J (2007). Recent trends in nutrient concentrations in Swedish agricultural rivers. *Science of the Total Environment*, 2007: 473-487.
- Weisner S, Johannesson K, Tonderski K (2015). Näringsavskiljning I anlagda våtmarker i jordbruket. Jordbruksverket, rapport 2015:7.
- Wooldridge J (2002). *Econometric analysis of cross section and panel data*. MIT Press. Cambridge, Massachusetts.

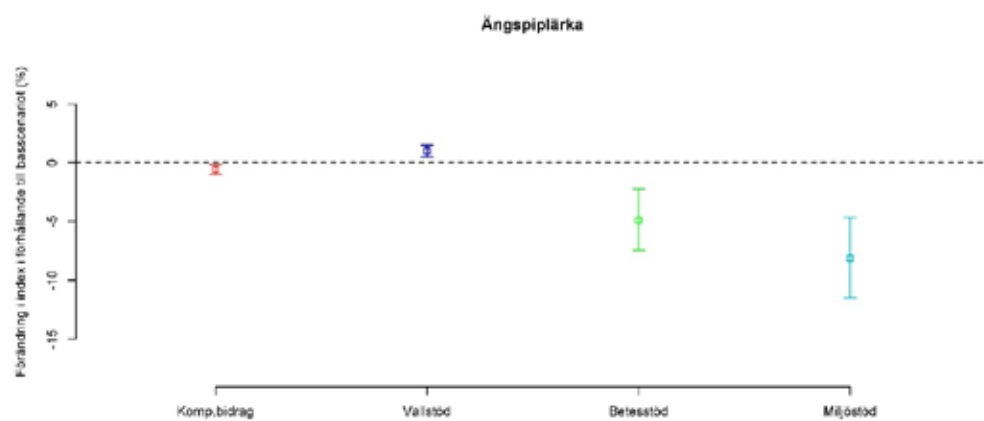
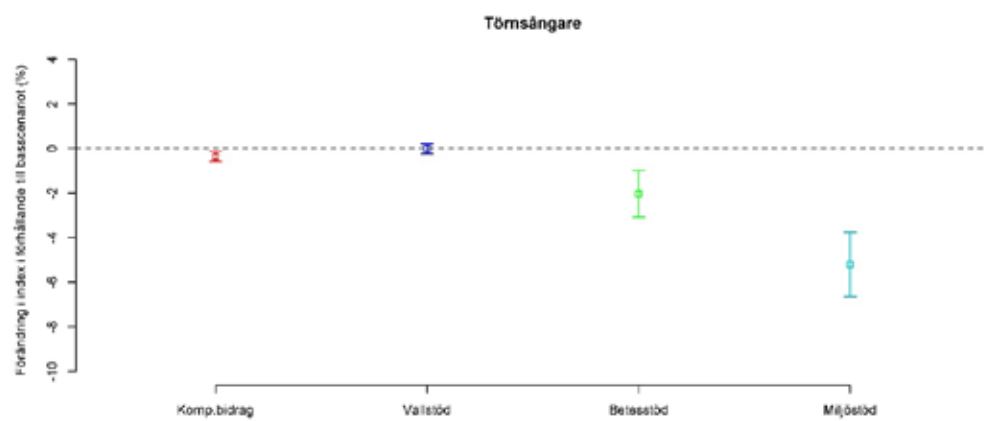
Bilaga 3. Procentuella förändringar i abundans under olika scenarier i relation till referensscenariot för de 14 arterna jordbruksarterna som ingår i Farmland Bird Index (FBI).











Bilaga 4: Anlagda våtmarkers effekter på fåglar i jordbrukslandskapet

Martin Stjernman¹, Ola Olsson¹, Henrik G. Smith^{1,2}

¹Biologiska Institutionen, Ekologihuset, Lunds Universitet, S-223 62 Lund

²Centrum för miljö- och klimatforskning, Ekologihuset, Lunds Universitet, S-223 62 Lund

Inledning

Det europeiska jordbruket, inklusive det svenska, har genomgått en omfattande intensifiering med negativa konsekvenser för biologisk mångfald knuten till jordbrukslandskap (Donald m.fl. 2001, Kleijn m.fl. 2009, Stoate m.fl. 2009). En av de mest påtagliga konsekvenserna av jordbrukets intensifiering är en omfattande förlust av ekologisk heterogenitet på olika skalor, vilket anses vara en av de viktigaste orsakerna till att mångfalden minskat (Benton m.fl. 2003, Tschardt m.fl. 2005). Intensivt odlade landskap kännetecknas av stora åkrar med ett fåtal grödor där gränzoner och impediment i stort sett försvunnit. Dessa zoner är viktiga habitat för många av jordbrukslandskapets organismer, för att söka föda, finna boplatser eller övervintra (Smith m.fl. 2014). Medan mycket forskning ägnats åt förlusten av mer eller mindre naturliga gräsmarker, har konsekvenserna av förlusten av våtmarker och den heterogenitet dessa bidrar med ägnats mindre uppmärksamhet (Bradbury och Kirby 2006).

En mycket stor del av de våtmarker som historiskt fanns i Europas intensivt odlade jordbrukslandskap har försvunnit genom utdikning och igenfyllning (Shrubb 2003). Sjösänkningar företogs för att öka arealerna som kunde läggas under plogen (Persson 2011), kronodiken och tegdiken sänkte grundvattennivån (Arvidsson 2013), täckdiken ersatte öppna diken (Herzon och Helenius 2008) och småvatten fylldes igen (Ihse 1995). I Skåne finns t.ex. enbart en tiondel av de ursprungliga våtmarkerna kvar (Länsstyrelsen Skåne 2007). Effekterna har varit stora på landskapens vattenflöden och näringsämnesförluster (Blann m.fl. 2009). Efterhand har man också insett att förlusten av våtmarker har varit en viktig orsak till förlusterna av biologisk mångfald i jordbrukslandskapet (Bradbury och Kirby 2006).

Våtmarker kan gynna biologisk mångfald i jordbrukslandskapet av flera orsaker. För många arter är våtmarker det primära habitatet eller nödvändiga under vissa livshistoriestadier. För sådana organismer, t.ex. makrofyter, fiskar och amfibier, är det självklart att de missgynnas av avsaknad av våtmarker och öppna diken. Men våtmarker kan ha en effekt även på andra arter. Våtmarker kan bidra till att jordbrukslandskapet blir mer mångformigt, med t.ex. strandbiotoper längs öppna diken och runt dammar. Detta gör att våtmarker kan bidra med boplatser, födosöksplatser och övervintringsplatser även för arter som inte obligat kräver vatten (Bradbury och Kirby 2006). Våtmarker kan också gynna mångfalden genom att det sker en produktion av organismer i våtmarkerna, som sedan sprider sig till det omgivande landskapet och underhåller terrestra födovävar (Polis m.fl. 1997, Wesner 2010, Bartrons m.fl. 2013). Detta kan vara speciellt viktigt i system med låg produktivitet (Soininen m.fl. 2015). I jordbrukslandskap där mångfalden av insekter minskat på grund av förlust av naturliga habitat och intensiva brukningsmetoder (Wilson m.fl. 1999), kan därför

subsidier av bytesdjur från dammar och öppna vattendrag vara speciellt viktigt. Inte bara förekomsten av en våtmark utan också dess artsammansättning kan påverka hur stora dessa subsidier är. Lokal fiskförekomst kan exempelvis minska flödet av insekter till det omgivande terrestra ekosystemet (McCarty 1997, Epanchin m.fl. 2009). Våtmarker kan också gynna predatorer och genom top-down effekter minska populationer på lägre trofinivåer i omgivande terrestra födokedjor (Knight m.fl. 2005).

Mot bakgrund av förmodade effekter av våtmarker på biologisk mångfald är det inte märkligt att miljömålet *Myllrande våtmarker* betonar betydelsen av att återskapa våtmarker i odlingslandskapet för att gynna biologisk mångfald och att miljömålet *Ett rikt odlingslandskap* tar upp bristen på våtmarker i odlingslandskapet som ett problem. Med anledning av detta har det funnits en rad mekanismer för att gynna anläggning och restaurering av våtmarker, bl.a. genom stöd från landsbygdsprogrammet (Andersson 2009). Under den senaste perioden av landsbygdsprogrammet anlades drygt 5 000 hektar våtmarker i Sverige, de flesta av dem på åkermark.

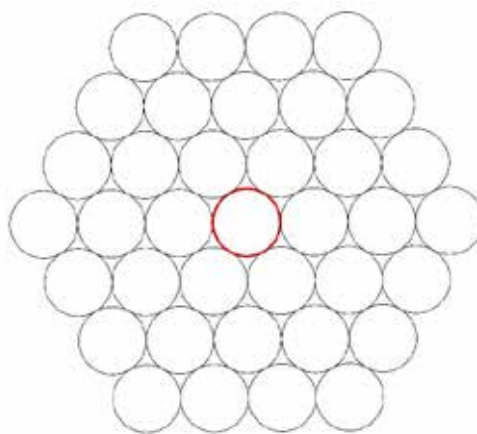
Effekten av att anlägga våtmarker på växtnäringsretention har utvärderats tidigare (Weisner och Thiere 2010, Weisner m.fl. 2015), inklusive en pågående systematisk översikt (Land m.fl. 2013). Ett antal studier har utvärderat effekten av dammar, bl.a. deras utformning och syfte, på biologisk mångfald direkt knuten till vattenmiljön (Hansson m.fl. 2005, Thiere m.fl. 2009, Strand och Weisner 2013). Hansson et al. (2005) undersökte visserligen förekomsten av fåglar, men enbart fåglar som ansågs knutna till vattenhabitatet och någon jämförelse med områden utan dammar gjordes inte. Strand och Weisner (2013) analyserade inventeringsdata från en lång rad olika källor men fann inte mycket data som fokuserade på annat än mångfald med direkt anknytning till vattenmiljön och enbart sporadiska jämförelser med situationen innan anläggning/restaurering; fokus var istället på våtmarkernas succession eller utformning. Den enda studie som verkar ha jämfört effekten före och efter anläggandet av våtmarker på organismer som inte är direkt knutna till vattenmiljön är Strand (2007), som i en oreplikerad studie fann att anläggning av våtmarker vid Smedjeån i Halland resulterade i en ökning av svalor, men en nedgång av törnsångare och buskskvätta i omedelbart närhet av våtmarkerna.

Syftet med denna studie var att undersöka effekten av anlagda våtmarker på mångfalden av fåglar i jordbrukslandskapet. För det första undersökte vi om förekomsten av en anlagd våtmark påverkade jordbruksfåglar i det vidare landskapet, genom att jämföra matchade landskap med och utan en anlagd våtmark. Vi fokuserade på fåglar som ingår som indikatorarter i två miljöindikatorer, farmland bird index (FBI) och miljömålsindikatorn *Ett rikt odlingslandskap*, skapade för att följa upp effekter av jordbruket på den biologiska mångfalden i odlingslandskapet. Eftersom ett antal studier visat att effekten av miljöstöd på biologisk mångfald beror på hur heterogent landskapet är (Tschardt m.fl. 2005, Tuck m.fl. 2014), testade vi också om effekten av förekomst av damm var beroende av heterogeniteten i det omgivande landskapet. Vi undersökte vidare om den anlagda våtmarken bidrog med arter utöver de som redan fanns i landskapet i stort. Slutligen undersökte vi om våtmarker anlagda med olika mål (näringsretention respektive biologisk mångfald) hade olika effekt på art- och individantal av fåglar.

Resultaten ingår som en del i en mer omfattande analys som rapporteras på annat ställe (Stjernman m.fl. in prep.).

Material och metod

Studien utfördes i Skånes jordbruksbygd (produktionsområde 1 och 2) som en parad design, där en uppsättning landskap (1 km i radie) centerade kring en anlagd våtmark vart och ett parades med ett kontrollandskap utan motsvarande våtmark i centrum (dock kunde både experiment- och kontrollandskap innehålla andra mindre våtmarker eller vattendrag). Vi valde våtmarker ur länsstyrelsen i Skånes Våtmarksregister som var anlagda (slutbesiktigade) under perioden 2001 – 2007, där syftet antingen var gynnande av biologisk mångfald eller minskat läckage av näringsämnen. Gemensamt för dammarna var att de var registrerade för någon form av stöd från landsbygdsprogrammet.



Figur 1. Hexagonalt nätverk av 1 km-landskap skapat för att hitta kontroller (kandidater i svart) till det centrala våtmarkslandskapet (i rött).

För de identifierade våtmarkerna togs en serie potentiella kontrollandskap fram genom att ett hexagonalt nätverk av icke-överlappande 1 km-landskap lades ut kring varje våtmarkslandskap, med 6 km som största centrumavstånd (Fig. 1). För samtliga landskap beräknades ett antal habitatvariabler (bebyggelse, skog, våtmarker, större grönytor) med hjälp av information från Svensk Marktäckedata (SMD) och blockdatabasen (IACS). Efter standardisering, $(x - \text{medel})/\text{standardavvikelse}$, användes dessa för att räkna fram ett "habitatavstånd" (euklidiskt avstånd; avståndet i den "multivariata rymd" som definieras av de ingående variablerna) mellan de potentiella kontrollandskapen och landskapet med våtmarken. Genom att använda dessa data kunde vi välja ett kontrollandskap som var så likt våtmarkslandskapet som möjligt bland kandidatlandskapen inom 6 km. Totalt 13 par av våtmarks- och kontrollandskap valdes ut. I urvalsprocessen togs också hänsyn till landskapens heterogenitet såtillvida att de 13 paren representerade så olika delar av heterogenitetsskalan som möjligt (se nedan).

Inom varje landskap lade vi ut 16 punkter med ca 400 meters mellanrum i ett rutnät (4x4) centrerat kring mitten av varje landskap (Fig. 2). Varannan punkt flyttades sedan till närmsta åkerkant (kant mot annan åker eller mot annat habitat), medan resten

lämnades orörda. Varje punkt besöktes två gånger under häckningstid i maj-juni och alla fåglar observerade under 5 minuters räkning bokfördes med art, antal och fåglarnas aktivitet på ortofotokartor. Punkt nummer 17 placerades av observatören på lämplig plats i anslutning till och överblickande våtmarken varpå likadan räkning och bokföring av fåglar som vid övriga punkter genomfördes. Kartorna digitaliserades senare i ArcGIS (ESRI 2010). Genom att vi noterade var fåglarna observerades på ortofoton kunde vi senare beräkna avståndet mellan punkten och varje observation. Vi valde att inkludera observationer gjorda på mindre avstånd än 150 m från observationspunkten för att tidigare studier visat att möjligheten av upptäcka arter minskar på större avstånd och för att undvika dubbelräkning av arter från olika punkter. Endast observationer bestämda till art och där observatören varit säker på var fågeln befunnit sig (enligt koder noterade på kartan) inkluderades i analyserna.

Observationer av starar

Fågelinventeringarna fokuseras på häckande fåglar men det kan inte undvikas att en del ungfåglar kommer med i räkningarna. I det flesta fall påverkar detta inte påtagligt resultatet men när det gäller staren kan det få mer betydande effekter. På en regional skala lämnar unga starar boet väldigt synkront (inom några få dagar) och samlas sedan i stora flockar som rör sig över stora områden. Detta kan innebära höga antal vid vissa inventeringspunkter som då inte specifikt speglar det områdets lämplighet som häckbiotop (möjligen som födoresurs för ungfåglar efter utflygning) och som får extremt stor inverkan på analyserna. Motsvarande problematik är inte lika uttalad för andra arter. För att minska ungar starars inverkan på resultatet valde vi att skala ner observationer där vi kunde misstänka stort inslag av ungstarar. Detta gjordes genom att vi delade alla observationer efter utflygningsdatum med 3 (vi antar därmed att flockarna var sammansatta av starfamiljer med genomsnittlig familjestorlek på 2 vuxna och 4 ungar, d.v.s. 2 ungar per adult). Startdatumet för utflygning kan lätt fastställas genom att man plottar antalet observerade starindivider över tid där utflygningsdatum framträder som en betydande ökning av observerade starar.

Landskapsheterogenitet

Den skånska jordbruksbygden karaktäriseras av en mer intensivodlad och homogen slättbygd i sydväst, med i huvudsak spannmålsodling på stora åkrar utan större inslag av vare sig naturliga betesmarker eller skog/skogsdungar, kontrasterande mot en extensiv och betydligt mer heterogen mellanbygd i de centrala delarna, där kantzoner (gårdsgårdar eller liknande) kringgårdar mindre åkrar med ett större inslag av både odlade och naturliga gräsmarker. Regionen lämpar sig därför väl för att studera om effekten av anlagda våtmarker eventuellt skiljer sig åt beroende på hur heterogent landskapet är i övrigt. Med utgångspunkt från detta definierade vi en variabel kallad landskapsheterogenitet (LH) som en kombination av proportionen av jordbruksmarken som bestod av naturbetesmark och åkerkant (längden direkt översatt till area $\rightarrow$ bredd = 1m), enligt följande formel (prop. bete är rottransformerat för att göra sambandet med åkerkant linjärt):

$$LH_i = \sin 45 \times \left(\frac{\sqrt{\text{prop. bete}_i} - \sqrt{\text{prop. bete}}}{sd(\sqrt{\text{prop. bete}})} + \frac{\text{prop. kant}_i - \overline{\text{prop. kant}}}{sd(\text{prop. kant})} \right)$$

Medlen ($\sqrt{\text{prop.bete}}$ och $\sqrt{\text{prop.kant}}$) och standardavvikelserna ($\sqrt{\text{prop.bete}}$ och $\text{sd}(\text{prop.kant})$) är beräknade från ett hexagonalt nätverk av icke-överlappande landskap som täcker produktionsområde 1 och 2 i Skåne, d.v.s. de representerar situationen i Skånes slätt- och mellanbygd.

Vi uppskattade också gröddiversitet med hjälp av Shannons diversitet som beror positivt både på antalet grödor och på hur jämt fördelad deras relativa förekomst är. Vi beräknade Shannons diversitet för s.k. strukturella grödor, där grödorna som återfinns i blockdatabasen grupperades enligt deras strukturella/ekologiska karaktär. Gröddiversiteten ingick som förklarande variabel i vissa statistiska modeller och förklarade ofta en signifikant del av variationen (Stjernman m.fl., in prep.). Effekten av våtmark samvarierade dock inte med effekten av gröddiversitet; eftersom fokus här är våtmarkernas effekt redovisas inte effekten av gröddiversitet utan vi hänvisar till en kommande vetenskaplig publikation (Stjernman m.fl., in prep.).



Figur 2. Exempel på ett landskapspar med ett landskap med anlagd våtmark i mitten (blåskugga visar jordbruksblocket) och ett kontrollandskap. Notera att vatten/dammar även kan förekomma i kontrollandskapen, här i form av dammar på golfbanan. Dock finns liknande dammar utöver den anlagda våtmarken även finns på golfbanan i våtmarks-landskapet. De gula punkterna visar var fåglarna räknats, udda punkter har flyttats till närmsta kant medan de jämna har fått behålla sin position i rutnätet.

Analys

Landskapsanalysen

Sambandet mellan fågeldiversitet och förekomst av anlagd damm samt landskapets heterogenitet analyserades med hjälp av generaliserade mixade modeller. Den parade designen avspeglas i analyserna genom att vi har med par som en slumpvariabel i modellerna (så länge den skattas till värden över noll).

Vi aggregerade observationerna i landskapsanalysen i två steg, först genom att ta fram det maximala antalet individer observerade för varje art och punkt, sedan genom att summera det erhållna maxantalet individer av respektive art över de 16 punkterna. Våtmarkernas och de andra habitatdiversitetsfaktorernas effekter på jordbruksfåglarna mättes sedan i dess effekt på totala antalet individer och antalet arter.

Våtmarksanalysen

Våtmarksanalysen begränsades till våtmarkslandskapen. Vi beskriver först vilka arter som hittades i anslutning till våtmarken (punkt 17) jämfört med resten av landskapet (punkterna 1-16). Sedan undersöker vi statistiskt om syftet med våtmarken (närlingsretention eller biodiversitet) påverkade antalet individer och/eller arter inkluderande dels alla observerade arter och dels endast jordbruksfåglar (tabell 1). Denna analys gäller enbart observationerna vid punkt 17. Vi höll de två besöken separerade och inkluderade landskap som slumpfaktor för att hantera oberoendet mellan observationer gjorda vid de två besöken vid samma våtmark. Vi kontrollerade också statistiskt för effekten av våtmarkens storlek (area) och landskapets heterogenitet. Dessa faktorer kan förväntas påverka våtmarkseffekten men är inte fokus för denna del av undersökningen.

Statistiska modeller

Datahantering och samtliga statistiska analyser utfördes i R ((R Core Team 2015); paketet lme4). Den bästa modellen togs fram genom att vi utgick från en modell med alla (för delstudien relevanta) variabler (prediktorer) varpå icke-signifikanta variabler togs bort stegvis (minst viktiga först). Variablernas signifikans testades med likelihood ratio test. Eftersom individer (eller arter) antas fördela sig oberoende av varandra i ett landskap, använde vi statistiska modeller som bygger på Poissonfördelningen. I några fall (jordbruksfåglar i landskapsanalysen och totala antalet fåglar i våtmarksanalysen) uppvisade antalet individer en större variation än förväntat hos en Poissonfördelning (s.k. överdispersion), sannolikt för att de aggregeras kring födokällor eller lever i flockar. Detta hanterade vi genom att använda negativ binomialfördelning istället. Det motsatta problemet uppstod i analyser av antalet jordbruksfågelarter där vi detekterade mindre variation än vad som förväntas av en Poissonfördelning (underdispersion). Det beror sannolikt på att vi i dessa enbart inkluderade vanliga jordbruksfåglar som förekom i de flesta landskap, vilket tillsammans med det faktum att det maximala antalet arter inte kunde överstiga 15 (totala antalet jordbruksarter som finns i Skåne) begränsade variationen i antalet jordbruksfågelarter. Vi hanterade detta genom att använda en s.k. quasibinomialfördelning (Zuur m.fl. 2013).

Tabell 1. Fågelarter definierade som jordbruksfåglar enligt två miljöindikatorer, Farmland bird index (FBI) och "Ett rikt odlingslandskap" (Rikt odlings) och deras förekomst i de studerade landskapen (26 st). Endast observationer gjorda inom 150 m är inkluderade.

Art	Latinskt namn	Indikator	Antal landskap	Medelantal (max) individer/landskap
Buskskvätta	<i>Saxicola rubetra</i>	FBI, Rikt odlings	12	1.08 (10)
Gulspurv	<i>Emberiza citrinella</i>	FBI, Rikt odlings	22	5.81 (17)
Gulärta	<i>Motacilla flava</i>	FBI, Rikt odlings	19	3.08 (15)
Hämspling	<i>Carduelis cannabina</i>	FBI, Rikt odlings	20	4.35 (20)
Ladusvala	<i>Hirundo rustica</i>	FBI, Rikt odlings	26	11.73 (31)
Pilfink	<i>Passer montanus</i>	FBI, Rikt odlings	26	13.19 (54)
Råka	<i>Corvus frugilegus</i>	FBI	22	17.23 (111)
Stare	<i>Sturnus vulgaris</i>	FBI, Rikt odlings	26	18.50 (53)
Sånglärka	<i>Alauda arvensis</i>	FBI, Rikt odlings	24	25.62 (46)
Storspov	<i>Numenius arquata</i>	Rikt odlings	2	0.08 (1)
Stenskvätta	<i>Oenanthe oenanthe</i>	Rikt odlings	6	0.27 (2)
Törnskata	<i>Lanius collurio</i>	FBI, Rikt odlings	5	0.23 (2)
Tofsvipa	<i>Vanellus vanellus</i>	FBI, Rikt odlings	19	5.27 (21)
Törnsångare	<i>Sylvia communis</i>	FBI, Rikt odlings	26	12.27 (28)
Ängsپیلärka	<i>Anthus pratensis</i>	FBI	11	1.00 (5)

Resultat

Totalt observerades 113 fågelarter i de 26 landskapen. Tjugo av de 101 arterna som observerades i våtmarkslandskapen observerades inte i kontrolllandskapen medan 12 av 93 arter var unika för kontrolllandskapen. Av de 20 arter som var unika för våtmarkslandskapen kan 12 sägas vara någorlunda knutna till våtmarker (tabell 2), 5 mer knutna till skogsmark (dubbeltrast, gulhämspling, korp, stjärtmes och trädlärka) och övriga 3 till mer öppen mark (storspov, tornfalk och turkduva; Solonen 1994). Bland unika arter i kontrolllandskapen återfinns en som har viss koppling till våtmarker (sångsvan), 9 till skogsmark (sparvhök, bivråk, göktyta, mindre hackspett, svartmes, entita, trädkrypare, grå flugsnappare och gråsiska) och 2 knuten till annan mark (svart rödstjärt, bebyggelse och silltrut, i det här sammanhanget knuten till åkermark). Även bland de arter som återfanns i båda landskapstyperna ingår mer utpräglade våtmarksarter (gräsand, grågås, knipa, knölsvan, storskarv, sothöna, häger, enkelbeckasin, rödbena och sävsparv).

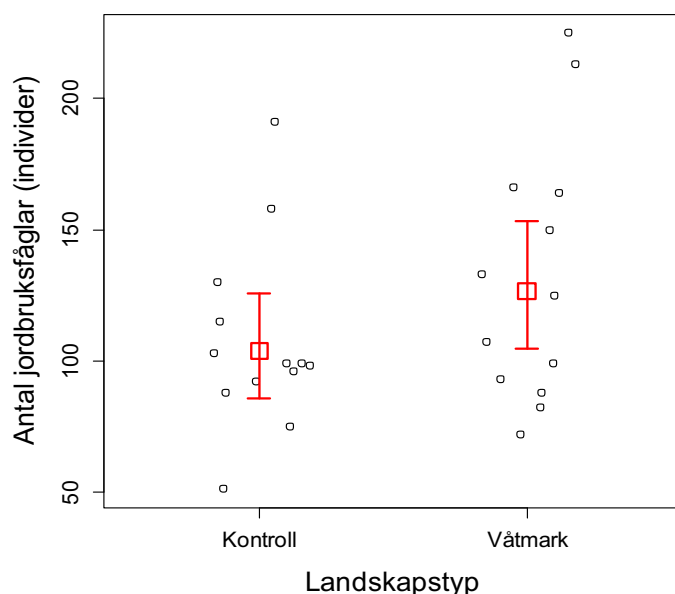
Totalt observerades 69 arter i anslutning till våtmarkerna (vid punkt 17). Sju arter var unika för våtmarkspunkten varav samtliga utom en (entita) kan sägas ha anknytning till våtmarker (tabell 2). Åtta våtmarksanknutna arter återfanns vid någon av punkterna 1-16 i våtmarkslandskapen men inte vid själva våtmarken (punkt 17).

Tabell 2. Våtmarksanknutna arter som endast återfanns i en av landskaps- eller punktyperna. Punktjämförelser endast gjorda inom våtmarkslandskapen.

Landskapsjämförelse		Punktjämförelse i våtmarkslandskapen	
Unika för våtmarkslandskapen	Unika för kontrolllandskapen	Unika för våtmarks-punkten (punkt 17)	Unika för landskapet utanför våtmarken (punkt 1-16)
Skedand	Sångsvan	Sångsvan	Skedand
Snatterand		Småskrake	Storskarv
Vigg		Gråhakedopping	Fisktärna
Kricka		Mindre strandpipare	Enkelbeckasin
Kanadagås		Trana	Häger
Fisktärna		Jorduggla	Brun kärrhök
Grönbenä			Havsörn
Skogssnäppa			
Fiskgjuse			
Havsörn			
Sävsångare			
Rörsångare			

Landskapsanalysen

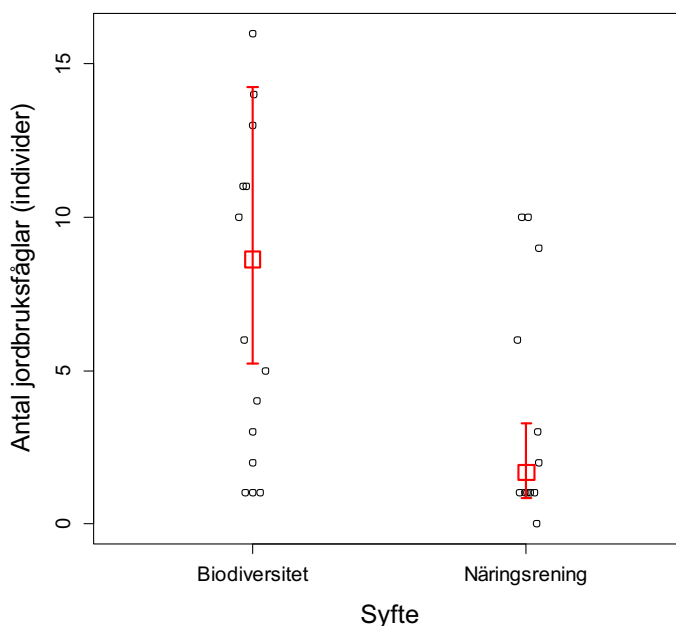
Fågelarter karakteriserade som jordbruksfåglar hade en högre abundans i landskap med anlagd våtmark jämfört med kontrolllandskapen (effekt = 0.20 ± 0.09 , 95 % konfidensintervall = 0.03 – 0.37, $\chi^2 = 2.31$, $p = 0.021$; Fig. 3). Landskap med en anlagd våtmark hade 21.9 % (bootstrapintervall: 0.1 % – 42.2 %) högre abundans än kontrolllandskapen. Vi kunde inte urskilja någon skillnad i effekt med avseende på landskapets heterogenitet (interaktion våtmarksförekomst – LH: $p = 0.22$). Vi fann ingen effekt av vare sig våtmark eller landskapsheterogenitet på antalet jordbruksfågelarter (alla $p > 0.1$).



Figur 3. Effekten förekomsten av anlagd våtmark på antalet jordbruksfåglar i ett landskap med 1 km radie. Fyrkanterna visar modellresultatet och ringarna är data.

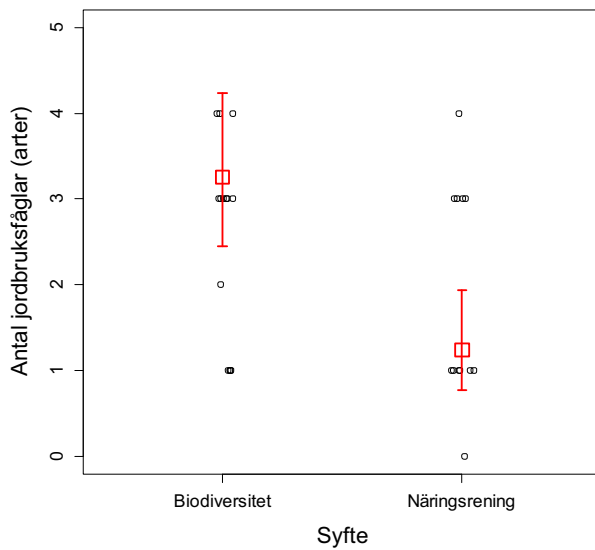
Våtmarksanalysen

Varken syftet med den anlagda våtmarken, dess area eller landskapets heterogenitet påverkade totala antalet fågelindivider vid våtmarken (alla $p > 0.1$). Våtmarker vars syfte var ökad biodiversitet hade fler individer av jordbruksfåglar än dammar med näringsreningssyfte (effekt = -1.64 ± 0.48 , 95 % konfidensintervall = $-2.76 - -0.66$, $\chi^2 = 8.62$, $p = 0.0033$; Fig. 4). Både area (effekt = -1.64 ± 0.49 , 95 % konfidensintervall = $-2.75 - -0.63$, $\chi^2 = 8.42$, $p = 0.0037$) och landskapsheterogenitet (effekt = -0.41 ± 0.23 , 95 % konfidensintervall = $-0.93 - 0.08$, $\chi^2 = 2.82$, $p = 0.092$) inkluderades i analysen. En närmare undersökning av vilka arter som drev sambandet visade att höga antal (över 10) noterades för ladusvala, pilfink och råka.



Figur 4. Anläggningssyftets effekt på antalet individer av jordbruksfåglar observerade i anslutning till den anlagda våtmarken (punkt 17). Fyrkanterna visar modellresultatet och ringarna är data.

Varken syfte med den anlagda våtmarken, dess area eller landskapets heterogenitet påverkade totala antalet fågelarter vid våtmarken (alla $p > 0.1$). Våtmarker anlagda med syfte att gynna biologisk mångfald hade dock fler arter jordbruksfåglar än dammar med näringsreningssyfte (effekt = -1.12 ± 0.33 , 95 % konfidensintervall = $-1.79 - -0.47$, $\chi^2 = 11.58$, $p < 0.001$; Fig. 5). Även area (effekt = -0.88 ± 0.33 , 95 % konfidensintervall = $-1.55 - -0.26$, $\chi^2 = 7.89$, $p = 0.005$) och landskapsheterogenitet (effekt = -0.42 ± 0.17 , 95 % konfidensintervall = $-0.76 - -0.10$, $\chi^2 = 6.78$, $p = 0.009$) påverkade antalet arter.



Figur 5. Anläggningssyftets effekt på antalet arter av jordbruksfåglar observerade i anslutning till den anlagda våtmarken (punkt 17). Fyrkanterna visar modellresultatet och ringarna är data.

Diskussion

Våtmarkslandskapen innehöll något fler arter totalt än landskapen utan anlagd våtmark och majoriteten av de arter som enbart påträffades i våtmarkslandskapen kan karaktäriseras som våtmarksfåglar. Att våtmarkerna skulle tillföra arter som är beroende av våtmarker är inte förvånande (Strand 2007), och visar att de anlagda våtmarkerna var av en sådan karaktär att de åtminstone till viss del uppfyller kraven hos arter som är beroende av vatten. Det är dock viktigt att notera att jordbrukslandskapet generellt innehåller våtmarksanknutna arter alldeles oavsett om det finns en anlagd våtmark i närheten eller inte, då många våtmarksarter återfanns i båda typerna av landskap, vilket kan spegla att det skånska jordbrukslandskapet fortfarande normalt innehåller en del småvatten.

Syftet med denna analys var inte huvudsakligen att visa att våtmarker gynnar våtmarksfåglar utan snarare att se om de kunde medföra synergistiska effekter också på specifikt jordbruksanknutna arter. Våtmarkerna kan genom den växtlighet och det insektsliv som finns både i och omkring dem potentiellt bidra med både födo- och boplatseresurser för sådana arter särskilt i dagens jordbrukslandskap där sådana resurser blivit alltmer ovanliga.

Landskapsskala

På landskapsnivå fann vi att anläggande av en våtmark medförde positiva effekter på antalet jordbruksfåglar. Det var individantalet (abundansen) som påverkades medan antalet arter inte skiljde sig åt mellan landskapstyperna. Skillnaderna i individantal drevs framförallt av arterna råka och stare. Flera av de höga antal starar som vi fann i landskapen med anlagd våtmark utgjordes troligen av nyligen utflugna ungar trots att vi försökt minimera dess påverkan på resultaten genom att reducera antalen starar efter utflygningsdatum med en tredjedel. Icke desto mindre tyder resultaten på att våtmarkerna kan bidra med viktiga furageringsområden för nyligen flygga ungfåglar vilket kan ha stor betydelse för deras överlevnad och därmed för

häckningsframgången. Liknande förklaring kan också gälla råkorna. Båda arterna tenderar att efter att ungarna lämnat boet aggregeras i större flockar av furagerande individer som drar runt i landskapen och koncentreras till områden med rik födotillgång. Detta beteende är inte lika utpräglat hos de övriga 13 jordbruksarterna och, i den mån de anlagda våtmarkerna utgör en rik födokälla i ett landskapsperspektiv, kan man således förvänta sig en tydligare effekt för de flockbildande arterna än för övriga arter.

Vi fann inget stöd för att karaktären på landskapet (i det här fallet landskapsheterogeniteten, LH) påverkade effekten av de anlagda våtmarkerna. Teoretiskt kan man tänka sig att ökad habitatheterogenitet i form av den anlagda våtmarken, med mer eller mindre förekomst av frodig strandvegetation, grunda strandzoner med bar jord och/eller kantzoner med gräs, skulle ha större effekt i homogent intensivodlade landskap där naturliga och semi-naturliga inslag (buskmarker, kantzoner och annan impediment) är ovanliga än i den mer heterogena mellanbygden som redan är relativt rik på sådana inslag (Tscharntke m.fl. 2005). Alternativt kan man tänka sig att slättbygden är så utarmad att det inte hjälper att tillföra födo- och boplatsresurser då de organismer som skulle utnyttja dessa inte finns kvar eller kan nå området. I mer heterogena områden finns däremot tillräckligt med organismer som kan utnyttja och svara på de nytillkomna resurserna (Kleijn och Sutherland 2003). Oavsett scenario hade man förväntat sig skillnader i effekter av den tillkomna våtmarken i de olika typerna av landskap. Avsaknaden av skillnader i våra resultat kan bero på att det snarare är ett linjärt samband mellan tillförseln av habitatresurser och fågelförekomst (d.v.s. effekten är lika stor oavsett var resurserna tillförs), men man ska komma ihåg att vi använder en relativt enkel modell med fokus på endast två förklarande variabler vilka förklarar knappt 20 % av variationen i data. Det finns alltså ett betydande brus i data som möjligen kan dölja interaktiva effekter. Vi har här valt att hålla modellerna någorlunda enkla för att fokusera på just våtmarkernas roll som heterogenitetsfrämjare men preliminära analyser, där vi också tog hänsyn till heterogenitet inom den odlade marken (gröddiversitet), indikerar ett något mer komplicerat mönster (Stjernman m.fl., in prep.). Icke desto mindre kan vi sluta oss till att våtmarkerna i landskap av olika karaktär påverkar abundansen av jordbruksfåglar och därmed kan bidra till att bibehålla biologisk mångfald.

Att vi inte fann stöd för att antalet arter skiljde sig åt mellan våtmarkstyperna kan bero på att det, som redan nämnts, i jordbruksfågelindikatorerna endast ingår relativt vanliga arter som förekommer i de flesta typer av jordbrukslandskap vilket gör att vi i princip inte har någon variation i artantal som skulle kunna förklaras av landskapstyp. Detta framgick i de statistiska analyserna som visade på underdispersion vad gäller artantal och våra försök att hantera detta ledde inte till att något mönster framträdde tydligare. Vi konstaterar att artantal bland relativt vanliga arter kanske inte lämpar sig för att studera effekter i det sammanhang som är aktuellt här, där förändringar i markanvändning etc. sällan leder till att arter försvinner/tillkommer helt utan snarare till förändringar i hur vanliga de enskilda arterna är.

Lokal skala

På en mer lokal skala (nära våtmarken) gav vår undersökning av om syftet påverkade betydelsen av den anlagda våtmarken blandade resultat. Då alla arter inkluderades hade näringsreningsdammar lika många individer och arter som dammar för biologisk mångfald. Liknande resultat har även visats i tidigare studier (Hansson m.fl.

2005, Strand och Weisner 2013). Om endast arter utvalda som goda indikatorer på biologisk mångfald i jordbruket inkluderades framträdde däremot ett tydligt mönster där näringsreningsdammar hade både färre antal arter och individer. Vi har i denna studie ingen detaljerad information om vad som skiljer våtmarker med näringsreningssyfte från sådana avsedda att gynna biologisk mångfald. Vi konstaterade att våtmarkstyperna skiljde sig något i både storlek och det omgivande landskapets heterogenitet, men detta kontrollerade vi för i analyserna och det kan därför inte förklara våra resultat. En studie av anlagda dammar i centrala Skåne indikerar även den att näringsreningsdammarna är mer koncentrerade till fullåkersbygd (lågt LH), men framför allt att dammar anlagda för att gynna biologisk mångfald tenderade att ha mer strandvegetation och en lägre fosforhalt än näringsreningsdammar (Nyström och Stenberg 2009). Strandvegetationen kan bidra med både skydd (för boplatser och furagering) och resurser i form av evertetrater och mollusker (Bradbury och Kirby 2006). Hansson m.fl. (2005) visar också på ett negativt samband mellan mängden fosfor och evertetrater vilket indikerar att biologisk mångfalddammar med sitt i genomsnitt lägre fosforinnehåll skulle kunna bidra med mer födoresurser. Huruvida dessa eller andra faktorer bidrar till de skillnader vi fann återstår att se. Fler undersökningar som visar på vilket sätt våtmarker för näringsrening skiljer sig från våtmarker avsedda för biologisk mångfald är nödvändiga, särskilt vad gäller deras bidrag med resurser (boplatser, föda) till organismer i det omgivande landskapet.

Tack

Vi tackar jordbrukarna för att de lät oss genomföra inventeringar på deras marker och inventerarna för deras insatser. Stöd för studien har också erhållits från Formas till HGS och MS, samt från Jordbruksverket inom ramen för slututvärderingen.

Referenser

- Andersson, L. 2009. Utvärdering av svenska våtmarksrestaureringar och -anläggningar. Översikt med idéer och slutsatser. WWF, Solna.
- Arvidsson, S. 2013. Jordbrukslandskapets omvandling i jungs byalag från 1870 till 2012. Göteborgs universitet.
- Bartrons, M., M. Papeş, M. W. Diebel, C. Gratton, och M. J. Vander Zanden. 2013. Regional-level inputs of emergent aquatic insects from water to land. *Ecosystems* **16**:1353-1363.
- Benton, T. G., J. A. Vickery, och J. D. Wilson. 2003. Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* **18**:182-188.
- Blann, K. L., J. L. Anderson, G. R. Sands, och B. Vondracek. 2009. Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **39**:909-1001.
- Bradbury, R. B., och W. B. Kirby. 2006. Farmland birds and resource protection in the uk: Cross-cutting solutions for multi-functional farming? *Biological Conservation* **129**:530-543.
- Donald, P. F., R. E. Green, och M. F. Heath. 2001. Agricultural intensification and the collapse of europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* **268**:25-29.
- Epanchin, P. N., R. A. Knapp, och S. P. Lawler. 2009. Nonnative trout impact an alpine-nesting bird by altering aquatic-insect subsidies. *Ecology* **91**:2406-2415.
- ESRI. 2010. Arcgis desktop: Release 10. Enviromental Systems Research Institute, Redlands, CA.
- Hansson, L.-A., C. Brönmark, P. A. Nilsson, och K. Åbjörnsson. 2005. Conflicting demands on wetland ecosystem services: Nutrient retention, biodiversity or both? *Freshwater Biology* **50**:705-714.
- Herzon, I., och J. Helenius. 2008. Agricultural drainage ditches, their biological importance and functioning. *Biological Conservation* **141**:1171-1183.
- Ihse, M. 1995. Swedish agricultural landscapes - patterns and changes during the last 50 years, studied by aerial photos. *Landscape and Urban Planning* **31**:21-37.
- Kleijn, D., F. Kohler, A. Baldi, P. Batary, E. D. Concepcion, Y. Clough, M. Diaz, D. Gabriel, A. Holzschuh, E. Knop, A. Kovacs, E. J. Marshall, T. Tschardtke, och J. Verhulst. 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in europe. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* **276**:903-909.

- Kleijn, D., och W. J. Sutherland. 2003. How effective are european agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* **40**:947-969.
- Knight, T. M., M. W. McCoy, J. M. Chase, K. McCoy, och R. D. Holt. 2005. Trophic cascades across ecosystems. *Nature* **437**:880-883.
- Land, M., W. Granéli, A. Grimvall, C. Hoffmann, W. Mitsch, K. Tonderski, och J. Verhoeven. 2013. How effective are created or restored freshwater wetlands for nitrogen and phosphorus removal? A systematic review protocol. *Environmental Evidence* **2**:1-8.
- Länsstyrelsen Skåne. 2007. Våtmarksstrategi för skåne. Skåne i utveckling 2007:5. Länsstyrelsen i Skåne, Malmö.
- McCarty, J. P. 1997. Aquatic community characteristics influence the foraging patterns of tree swallows. *Condor* **99**:210-213.
- Nyström, P., och M. Stenberg. 2009. Utvärdering av anlagda våtmarkers betydelse för spridning av hotade groddjur i skåne. http://www.lansstyrelsen.se/skane/SiteCollectionDocuments/Sv/miljo-och-klimat/vatten-och-vatten-anvandning/inspirationsunderlag_vatten/V%c3%a5tmark/Anlagda%20v%c3%a5tmarker%20och%20groddjur%20komprimerad.pdf.
- Persson, K. M. 2011. Om drivkrafter bakom några sjösänkningar i sverige - exempel från näsbyholmssjön (skåne) och hjälmaren (närke-södermanland-västmanland). *Vatten* **67**:101-111.
- Polis, G. A., W. B. Anderson, och R. D. Holt. 1997. Toward an integration of landscape and food web ecology: The dynamics of spatially subsidized food webs. *Annual Review of Ecology and Systematics* **28**:289-316.
- R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Shrubb, M. 2003. Birds, scythes and combines. Cambridge, Cambridge University Press.
- Smith, H. G., K. Birkhofer, Y. Clough, J. Ekroos, O. Olsson, och M. Rundlöf. 2014. Beyond dispersal: The roles of animal movement in modern agricultural landscapes. i L.-A. Hansson, editor. *Animal movement*. Oxford Univ. Press, Oxford.
- Soininen, J., P. Bartels, J. Heino, M. Luoto, och H. Hillebrand. 2015. Toward more integrated ecosystem research in aquatic and terrestrial environments. *BioScience* **65**:174-182.
- Solonen, T. 1994. Structure and dynamics of the finnish avifauna. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fennica* **70**:1-22.

- Stoate, C., A. Báldi, P. Beja, N. D. Boatman, I. Herzon, A. van Doorn, G. R. de Snoo, L. Rakosy, och C. Ramwell. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in europe – a review. *Journal of Environmental Management* **91**:22-46.
- Strand, J. A. 2007. Inventering av smedjeån efter våtmarksanläggning. Rapport på uppdrag av länsstyrelsen i halland.
- Strand, J. A., och S. E. B. Weisner. 2013. Effects of wetland construction on nitrogen transport and species richness in the agricultural landscape – experiences from sweden. *Ecological Engineering* **56**:14-25.
- Thiere, G., S. Milenkowski, P. E. Lindgren, G. Sahlen, O. Berglund, och S. E. B. Weisner. 2009. Wetland creation in agricultural landscapes: Biodiversity benefits on local and regional scales. *Biological Conservation* **142**:964-973.
- Tscharntke, T., A. M. Klein, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter, och C. Thies. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* **8**:857-874.
- Tuck, S. L., C. Winqvist, F. Mota, J. Ahnström, L. A. Turnbull, J. Bengtsson, och A. McKenzie. 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: A hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* **51**:746-755.
- Weisner, S., K. Johanesson, och K. Tonderski. 2015. Näringsavskiljning i anlagda våtmarker i jordbruket. Analys av mätresultat och effekter av landsbygdsprogrammet. Jordbruksverket, Jönköping.
- Weisner, S., och G. Thiere. 2010. Mindre fosfor och kväve från jordbrukslandskapet utvärdering av anlagda våtmarker inom miljö- och landsbygdsprogrammet och det nya landsbygdsprogrammet. Jönköping.
- Wesner, J. S. 2010. Seasonal variation in the trophic structure of a spatial prey subsidy linking aquatic and terrestrial food webs: Adult aquatic insects. *Oikos* **119**:170-178.
- Wilson, J. D., A. J. Morris, B. E. Arroyo, S. C. Clark, och R. B. Bradbury. 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **75**:13-30.
- Zuur, A. F., J. M. Hilbe, och E. N. Ieno. 2013. A beginner's guide to glm and glmm with r: A frequentist and bayesian perspective for ecologists. Highland Statistics.

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

Undertecknade granskare anser att rapporten utifrån sina förutsättningar är välgjord. Rapportens huvudtext är ingående granskad och vi finner dess slutsatser väl underbyggda. Utvärderarnas generella slutsats är att landsbygdsprogrammet spelat en stor och i många fall avgörande positiv roll för miljön. Denna slutsats grundar sig framför allt på att landsbygdsprogrammet har bidragit till att förhindra nedläggning av jordbruk i områden med sämre förutsättningar samt har bidragit till att bevara och restaurera miljöer av högt värde för biologisk mångfald och näringsretention.

Rapporten redovisar tydligt att miljöersättningarnas effekter på olika indikatorer på miljötillstånd och biologisk mångfald kännetecknas av stor osäkerhet och oklara orsakssamband. Det är därför både rimligast och mest realistiskt att, som utvärderingsgruppen redovisar i kapitel 2 Åtgärdsövergripande metodbeskrivning, utvärderingsfrågorna inte är formulerade för att inkludera ekonomisk värdering eller utvärdering av ersättningarnas kostnadseffektivitet (se Tabell 2.1). Trots detta konstaterar vi att rapporten på åtskilliga ställen diskuterar ersättningarnas kostnadseffektivitet¹ utan att säkerheten i skattningarna redovisas och diskuteras. Vi anser att det är för tidigt att diskutera ersättningarnas kostnadseffektivitet eftersom en ekonomisk värdering skulle bli mycket osäker. Detta framhålls också på andra platser i rapporten t.ex. i sammanfattningen, i svaret på utvärderingsfråga 16 om effekten av miljöersättningar och icke-produktiva investeringar (kap 6) och i avsnittet Generella slutsatser för miljö- och klimatåtgärder. Det är olyckligt att det i olika delar av rapporten ges olika budskap beträffande något som inte omfattas av utvärderingsfrågorna.

Metodiken som har använts för att analysera och diskutera de sju utvärderingsfrågorna (Tabell 2.1) är en kombination av analys av empiriska data (där sådana finns), evidensbaserade studier (meta-analyser), genomgång av litteraturen samt modellering. Kombinationen av olika metodiker är värdefull och nödvändig. I modelleringar har huvudsakligen tre ansatser använts vilka kommenteras kort i det följande.

Med den internationellt utvecklade CAPRI-modellen har jordbrukets markanvändning simulerats vid olika stödscenarier och kopplats till data om fågelförekomst för att utvärdera stödets effekt på biologisk mångfald. Denna metod för att utvärdera jordbruksstöds effekter på biologisk mångfald är ny och inte publicerad internationellt, men metod-ansatsen liksom dess möjliga felkällor och osäkerheter diskuteras ingående i Kap 2 (Åtgärdsövergripande metodbeskrivning). Värt att notera är att fåglar är den enda organismgrupp där det finns ett tillräckligt bra dataunderlag för att analysera tidstrender för biologisk mångfald. Detta förhållande visar på den stora utmaningen att utvärdera landsbygdsprogrammets effekter på biologisk mångfald och på det stora behovet av kontinuerlig monitoring av ytterligare organismgrupper.

¹ Ersättningarnas kostnadseffektivitet berörs t.ex. i inledningen och i följande kapitel: 6.5. Om Minskade växtnäringstjänsteförluster i avsnittet Slutsatser gällande ersättningens effekter, 6.6. Om Miljöskyddsåtgärder i avsnittet Slutsatser gällande ersättningens effekter, 6.7. Om Certifierad ekologisk produktion och kretsloppsriktad produktion i avsnittet Effekter av ersättningen, 6.8. Om Extensiv vallodling för miljön och det öppna landskapet i avsnittet Effekt av ersättningen och i svar på PSEQ 16A: Hur ändamålsenlig och effektiv har den geografiska styrningen av miljöåtgärden i programmet varit?

För beräkningar av jordbruksmarkens näringsförluster vid olika ersättningar och i olika områden har två processbaserade modeller använts vilka är utvecklade vid SLU. Modellerna beräknar läckagekoefficienter vid olika markanvändning och används bl. a. inom SMED (Svenska MiljöEmissionsData) för att beräkna näringsämnes-transporten från Sverige till omgivande hav inför rapporteringarna till Helcom. I detta sammanhang valideras modellerna och utvecklas kontinuerligt för att minska osäkerheterna.

Den tredje metodansatsen är en statistisk metod (paneldatanalys, en väl etablerad metod inom samhällsvetenskaperna) som undersöker huruvida förändringar i näringshalter i vattendrag kan sättas i samband med olika miljöersättningar. En modell har utvecklats för att beräkna korrelationer mellan utbetalningar för nio olika miljöersättningar inom avrinningsområden och förändringar över tid i kväve- och fosforhalter i avrinningsområdenas vattendrag. Undertecknade granskare menar att modellens osäkerheter, resultatens rimlighet och oväntade resultat är otillräckligt diskuterade i Kap 2 och bilaga 2. En sådan diskussion borde bl.a. behandla behovet av fler kontrollvariabler (t.ex. huruvida den totala djurpopulationen inom avrinningsområdena har ändrats över tid), effekten av korrelationer mellan utbetalning av olika ersättningar, och den biofysikaliska rimligheten i de resultattolkningar som har gjorts. Vidare noterar vi att miljöersättningarnas kostnader jämförs endast med hänsyn till en enskild miljöeffekt, minskat näringsläckage från mark. Detta trots att vissa miljöersättningar har ett klart avgränsat syfte att minska markläckage, t ex ersättningen till fånggröda, medan andra ersättningar syftar till en mångfald av miljöeffekter, t.ex. ersättningen till ekologisk produktion. För andra miljöersättningar, som ersättningen till kulturmiljöer, finns det inget syfte att minska näringsläckage. Det är på intet sätt självklart hur man kan/bör allokera effekter och kostnader för miljöersättningarna över olika miljöeffekter, och i grunden handlar det om värderingar som det inte finns någon vetenskaplig samsyn kring. Metodvalet att allokera ersättningens totala kostnad till endast en miljöeffekt diskuteras dock inte i rapporten. Sammanfattningsvis vill undertecknade granskare understryka behovet av en ”peer-review”-granskning av modellen utifrån såväl ekonomiska som miljövetenskapliga perspektiv.

Trots att bästa tillgängliga data och moderna vetenskapliga metoder har använts, är det ofta svårt att finna tydliga effekter av enskilda ersättningar och åtgärder på såväl biologisk mångfald som andra klimat- och miljövariabler. Detta diskuteras mycket väl i rapporten och understryker att det i det framtida arbetet behövs bättre metoder inom såväl monitoring som modellering under osäkerhet. Såväl Jordbruksverket som andra intressenter behöver ingående diskutera detta och komplettera dagens tillgängliga data med metoder speciellt inriktade på landsbygdsprogrammets frågor i god tid innan arbetet med utvärderingen av pågående landsbygdsprogrammet påbörjas.

Utvärderingsgruppen pekar på ett antal förbättringsbehov inom landsbygdsprogrammet. Undertecknade granskare är eniga om dessa. Dessutom vill vi också framföra att det i framtida utvärderingsuppdrag behöver utses huvudansvarig(a) redaktör(er), som säkerställer att utvärderingens olika delar får en gemensam utformning och ett konsistent angreppssätt när utvärderingsfrågorna behandlas.

Christel Cederberg, Institutionen för energi och miljö, Chalmers

Jan Bengtsson, Institutionen för ekologi, SLU

Publicerade utvärderingsrapporter

- 2016:5 *Slututvärdering av det svenska landsbygdsprogrammet 2007–2013*
Delrapport IV: Synteser för en hållbar landsbygdsutveckling
Utvärdering av programmets samlade effekter
- 2016:4 *Slututvärdering av det svenska landsbygdsprogrammet 2007–2013*
Delrapport III: Utvärdering av åtgärder för landsbygdsutveckling.
Axel 3: Förbättra livskvalitet på landsbygden repektive
Axel 4: Leader – Genomföra lokala utvecklingsstrategier
- 2016:3 *Slututvärdering av det svenska landsbygdsprogrammet 2007–2013*
Delrapport II: Utvärdering av åtgärder för bättre miljö.
- 2016:2 *Slututvärdering av det svenska landsbygdsprogrammet 2007–2013*
Delrapport I: Utvärdering av åtgärder för ökad konkurrenskraft.
- 2016:1 *Biologisk mångfald i våtmarker som har anlagts med stöd från landsbygdsprogrammet*
- 2015:2 *Kompetens för utveckling?*
Utvärdering av kompetensutveckling i landsbygdsprogrammet 2007-2013
- 2015:1 *Vad behöver förenklas?*
Utvärdering av landsbygdsprogrammet samt havs- och fiskeriprogrammet



LUNDS
UNIVERSITET



LUNDS UNIVERSITET
Lunds Tekniska Högskola



Jordbruks
verket

Jordbruksverket

551 82 Jönköping

Tfn 036-15 50 00 (vx)

E-post: jordbruksverket@jordbruksverket.se

www.jordbruksverket.se/utvardering

UTV16:3



EUROPEISKA UNIONEN
Europeiska struktur- och
investeringsfonderna



Europeiska jordbruksfonden för
landsbygdsutveckling: Europa
investerar i landsbygdsområden

