

Kommittédirektiv



**Utvärdering av Miljö- och
landsbygdsprogrammet efter halva
programperioden**

**Dir.
2002:109**

Beslut vid regeringssammanträde den 29 augusti 2002.

Sammanfattning av uppdraget

En särskild utredare tillkallas med uppgift att genomföra en halvtidsutvärdering av Miljö- och landsbygdsprogrammet för Sverige år 2000–2006. I uppdraget ingår att utvärdera programmet gentemot de olika mål som finns angivna, redovisa svar enligt de frågor och indikatorer som EU föreskriver samt utvärdera det administrativa genomförandet av programmet. Vid behov skall förslag till förbättringar av programmet inom den av riksdagen beslutade ekonomiska ramen för programmet och avseende dess genomförande lämnas.

Bakgrund

Genomförandet av miljö- och landsbygdsprogrammet regleras av rådets förordning (EG) nr 1257/1999 av den 17 maj 1999 om stöd från Europeiska utvecklings- och garantifonden för jordbruket (EUGFJ) till utveckling av landsbygden och om ändring och upphävande av vissa förordningar. I artiklarna 48 och 49 anges övergripande regler för övervakning och utvärdering av åtgärderna i programmet.

De utvärderingar som skall sändas in till Europeiska kommissionen under programperioden är dels utvärderingen efter halva programperioden som skall ges in senast den 31 december 2003, med möjlighet till uppdatering före den 31 december 2005, dels den efterföljande utvärderingen som skall ges in senast den 31 december 2008.

I kommissionens förordning (EG) nr 445/2002 av den 26 februari 2002 om tillämpningsföreskrifter för rådets förordning (EG) nr 1257/1999 om stöd från Europeiska utvecklings- och garantifonden för jordbruket (EUGFJ) till utveckling av landsbygden ges i artiklarna 53–57 mer detaljerade anvisningar om innehåll och krav när det gäller övervakning och utvärdering. I artikel 54.1 sägs att utvärderingarna skall göras av oberoende utvärderingsorgan i enlighet med erkända utvärderingsförfaranden. Europeiska kommissionen har utarbetat gemensamma utvärderingsfrågor med kriterier och indikatorer som utvärderingarna skall genomföras mot. Regeringen gav genom beslut den 26 oktober 2000 Livsmedelsekonomiska institutet i uppdrag att ta fram ett förslag till strategi för utvärdering av det svenska Miljö- och landsbygdsprogrammet. Uppdraget redovisades den 26 juni 2001.

I december 2000 tillkallade regeringen en särskild utredare i syfte att studera olika möjligheter att åstadkomma en mer kostnadseffektiv jordbruksadministration inom ramen för länsstyrelseorganisationens roll och uppgifter (dir. 2000:94). I budgetpropositionen för 2002 (prop. 2001/02:1, utg. omr. 18) tog regeringen ställning för utredarens förslag om en formaliserad samverkan.

Statens jordbruksverk och Skogsstyrelsen har i uppdrag att förse utvärderaren med underlag till svar på de gemensamma utvärderingsfrågorna enligt artikel 54.2 i kommissionens förordning (EG) nr 445/2002.

Vid halvtidsutvärderingen av mål 1-programmen kommer de jordbruksrelaterade åtgärderna att utvärderas i sitt regionala sammanhang.

Uppdraget

En särskild utredare tillkallas för att genomföra en halvtidsutvärdering av Miljö- och landsbygdsprogrammet för Sverige år 2000–2006.

Utvärderingen skall göras gentemot de olika mål som finns angivna för Miljö- och landsbygdsprogrammet. Utredaren skall redovisa svar på de frågor och indikatorer som följer av kommissionens förordning (EG) nr 445/2002. Även det administrativa genomförandet främst gentemot stödmottagarna inom programmet skall bedömas.

Utredaren får, baserat på resultatet av utvärderingen i en separat förslagsdel lämna förslag på förbättringar av programmet och dess genomförande inom den av riksdagen beslutade ekonomiska ramen för programmet.

Då så är lämpligt skall utredaren samverka med andra relevanta uppföljningar och utvärderingar. Utredaren skall i sitt arbete även inkludera de jordbruksåtgärder i de svenska mål 1-programmen som finansieras av EG:s jordbruksfonds utvecklingssektion, utom åtgärder enligt artikel 33 i rådets förordning (EG) nr 1257/1999. Utvärderaren skall här ha ett nationellt jämförande perspektiv i sin analys.

En förutsättning för en bra utvärdering är att den bygger på relevanta data. Det är därför väsentligt att utredaren på ett effektivt sätt utnyttjar data och andra underlag som samlas in under programperioden för att möjliggöra en korrekt utvärdering. Utredaren skall av Statens jordbruksverk och Skogsstyrelsen i samverkan med berörda regionala och centrala myndigheter förse med underlag till utvärderingen, främst vad gäller svar på de gemensamma utvärderingsfrågorna enligt kommissionens förordning (EG) nr 445/2002. Om någon av kommissionen föreslagna fråga eller indikator utsluts i utvärderingen skall detta motiveras. Redovisningen skall ske på ett sådant sätt att den tydligt visar hur kommissionens utvärderingsfrågor besvaras.

Utredaren skall också ta del av annan statistik och annat underlagsmaterial av relevans för genomförandet av utvärderingen.

Utredaren skall samråda med de myndigheter och organisationer som berörs av Miljö- och landsbygdsprogrammet.

Redovisning av uppdraget

Utredaren skall redovisa utvärderingen senast den 15 november 2003.

(Jordbruksdepartementet)

Effekter av miljöersättningen till betesmarker och slätterängar

av fil. dr Urban Emanuelsson, Centrum för biologisk mångfald, Sveriges lantbruksuniversitet

Följande sammanställning har gjorts på uppdrag av utredningen. Den tar upp ett urval av problemkomplexen kring skötsel och bevarande av naturbetesmarker och slättermarker i Sverige med anknytning till miljöersättningen som utredningen velat få belysta.

1 Effekter av åtgärder – vad har hänt som en följd av programmet?

Att bedöma hur de svenska naturbetesmarkerna och slättermarkerna påverkats av EU:s miljöstödsprogram i Sverige är mycket svårt. En rad faktorer komplicerar en sådan utredning;

- Andra faktorer förutom miljöstödsprogrammet påverkar dessa marker.
- Det finns en historisk utveckling som man måste ta stor hänsyn till vid bedömningen.
- Många av dessa ekosystem reagerar tämligen långsamt på skötseländringar och vissa effekter kan upptäckas om först ytterligare ett antal år.
- Det finns få riktigt adekvata studier som kan användas vid denna typ av bedömning. Nedanstående beskrivning grundar sig därför också på generell ekologisk kunskap och parallellutvecklingar som kunnat observeras i andra länder.

Inledningsvis beskrivs situationen för Sveriges naturbetesmarker och ängar när miljöstödsprogrammet inleddes i mitten av 1990-talet. Hur var utvecklingen fram till dess och vilka trender observerades under de senaste decennierna?

Naturbetesmarkerna och slätterängarna har en lång historia i Sverige. Som kulturformade landskapselement har de åtminstone nyttjats i 6 000 år. En stor del av de växt-, djur- och svamparter

som är beroende av dessa marker har dock en evolutionär historia tillsammans med ett antal vilda och numera utdöda betesdjur. Hur skiftet från att ha varit beroende av vilda till tama betesdjur har gått till har vi ingen detaljerad kunskap om, men mycket forskning pågår inom detta område. Man kan dock konstatera att dagens naturbetesmarker har stort kulturhistoriskt värde samtidigt som de för väldigt många arter är den enda tillflyktsorten i landskapet.

I och med att antalet människor successivt ökade i Sverige kom betesmarkerna och senare också slåttermarkerna att öka i areal, ofta på skogens bekostnad. En mycket vanlig naturtyp under uppodlingen av Sverige har varit olika typer av delvis träd- och buskbevuxna betes- och slåttermarker.

Vid 1700-talets slut hade betes- och slåttermarkerna i södra Sverige sin maximala areella utbredning. Därefter minskade arealen, först genom uppodling av slåtteräng i de bästa jordbruksområdena, och senare under 1800-talet som ett resultat av skogsplantering och igenväxning.

I norra Sverige ökade dock arealerna slåtter och betesmark avsevärt under 1800-talet som en följd av kolonisation och uppodling. Typiskt för norra Sveriges skogsbygder har varit de stora våtslåttermarkerna som kombinerats med skogsbete, ofta i ett fåbodsystem. Detta skogsbete har inte på samma sätt som i södra Sverige resulterat i väldefinierade betesmarker, tydligt skilda från skogsmark. Därför har det under de senaste årtiondena varit svårt att hitta igenväxande betesmarker på många håll i Norrland då betet bedrivits ”på skogen”.

Vid 1900-talets början hade Sydsverige redan förlorat huvuddelen av de naturbetesmarker och slåtterängar som fanns här vid 1800-talets början. Det är viktigt att komma ihåg att redan för 100 år sedan hade södra Sveriges naturbeteslandskap förändrats radikalt. Många av dessa marker var redan då starkt isolerade från varandra och hade minskat i areal. Vidare skedde kring sekelskiftet 1900 en omfattande förskjutning när det gäller användandet av slåtter- och betesmarker här. Många av de kvarvarande betesmarkerna överfördes till skog medan kvarvarande ängar blev betesmark. Av detta skäl har många av dagens artrikare betesmarker en historisk bakgrund som ängsmark.

Under 1900-talet minskade naturbetesmarkerna och slåtterängarna ytterligare i areal. Förutom den areella minskningen kom också de kvarvarande naturbetesmarkerna att förändras kvalitativt i

många områden i Sverige. Gödsling och kemisk ogräsbekämpning blev allt vanligare på ängs- och hagmarker.

En annan faktor som också starkt kommit att påverka naturbetesmarkerna och ängarna har varit torrläggningen av landskapet, som nådde sin kulmen på 1930-talet, men som fortsatt fram till 1980-talet.

Under 1960–80-talen fortsatte den negativa utvecklingen för jordbruket i norra Sverige, men också i skogsdominerade områden i södra Sverige. Detta påverkade användandet av naturbetesmarker och ängar.

Vid 1980-talets mitt hade det uppstått en situation då fler och fler naturvårdare och naturvårdsinriktade forskare uppmärksammade att naturbetesmarkerna och ängarna i Sverige var mycket hotade. Någon bra dokumentation av situationen fanns dock inte. Jordbruksstatistiken pekade visserligen på en stark nedgång i arealen betesmarker, men statistiken gjorde det t.ex. inte möjligt att skilja en kraftigt gödslad artfattig och högproducerande vall-liknande betesmark från en artrik ogödslad naturbetesmark.

Däremot var tillbakagången för flera betesmarksberoende organismer väl belagd, visserligen mest på regional nivå. För vissa organismgrupper som länge hade studerats av många intresserade hade man en mycket bättre bild av förändringarna. T.ex. var populationsförändringar hos de fåglar som är beroende av våta och välhävdade betes- och slåttermarker välkänd. Arter som sydlig kärrsnäppa, brushane, rödspov, men också storspov visade starkt vikande trender. Bland de betes- och slåtterberoende kärlväxterna kunde man också konstatera starkt negativa regionala trender.

Den negativa trenden för naturbetesmarkerna och ängarna och de relativt osystematiska men ändå tydliga trenderna när det gällde betes- och slåtterberoende arter gjorde att också olika naturvårdsorganisationer och myndigheter kom att uppmärksamma problemet i mitten av 1980-talet. Inledningsvis diskuterades på klassiskt naturvårdsmaner att bilda fler och större naturreservat. Det fanns dock samtidigt en medvetenhet hos Naturvårdsverket om problem med att bilda och sköta reservat just på kulturpåverkad mark. Många reservat på naturbetesmark sköttes dåligt och ett antal konflikter med markägare inom betesmarksreservat var inte uppmuntrande. Slutligen insåg man också att antalet reservat skulle bli mycket stort och i planerings- och skötselkostnader kräva mycket stora resurser.

En i de här sammanhangen radikal idé föddes då. Varför inte betala brukarna för att de uppfyllde vissa skötselvillkor utan att bilda formella reservat? Systemet som initierades i mitten av 1980-talet innebar även i ett internationellt perspektiv nytänkande. Systemet kom att kallas NOLA (naturvård i odlingslandskap). Omfattningen var inledningsvis dock ganska blygsam, men p.g.a. framgångar med systemet kunde det expandera. Systemet byggde på att länsstyrelserna identifierade intressanta marker och erbjöd brukarna att teckna avtal med länsstyrelsen där brukaren förband sig att hålla en bra hävd på marken samtidigt som man inte gödslade den. Myndigheterna utvecklade under de följande åren NOLA-systemet och p.g.a. dess framgångar kom det att växa ytterligare. Parallellt med att NOLA-systemet genomfördes också den s.k. ängs- och hagmarksinventeringen (ÄoH) 1987–1992. Under samma period beslöt riksdagen om en relativt radikal avreglering av svenskt jordbruk. När Sverige sedan gick med i EU 1995 och därmed åter anslöt sig till ett jordbrukssystem som byggde på stark reglering hade man i princip redan ett utvecklat miljöstöds- eller miljöersättningsystem.

Det befintliga svenska systemet anpassades successivt till EU:s miljöstödsprogram. Det är väsentligt att förstå att dagens svenska variant av EU:s miljöersättningsystem inte är ett resultat av EU-inträdet. Systemet fanns redan men har ökat i omfattning p.g.a. EU-medlemskapet.

Det går därför inte att isolerat bedöma dagens situation för naturbetesmarker och ängar i Sverige enbart som ett resultat av det nuvarande miljöersättningsprogrammet.

Man kan t.ex. fråga sig hur situationen hade sett ut idag om vi innan EU inträdet inte haft NOLA-systemet och dess efterföljare. En jämförelse med Finlands situation kan ge vissa indikationer. I Finland hade man inte något NOLA-liknande system men har under de senaste åren efter EU-inträdet utvecklat miljöersättningsprogrammet på ett mycket ambitiöst sätt när det gäller naturbetesmarker och ängar. Idag har Finland ca 20–30 000 ha högkvalitativa naturbetesmarker och ängar jämfört med Sveriges ca 200–300 000 ha. Det är svårt att exakt ange hur stora arealerna av ”högkvalitativa naturbetesmarker” är, men i Finland finns uppskattningsvis ca 1/10 av arealer som finns i Sverige idag. Om situationen var exakt den samma i de båda länderna skulle det dock trots allt funnits en betydande skillnad i areal då Sverige är större och har stora landområden längre söderut än Finland. Slutsatsen, som också stöds av

en jämförelse med andra nordeuropeiska länder, blir att Sveriges tidiga satsning på miljöersättningar för skötsel av naturbetesmarker och ängar har möjliggjort bevarandet av relativt stora arealer ängs- och betesmarker i Sverige. Länder som Finland, men också Danmark och Tyskland har gjort så stora förluster under åren 1985–95 att det inte sedan varit möjligt att på samma sätt som Sverige uppnå en effektivitet i miljöersättningsystemet. Dialog mellan myndigheter och bönder i Sverige under en lång period beträffande dessa frågor har också varit en fördel.

Som framgått ovan har de svenska naturbetesmarkerna och ängarna minskat i areal kontinuerligt under de senaste 100 åren med undantag för de allra senaste åren. Det är viktigt att påpeka att situationen är alarmerande i ett historiskt perspektiv, men vid jämförelser med grannländerna kan man konstatera att situationen antagligen hade varit mycket sämre om vi inte på 1980-talet hade initierat NOLA-systemet och vidareutvecklat det.

Jordbruksverket och Naturvårdsverket har under de senaste 10 åren gjort successiva utvärderingar av effekterna av miljöersättningarna till naturbetesmarker och ängar. Huvuddelen av dessa utvärderingar har enbart baserats på arealsuppgifter. Sammanfattningsvis visar dessa studier att miljöersättningen tycks ha haft en positiv effekt och speciellt de marker i södra Sverige, som bedömdes som mest värdefulla i Ängs- och hagmarksinventeringen, har hävdats kontinuerligt. I Värmland och Norrland har dock utvecklingen varit negativ. Runt hälften av de marker som ansågs värdefulla i ÄoH brukades inte 10 år senare. Studier gjorda inom HagmarksMistra pekar på att denna negativa trend i norra delen av Sverige består. Prognoser baserad på ett antal intervjuer med brukare visar på samma sätt på en mycket dystert situation för de biologiskt mest värdefulla markerna i norra Sverige.

Ett stort problem är dock att även om naturbetesmarkerna och ängarna i södra Sverige arealmässigt bevarats eller t.o.m. ökat i areal de senaste åren så vet vi därmed inte om de biologiska värdena i dessa marker har behållits, ökat eller minskat. Vi kan däremot vara övertygade om att värdena i norra Sverige starkt gått tillbaka då så stora arealer inte hävdats under relativt lång tid.

De kvalitativa utvärderingarna av hur miljöersättningarna påverkat ängs- och betesmarker är fåtaliga och av regional karaktär och oftast är det endast kärlväxter som har studerats. Fågelstudier finns men dessa relateras oftast inte specifikt till ytor med miljöersättningar (se nedan).

Fem regionala kärnväxtstudier gjordes under år 2000. Studierna byggde i stort sett på att resultat från ÄoH och senare undersökningar jämfördes med studier gjorda under år 2000. Undersökningarna gjordes på uppdrag av länsstyrelserna i Gotlands, Södermanlands, Stockholms, Kronobergs och Västra Götalands län.

Metodikerna skiljde sig dock åt mellan de olika studierna. Detta och den begränsande omfattningen gör att man skall vara försiktig med generaliseringen för hela landet. Ett resultat som dock återkommer i flera av studierna är att områden med miljöersättningar har en tendens att vara bättre hävdade än motsvarande områden (som hade samma status i ÄoH) utan miljöersättningar idag. Det är kanske inte ett speciellt förvånande resultat, men hade motsatsen påvisats, hade det funnits stor anledning att se över de grundläggande principerna för miljöersättningarna. Det finns dock områden där ett sådant till synes paradoxalt förhållande tycks råda, t.ex. gäller detta delar av Gotland. Mycket speciella traditionella hävd- och markförhållanden tycks förklara dessa paradoxer.

De positiva effekter av miljöersättningarna, som de fem studierna tycks visa, skall nog inte enbart tillskrivas de senaste årens EU-miljöersättningar. Flera av de studerade betes- och slåttermarkerna var inkluderade i NOLA och efterföljande program. Detta faktum skall dock inte alls ses som något negativt, eftersom bara 3–5 års påverkan av miljöersättningar antagligen inte skulle ge särskilt påtagliga resultat. Det faktum att många områden påverkats av tidigare hävdstimulerande program gör det möjligt att avläsa några relativt tydliga trender.

Samtidigt framgår det av den gotländska undersökningen och undersökningen från Västra Götaland att miljöersättning inte är en garanti för att områden skall skötas på ett sådant sätt att naturvärdena och de kulturhistoriska värdena bevaras.

När det gäller slåtterängar är situationen uppenbarligen ganska besvärlig i flera av de undersökta länen. Också i betesmarkerna minskar antalet arter som kan betraktas som slåttergynnade. Här ser vi antagligen två processer, den ena innebär ängsmarkerna som inte blir skötta på ett tillräckligt adekvat sätt. Den andra processen, att slåttergynnade arter försvinner ur betesmarker, är antagligen en process som pågått sedan just dessa betesmarker överfördes från ängar till beten. Detta är alltså ett historiskt förlopp som startade för så länge sedan som hundra år. Om man vill vända denna trend är det nödvändigt att antingen återinföra slåtter på flera av dagens

betesmarker, alternativt utforma skötselregimer som i viss mån kan efterlikna slätter.

Från Kronobergs län rapporteras att kvävegynnade kärlväxter i naturbetesmarkerna gynnats på bekostnad av arter med ringa kvävebehov.

Detta resultat överensstämmer väl med ett antal florastudier i Sydsverige, Danmark, Tyskland och Holland som visar att det pågår en kontinuerlig eutrofiering i många vegetationstyper.

Slutligen finns det en viktig slutsats av de fem studierna, och det är att de klart visar på behovet av ett effektivt uppföljningssystem. Det räcker inte med ett system som utvärderar hur stora arealer som hävdas, utan framförallt ett system som gör att det går att utvärdera om miljömålen uppnås. I klartext behövs alltså ett system som kan visa om miljöersättningsystemet och andra faktorer leder till att arterna i naturbetesmarkerna och ängarna långsiktigt gynnas eller om en långsam utarmning sker trots omfattande miljöersättningar.

Ovan har huvudsakligen kärlväxternas utveckling inom naturbetesmarkerna och ängarna berörts. Här skall också göras ett försök att bedöma vad som hänt med andra organismgrupper bundna till naturbetesmarker under de senaste 5–15 åren. Möjligheterna att bedöma dessa övriga organismgruppers utveckling i relation till miljöersättningen är sämre än för kärlväxterna. ÅoH baserades på kärlväxtförekomst. För fåglar knutna till fuktiga slätter- och betesmarker finns det lokala och regionala studier som visar på förändringar i förhållande till hävdsituationen. Enstaka insektsstudier som kan användas finns också.

I övrigt får bedömningen utgå från de generella trender som är mer eller mindre belagda för ett antal jordbruksmarksarter.

För fåglar finns ett antal generella taxeringssystem som pågått under ca 20 års tid. Utifrån dessa studier som måste anses pålitliga kan man klart se att populationen hos en rad fågelarter mer eller mindre knutna till jordbrukslandskapet har minskat signifikant. Staren och ladasvalan är exempel på sådana arter. Dessa arter är dock inte enbart knutna till naturbetesmarker och slätterängar. Dessa arters minskning visar snarare på generella biotopförsämringar för dessa arter i jordbrukslandskapet. Minskad tillgång på naturbetesmark och slätterängar kan vara en av de negativa faktorer som påverkat dessa arter. Troligen är det dock ett antal andra faktorer som bär huvudansvaret för den negativa utvecklingen. Här handlar det om förenkling av jordbrukslandskapets

struktur, med större fält och färre odlingshinder. Också hur mjölk- och köttjursuppfödning generellt ser ut kan ha spelat en stor roll. Den mycket starka minskningen av mjölkgårdar kan t.ex. ha spelat in. Betsdjur saknas t.ex. i dag i ganska stora landskapsavsnitt.

Utän att det går att belägga finns misstanken att det finns djurväxt- och svampgrupper i odlingslandskapet som minskat mer än de arter som enbart är knutna till naturbetesmarkerna. T.ex. kan dagfjärilarna vara en sådan grupp. De gynnas visserligen starkt av naturbetesmarker men många arter behöver kombinationer av vissa biotoper och substrat för att fullborda sina livscyklar.

Utifrån kunskaper om arealmässiga utvecklingstrender, olika organismgruppers hotstatus m.m. kan man hysa en stark misstanke om att det är i nordliga trakter, skogsdominerade marginalbygder och i helåkersbygder som situationen är sämst för många grupper. De områden där utvecklingen varit minst negativ och t.o.m. positiv under de senaste åren är relativt jordbrukstäta mellanbygder. T.ex. antyder studien från Sörmland som citerats ovan detta.

Arter och artgrupper som är specialiserade t.ex. på ett speciellt substrat (t.ex. basisk sand, gamla öppet stående träd), speciell hävd (t.ex. regelbundet återkommande bränning) eller tidvis vattendränkta ytor har i många fall uppvisat mycket negativa populations-trender. En minskning av naturbetesmarksarealerna innebär att lämpliga biotoper för sådana arter blir starkt isolerade.

De generella miljöersättningarna för naturbetesmarker och slåtterängar räcker antagligen inte till för att långsiktigt behålla många av de mer specialiserade arterna och artgrupperna. Ibland behövs speciella skötselmetoder som inte använts inom jordbruket sedan ganska lång tid. Ibland är förhållandena så generellt förändrade att det behövs helt nya skötselmetoder och planering på landskapsnivå för att vissa arter inte skall försvinna.

Slutsatser

Miljöersättningarna har haft en klar positiv effekt kvantitativt när det gäller arealerna naturbetesmarker och ängar. De kvalitativa effekterna är mer svår dokumenterade. Mindre studier visar dock också på kvalitativa förbättringar. Klart kvalitativt negativa effekter av miljöersättningarna är dock inte påvisade.

I ett internationellt perspektiv har Sverige lyckats bevara stora arealer naturbetesmarker, när det gäller slåtterängar är dock situationen sämre.

De avsidig liggande, stenbundna, trädrika betes- och slåttermarkerna är de mest hotade och minskar fortfarande i areal och får allt sämre hävdstatus. Dessa markers framtid ser mörk ut i olika prognoser.

Övergödning kan ha betydande negativ effekt, trots fortsatt hävd, även om förändringarna går långsamt och kan vara svår-dokumenterade.

Osäkerheten är stor om de kvalitativa effekterna på biologisk mångfald av miljöersättningen. Mer omfattande och systematiska övervakningssystem behövs.

Sambanden mellan naturbetesmark och annan jordbruksmark och landskapet i stort är mycket viktig för många organismgrupper.

Slätterarealen har ökat de senaste åren. Detta gäller dock inte de stenbundna och trädrika ängarna. Dessa ängar behöver särskilt uppmärksammas framöver.

Specialiserade organismer beroende av specifika habitat, substrat eller speciella typer av hävd gynnas inte i dagens miljöersättnings-system. Alternativa ersättnings- och åtgärdssystem kan behövas.

2 Problem med igenväxningsmarker som inte inkluderas i statistiken – vad kan göras?

När ”Ängs- och hagmarksinventeringen” planerades i mitten av 1980-talet var de faktiska kunskaperna om hur stora arealer av ängs- och naturbetesmarker som fanns i Sverige ganska dåliga. Visserligen fanns viss generell jordbruksstatistik som berörde betesmarker, men kunskaperna om hur stora arealer och var olika typer av betesmarker låg var ringa. ÄoH behövdes för att skapa ett kunskapsunderlag för bl.a. urval av de NOLA-avtal som höll på att tecknas. Resurserna var begränsade för ÄoH och det gällde att ta fram en metod som begränsade resurserna och att få fram ett så bra material som möjligt.

ÄoH var baserad på kärlväxtfloran. Olika studier både i Sverige och internationellt hade pekat på utarmning av floran som hade drabbat många naturbetesmarker p.g.a. gödselpåverkan. Igenväxningen upplevdes också som ett mycket stort problem. För att kunna göra en första sökning och gallring av objekt användes

flygbildstolkning. Starkt gödslade objekt och sådana som ansågs för igenvuxna för att komma ifråga för fältbesök gallrades bort. Man använde sig också av ytterligare ett kriterium, nämligen minimiareal. Denna areal varierade något från län till län men var så stor som 2 ha i t.ex. Kronobergs län.

Efter den första gallringen gjordes sedan fältbesök på de kvarvarande potentiellt intressanta objekten. Vid fältbesöken föll ytterligare ett antal objekt bort på grund av t.ex. för utarmad flora, för omfattande igenväxning, eller andra faktorer.

En diskussion som fördes ganska intensivt under forandet av ÄoH gällde i vad mån andra värden än en rik kärlväxtflora skulle spela roll vid urvalet av objekt. Gamla träd och kulturmiljöspår var exempel på sådana saker som ansågs viktiga. I den slutliga hanteringen var det dock fältskiktets kärlväxtflora som kom att bli den viktigaste faktorn.

ÄoH kom dock aldrig att genomföras på ett strikt standardiserat sätt över hela landet. Det förekom variationer i fråga om minimiareal, betydelsen av andra faktorer än kärlväxtfloran, toleransen mot igenväxning m.m.

Tre värdeklasser (en fjärde oklassificerad grupp användes i skiftande grad i olika län). Också denna indelning varierade antagligen också något mellan län och t.o.m. mellan kommuner.

Efter ÄoHs genomförande har "nya" områden upptäckts och i vissa fall inkluderats i miljöersättningssystemet. Skälen till att dessa områden inte togs med i ÄoH har varit många, missar vid flygbildstolkningen, bristfälliga fältbesök, uppvärdering av t.ex. gamla träd och fungan på platsen är några faktorer. Också "för stor" minimiareal har varit en anledning att objekt inte kommit med vid ÄoH men där man senare uppmärksammat skyddsvärden och inkluderat markerna i systemet. Också områden som varit igenvuxna och blivit röjda återfinns bland sådana ytor som idag erhåller miljöersättning.

Under 2003 är man från Jordbruksverkets del i full gång att genomföra en efterföljare till ÄoH. Denna inventering (Ängs- och betesmarksinventeringen (ÄoB)) är naturligtvis starkt efterfrågad. Den kommer att vara användbar på många sätt. Denna nya inventering tar ett vidare grepp än ÄoH. Som en följd av de forskningsresultat och inventeringar som gjordes under de år som gått mellan inventeringarna tillmäter man andra organisationsgrupper ett större intresse än vad som gjordes i ÄoH. Men trots detta är ÄoH också tydligt inriktad på hävdade objekt som är i drift, objekt i olika grad

av igenväxning faller därmed utanför även ÄoB. Valet av denna strategi baserades på begränsade resurser.

Det finns dock långsiktiga strategiska skäl att försöka få kunskap om vad det kan finnas för ”potentiella” naturbetesmarker och ängar som idag antingen är igenväxningsmarker i olika stadier, eller t.o.m. har en annan markanvändning, men där det skulle kunna återskapas värdefulla naturbetesmarker och slätterängar.

Vilken typ av områden är det då som skulle kunna bli aktuella, men som idag inte inkluderas i inventeringar och ersättningsystem?

- Mer eller mindre starkt igenvuxen betes- och slättermark, mark som idag delvis räknas som skog
- Igenväxande raningsmark
- Vall och igenväxande vall längs älvdalar i Norrland
- Skogsbetesmark som idag hävds mycket svagt eller inte alls men där spår finns kvar av skogsbetet
- Starkt gödslingspåverkad mark
- Åker, kulturbete eller skog som skulle kunna sammanbindande betesmarker

Det finns alltså i landet en rad markområden som idag inte kan räknas som värdefulla ängs- och betesmarker men som i en framtid skulle kunna restaureras till sådana eller öka värdet på befintliga ängs- och hagmarker. Skälen till sådana restaureringar har flera orsaker. En orsak är att det finns landskapsavsnitt där de kvarvarande ängs- och betesmarkerna ligger isolerade från varandra och är mycket små. Samtidigt kan de fortfarande innehålla en mycket värdefull fauna och flora. De behöver kopplas samman i mera landskapsfunktionella enheter för att värdena skall kunna bevaras på lång sikt. Det är då viktigt att det finns en kunskap om vilka marker som har en potential att bli restaurerade. Ett annat skäl är när ett antal betesmarker ligger isolerade från varandra t.ex. i ett tätortsnära område och där dessa ytor inte på ett praktiskt sätt kan utnyttjas för rekreation. Kan de bindas samman ökar rekreativmöjligheterna på dessa marker samtidigt som vinster kan göras för biodiversiteten och eventuellt också för kulturmiljön. I det här senare fallet kan det antagligen inte bara röra sig om igenväxningsmark utan också om skog, åker och starkt gödslad mark. Läget i relation till värdefull ängs- och betesmark samt läget i förhållande till rekreativutgångspunkter är då väsentliga faktorer.

En annan kategori som på något sätt behöver uppmärksammas är f.d. fodermarker framförallt i Norrland, särskilt inom sådana områden som idag hyser mycket ringa arealer hävdade fodermarker. Det kan både röra sig om lättidentifierade fodermarker som lämnats att växa igen, t.ex. fåbodvallar, slätterdeltan, raningar, över-silningsängar och dammängar. Men det kan också vara fråga om diffus betespåverkad skog. Ett av skälen till att det i ÄoH inte gick att finna särskilt mycket naturbetesmark på många håll i Norrland var just att det tidigare naturbetet där för det mesta tidigare skett som skogsbete.

Det är naturligtvis svårt att restaurera stora arealer av Norrlands tidigare fodermarker, men det finns antagligen förutsättningar eller kan uppstå förutsättningar för restaurering i en nära framtid inom begränsade områden i Norrland. Ett kunskapsunderlag behöver därför tas fram för att finnas som en bakgrund för eventuella regionala och lokala projekt. Detta kunskapsunderlag bör inte i första hand vara en detaljinventering av tidigare fodermarker utan snarare en översikt över den variation av sådana marker som finns i Norrland, Dalarna och delar av Värmland. I vissa regioner kan man i en sådan översikt göra fördjupade studier, t.ex. fåbodsområdet i Älvdalen eller raningsmarkerna längs Torneälven.

Slutligen kan man göra två geografiska bristanalyser. Den ena gällande fodermarker och den fauna, funga och flora som är eller har varit knuten till sådana marker. Den andra gäller fodermarker i relation till olika kulturmiljövärden.

När det gäller den biologiskt inriktade bristanalysen är tanken att man utgår från att det skall finnas tillräckligt med arealer av olika typer av fodermarker spridda över landet och under olika edafiska förhållanden för att arter knutna till dessa marker skall kunna behållas i vitala populationer. En sådan bristanalys skall alltså inte ta hänsyn till var det finns mer eller mindre goda förutsättningar för hävd utan bara behovet av hävdade marker av olika slag. En sådan bristanalys skulle antagligen visa på befintliga brister dels när det gäller nordliga områden dels när det gäller fodermarker med speciella kombinationer av hävdformer och edafiska förhållanden, t.ex. bete på kalkrik sand.

Förslag

- Gör regionala inventeringar av potentiella ängs- och betesmarker i tätortsnära områden.
- Gör regionala inventeringar av potentiella fodermarker i områden med höga värden men där en utglesning av fodermarkerna skett nyligen eller pågår.
- Gör ett nordsvenskt kunskapsunderlag för eventuella regionala restaureringar av fodermarker.
- Gör en bristanalys utifrån de hot som finns mot olika växt-, djur- och svamparter.
- Gör en bristanalys utifrån en kulturhistorisk bakgrund.

3 Landskapsperspektivet.

Landskapsperspektivet har saknats i det ersättningssystem som funnits. Trots detta har det funnits en medvetenhet om landskapsnivåns betydelse. Praktiskt har det inte ansetts vara möjligt att i styrmedelssammanhang ha med ett landskapsperspektiv.

Landskapsperspektivet är viktigt utifrån flera utgångspunkter; ekologiska, kulturhistoriska och rekreativa. Dessutom har landskapsperspektivet stor betydelse om det skall vara möjligt att ha med naturbetesmarkerna i en övergripande fysisk planering från kommunernas sida.

Ekologiska skäl

I ett historiskt perspektiv har naturbetesmarker och slåttermarker varit långt mer utbredda än de är idag. I många delar av Sverige var det den ytmässigt helt dominerande markanvändningen under lång tid. Sedan ca 200 år har dessa marker ytmässigt varit på ständig tillbakagång. Slåttermarkerna minskade mycket starkt under 1800-talet. En del slåttermark övergick till att bli betesmark, men huvuddelen omvandlades till åker.

När det gäller de traditionella betesmarkerna har det i många fall funnits en flytande gräns mellan det som kan betecknas som betesmark och det som skulle kunna betecknas som skog. Huvuddelen av de traditionella betesmarkerna har antingen spontant vuxit igen till skog eller skogsplanterats.

I det traditionella landskap där betes- och slåttermarkerna spelade en stor roll fanns det stora sammanhängande populationer av många av de djur- och växtarter som var bundna till dessa marker. Lokala utdöenden hade ingen större effekt på populationsstorleken då det hela tiden fanns hävdade marker som kunde fungera som bas för återkolonisation. Ett fenomen som antagligen var mycket vanligt innebar att ett område växte igen t.ex. i samband med en lokal nedgång i betesdjursantalet. När området senare åter röjdes och betades kunde det återkoloniserat. Kolonisationsförmågan hos olika djur- och växtarter varierar dock högst avsevärt och även i ett mycket betes- och slåtterdominerat landskap kan vissa arter på grund av den ovan beskrivna dynamiken trots allt bara ha funnits i lokala små populationer p.g.a. spridningssvårigheter.

Idag när de kvarvarande betes- och slåttermarkerna i stora delar av landet ligger som små isolerade öar i ett åker och/eller skogsdominerat landskap är spridningsmöjligheterna mycket mindre än under 17–1800-talen. Det är dock inte bara spridnings- och återkolonisationsmöjligheterna som starkt minskat p.g.a. landskapets fragmentering, för många arter är även de små "biotopöar" de lever i så små att slumpmässiga förhållanden mycket lättare än tidigare kan slå ut små populationer, och populationer av arter med stora arealkrav, t.ex. vissa fåglar kan ej överleva på lång sikt.

Ytterligare ett fenomen bör också nämnas i detta sammanhang. Tidigare betesdjurshantering var antagligen en mycket verksam faktor i att sprida många kärleväxter, men även insekter och svampar, mellan betesmarkerna. Genom att driva betesdjur mellan olika betesmarker och då låta betesdjuren passera småbiotoper där också ett visst bete skedde, spreds olika arter i landskapet. Slätterhöhanteringen bidrog ofta verksamt till spridning av olika kärleväxter. Frörester från hölador användes t.o.m. för insådd på sådana ytor där tillfälliga åkrar skulle återgå till slåttermark. Idag har människans roll som spridningsfaktor i betes- och slåttermarkerna avsevärt minskat.

Dagens fragmenterade betes- och slåttermarker hyser därför antagligen fler arter än vad som skulle varit fallet om dessa landskap funnits under flera hundra år. Dagens relativt rika fauna och flora i dessa marker kan därför delvis ses som ett resultat av ett tidigare mera sammanhängande och dynamiskt betes- och slåtterlandskap. Redan idag ser vi tendenser till en artutarmning på våra isolerade betesmarker, och troligen kommer många av de kvarvarande betes- och slåttermarkerna att bli allt artfattigare genom lokala utdöenden

i isolerade ängs- och betesmarker. Det finns alltså stora artbevarandeskäl att ta upp frågan om hur viktigt landskapets struktur är och vilka åtgärder som kan ha positiv effekt på den biologiska mångfalden på landskapsnivå.

Kulturbistoriskt

Sett ur ett kulturhistoriskt perspektiv är många av våra betes- och slåttermarker mycket värdefulla. De ger oss en insikt i hur stora delar av Sveriges tidigare agrara landskap sett ut och hur det fungerat. Man kan dock inte komma ifrån att de bevarade betes- och slåttermarkerna bara är fragment av vad som tidigare funnits.

På många håll kan det vara svårt att förstå betes- och slåttermarkernas tidigare roll i landskapet då de ligger isolerade i det moderna jordbrukslandskapet. I sådana områden där det finns fler och större betes- och slåttermarker kvar kan det vara lättare att förstå de tidigare sammanhangen. Det finns alltså kulturhistoriska skäl att bevara och även förstärka områden där mer sammanhängande betes- och slåtterarealer finns kvar.

Rekreation

Ett mycket viktigt motiv för utbetalning av ersättning för hävd och skötsel av slåtter- och betesmarker är att allmänheten uppskattar dessa marker som vacker landskapsbild, men det är också viktigt för friluftslivet. I och med att vi i Sverige har allemansrätten blir miljöersättningarna för ängs- och betesmarker direkt en kollektiv ersättning till bonden för att han vidmakthåller en naturtyp av stort rekreativt värde.

Det finns dock stora skillnader ifråga om nyttjandet av olika betes- och slåttermarker. Små isolerade betesmarker får mycket sällan besök. Däremot besöks områden med större sammanhängande betesmarker eller områden med många betesmarker som ligger nära varandra oftare. I tätortsnära områden kan dock även små isolerade betesmarker och slåttermarker ha ett betydande rekreativt värde. Denna problematik anknyts till under de två första avsnitten.

Ur ett rekreativt perspektiv finns det alltså skäl att bevara, restaurera och t.o.m. nyskapa betesmarker så att större samman-

hängande betesområden kan uppstå. Marker behöver inte direkt anslutas till varandra om de binds samman med stigar och vägar.

Fysisk planering och bygdeperspektiv

Slutligen finns det ett mer övergripande samhälleligt skäl att skapa sammanhängande betesmarksområden. Med en viss betoning på biologiska, kulturella och rekreativa värden i vissa landskap kan en positiv utveckling komma igång. Besöksnäringen kan generera lokala arbetstillfällen. Krokshult i östra Småland är ett mycket bra exempel på hur lokal entusiasm och lokala eldsjälur har förmått en hel bygd att relativt systematiskt restaurera betes- och slättermarker. 14 mindre byar i Krokshultstrakten utgör idag ett mycket attraktivt besöksområde och nya arbetstillfällen har skapats. En viss inflyttning till bygden sker.

Kungsör i Sörmland är ett exempel på en kommun där betesmarkerna är strategiskt viktiga i den kommunala planeringen. Genom att restaurera betesmarker i närheten av tätorten har man skapat mycket attraktiva boendemiljöer där rekreativsmöjligheterna i närområdet är mycket goda.

Sammanhängande betesmarksområden är alltså av godo på flera sätt ur ett samhällsperspektiv.

Förslag

Flera skäl talar alltså för att det bör införas någon form av styrmedel som stimulerar framväxten av större sammanhängande betes- och slättermarker. Också tillkomsten av aggregat av flera mindre betes- och slättermarker bör gynnas.

Detta kan ske om en ersättningsform införs som ger samtliga ersättningsberättigade betes- och slättermarker i ett definierat område ett tillägg utöver redan erhållna ersättningsmedel.

Tekniskt sett behöver förslaget utarbetas i mer detalj än vad som kan föreslås. Följande principer föreslås dock:

- Det skall vara brukare i ett område som till länsstyrelsen föreslår att ett område får en speciell status. Det skall alltså inte vara myndigheterna som gör någon form av landskapsanalys och därefter pekar ut de lämpliga områdena.

- Storleken på landskapsavsnitten som pekas ut bör vara någonstans i storleksintervallet 4–16 km². De bör vara cirkelrunda. Olika storlekar kan tänkas för olika län eller produktionsområden.
- Andelen betes- och slättermark bör vara minst 10–20 %.
- Andelen kan vara minst 5 % i mycket sjörika områden eller skärgårdsområden. Andelen landareal med betes- och slättermarker skall då vara minst 30 %.
- I andelen betes- och slättermark inräknas också mark där restaureringserättning beviljats.
- Samtliga personer med miljöersättning bör kunna föreslå områden för förhöjd ersättningsnivå. Flera sådana områden bör i praktiken kunna överlappa varandra.
- Områdena bör regelbundet offentliggöras av länsstyrelserna. Också områden där man ännu inte nått upp till erforderlig andel ängs- och hagmarker, men där dessa föreslagits bör inkluderas så att brukare inom ett sådant område stimuleras att nå över ”ribban”. Syftet med konstruktionen är att stimulera bygdesamverkan, så att man genom gemensamma ansträngningar når en sådan nivå att alla brukarna inom ett område får ekonomisk nytta av ansträngningen. Förhoppningsvis kan en sådan konstruktion leda till att det från brukarnas sida tas initiativ till landskapsekologisk planering.

Parallellt med införandet av denna typ av landskapsbetingad förhöjd miljöersättning bör ett antal pilotprojekt startas. Dessa skall kunna fungera som demonstrationsprojekt för att visa hur ett antal brukare i en trakt gemensamt kan höja de biologiska, kulturhistoriska och rekreativa värdena för ett område.

4 Hävdsynsätt kontra artsynsätt.

Allteftersom naturvård och kulturmiljövård har kommit att bli större och större intresseområden så har också diskussionerna om hur dessa intresseområden skall samsas i landskapet blivit intensivare. Inte alltför sällan har det också uppstått konkreta meningsmotsättningar rörande skötsel av enskilda objekt, t.ex. betesmarker. Dessa motsättningar har i princip sin bakgrund i kulturmiljövårdarnas prioritering av historiska förlopp och förhållanden, medan naturvårdarna har varit inriktade på biologiska värden.

Under det senaste årtiondet har dock en hel del av dessa motsättningar minskat då bl.a. många av de yngre tjänstemännen fått en utbildning som omfattar både kulturhistoria och biologi och främjar både de biologiska och kulturhistoriska värdena. Dock är det så att även om man har en positiv inställning både till kulturhistorien och den biologiska mångfalden så finns det situationer där det blir tvunget att göra vissa prioriteringar.

I diskussioner om ängs- och betesmarker är man ibland oense om det skall vara den historiska hävden eller om det skall vara omsorgen om enskilda arter som skall vara utgångspunkt för dagens skötsel.

Naturvårdare med biologisk utbildning hävdar artutgångspunkten. Resonemanget i en förenklad form går oftast ut på att det gäller att anpassa hävden/skötseln på ett sådant sätt att framförallt vissa hotade/sällsynta och/eller rödlistade arter får så bra förhållanden som möjligt.

Kulturhistoriskt intresserade och/eller kulturhistoriskt utbildade personer kan hävda att den traditionella hävden i sig har ett stort kulturhistoriskt värde, dessutom menar man att denna hävd är det som skapat artrikedom. Med en traditionell hävd skulle också de hotade och sällsynta arterna gynnas även om man inte känner till dessa arters specifika hävdkrav.

I sina extrema former lider båda dess synsätt av ett antal brister. När det gäller artsynsättet kan man utifrån ett praktiskt biologiskt synsätt ha följande invändning:

Det innebär nästan en oändlig forskningsinsats att reda ut vilka skötselkrav alla de arter som finns inom en betesmark har. Även om en viss fokusering sker mot vissa hotade arter innebär det trots allt att stora datamängder måste samlas. Dessutom har många arter vitt skilda skötselkrav. Enklast blir det om man bestämmer sig från att utgå från ett fåtal arters krav. I praktiken kan en sådan satsning vara till gagn för flera andra arter med liknande skötselkrav.

Ett problem är dock att man måste bestämma sig för vilka arter som skall gynnas. I skötselplaner för naturreservat från 1970-talet finns det åtskilliga exempel på hur man söker kompromissa mellan olika artgruppers krav och rekommenderar därför en skötsel med "lite utav varje". Vilka kriterier som skall användas för att välja ut de arter eller artgrupper man skall forma skötseln efter är inte någon självklarhet. Åtskilliga gånger har naturvårdare med intresse för olika artgrupper drabbat samman rörande den praktiska skötseln av hagmarker. Klassiska är diskussionerna mellan skalbaggs-

företrädare med förhoppning om bevarande av en hel del träd och buskar och död ved och de som företrätt en rik kärlväxtflora som anses finnas i öppna solbelysta gräsmarker. Ingen av grupperna har vetenskapligt mer rätt än den andra. De förordar bara olika faser i ett dynamiskt landskap som är gynnsamma för olika artgrupper. Under en period har kärlväxtspecialister och kulturhistoriska företrädare haft en gemensam syn p.g.a. att kulturhistorikerna varit inriktade på perioder i historien med relativt intensiv hävd.

Sett ur ett strikt artbevarandeperspektiv kan knappast enskilda mindre ängs- och betesmarker ha skötselplaner som helt baseras på lokala förhållanden. Stora landskapsavsnitt bör ges en gemensam strategi där olika lokaler sköts för att gynna olika artgrupper. Även med ett sådant övergripande artbevarandeperspektiv måste man göra prioriteringar, förslagsvis för att gynna de mest utsatta skötselberoende gräsmarksarterna.

Vilka problem finns det då med den hävdutgångspunkt som framförs av många på den kulturhistoriska sidan?

Huvudproblemet här är att det som kan tyckas vara en tydlig hävdregim egentligen i ett längre tidsperspektiv är en serie av varierande hävdregimer som lett fram till dagens situation. Marker som kan se ut som om de haft ett relativt kontinuerligt betestryck, kan egentligen under ett längre tidsperspektiv ha haft en serie av varierande betestryck, vilket kan ha varit viktigt för många arters långsiktiga överlevnad.

Vidare har det omgivande landskapet i många delar av landet genomgått stora förändringar också ur ett längre historiskt perspektiv.

Det finns en risk att kulturhistorikerna överbetonar de perioder från vilka dokumentationen är bäst. Klassiskt är betoningen av hävdregimerna som dokumenterades under bl.a. storskiftet och laga skifte.

När man menar att en kulturhistoriskt dokumenterad hävdregim gynnar hotade och sällsynta arter bygger detta på uppfattningen att det finns ett klart belagt samband mellan dessa arters förekomst och den "historiska hävden". I vissa avseenden kan detta vara korrekt men i flera fall är det antagligen så att vissa av de hotade arterna har haft en kärv period under den tid när hävden var intensivast i landskapet, och att de har fått en viss bättre förutsättning då hävden var mindre intensiv under 1900-talet.

Ytterligare en komplikation är att dagens betes- och slåttermarker befinner sig i ett helt annat omgivande landskap än vad som

var fallet t.ex. under mitten av 1800-talet. Dagens slåtter- och betesmarker är t.ex. långt mer isolerade från varandra än vad de var under 1800-talet.

Slutsatser

Som framgått ovan är varken ”artutgångspunkten” eller ”hävdutgångspunkten” i sina extrema former särskilt bra instrument för en framkomlig skötselstrategi för våra naturliga fodermarker. Principerna för en framkomlig och bra skötselstrategi behöver därför istället utnyttja sig av element från både art- och hävdutgångspunkten. Också det faktum att naturbetesmarkerna både är biologiskt och kulturhistoriskt betydelsefulla och värdefulla element betyder att de i sin skötsel måste ha sin utgångspunkt i båda dessa intresseområden.

Eventuellt kan man tänka sig en strategi där man låter artutgångspunkten för vissa områden helt ta överhanden och för andra områden låter hävdutgångspunkten vara i stort sett allena rådande. Huvuddelen av områdena bör dock ha en kombinationsstrategi.

De element som bör finnas med i huvuddelen av områdena kan förslagsvis vara:

- dominerande historisk hävd,
- modifikation av hävden för att motverka markeutrofiering,
- modifikation av hävden för att föra in ett element av periodvis svagare hävd, detta för att efterlikna den reella historiska verkligheten som antagligen är en viktig faktor för den artmångfald som kan finnas på vissa områden eller
- Anpassning av hävden till starkt hotade arter med speciella krav.

Förslag

En policy bör skapas som anger riktlinjer för hur viss differentiering kan ske när det gäller skötsel av betesmarker. Denna differentiering kan gå ut på att artutgångspunkten får dominera vissa områden (huvudsakligen sådana områden där en eller ett antal arter med liknande skötselkrav kan vara utgångspunkten), hävdutgångspunkten vissa andra områden och eventuellt får slutligen

vissa områden ha rekreationsaspekten som utgångspunkt för skötseln. I huvuddelen av områden bör dessa tre skötselstrategier samsas.

Riktlinjer bör tas fram för vissa större betesmarker eller samlingar av betesmarker så att delområden under kortare perioder (på ett eller några år) kan lämnas ohävdade eller med mycket svag hävd. Därefter bör en intensivare hävd återinföras. Detta för att åstadkomma situationer som liknar det långsiktiga historiska förloppet och gynnar arter beroende av extensivt hävdade, men ej igenväxta, områden.

Uppdrag bör ges åt länsstyrelserna att, enskilt eller i samarbete, ta fram regionala beskrivningar av hur den regionala skötselhistorien sett ut när det gäller betesmarker och ängar. Man bör också här beskriva vilka hävdberoende organismer som är av betydelse i dessa marker och hur sambanden kan se ut mellan hävd och krav hos hotade arter.

Ett antal pedagogiskt välskrivna skötselplaner bör publiceras av Jordbruksverket för att visa hur artutgångspunkt, hävdutgångspunkt och rekreationsutgångspunkt kan användas eller kombinationer av dessa vid arbetet med naturbetesmarker och ängar. Också brukarspekter bör tydligt finnas med i dessa "mönsterplaner".

Forskning kring hävdtrycksdynamik bör stimuleras.

5 Övergödningsproblematiken

Bakgrund

Ängar och betesmarker har i ett historiskt perspektiv varit områden från vilka näringsämnen som kväve, fosfor och kalium kontinuerligt bortförts. En hel del av de bortförda närsalterna har via tamdjuren och tamdjurens gödsel hamnat på åkrarna och fått dessa att behålla en viss produktivitet. I och med att konstgödsel infördes i jordbruket i början av 1900-talet blev ängarna och betesmarkerna "onödiga" ur ett närsaltsperspektiv för bönderna. Ängsslåttern försvann till förmån för vallodling och hemtagning av boskap nattetid till ladugårdarna minskade också. Förenklat kan man säga att de naturliga fodermarkerna som fanns kvar i landskapet inte längre berövades närsalter i alls samma utsträckning som tidigare. Redan tidigt under 1900-talet bör många av dessa marker ha

kommit att förändras från "förlustområden" vad gäller närsalter till "inkomstområden".

Under senare delen av 1900-talet förändrades situationen framförallt när det gäller kväve. I Sydsverige fick vi då ett nedfall som regionalt var mycket stort och som motsvarade normala kvävegödselgivor i åkerodling på 1930-talet. Naturbetesmarkerna och ängarna kom då att bli stora "inkomstområden" sett i ett historiskt perspektiv. Dagens naturbetesmarker är ofta belägna inom samma fålla som t.ex. en äldre åker eller en f.d. gödslad vall. Ofta ser man därför hur betesdjuren göder naturbetesmarksytor genom att först beta gammal vall och senare vila och avge gödsel inom de ofta trädrika naturbetesmarksavsnitten.

Det finns alltså ett antal processer som idag kontinuerligt kan bidra till att naturbetesmarker och i viss mån också ängar långsamt eutrofieras. Tydliga belägg för detta finns från en rad studier gjorda i Tyskland, Holland och Danmark. Avsevärda förändringar i kärlväxtfloran har noterats. Svenska undersökningar inom detta område är fåtaliga. I den ovan refererade studien av naturbetesmarker från Kronobergs län har man dock kunnat notera liten, men signifikant förändring av floran i riktning mot mer kvävegynnade arter.

Med stor sannolikhet är problemet störst i sydvästra Sverige och avtar mot nordost. Förändringstakten är långsam, men redan idag kan vi ha förlorat en rad organismer från många betesmarker p.g.a. eutrofiering. Inte minst bör detta gälla ängssvampar.

Den relativa långsamheten hos processen samt parallell igenväxning har antagligen bidragit till att effekterna har varit svåra att observera.

Det finns all anledning att på ett mer samlat sätt undersöka effekten av en eutrofiering och åtgärder för att motverka dessa. Man kan dock redan idag initiera motåtgärder mot eutrofieringen av ängar och naturbetesmarker. En metod som bör kunna utnyttjas är slätter. En annan är att med t.ex. saltstenar vänja kor att tillbringa sin idisslingstid på ytor av mindre naturvärde och därigenom styra gödseldepositionen i viss mån.

Förslag

Jordbruksverket bör ges i uppdrag att initiera forskning kring eutrofiering av naturbetesmarker och ängar. Uppdraget kan göras i samarbete med befintliga forskningsprojekt inom området.

Pilotförsök kan initieras i några län för att med slätter och styrning av betesdjur minska eutrofieringsgraden på naturbetesmarker.

6 Dialoger med organisationer, typ "Bo på lantgård"

Som en del i miljöersättningssystemet riktat mot naturbetesmarker och ängar finns ett obligatoriskt utbildningsprogram för dem som erhåller miljöersättning. Programmet drivs av Jordbruksverket. Bl.a. tack vare programmet finns det idag hos många bönder med naturbetesmarker ett genuint intresse för t.ex. den biologiska mångfalden och kulturmiljövärdena på dessa marker. Bland en naturintresserad allmänhet finns också ett stort intresse. Samtidigt pågår en hel del andra aktiviteter som berör landsbygden och relationen mellan stad och land. I dessa andra sammanhang är dock medvetenheten om naturbetesmarkernas värden relativt begränsad. Naturbetesmarkerna och ängarna kan bli en mer allmänt känd byggsten resurs för att forma och bevara en levande landsbygd. Allmänna upplysningskampanjer är antagligen för trubbiga verktyg i detta sammanhang. Istället kan man tänka sig att exempelvis Jordbruksverket och LRF ges i uppdrag att starta utvecklingsdialoger, på temat naturbetesmarker, med ett antal organisationer som arbetar med landsbygdsutveckling. Det kan t.ex. röra sig om "Bo på lantgård", glesbygdshandeln, KRAV, Svenska Turistföreningen m.fl. Det kan också riktas mot hästsportsorganisationer och hembygdsföreningar. Dessa skulle kunna vara kopplade till kurstillfällen med studiebesök m.m.

Förslag

Jordbruksverket och LRF ges i uppdrag att starta utvecklingsdialoger, på temat ängar och naturbetesmarker, med ett antal organisationer som har anknytning till landsbygdsutveckling, rekreation och turism.

7 Tätortsnära områden

Miljöersättningarna är skattefinansierade liksom det övriga jordbruksstödet. Det är därför rimligt att dessa medel används på ett så bra sätt som möjligt för skattebetalarna. Hittills har de miljöersättningar som utgått för skötsel av ängar och naturbetesmarker huvudsakligen varit relaterade till de biologiska och i viss mån kulturhistoriska värdena. Rekreationsaspekterna har haft en underordnad betydelse. Det är väsentligt för hållbarheten hos ett miljöersättningssystem att det får så stor politisk och folklig förankring som möjligt. Antagligen besöks många av de ängar och betesmarker som erhåller miljöersättningar i mycket ringa grad av allmänheten. Undantaget är ofta tätortsnära eller stora speciellt uppmärksammade områden. Tätortsnära ängar och betesmarker ger alltså mer rekreativ nytta än mera från tätorterna avlägset belägna områden. Dessutom kan tätortsnära betesmarker fungera som intresseväckare, vilket innebär att dessa områden kan stimulera till besök på mer avlägset belägna betesmarker.

Det kommunala engagemanget för naturbetesmarkerna har generellt varit lågt, antagligen till stor del på grund av kommunerna i de flesta fall inte haft någon reell eller formell roll. Undantag finns där kommunerna har varit mycket engagerade och adderat vissa resurser till de statliga miljöersättningarna. Ett framgångsrikt exempel är Kungsörs kommun som gjort en mycket bra insats genom att tillhandahålla en betessamordnare, alltså en person som hjälper markägarna/djurhållarna att hitta djur till sina marker respektive marker till djuren. Kungsör har också bekostat stängnings- och röjningsinsatser.

Det finns alltså skäl att överväga att på något sätt mera regelmässigt involvera kommunerna i hanterandet av ängar och naturbetesmarker. En metod att uppnå detta kan vara att konstruera en tilläggsersättning till brukarna. Denna ersättning kan bara erhållas om de aktuella ängs- och betesmarkerna hanteras i samråd med kommunen och på ett sådant sätt att de görs tillgängliga för besök.

För tillfället förbereds en kommunal naturvårdsatsning från Regeringens sida. Det ovanstående förslaget kan i viss mån sägas överlappa denna satsning. Det finns dock anledning att undersöka om Regeringens satsning eventuellt kan kompletteras med en koppling till miljöersättningssystemet.

Förslag

Utred möjligheterna till kommunalt delansvar för en del av miljöersättningarna som berör betesmarker och ängar.

8 Breddning av mottagare av miljöersättningar

Idag är de miljöersättningar som går till ängar och naturbetesmarker nästan helt riktade mot jordbruksföretag. I vissa delar av landet finns det mycket få jordbruksföretag kvar. I många bygder saknas det helt enkelt bönder som kan ansöka om miljöersättningar. Det finns anledning att undersöka på vilket sätt det går att finna kompletterande förvaltnings- och skötselformer för vissa ängar och betesmarker. I Holland är det t.ex. så att det finns ett speciellt utformat miljöstöd till ideella föreningar som åtar sig skötseln av naturområden. Visserligen förekommer det redan i Sverige att föreningar erhåller miljöersättning för skötsel av t.ex. slätterängar men ersättningsformen är anpassad efter att det är ett jordbruksföretag som erhåller ersättningen. En ersättningsform anpassad till föreningar skulle kunna utformas så att det verkligen blev attraktivt för många föreningar att åta sig ett skötselansvar.

Det finns också anledning att försöka finna former för att använda rid- trav- och övriga fritidshästar i skötseln av naturbetesmarker. Hästarna är en stor potentiell resurs i detta sammanhang men antagligen behövs någon form av stimulerande eller organiserande åtgärd för att hästarna bättre skall komma till nytta i detta sammanhang.

Förslag

En miljöersättningsform införs som är anpassad till att den som skall sköta en naturbetesmark är en ideell förening.

Länsstyrelserna ges i uppdrag att starta projekt i hästtäta delar av länen för att förbättra betestrycket på områden med för lågt betestryck.

9 Internationellt sammanhang

De svenska naturbetesmarkerna och ängarna och deras administrativa hantering skiljer sig avsevärt från många av grannlänternas motsvarigheter. Vid internationella förhandlingar bl.a. om EU:s jordbrukspolitik och miljöpolitik kan det ibland vara svårt att få förståelse för svenska förhållanden och idéer. Det är därför viktigt att svenska myndigheter aktivt arbetar med att förklara de svenska förhållandena men också försöker informera om lyckade skötsel-system som eventuellt skulle kunna få spridning till andra europeiska länder.

Ölandsmodellen är ett exempel på ett sätt att arbeta med naturbetesmarker. Denna modell skulle kunna få internationell efterföljd.

Förslag till samlad hantering av gårdens natur- och kulturvärden från Riksantikvarieämbetet

Inkommet förslag till samlad miljöersättning för bevarande av odlingslandskapets kultur- och kulturvärden från Riksantikvarieämbetet i oktober 2003

Miljö- och landsbygdsprogrammet är utan tvekan ett av de viktigaste instrumenten då det gäller att uppnå de av regeringen antagna miljökvalitetsmålen. Miljökvalitetsmålen är formulerade utifrån en helhetssyn på landskapets miljömässiga, ekonomiska och sociala kvaliteter som kräver en samlad hantering av en rad olika åtgärder. Miljöersättningarna för slätterängar och betesmarker har tidigare förts ihop till *en* ersättningsform med gårdsvisa åtgärdsplaner inkluderande bägge markslagen, vilket kan ses som ett steg i riktning mot ett breddat perspektiv på odlingslandskapets samlade värden. Innan man med fog kan säga att miljö- och landsbygdsprogrammets miljöersättningar bygger på en helhetssyn i linje med miljökvalitetsmålet ”Ett rikt odlingslandskap” behövs emellertid åtminstone två steg till. Ett av dessa steg är att möjliggöra ett bevarande av odlingslandskapets värdefulla byggnader. Det andra – som föreliggande förslag avser – är att åstadkomma en samordning och balansering av de åtgärder som syftar till bevarande av biologiska och kulturhistoriska värden i betes-, ängs- och åkermarker. Därmed uppnås ett *landskapsperspektiv* som medverkar till att öka förståelsen av sambanden mellan biologiska, kulturhistoriska, produktions-, rekreations- och upplevelsevärden.

Bakgrund

Ersättningsnivåerna för skötsel av landskapselement inom åtgärden Bevarande av värdefulla natur- och kulturmiljöer i odlingslandskapet har i genomsnitt i princip halverats jämfört med föregående programperiod. Samtidigt har skötselkraven sänkts till en nivå som

ligger *under* hälften av vad som tidigare krävdes. Nuvarande skötselkrav räcker inte till för att bevara, underhålla och synliggöra landskapselementen på ett sätt som samtidigt bidrar till allmänhetens förståelse av odlingslandskapets historiska dimension. Eftersom i synnerhet vissa linjeelement i anslutning till större sammanhängande åkerarealer nu blivit lättare att sköta enbart med maskinella metoder, kan befaras att mer svårskötta element missgynnas. De kraftigt sänkta skötselkraven har på liknande sätt också gjort det relativt sett mer lönsamt att ansluta sig till ersättningsformen i södra Sveriges slättbygder än i norra och Mellansveriges skogs- och glesbygder, vilket återspeglas i större skillnader vad gäller graden av anslutning till åtgärden.

Ytterligare en förklaring till den minskade anslutningen i skogs- och norrlandslänen är höjningen av kvalifikationsgränsen till 3 000 kr för anslutning till ersättningsformen, vilket utestänger små brukningsenheter med få landskapselement i eller i anslutning till åkermark. Ersättningsformen har tidigare, av många handläggare vid länsstyrelserna, även bedömts vara krånglig att administrera samt ge upphov till fler eller större felaktigheter i besluten än övriga ersättningsformer.

Riksantikvarieämbetets förslag

Riksantikvarieämbetet har vid utformningen av föreliggande förslag till samordning av ersättningsformerna inom åtgärderna för bevarande av biologiska och kulturhistoriska värden i åker-, ängs- och betesmarker, utgått ifrån följande sex grundkriterier:

- Landskapsperspektiv – helhetssyn på odlingslandskapets samlade värden.
- Jämvikt – balanserad hantering av natur- respektive kulturvärden.
- Demokrati – alla som uppfyller kraven skall ha möjlighet att ansluta sig.
- Flexibilitet – möjlighet till regional anpassning och riktade satsningar.
- Tydlighet – lätt att förstå.
- Enkelhet – lätt att administrera.

Landskapsperspektiv och jämvikt

En helhetssyn på odlingslandskapets samlade värden förutsätter i praktiken dels en samordning av åtgärderna i den enskilda gårdens samtliga markslag, dels en samordning av insatserna på landskapsnivå som även riktar sig till kringliggande gårdar och byar. För detta behövs möjligheten till styrning av insatser till särskilt värdefulla områden. En sådan vidare tillämpning av miljö- och landsbygdsprogrammets åtgärder utgår rimligen från olika regionala kunskapsunderlag, såsom kulturmiljöprogram, naturvårdsprogram, bevarandeprogram för odlingslandskapets natur- och kulturvärden och tillväxtprogram. Länsstyrelser, kommuner och de nya samverkansorganen kan sedan på lämpligt sätt integrera miljöersättningarna med andra åtgärder i arbetet med regional utveckling – exempelvis genom att upprätta särskilda landskapsplaner på by-, trakt-, kommunnivå eller för en kulturgeografisk region. Att biologiska och kulturhistoriska värden bedöms och hanteras så att de framträder på ett likvärdigt sätt är i sammanhanget nödvändigt för förståelsen och förankringen hos brukare och allmänhet.

Demokrati och flexibilitet

En uppdelning i grund- och tilläggsersättning även för åkermarkens värden medger bibehållandet av ett demokratiskt system med möjlighet för alla som uppfyller villkoren att söka grundersättning, men ger samtidigt länsstyrelsen möjlighet att inom ramen för tilläggsersättningen styra medlen till de mest värdefulla, hotade eller eljest angelägna miljöerna. Härmed förbättras också möjligheterna till samordning med projektstöd och andra åtgärder inom miljö- och landsbygdsprogrammet men även då det gäller att – som ovan beskrivits – passa in åtgärderna i ett vidare system av insatser (t.ex. inom ramen för regionala tillväxtprogram). En samordning av ersättningsformerna för bevarande av biologiska och kulturhistoriska värden i åker-, ängs- och betesmarker som här föreslås – med möjlighet till anpassning av skötselinsatserna och en sammanlagd kvalifikationsgräns om 1 000 kr, för anslutning – torde dessutom medverka till en minskning av de regionala skillnaderna i anslutningsgrad. Detta främst genom en ökad anslutning i skogs- och norrlandslänen.

Enkelhet och tydlighet

I föreliggande förslag har kriterierna för grundersättning inom de olika markslagen utformats så att de liknar varandra till form och omfattning. Detsamma gäller tilläggsersättning och tilläggsåtgärder. Själva sammanslagningen till en övergripande ersättningsform innebär en förenklad handläggningsprocess med mindre risk för felaktigheter. En samlad benämning tydliggör vad åtgärderna syftar till, med betydligt större relevans än tidigare. Ett beslut om ersättning och, där tilläggsersättning är aktuell, en åtgärdsplan minskar risken för missförstånd och skapar trygghet för brukaren.

Modell av förslaget

Bevarande av värdefulla natur- och kulturmiljöer i odlingslandskapet			
	Grundersättning	Tilläggsersättning	Tilläggsåtgärd
Åkermark	X * 1 Krav: Årligen avlägsnad igenväxningsvegetation + behovsprövat underhåll	X * 1,5 Krav: Åtgärdsplan, årligen avlägsnad gräs- och örtvegetation	Hässjning - ha * 1000 Hamling - träd * 500
Betesmark	Ha * 1000 Krav: Årlig avbetning + behovsprövat underhåll	Ha * 1400 Krav: Åtgärdsplan, behovsprövad manuell röjning/slätter	Hamling - träd * 500
Angsmark	Ha * 1000 Krav: Årlig slätter + behovsprövat underhåll	Ha * 2400 Krav: Åtgärdsplan, tillvaratagen höskörd	Lieslätter - ha * 6600 Efterbete - ha * 700 Hässjning - ha * 1000 Hamling - träd * 500

Kvalifikationsgräns:

X = Sammanlagd ersättning för linjeelement, punktelement och ytelement

Allmänt

Beroende på gårdens karaktär och företagets inriktning ges möjlighet att söka ersättningen för ett eller flera markslag. Det är angeläget att diskutera ytterligare om, och i så fall i vilken omfattning, det bör vara möjligt att erhålla ersättning för tilläggsåtgärder inom ramen för grundersättningen – dvs. utan krav på att uppfylla villkoren för tilläggsersättning. Beloppen i modellen bygger på en kombination av förslagen i LBU-översynens rapport

(SJV Rapport 2001:19) samt tidigare och nuvarande ersättningsnivåer – med viss justering utifrån nedan beskrivna nivellering av skötselkraven. Siffrorna skall inte läsas som absoluta ersättningsnivåer, men tjänar som illustration av modellens konstruktion och inbördes relationer.

Grundersättning

Grundersättningen för åkermarken måste med nödvändighet även fortsättningsvis beräknas utifrån ett system som bygger på arbetsinsatsen i relation till förekommande element. Skillnaderna mellan olika marker vad gäller förekomst, typ och omfattning av landskapselement, är alltför stora för att det skall vara möjligt att utgå från en eller ett fåtal schablonnivåer omräknade per areal. Den skärpning som föreslås vad gäller skötselkraven för grundersättning måste betraktas som rimlig då den fortfarande i genomsnitt motsvarar en nivå som ligger *under* hälften av förra programperiodens krav samtidigt som ersättningen (för närvarande) motsvarar ungefär hälften. En viss skärpning av kraven enligt förslaget, bedöms dessutom medverka till att skogs- och norrlandslänen inte längre missgynnas. Kravet på behovsprövat underhåll i ängs- och betesmarker gäller främst kulturvärden som hotas genom slitage och/eller igenväxning, och innebär visserligen ett *lägre* krav än i åkermark – men är ändå rimligt eftersom ersättningen beräknas på arealen.

Tilläggsersättning

Tilläggsersättningen förutsätter, enligt förslaget, en något mer kvalificerad skötsel av markernas värden än vad som idag krävs inom ersättningen för slätterängar och betesmarker. Förutom att åkermarkernas värden inom tilläggsersättningen sköts i en omfattning som motsvarar vad som krävdes under förra programperioden, så förutsätts kulturvärdena (främst landskapselement) skötas även i ängs- och betesmarker där särskilda insatser krävs. Nivån och inriktningen på skötseln anges i skötsel- eller åtgärdsplaner liknande dem som idag förekommer, men innefattande samtliga tre markslag. Dock behövs en viss nivellering av beloppen så att ängsslätter ger en högre ersättning som rimmar med arbetsinsatsen vilken även

omfattar tillvaratagande av höskörden. Dessutom förutsätts en anpassning till helhetssynen på landskapets värden som innebär att även enbart särskilt höga kulturmiljövärden skall kunna kvalificera för tilläggsersättning. Detta innebär att nuvarande krav på avsaknad av s.k. negativ påverkan måste avskaffas i de ängs- och betesmarker som innehåller särskilt höga kulturmiljövärden och därmed berättigar till tilläggsersättning – något som sannolikt även skulle förbättra förutsättningarna för företag i skogs- och norrlandslänen att erhålla tilläggsersättning och därmed i ökad omfattning ansluta sig till åtgärden.

Tilläggsåtgärder

Avseende tilläggsåtgärder inbegriper förslaget två principiellt viktiga förändringar gentemot tidigare. Den ena är omvandlingen av åkermarkens landskapselement "hässja" och "hamlat träd" till tilläggsåtgärderna *hässjning* och *hamling*. Den andra är införandet av tilläggsåtgärden *hässjning* i ängsmark. Motiven är följande:

- *Hamling* är en åtgärd snarare än ett landskapselement. Hamling sker på liknande sätt oavsett om den bedrivs i åker, äng eller betesmark. Förändringen möjliggör en konsekvent och historiskt relevant hantering av hamling i samtliga markslag samt innebär förtydligande för brukaren och förenkling för handläggaren.
- *Hässjning* är en åtgärd snarare än ett landskapselement. Införandet av hässjning i slåtterängar, där åtgärden traditionellt bedrivits, har tydlig historisk relevans, betydelse för miljömålsuppfyllelse då ytterligare incitament ges till skötsel av ängsmark, positiv inverkan på landskapsbilden samt bidrar till förståelse av odlingslandskapets historiska dimension.

Lieslätter och efterbete ligger kvar som tilläggsåtgärder i ängsmark – dock med en höjning av ersättningen för lieslätter till en nivå som bättre motsvarar arbetsinsatsen. Detta är inte minst viktigt vad gäller att skapa incitament till skötsel av ängsmarker i enlighet med miljömålets intentioner.

Miljökvalitetsmålet ”Ett rikt odlingslandskap”

Ett samlat grepp kring miljövärdena hos gårdens samtliga markslag med bibehållen differentiering avseende grund- och tilläggsnivåer i ersättningen, medger en adekvat hantering av delmålens såväl kvantitativa som kvalitativa aspekter. Detta genom att skötseln av ett ökande antal marker och landskapselement då verkligen kan sägas ske ”på ett sätt som bevarar deras värden”. Om exempelvis arealen skötta ängsmarker skall öka i enlighet med miljömålsintentionerna måste givetvis ersättningar stå i rimlig proportion till arbetsinsatsen – men för att skötsel av ängarnas natur- och kulturvärden också av utföraren skall komma att betraktas som en produktionsinriktning krävs dessutom att värdena förstås som ingående i ett agrart system omfattande hela odlingslandskapet och därmed förenade verksamheter. Det är därför angeläget att betrakta miljöersättningarna i relation till övriga styrmedel som medverkar till miljömålsuppfyllelsen.

Värdering av landskapet

Samtliga insatser som på ett eller annat sätt tillvaratar odlingslandskapets inneboende kvaliteter, grundar sig på värdering av landskapet. Beroende på vem eller vilka, om det är få eller många som värderar, skiljer sig bedömningarna avseende behoven av insatser och åtgärdernas inriktning. Det svenska odlingslandskapet är dessutom mångfacetterat med stora regionala karaktärsskillnader. Det är knappast möjligt, eller ens önskvärt att fullt ut åstadkomma en standardisering av värderingsprocessen. Istället krävs en god kompetens hos dem som skall utföra värderingarna. Länsstyrelser och läns museer besitter idag en bred samlad kunskap som torde kunna utnyttjas bättre i arbetet med miljöersättningarna. För att kunna hantera landskapets flytande värdeskala även i ett vidare landskapsperspektiv – från gement till unikt – behövs förvisso ett antal värderingsnivåer med olika grader av insatser. Föreliggande förslag erbjuder fyra sådana grundnivåer:

1. Inga eller endast ideella initiativ.
2. Grundersättning (ett eller flera markslag).
3. Grund- + tilläggsersättning (ett eller flera markslag).
4. Grund- + tilläggsersättning + tilläggsåtgärd/er (ett eller flera markslag).

I själva verket inrymmer varje nivå ett antal mellannivåer som uppstår mer eller mindre automatiskt beroende på förutsättningar och val. Läger man till övriga åtgärder inom LBU respektive Mål 1, ges möjlighet till ytterligare en grundnivå genom kombination:

5. Ovanstående + annan åtgärd enl. LBU el. Mål 1.

Även denna med god möjlighet till inbördes nyansering. Om man sedan tar i beaktande övriga till buds stående styrmedel; såsom naturvårdsanslaget, bidrag till kulturmiljövård, olika EU-medel, riksintressen, världsarv, kommunala områdesbestämmelser (Plan- och bygglagen), statliga och kommunala områdesskydd (Miljöbalken), fornlämningar och byggnadsminnen (Kulturminneslagen) etc. – vart och ett med mer eller mindre väl inarbetade och fungerande kriterier för värdering – så framträder en mängd möjliga värderingsnivåer som gott och väl torde räcka till för att uppfylla behoven.

Sammanfattning av förslagets konsekvenser

En samlad hantering av gårdens värden i samtliga markslag kräver ett mer kvalitativt synsätt utifrån ett breddat värdeperspektiv. Detta ställer i sin tur ökade krav på kompetensen hos handläggarna av ersättningsformen, vilket inte bör ses som en nackdel utan som en önskvärd utveckling vad gäller en fördjupad samverkan mellan natur- och kulturmiljösektorerna. Härav följer inte enbart att arbetet med skötsel-/åtgärdsplaner, handläggning och kontroller blir betydligt intressantare. Dessutom kan förväntas att:

- Landskapsperspektivet medför ökade möjligheter att integrera miljöersättningarna i arbetet med regional utveckling.
- En helhetssyn på odlingslandskapetets samlade värden ökar möjligheterna att uppnå delmålen inom miljö kvalitetsmålet "Ett rikt odlingslandskap".
- Större totalareal ängsmark kan skötas inom ersättningsramen i och med att mindre enheter och fler typer av ängsmark kan komma med.
- Alla som uppfyller kraven kan fortfarande ansluta sig till grundersättning på samtliga markslag, men medel inom tilläggsersättningen kan samtidigt styras till särskilt värdefulla/angelägna miljöer.

- Större flexibilitet genom förbättrade möjligheter till regional anpassning.
- En sammanlagd lägre kvalifikationsgräns och anpassade villkor avseende kulturvärden och skötselinsatser gör åtgärden mer intressant för skogs- och norrlandslänen genom att det blir lättare att ”kvala in” – såväl till grund- som tilläggsersättningen – och bättre betalt för den relativt sett stora arbetsinsatsen.
- Högre kvalitet på skötseln av markerna genom adekvata skötselkrav och tydligare åtgärdsplaner.
- Ett beslut / en åtgärdsplan med helhetsperspektiv på gårdsmiljön vilket medför tydlighet och trygghet för brukaren.
- Större förankring och förståelse av odlingslandskapets historiska dimension, bland brukare och allmänhet genom en konsekvent hantering av markernas värden.
- Positiv inverkan på landskapsbilden och ökade värden för friluftslivet.
- Enklare att administrera genom att en ansökan hanteras av en handläggare – tidsvinst.
- Billigare att administrera genom att en ansökan hanteras av en handläggare – ekonomisk vinst.
- En ersättningsform i ansökan vilket underlättar för brukaren och minskar risken för fel vid handläggning & kontroll – tids- och ekonomisk vinst.
- Handläggningsarbetet får högre status genom ökade kunskapskrav, vilket kan göra det lättare för länsstyrelserna att rekrytera och behålla personal – kvalitets- och kontinuitetsvinst.

Indikatorbaserade miljöstödd för jordbrukslandskapets kollektiva nyttigheter

av Knut Per Hasund
Institutionen för ekonomi, SLU

1 En modell med värdeindikatorer

Denna rapport skall kortfattat och på en allmän nivå beskriva en modell att utforma miljöstöden till jordbruket som är baserad på principerna om *samhällsekonomisk effektivitet* och rättvisa enligt *Producer Compensation Principle, PCP*. Enkelt uttryckt bör miljöstöden ersätta jordbruket för dess produktion av kollektiva miljönyttigheter. Förekomsten av kollektiva nyttigheter mäts via en uppsättning tillståndsindikatorer¹. Meningen är att ett högre indikatorvärde ska ge högre miljöstödd. Indikatorerna mäts för varje hagmark, stenmur osv. för att miljöstödet ska riktas så direkt som möjligt till de företeelser som efterfrågas.

Samhällets efterfrågan på biologisk mångfald, kulturmiljöer och andra sociokulturella kvaliteter i jordbrukslandskapet motiverar högre miljöstödd för många marker. Ju större kollektiva värden, desto högre bör miljöstödet vara. Det ger två fördelar. En långsiktigt effektivare resursallokering erhålls om medlen fördelas i relation till hur värdefulla objekten är att bevara. För det andra får brukarna positiva ekonomiska incitament att hävda landskapet så att det blir allt rikare. Miljöstöden måste finansiera och signalera det marknaden kan sköta för mjölk, vete och andra privata nyttigheter.

Vad som är teoretiskt riktigt behöver dock inte fungera i praktiken. Jordbrukslandskapet är synnerligen heterogent, och det finns många olika slags värden. Kanske skulle ett stödsystem som ersätter alla landskapselement och all jordbruksmark i förhållande till

¹ Den etablerade internationella termen är *"state indicators"*, enligt de av OECD respektive Eurostat utvecklade systemen för *"environmental indicators"*. (OECD 1994; OECD 1997; Eurostat 1996)

deras avkastning av olika kollektiva nyttigheter bli alldeles för krångligt och dyrt att administrera. Någon avvägning måste göras mellan precision och effektivitet å ena sidan, mot enkelhet och hanterbarhet å den andra. De indikatorer som har utvecklats och testats ska estimeras med hjälp av enkelt mätbara variabler för konkreta faktorer, som t.ex. igenväxningsgrad av busk och sly. Avsikten är att på så sätt spegla mer abstrakta värden som mångfald och landskapsbild.

Indikatorerna har utvecklats med hjälp av värderingsstudier och tvärvetenskapliga referensgrupper, där framstående experter inom botanik, zoologi, entomologi, kulturhistoria, landskapsarkitektur m.fl. har ingått. Efter hand som erfarenhet av systemet erhålls, ny natur- och samhällsvetenskaplig kunskap tillkommer eller det sker förskjutning av värderingar kan modellen utvecklas.

2. Premisser för politikens utformning

Alla politiska beslut och alla politiska åtgärder innehåller något normativt element. Det går därför inte att på enbart vetenskaplig grund klarlägga vad som är ett bra styrmedel, än mindre utveckla någon optimal politik. Med *givna* mål och fastställda premisser kan vetenskaplig analys däremot bidra till förbättrad politik.

Utgångspunkten för analysen, slutsatserna och förslagen till jordbrukets miljöstöd i denna rapport är två premisser: *maximal välfärd* respektive *rättvisa*. Det finns givetvis många alternativa eller komplementära premisser, men för enkelhets skull används endast dessa två här.

Maximal välfärd i samhället innebär att samtliga människor som lever idag eller i framtiden ska få det så bra som möjligt med de begränsade resurser och de produktionstekniker som finns tillgängliga. Begreppet är strikt definierat i nationalekonomisk teori (se t.ex. Johansson 1993 eller Varian 1992). Välfärden mäts i termer av nytta som individerna själva bestämmer. Om någon till exempel föredrar 100 000 hektar mer naturbetesmark trots att det skulle innebära 100 kronor mindre för annan konsumtion, så innebär denna situation högre nytta än samma situation utan dessa förändringar. Luftkvalité, fågelarter och andra miljövariabler kan ingå i välfärden precis lika väl som andra varor och tjänster i den mån någon värderar att de finns. När resurserna används så att de – över

tiden – ger största möjliga välfärd föreligger *samhällsekonomisk effektivitet*.

Det finns många vetenskapliga attityd- och värderingsstudier om kulturlandskapet, gjorda inom främst miljöekonomi, miljöpsykologi, landskapsarkitektur och geografi. Tyvärr är endast få² direkt operationella för utformning av styrmedel. De visar dock entydigt att jordbrukslandskapet värderas högt av en stor andel av befolkningen. Särskilt för vissa kvalitéer och objekt tyder studierna på att betydligt högre miljöstöd än i dag kunde vara befogade. Om de av Riksdagen fastställda miljömålen tolkas som ett indirekt uttryck för befolkningens värderingar skulle även detta kunna tydas som att det vore samhällsekonomiskt motiverat med höga ersättningsnivåer.

Rättvisa syftar här³ på om *PPP* och *PCP* tillämpas eller ej. *PPP* står för *Polluter Pay's Principle*, principen att det är förorenaren som ska betala. Observera att detta är ett rättvisekriterium, effektivitet kan uppnås även om de drabbade betalar för att minska utsläppen till optimal nivå (Coase 1960). Principen har förespråkats av OECD och är sedan några år officiellt anammad av såväl Sveriges Riksdag som av EU-parlamentet. *PCP* betyder *Producer Compensation Principle* (Vail et al. 1994), att de som producerar positiva miljönyttigheter ska ersättas och stimuleras för detta. På sätt och vis är det inversen av *PPP* som ju berör negativa miljöeffekter. *PCP* är dock mindre känd och än mindre adekvat tillämpad (Baldock 1992).

3. Varför miljöstöd?

En effektiv politik förutsätter att bönderna törs göra långsiktigt riktiga investeringar. Uthållig ekologisk utveckling kräver därför en uthållig politik. Den ska kunna tåla skiftande politiska opinioner och kritik från olika intressen – liksom handelspolitiska restriktioner. Det behövs allmänt accepterade grundprinciper att utforma miljöstöden från. Två sådana grundprinciper etableras i följande text, även om också de givetvis kan ifrågasättas. Det handlar inte om för alltid en för alltid fixerad lösning, men om att skapa ett gott grundsystem där justeringar kan göras efter hand som ny kunskap kommer och prioriteringar ändras.

² Se t.ex. Drake (1992) eller Hasund (1998).

³ Det finns givetvis andra rättvisekriterier vid sidan om dessa.

3.1 Samhällsekonomisk effektivitet och kollektiva nyttigheter

Jordbruket producerar en mängd varor och tjänster av olika slag. Ett hektar naturbetesmark avkastar t.ex. mjölk och kött, men också många växter, insektsarter eller ett skönt, kulturhistoriskt landskap som inte skulle finnas där utan betesdrift. Det nationalekonomiska uttrycket för detta är ”*joint production*”. Vissa insatser av mark, arbetskraft och andra resurser ger *ett paket* av effekter, varor och tjänster: nyttigheter. Avkastningens sammansättning kan självfallet variera beroende på vilken produktionsteknik som används och andra faktorer, så att produktionen av ett ton nötkött kan medföra fler eller färre törnskator, gullvivor, m.m.

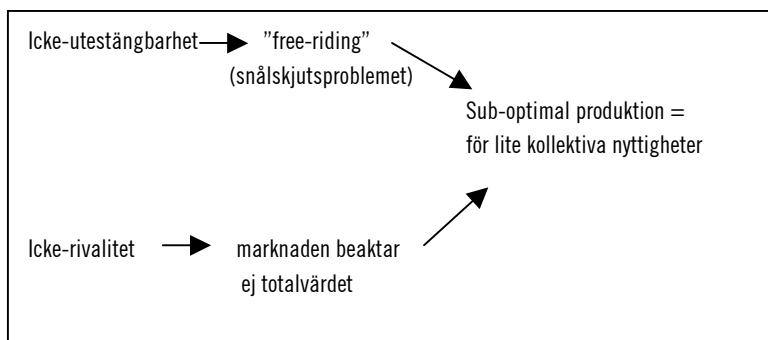
I miljöekonomisk teori har man sedan ett par decennier gjort en distinktion mellan två typer av nyttigheter. Spannmål och kött liksom mark och taggtråd är s.k. *privata nyttigheter*. De har definierade äganderätter och kan hanteras förhållandevis effektivt via marknadens prismekanismer. Artrikedom och landskapsbild är däremot exempel på *kollektiva nyttigheter*. Jordbruket torde vara samhällets största producent av kollektiva nyttigheter. Problemet är att marknaden inte alls garanterar att vi får tillräcklig mängd eller effektiv produktion av de kollektiva nyttigheterna. Följderna av den tekniska utveckling och relativprisförändring som har ägt rum under de senaste decennierna illustrerar detta tydligt.

Det finns flera skäl till varför marknaden inte ger samhällsekonomisk effektivitet. Förekomsten av s.k. *kollektiva nyttigheter* är det viktigaste för jordbrukslandskapets problem. De kännetecknas av två egenskaper: *icke-utestängbarhet* och *icke-rivalitet*.

Icke-utestängbarhet innebär att ingen kan stängas ute från att konsumera eller få nytta av varan, oavsett om de har rätt till den eller ej, och oavsett om de har betalat för eller bidragit till att varan finns eller ej. Det är en egenskap som finns inbyggd i varan eller som råder på grund av lagar och liknande (jämför allemansrätten). Många medborgare värderar t.ex. att fagra ekhagar och enbackar bevaras, men inser att även om de bidrog med en kännbar andel av sin inkomst så skulle insatsen vara försumbar. Några tusen kronor till eller från skulle knappt märkbart höja denne landskapskonsumentens tillgång till betesmarker. Stor kostnad men liten nytta: det är inte rationellt för den enskilde nyttomaximeraren att betala för betesmarkernas hävd. Denna situation gäller för alla, även bönderna. Var och en avstår från att betala men hoppas att få nytta av det beteslandskap som andra tillhandahåller. På detta sätt leder

icke-utestängbarhet till *snålskjutsproblemet* (free-riding). Icke-utestängbarhet ger så friåkning som ger *sub-optimal produktion*, dvs. mindre kollektiva nyttigheter än vad som vore motiverat med hänsyn till våra värderingar. (Randall 1972)

Icke-rivalitet i konsumtion är en annan egenskap hos vissa nyttigheter som innebär att någons nyttjande av dem inte minskar andras möjligheter att få nytta av samma vara eller tjänst. Om någon exempelvis dricker ett visst glas mjölk förhindrar det andra att dricka samma glas mjölk. Min mjölkkonsumtion rivaliserar med din. Om det däremot ökar någons välfärd att en grodart inte försvinner från landet så försämrar det inte andra personers möjligheter att glädjas åt detta. Marknaden fångar upp värdet av mjölk och andra rivalitetsvaror då konsumenten som har nytta av varan betalar för den. Denna värdering kommer till uttryck i priset och i en betalningsström som ger producenter incitament att tillhandahålla varan. För icke-rivalitetsvaror däremot kan marknaden kraftigt underskatta det samhällsekonomiska värdet. Endast värderingen hos den som köper en betesmark återspeglas i dess pris, även om det funnes miljoner människor som värderar samma hage och dess kvaliteter. Var och en kanske inte värderar just denna hage särskilt mycket, men summan av alla personers nytta kan innebära att den har ett mycket högt samhällsekonomiskt värde. Marknaden underskattar sålunda icke-rivalitetsvarornas värden och ger även i detta fall sub-optimal produktion av positiva nyttigheter. (Randall 1988; Samuelson 1954)



Figur 1. Varför marknaden är ineffektiv och miljöstödet behövs för att ersätta jordbruket för kollektiva nyttigheter

Med hjälp av miljöekonomisk teori och empiriska undersökningar har det således kunnat visas att marknaden är ineffektiv. Invånarna värderar pärlmorfjärilar och stenmurar lika väl som CD-skivor eller flygresor, men marknaden kan inte organisera produktionen av dem effektivt. Kollektiva nyttigheter finansieras effektivast kollektivt. Det föreligger en faktisk betalningsvilja som motiverar stora stöd till jordbrukets produktion av biologisk mångfald, kulturmiljöer och andra landskapskvalitéer. Utan jordbruk skulle dessa nyttigheter försvinna. Från samhällsekonomisk utgångspunkt är detta på sikt det enda riktigt hållbara stödet till jordbruket.

3.2 Rättviseskäl

PCP, Producer Compensation Principle som beskrevs ovan, föranleder samhället att ersätta bönderna för att de skapar positiva kollektiva nyttigheter. Enligt detta rättviseskäl är det inte enbart brukarna eller markägarna som ska stå för kostnaderna att producera jordbrukslandskap med sina kvalitéer. Ty ofta är de samhällsekonomiskt mest värdefulla markerna företagsekonomiskt olönsamma. I många andra fall så medför höjd naturvårdskvalité åtminstone sänkt lönsamhet. PCP föreskriver att samhället ska *ersätta* motsvarande värdet av de kollektiva nyttigheter som produceras, vilket alltså är något annat än bidrag och subventioner. (Hasund 1991)

3.3 Vad bör stödjas?

Vad innebär då denna analys konkret? Till vad bör samhället betala ut ersättning i form av miljöstöd? När är det i stället mer relevant att införa restriktioner och andra styrmedel?

Svaret är i korthet att alla positiva miljöeffekter som är kollektiva nyttigheter bör⁴ ges miljöstöd. Att skapa positiva effekter är inte samma sak som att minska sina negativa effekter. Den allmänna rättsuppfattningen tillåter myndigheterna att begränsa skadlig verksamhet, men inte tvinga någon att göra kostsamma uppoffringar åt andra. Bönderna kan därför inte tvingas att bruka företagsekonomiskt olönsamma marker eller utföra åtgärder för andras åtnad.

⁴ Givet de premisser för politiken som antogs i avsnitt 2 ovan.

Biologisk mångfald utöver vad som skulle funnits naturligt om skötseln upphörde vore därför berättigat till miljöstödd. Kulturhistoriska miljöer som skulle fördäras om markerna växte igen med sly motiverar också stöd, liksom hagar och andra marker som uppskattas för rekreation. Olika estetiska respektive identitetskapande kvalitéer kan vara svårare att fastställa exakt, men är inte desto mindre faktiskt efterfrågade. Tabell 1 nedan är ett försök att grovt avgränsa några av jordbrukets viktigare miljöfrågor och ange huruvida de uppfyller kraven för ersättning.

Tabell 1. Vilka av jordbrukets miljöeffekter eller åtgärder som uppfyller angivna krav för miljöstödd.

	Berör kollektiv nyttighet?	I enlighet med PPP, PCP	Berättigat till miljöstödd?
Biologisk mångfald	Ja	Ja	Ja
Kulturhistoriska kvalitéer	Ja	Ja	Ja
Övriga sociokulturella kvalitéer	Ja	Ja	Ja
Nettobinda växthusgas	Ja	Ja	(Ja)
Minskat läckage av växtnäring	Ja	Nej	Nej
Minskat läckage bekämpningsmedel	Ja	Nej	Nej
Ekologisk odling	Delvis	Nej	Nej
Markvård, bördighetsförbättring	Nej	Nej	Nej

* Övriga sociokulturella kvalitéer omfattar rekreationsmöjligheter, landskapsbild (estetiska kvalitéer), landskapets identitetsanknytning, religiösa betydelser och liknande.

Källa: Egen framställning

Med de utgångspunkter för politiken som antogs i kapitel 2 skulle därmed mycket av nuvarande miljöstödd och övriga jordbruksstödd avvecklas eller omvandlas till stöd åt kulturlandskapets kollektiva nyttigheter.

4. Hur utforma miljöstöden?

Inom samhällsvetenskapen finns inga naturlagar liknande dem som fysiken arbetar med. Några goda regler för hur politiska styrmedel bör utformas för att bli effektiva kan emellertid härledas ur den samhällsekonomiska teorin:

- rikta stöden mot miljönyttigheterna,
- differentiera efter värde, och
- skapa heltäckande, generella stöd.

För att politiska styrmedel ska bli effektiva måste de riktas så nära som möjligt mot problemet, mot det som eftersträvas. Det skulle för miljöstöden innebära att bönderna fick betalt per hektar naturbetesmark eller per häckande par av storspövar som de "producerade". (Hasund 1992)

Vad händer om miljöstöden inte riktas direkt mot det som efterfrågas? Att uppnå målen om rika landskap genom att sätta konstlat höga spannmålspriser har exempelvis visat sig vara synnerligen ineffektivt. Tre saker inträffade: *landskapen utarmades samtidigt som *politikens kostnader var höga och *negativa sidoeffekter uppstod. Prisstrukturen innebar att enorma, reala resurser gick åt till handelsgödsel m.m. för att producera spannmålsöverskott som fick subventioneras för export. Betesmarker lades ned samtidigt som kväveläckaget ökade, osv. (Jordbruksdepartementet 1989).

En annan god regel för effektivitet är att miljöstöden måste vara *värderelaterade*. Ju värdefullare betesmarker, desto högre ersättning bör de få. Värde syftar här på värdet av de kollektiva nyttigheter som efterfrågas av samhället. Det finns inga samhällsekonomiska skäl att betala mer för något än vad det är värt – det vore resursslöseri. Och om stödet är mindre än värdet finns risk att det värdefulla inte beaktas fullt ut, att marken förr eller senare läggs ned eller brukas inoptimalt. (Hasund 1992)

Miljöstöden kan utformas på olika grunder, som:

- kostnads- eller värdebaserade, och som
- åtgärds- eller värdebaserade.

Det ligger en betydande fara i att ha kostnadsbaserade respektive åtgärdsinriktade miljöstöd i stället för värderelaterade. Båda principerna har förekommit i den hittillsvarande politiken. Kostnadsbaserade stöd leder till ineffektiv fördelning av resurserna. Ingenting blir mer värdefullt bara för att det är dyrare att framställa. Incitamentsstrukturen blir också pervers om dyrare åtgärder automatiskt berättigar till högre stöd.

Av flera skäl kan det också vara olämpligt att ha åtgärdsinriktade miljöstöd som föreskriver allt vad bonden ska göra och inte ska

göra. Ofta fungerar det otillfredsställande eftersom förhållandena varierar och kontrollproblemen är svåra. Med betalning för de kollektiva nyttigheter gården producerar (via värdebaserade miljöstöd) kan varje bonde i stället bedriva skötseln av landskapselement och betesmarker efter sina, gårdens, objektets och årsmånens förutsättningar. Det blir då i bondens intresse att se till att arter och stenmurar bevaras, att skaffa sig kunskap och finna goda lösningar.

Riktade och värdedifferentierade miljöstöd behövs både för att ge långsiktigt riktiga incitament och för att ge effektiv resursallokering, dvs. att pengarna fördelas över arealerna i förhållande till hur värdefulla de är.

5. Indikatorbaserade miljöstöd

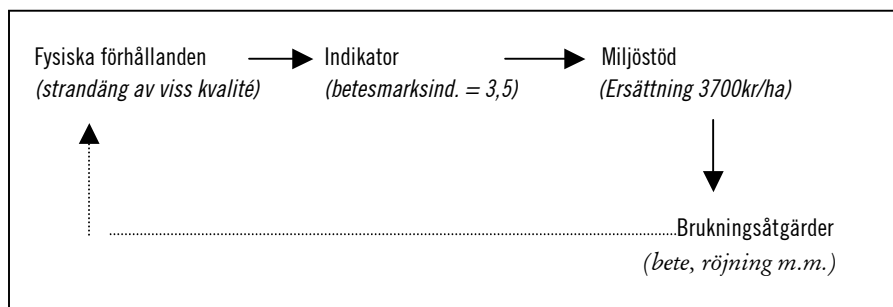
5.1 Kopplingen landskap – indikatorer - miljöstöd

Analysen från de utgångspunkter om välfärdsmaximering (inklusive miljönytta) och PCP som antogs ovan visar att miljöstöd behövs för att finansiera jordbrukets produktion av kollektiva nyttigheter. Idealiskt bör miljöstöden vara inriktade direkt på det som efterfrågas och värderelaterade. Frågan är om ett sådant system kan åstadkommas i praktiken för nationell skala?

Ett försök att differentiera miljöstödens ersättningsnivåer efter hur stora värden av kollektiva nyttigheter som finns utvecklas nu inom två forskningsprojekt. Ansatsen innebär ”Att utveckla *indikatorer* som uttrycker *värdena* i landskapet, och som skulle kunna fungera som *direkt ersättningsgrundande* för miljöstöden”.

Indikatorerna ska ange vilka biologiska, kulturella eller andra sociala värden som finns hos varje objekt, t.ex. varje beteshage. Det är sedan tänkt att miljöstöden ska baseras på vilket utslag indikatorerna ger för respektive objekt. Ju högre indikatorestimat, desto högre ersättning. I Figur 2 nedan illustreras systemet med en strandäng som exempel. Ängen har ett antal fysiska, biologiska och andra kvalitéer. Dessa mäts med några variabler som uttrycks i ett indikatorvärde (estimat), vilket i sin tur påverkar miljöstödet till denna strandäng. Brukaren får ökade resurser och incitament att fortsätta beta ängen. Hans fortsatta åtgärder återverkar på förhållandena där. Kanske ser också brukaren en möjlighet att förbättra hävden så att strandängen efter något år skulle få högre mätvärden på indikatorvariablerna och högre ersättning. Återkommande

skattning av indikatorerna ska således revidera stödbeloppen och ge ekonomiska incitament att höja kvalitéerna i jordbrukslandskapet.



Figur 2. Illustration av indikatorbaserat miljöstöd. Exempel.

Det är viktigt att miljöstöden utgår till varje objekt och inte som en klumpsumma per gård eller annorledes. Om inte stödet riktas till just den värdefulla naturbeteslagen är det risk att den läggs ned eller missköts även om gården skulle överleva ekonomiskt.

5.2 Krav på indikatorerna

Hur detaljerat bör lämpligen ett indikatorbaserat system vara? Hur många objekt och hur många kvalitéter bör mätas? Det idealiska vore på sätt och vis att betala jordbruket för varje gullviva eller skönhetsupplevelse som det avkastade, men det skulle givetvis ge orimligt höga kostnader för administration. Att ha samma ersättningsbelopp till all jordbruksmark skulle å andra sidan bli ineffektivt och inte ge incitament att förbättra skötseln.

Det system som nu testas för svenska förhållanden innehåller sju indikatorer. Dessa är utvecklade med hänsyn till ett tjugotal kriterier på vad som är en bra indikator, se tabell 2.

Tabell 2. Viktigare kriterier som har använts att utveckla indikatorer och indikatorsystem till miljöstöden

- Politikrelevanta (speglar värdena)
- Känsliga
- Valida mått
- Enkla, transparenta
- Informativa, pedagogiska
- Mätkostnader m.m.

För indikatorsystem tillkommer bl.a.

- Täckning
- Minimera överlappning
- Antalet indikatorer

Relevans, validitet, mätkostnader, känslighet och informationsegenskaper är några av de kriterier (jfr. t.ex. OECD 1997) som används för att utvärdera alternativa utformningar av indikatorerna. Så syftar t.ex. känslighet på att indikatorn skall kunna fånga upp relevanta skillnader i naturvårdskvalité mellan olika objekt. Tidsmässig känslighet (temporal responsiveness) anger hur snabbt en indikator fångar upp förändringar⁵. Indikatorerna får enligt dessa kriterier ej heller vara för kostbara att mäta. Med täckning avses att indikatorerna tillsammans ska uttrycka alla relevanta aspekter. För överskådlighetens skull anses färre indikatorer vara att föredra än fler, men detta måste vägas mot kravet på indikatorernas enkelhet och tydlighet. Dessa styrmedelsindikatorer ska kunna fungera i stor skala (100 000-tals hektar) i det vardagliga landskapsarbetet för tiotusentals bönder och tjänstemän. Andra krav måste därför ställas på dem än på indikatorer för forskningsprojekt.

⁵ Exempel: Antalet orkidéer kanske inte ändras så snabbt om betetrycket minskar, till skillnad från förnaansamlingen. Det senare vore då en bättre indikator enligt detta kriterium.

6. Tillämpning av teorierna

6.1 Ett sammanhängande system

De sju indikatorerna skall tillsammans täcka in alla kollektiva värden i jordbrukslandskapet. För att få mätbarhet och minimera godtycke är de knutna till konkreta, fysiska företeelser som bedöms vara starkt korrelerade med – de metafysiska, ogripbara – värdena.

Det finns en indikator för vardera:

1. åkermark, qha
2. permanent gräsmark (äng, naturbetesmark, kultiverad betesmark), qha
3. linjära åkerelement (stenmurar, åkerrenar, diken, m.m.) , qm
4. skogsbryn mot åker- och betesmark, qm
5. punktelement i åker (åkerholmar, dammar, stenhällar), qN°
6. biorika träd (grova ekar, hålträd, m.m.), qN°
7. kulturhistoriska lämningar (odlingsrösen, ängslador, forngravar, m.m.), qN°

Varje indikator får sitt värde bestämt av några variabler. De anges i mått som väger samman kvantitet och kvalitet. För ytindikatorer är enheten kvalitativa hektar, qha, för längdindikatorer används kvalitativa meter, qm, och för punktindikatorer kvalitativt antal, qN°.

Både åker och permanent gräsmark kan avkasta kollektiva nyttigheter. Egentligen skulle det räcka med en indikator för all jordbruksmark, eller med två, en för vardera markslaget. En sådan indikator skulle dock bli mycket komplex om den förväntas spegla de många miljökvalitéer som kan finnas. Av transparens- och pedagogiska skäl har därför särskilda indikatorer utvecklats för linje- och punktelement i landskapet, som t.ex. stenmurar, skogsbryn respektive åkerholmar. Särskilda indikatorer finns också för gamla träd av vissa typer och för kulturhistoriska lämningar, eftersom unika, höga värden ofta är knutna till dem. Även detta har gjorts för att skapa tydlighet, då deras egenskaper kunde ingå som variabler i indikatorn för punktobjekt.

Åkerytan är i allmänhet fattig i sig för den biologiska mångfalden, men en förutsättning för de biologiskt och sociokulturellt rika miljöer som är knutna till diken, skogsbryn, åkerholmar m.m. Dessas värden ska emellertid fångas upp av linje- och punktindikatorerna. Skulle åkermarken sluta hävdas förloras det mesta av land-

skapselementens värden och de blir inte längre ersättningsberättigade. Indirekt får åkerarealerna således miljöstödd via linje- och punktindikatorerna. Åkern *per se* avkastar dock också mer eller mindre miljönyttigheter⁶ för landskapsbild, bevarandet av kulturhistoriska landskapstyper o.d. Bevarandevärdet torde variera betydligt mellan att hålla åkern öppen runt exempelvis Siljan eller i en normal sydsvensk jordbruksbygd. Åkerindikatorn har därför en variabel för region, där åker i Norrland, skogsbygder eller särskilda områden kan klassas högre.

6.2 Skattning av indikatorerna

Indikatorbaserade miljöstödd för Sveriges jordbruksmark skulle kräva uppgifter om drygt 3 miljoner hektar mark och 100 000-tals objekt. För att systemet ska bli hanterligt men ändå ge erforderlig styrning föreslås fyra kanaler för insamling av data:

- GIS-databaser
- Flygbildstolkning
- Fältbesiktning
- Anmälan av brukarna

Ur redan befintliga databaser kan uppgifter hämtas om arealer, markslag, lokalisering, m.m., enligt studien till låga kostnader. Vissa uppgifter från den nationella Ångs- och betesmarksinventeringen (Jordbruksverket 2003) och liknande inventeringar bör också kunna användas.

De flesta av indikatorernas övriga variabler kan mätas med hjälp av flygbildstolkning från IR-film. Det skulle dock kräva att hela landet flygfotograferades med regelbundna omdrev, helst årligen. De satellitbilder som finns tillgängliga idag har inte tillräcklig upplösning, men tillfrågad expertis har samtliga bedömt att det kommer att finnas till låga kostnader inom tio år.

Några av de föreslagna variablerna måste dock inventeras via fältbesiktning. Det är mer kostnadskrävande, men kan ändå vara motiverat om man därigenom kan identifiera viktiga skillnader i kvalitet. Antalet kvittensarter är en sådan variabel, där förekomsten av några utvalda arter ska spegla allmänt höga naturvärden.

⁶ Enligt beräkningar av Per Molander (1988) har åkern också ett beredskapsvärde motsvarande 50 kr/ha (1987-års penningvärde), som är att betrakta som en kollektiv nytthet vid sidan om miljötjänsterna.

En fjärde väg för estimering av indikatorerna är att låta bönderna rapportera själva för några tilläggsvariabler. Det skulle t.ex. kunna visa sig vara för dyrt att inventera förekomsten av hamlade träd på alla betesmarker. Inrapporteringen av hamlade träd skulle då kombineras med stickprovskontroller. Bönderna skulle därmed få extra betalt för dessa samtidigt som betesmarkernas kulturhistoriska värden skulle främjas.

6.3 Något om indikatorernas utformning

Bryn mellan åker- eller betesmark och skog är viktiga för biodiversiteten, landskapsbilden och jordbrukslandskapets tillgänglighet för friluftslivet. Deras betydelse har ökat i takt med utarmningen av landskapet. (Gustavsson & Ingelög 1994; Ihse 1995) Genom att vara permanenta gränzoner (ecotones) mellan öppen mark och skog kan de bära kvalitéer som saknas längs hyggeskanter eller i slutna skog. Indikatorn estimeras inte bara via brynnens längd. Kvalitativa faktorer som bedömts signifikanta (jfr. Rizell & Gustavsson 1998) och kan inkluderas är bl.a. om där finns löv- eller barrbryn, och om där finns en "trädvägg" direkt mot åkern eller om brynet är djupt och stratifierat med gräs-örtvegetation, buskar och småträd.

Punktelementens indikator har variabler för typ, storlek, igenväxningsgrad, hävdstatus m.m. Små våtmarker har en värdefaktor = 3, jämfört med åkerholmens basvärde = 1, eftersom denna typ av element i genomsnitt bedömts vara förknippade med ungefär så mycket mer kollektiva nyttigheter. Antal element och elementtyp ger en grov viktning av hur resurserna ska fördelas över olika marker. Dammar har 1 som basvärde, men om de är solexponerade multipliceras de med faktorn 5 därför att detta räknas som ett avgörande attribut för många arter. Storleken på åkerholmar beaktas på så sätt att holmar som är 0.1 – 0.5 ha multipliceras med värdefaktorn 2, jämfört med 1 för dem som är mindre. Motivet är att en större holme kan härbärgera fler exemplar av fler arter. Om åkerholmens grässvål saknar förnaansamling (till följd av god hävd) är i regel villkoren för flora m.m. bättre, vilket renderar värdet 3 för denna variabel.

Indikatorn för **permanent gräsmarker** estimeras med hjälp av mått på areal och kvalité. Tabell 3 redovisar några av dess kvalitetsvariabler.

Tabell 3. Variabler för beräkning av miljöstödsindikator för permanenta gräsmarker

Typ av gräsmark	T=	Biologiska kvalitéer	Q _B =
Äng	10	Kärlväxter, 1-3 kvittensarter	0.5
Naturbetesmark	4	" 4-6	1
Övrig perm.gräsmark	1	" > 6	2
Träd & busk igenväxningskaraktär	B=	Kulturhistoriska kvalitéer	Q _H =
0-3 % av ytan	0	< 50 m från gårdscentrum	0.2
3-10% "	-0.25	Historiskt särpräglad	2
> 10% "	-0.75	Sociokulturell kvalité	Q _S =
Hävdstatus	M=	Tätortsnära	0.2
Svag hävd (förna)	0	Synlig från trafikerad väg/järnväg	0.2
God hävd	3		

För varje ängs- eller betesmark kan ett indikatorvärde beräknas enligt formeln:

$$IPG = A \times C \times (T + B + M + Q_B + SQ_H + SQ_S),$$

där *A* anger areal i hektar, *C* anger brukande, och övriga förkortningar framgår av Tabell 3. En hage med större areal (*A*) får sålunda ett högre indikatorvärde och högre miljöstöd. Arealvariabeln multipliceras med variabeln *C* för brukande. Den har värdet 0 om hagen inte längre betas eller slås, och annars värdet 1. Därefter multipliceras detta med summan av kvalitetsvariablerna.

Typen av gräsmark, *T*, har fundamental betydelse för mängden kollektiva nyttigheter. Äng har av referensexperterna i genomsnitt bedömts vara 10 gånger värdefullare än kultiverad betesmark, där gödsling m.m. utarmat flora och fauna. Dessutom finns idag endast mindre ängsarealer kvar, vilket gör deras marginalvärde högre. Att en liten del av ytan har träd eller buskar av igenväxningskaraktär (*B*) medför i regel inte att hagen har lägre bevarandevärden. Om igenväxningsvegetationen upptar mer än 3 % av ytan ger denna variabel ett avdrag på indikatorvärdet. Det skulle räcka med dessa få, enkla variabler för att fördela resurserna tämligen effektivt och ge incitament att hålla gräsmarken i viss hävd. Ytterligare styrning har dock visat sig kunna vinnas med rimliga insatser om fler variabler inkluderas.

Hagmarkens biologiska kvalitéer uttrycks till stor del av variablerna **T**, **B** och **M**. I verkligheten kan dock de biologiska skillnaderna mellan olika objekt som har samma värden för dessa variabler fortfarande vara betydande. Med variabeln **QB** erhålls en finare gradering. Bland annat har en lista med ca 20 kvittensarter av kärlväxter vaskats fram. Påträffas fler av dessa arter hos ett objekt är det ett tecken på att där finns allmänt höga naturvärden, vilket motiverar högre indikatorvärde och miljöstödd.

Det kan också nämnas att en variabel (**QS**) för sociala landskapsvärden skall spegla ytterligare egenskaper av betydelse för rekreation, landskapsbild o.d. Ifall fler personer upplever en hages skönhet blir dess samhällsekonomiska värde större. En variabel som t.ex. uttrycker synlighet från större väg kan skattas via GIS-bearbetning om önskemål finns att ta hänsyn till sådana faktorer.

Utrymmet tillåter inte utförligare beskrivningar här, men teori, metod och resultat kommer att redovisas i publikationer från forskningsprojektet.

7. Resultat från fallstudierna

De utvecklade indikatorerna har testats i två försöksområden. Det ena ligger på Selaön i Svealands slättbygder, och det andra i Vetlanda kommun, Götalands skogsbygder. För samtliga landskapsobjekt i områdena har ett indikatorvärde estimerats. Ett par exempel redovisas i Tabell 4.

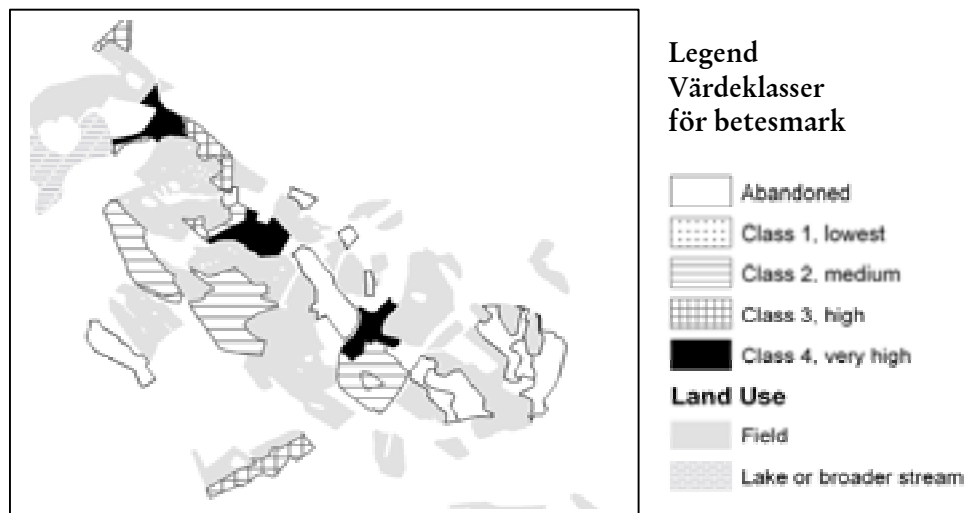
Tabell 4. Indikatorutfall för hagmark.
Två faktiska exempel, Vetlanda studieområde

Naturbetesmark nr 1704			Kultiverad betesmark nr 293		
Variabel	Utfall	Skäl	Variabel	Utfall	Skäl
Areal	4.62 ha		Areal	2.35 ha	
Typ	4	naturbetesmark	Typ	1	kultiverad mark
Igenväxning	0	<3% av ytan sly	Igenväxning	-0.25	3-10% av yta
Hävd	3	obetydlig förnaansaml.	Hävd	0	förnaansamling
Biokvalité, Q_B	2	3-6 kvittensarter	Biokvalité, Q_B	0	
Kultur- Q_H	0		Kultur- Q_H	0.2	nära gårdscentrum
Sociala. Q_S	<u>0.2</u>	nära trafikerad väg	Sociala. Q_S	<u>0</u>	
Kval.indikator	9.2	Summa (4+3+2+0.2)	Kval.indikator	0.95	Sum (1-0.25+0.2)
Objektindikat.	42.5	4.62 · 9.2	Objektindikat.	2.23	4.62 · 9.2

De båda beteshagarna vars indikatorutfall redovisas i Tabell 4 är inte extremfall, men förhållandevis högt respektive lågt klassade. Hagen med id-nummer 1704 har erhållit indikatorvärde 9.2 för sina kvalitéer, och med arealen 6.62 ha ger det indikatorvärdet 42.5 qha för hela objektet. Indikatorvärdet för betesmark nr 293 har estimerats till endast 0.95, eller 2.23 qha för hela hagen, eftersom den har kultiverats och delvis är igenslyad. (Även andra skattningar har gjorts där fler eller färre variabler inkluderats.)

Med ett miljöstöd om t.ex. 1 000 kronor per kvalitativt hektar och år, skulle ersättningen till naturbetesmarken nr 1 704 bli $9.2 \times 1\,000 = 9\,200$ kr per hektar. Det motsvarar 42 500 kr till hela objektet. Brukaren av den kultiverade betesmarken nr 293 får däremot endast 950 kr/ha, eller 2 230 kr per år totalt.

Undersökningen visar att det finns en stor spridning i objektens avkastning av kollektiva nyttigheter, om skattade enligt dessa indikatorer. Det beror på givna naturgeografiska och historiska skillnader, men i betydande grad också på skillnader i nuvarande hävd. Inom de båda försöksområdena tyder indikatorerna på att det finns en stor potential att höja biologiska mångfalden och andra kvalitéer i jordbrukslandskapet. I Figur 3 nedan har betesmarker inom en del av Vetlanda försöksområde färglagts i fem klasser efter vilka indikatorvärden de fått. Kartan visar att det i området fanns flera hagar som inte vara i bruk, men tre hagar med mycket höga värden. Drygt halva betesmarksarealen hade indikatorvärden däremellan.



Figur 3. Betesmarker värderade efter förekomst av biologisk mångfald, kulturhistoriska kvalitéer och andra kollektiva nyttigheter. Utdrag ca 1x1,2 km från Vetlanda studieområde. Jordbruksby omgiven av skog.

Produktion: Knut Per Hasund, SLU, och Tommy Löfgren, NaturGIS AB

8. Möjligheter och problem

8.1 Kommentarer till indikatorsystemet

Huvudpoängen med miljöstöd som utgår i förhållande till markernas avkastning av kollektiva nyttigheter är att skapa ett långsiktigt effektivt och rättvist system. Det blir då viktigt att utbetalningen av stödet kompletteras med information till brukarna eller markägarna. Förutom en allmän beskrivning om målen och bakgrunden för ersättningen så bör specifik information följa med varje post i utbetalningen. Till varje objekt som erhåller stöd ska det helst knytas information som förklarar varför det får just denna ersättning. Indikatorn behöver förklaras tydligt, vilka variabler som

medfört stöd i detta fall, och vilka kriterierna är för att nå högre indikatorvärden.

Systemet av indikatorer bör vara enkelt trots att verkligheten är komplex. Grövre eller mer förfinade utformningar är möjliga. Andra variabler har testats i forskningsprojekten, vissa med lovande resultat. Det finns en risk att systemet blir för ”fyrkantigt”, att det inte förmår beakta platsspecifika förhållanden. Faran måste vägas mot alternativen. Platsspecifika styrmedel riskerar att ge höga administrationskostnader, snedheter i resursfördelningen och utrymme för godtycke. Ingenting hindrar att stöden modifieras för olika regionala utformningar eller ersättningsnivåer. Ifall det finns betydande regionala skillnader i bristsituationen eller i olika faktorerers betydelse bör det återspeglas i indikatorerna.

Det har föreslagits att miljöstöden bör utformas med hänsyn till objektens omgivande landskap. En betesmark som ligger isolerat *kan* t.ex. vara mindre värdefull därför att vissa av dess växtpopulationer är för små för att överleva på sikt. Att lägga till en indikatorvariabel som väger in landskapsperspektivet i värderingen av objekten skulle vara en möjlighet.

Indikatorerna såsom de är utformade i förslaget ger en månggradig skala för miljöstöden. Systemet resulterar i avsevärt högre ersättningsnivåer än de nuvarande till de socialt, kulturellt och biologiskt mest värdefulla objekten.

Oavsett om enklare eller mer sofistikerade indikatorer ska tas i bruk behövs sakkunskap för att bedöma vad i landskapet som de lämpligen bör inriktas på. Experter kan bedöma hur mycket vilka faktorer påverkar kvalitéerna i landskapet. Det är dock alltid en normativ, politisk fråga vad som ska värderas och vilken vikt det ska få i fördelningen av resurserna. Ett system med indikatorbaserade miljöstöd har goda förutsättningar för klarhet i debatt och beslut. Diskussionerna kan fokuseras mot det väsentliga: vad i landskapet är viktigt, hur värderar vi denna sak?

8.2 Utvärdering

Det värdebaserade stödsystemet måste utvärderas grundligt gentemot dagens och alternativa system vad gäller måluppfyllelse, effektivitet, implementering, fördelningseffekter, genomförbarhet med internationella regelverk, osv. Här ska bara något om systemets transaktionskostnader och säkerhet nämnas.

Transaktionskostnaderna för miljöstöden omfattar initial utformning, inventering, kontraktsskrivning, information, övervakning m.m. (Eklund 1999) Ifall ett system med betalning efter indikatorer aktualiseras bör det utredas om man då kan undvika kontrakten. Kontraktsförfarandet är resurskrävande och selekterande, även om det också har stora fördelar. Systemet ger incitament och finansiering även om betalningen sker utan kontrakt.

Angående estimeringen av indikatorerna för åkrar, gräsmarker och element i jordbrukslandskapet visade studierna att flertalet variabler kan mätas mycket snabbt och billigt med hjälp av flygbildstolkning. Linjeelement tog i genomsnitt ca 80 sek/st att flyginventera, skogsbryn 25 sek/st, punktelement 10 sek/st och betesmarker 80 sek/st. Den totala tidsåtgången varierade mellan 1.3 och 2.3 minuter per hektar jordbruksmark i områdena. Tillförlitligheten har varit god för de variabler som selekterats fram. För främst ängs- och betesmarker föreslås också variabler som kräver fältinventering. Variablerna torde vara lättinventerade, men är ändå relativt tidskrävande.

Kontrollmöjligheterna är normalt bättre för tillståndsindikatorer än för åtgärdsbaserade styrmedel i jordbruket. Huruvida säkerheten i måluppfyllelse är bättre beror bl.a. på vilken information och kontroll som ingår i respektive system.

9. Slutsatser

- Jordbruket producerar inte bara privata nyttigheter som kan köpas och säljas på marknader, utan också biologisk mångfald, kulturhistoriska miljöer, omtyckta landskap för friluftsliv m.m. som är s.k. kollektiva nyttigheter.
- De kollektiva nyttigheterna kan inte hanteras effektivt av marknader. Deras egenskaper av icke-utestängbarhet eller icke-rivalitet gör att det i regel kommer finnas *färre* åkrar, hagar och landskapselement av *lägre naturvårdsqualität* än vad som motsvaras av medborgarnas faktiska efterfrågan.
- Om samhället eftersträvar högsta möjliga välfärd och rättvisa (enligt PPP, PCP) så behövs miljöstöd som ersätter jordbruket för produktionen av kollektiva nyttigheter.
- Miljöstöden måste vara inriktade mot det som efterfrågas och relaterade till de värden som finns för att bli långsiktigt effektiva, så att högre stöd går till värdefullare marker.

- En uppsättning indikatorer har utvecklats för att studera om värdebaserade miljöstöd skulle kunna fungera i praktiken. Hittillsvarande analyser har givit i huvudsak positiva resultat både vad gäller systemets hanterbarhet och styrande förmåga.

Referenser

- Baldock, D. 1992. The Polluter Pays Principle and its Relevance to Agricultural Policy in European Countries. *Sociologia Ruralis* 1992;XXXII:49–65.
- Coase, R. H. 1960. The Problem of Social Cost. *The Journal of Law and Economics* III:1-44.
- Drake, Lars. 1992. "The non-market values of the Swedish agricultural landscape." *European Review of Agricultural Economics* 19: 351-64
- Eklund, Anna. 1999. Transaction Costs of the Swedish Agri-environmental Program. Department of Economics, Swedish University of Agricultural Sciences. Report 128. Uppsala.
- Gustavsson, Roland & Ingelög, Torleif. 1994. "Det nya landskapet". Skogsstyrelsen. Jönköping.
- Hasund, Knut Per. 1991. Landskapspolitiken i Sverige 1960–1990. En empirisk utvärdering. Rapport 41. Department of Economics, Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala.
- Hasund, Knut Per. 1992. Generell och värdedifferentierad arealersättning. Småskriftsserien Nr. 67. Department of Economics, Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala.
- Hasund, Knut Per. 1998. "Valuable Landscapes and Reliable Estimates". In: *The Economics of Landscape and Wildlife Preservation*. Ed. S. Dabbert et al. Wallingford, New York: CAB International, pp 65-83.
- Ihse, M., 1995. Swedish agricultural landscapes – patterns and changes during the last 50 years, studied by aerial photos. In: *Landscape and Urban Planning*, vol. 41, no 1–3, pp. 11–36.
- Johansson, Per-Olov. 1993. *Cost-Benefit Analysis of Environmental Change*, Cambridge: Cambridge University Press.
- Jordbruksdepartementet. 1989. *En ny livsmedelspolitik*. Statens offentliga utredningar. SOU 1989:63. Stockholm.
- Jordbruksverket. 2003. Förslag till inventering av värdefulla ängs- och betesmarker. Rapport. Jönköping.

- Molander, Per. Säkerhetspolitiska aspekter på livsmedelsförsörjningen. C 10311-1.2. 1988. Stockholm, FOA, Försvarets Forskningsanstalt.
- Myrdal, Gunnar. 1978. Institutional Economics. *Journal of Economic Issues* XII (4):771-783.
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development. 1994. "Environmental Indicators. OECD Core Set", Paris.
- OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development. 1997. "Environmental Indicators for Agriculture". Paris.
- Randall, Alan. 1972. Market Solutions to Externality Problems: Theory and Practice. *Amer. J. Agr. Econom.* 54 (2):175-183.
- Randall, Alan. 1988. Market Failure and the Efficiency of Irrigated Agriculture. In: *Efficiency in Irrigation: The Conjunctive Use of Surface and Groundwater Resources*, edited by Gerald T.O'Mara, The World Bank, p. 21-30.
- Rizell, Malin & Gustavsson, Roland. 1998. "Att anlägga skogsbyn". *Stad & Land*, nr 60:1998.
- Samuelson, Paul A. 1954. The Pure Theory of Public Expenditure. *The Review of Economic Statistics* 36:387-389.
- Vail, David; Hasund, Knut Per and Drake, Lars. 1994. *The Greening of Agricultural Policy in Industrial Societies: Swedish Reforms in Comparative Perspective*. Cornell University Press. Ithaca, London.
- Varian, Hal R. 1992. *Microeconomic Analysis*. W. W. Norton & Company. New York, London.

Nytt miljöstöd till Resurseffektivt jordbruk

Idéskiss från Ekologiska Lantbrukarna och Svenska Naturskyddsföreningen i oktober 1998

Sammanfattning

Ekologiska Lantbrukarna och Svenska Naturskyddsföreningen presenterar här en idéskiss till ett nytt miljöstödsprogram för resurseffektivt jordbruk (REJO), inriktat på att förändra jordbrukets produktionsmetoder mot långsiktig uthållighet.

Programmet är tänkt att ersätta nuvarande stöd till ekologisk odling, till resurshushållande konventionellt jordbruk (REKO), och till fånggrödor, extensiv vall, skyddszoner och bruna bönor. Däremot påverkas inte stöden till bevarande av biologisk mångfald, som riktas i huvudsak till betesmarker och slätterängar.

Förslaget är i första hand tänkt som ett underlag för Miljöprogramutredningens diskussioner, men presenteras också för andra intresserade. Det är inte ett internt utredningsdokument.

REJO utgår från fyra centrala miljömål som det finns bred enighet om:

1. Övergång till välbalanserade växtföljder med vall.
2. Bättre växtnäringens utnyttjande (minskning av insatsmedel och minskat läckage i kretsloppet).
3. Jämnare regional fördelning av djurhållningen och bättre integration av växtodling/djurhållning på gårdsnivå.
4. Minskad kemisk bekämpning.

Med utgångspunkt i dessa fyra mål byggs REJO upp som ett modulsystem. En obligatorisk grundmodul innehåller dokumentation och analys av gårdens miljöprestationer. Ett antal tilläggsmoduler premierar:

- god självförsörjningsgrad med växtnäring,
- slopad handelsgödselanvändning,
- slopad kemisk bekämpning,
- bra växtföljd och
- balans växter/djur.

Bakgrund

Det svenska miljöstödsprogrammet har ett dubbelt syfte. Det ska bevara brukningsformer och markslag som har stora miljövärden men inte längre är ekonomiskt konkurrenskraftiga. Men det ska också stimulera till förändring av miljöskadliga produktionsmetoder.

Hittills har tyngdpunkten legat på bevarandedelen. Stöden för öppet landskap och för biologisk mångfald i betes- och slåttermarker har fått bred anslutning, trots ett delvis krångligt regelverk. Dessa stöd behöver förenklas och göras flexiblare, men det finns ingen anledning att ifrågasätta den grundläggande inriktningen. Den övergång till ett system med brett, generellt basstöd kompletterat med smalare, individuellt anpassat toppstöd, som nu verkar finnas bred enighet om, kan sannolikt lösa de flesta av problemen.

Bland de förändringsinriktade åtgärderna är det däremot bara stödet till ekologisk odling som varit riktigt framgångsrikt. De stöd som kan sökas utan omläggning till ekologisk produktion har genomgående fått dålig anslutning. Miljöstödens betydelse för miljöanpassningen av den konventionella produktionen har därför hittills varit minimal.

Vi tror att en huvudanledning till det bristande intresset helt enkelt är att konventionella lantbrukare inte erbjudits ett sammanhängande paket av miljöåtgärder med tydliga mål, utan bara en splittrad och dessutom ganska kort meny av stöd för enstaka odlingstekniska åtgärder. REKO-stödet infördes som ett försök att råda bot på denna brist, men stupade istället på sin låga ambitionsnivå och en utformning som alltför mycket var skraddarsydd för större spannmålgårdar utan djur.

REJO

Mot denna bakgrund föreslår vi en radikal omstöpning av de förändringsinriktade stöden till ett sammanhållet delprogram för resurseffektivt jordbruk (REJO). Det är tänkt att ersätta både dagens stöd till ekologisk odling, REKO-stödet och stöden till fånggrödor, extensiv vall, skydds-zoner och bruna bönor.

Syftet med REJO är att förändra produktionsmetoderna inom jordbruket mot långsiktig uthållighet. REJO betalas till åkermarken och bör ses som ett komplement till det nämnda bas- och toppstödet för betesmarker och ängar. Vi anser dock att det är viktigt att på sikt arbeta samman dessa olika stödformer för att förhindra en uppdelning av jordbruket i en produktionsdel och en bevarandedel.

REJO tar tillvara den värdefullaste aspekten av REKO-programmet, nämligen kraven på systematisk dokumentation och analys av gårdens miljöeffekter. På grundval av denna analys erbjuds stegvis höjd ersättning för åtgärder som förbättrar gårdens miljöprestationer. Tyngdpunkten ligger på de centrala egenskaperna hos produktionssystemet: växtnärbalans, växtföljd och beroende av insatsmedel. Vinsterna är flera:

- Lantbrukare med konventionell produktion får kraftigt ökade möjligheter att söka ersättning för miljöförbättringar av sin produktion.
- Den konstlade gränsdragningen mellan miljöprogram enbart för ekologiska respektive enbart för konventionella bönder försvinner. Istället premieras samtliga anslutna bönder utifrån exakt samma kriterier.
- Stödet till ekologisk produktion frikopplas helt från reglerna i EU:s ekologiska förordning, vilket undanröjer de växande problemen med ständiga villkorsändringar och överdriven detaljreglering.
- Programmets konstruktion ger en stark stimulans för alla anslutna lantbrukare att gradvis öka sina miljöprestationer.

Mål

REJO utgår från fyra centrala miljömål som i stor enighet pekats ut som grundläggande för ett uthålligt jordbruk i en rad svenska rapporter och programskrivningar de senaste åren (Naturvårdsverkets 2021-studie, konsensusrapporten ”Den livsviktiga näringen” från Naturliga Steget, forskningsprogrammet Mat 21, samt flera olika målskrivningar för ekologiskt lantbruk). Dessa fyra mål är:

1. Övergång till välbalanserade växtföljder med vall.
2. Bättre växtnäringssutnyttjande (både minskning av insatsmedel och minskat läckage i kretsloppet).
3. Jämnare regional fördelning av djurhållningen och bättre integration av växtodling/djurhållning på gårdsnivå.
4. Minskad kemisk bekämpning.

Modulsystem

REJO byggs upp som ett modulsystem.

En grundmodul med miljöanalys av gården, dokumentations- och hänsynskrav är en förutsättning för deltagande i övriga moduler. Innehållet i grundmodulen påminner mycket om dagens REKO-program.

Grundmodulen ger i sig själv ingen ersättning, utan måste kombineras med minst en av 5–6 andra moduler:

- självförsörjningsgrad växtnäring,
- slopad handelsgödselanvändning,
- slopad kemisk bekämpning,
- växtföljd,
- balans växter/djur och
- och eventuellt en flexibel individuell modul.

Ett utkast till hur de enskilda modulerna kan se ut finns sist i det här dokumentet.

REJO är i vissa avseenden ett åtagande som innefattar hela gården, i andra avseenden knutet enbart till bestämda arealer.

Grundmodulens krav gäller självklart hela gården. Likaså baseras ersättningen i flera av modulerna på data för hela gården (växtnäringssbalans, växtföljd respektive växt-/djurbalans).

Däremot är åtagandena om slopad handelsgödsel respektive slopade bekämpningsmedel knutna till bestämda arealer, liksom i dagens ekostöd. Detta för att även i fortsättningen möjliggöra en gradvis omläggning.

Formellt tänker vi oss att det kan fungera så att femårsåtagandet görs för hela gården och att det kräver en viss miniminivå utöver grundmodulen. Miniminivån får inte underskridas under perioden. Däremot ska det vara möjligt att utöka med flera moduler utan nytt beslut. Utfallet i kronor och ören kan variera både uppåt och nedåt mellan åren, beroende på utfallet i de enskilda modulerna. Växt-näringsbalans m.m. skiftar ju mellan åren och kan ge ändrat stöd som resultat.

Ersättningsnivå

Vi har inte försökt detaljberäkna ersättningsnivåer. Som allmän utgångspunkt bör maxnivån, för den som når högsta nivån i samtliga moduler, ligga ett stycke högre än dagens högsta ersättning i stödet till ekologisk odling. Det motiveras både av att det totala åtagandet i flera avseenden blir mer omfattande (t.ex. krav på växtföljd, självförsörjningsgrad växtnäring och balans växter/djur, som inte ställs i dagens ekostöd), och av att spännvidden måste vara stor nog för att möjliggöra en rimlig ersättning för varje enskild modul.

Vi tänker oss att modulerna utformas så att maximal ersättning blir ungefär densamma i varje modul.

Vi förordar en lösning med relativt många moduler och relativt måttlig ersättning per modul bland annat av det skälet att eventuella möjligheter till "bidragsoptimering" blir mindre intressanta ju mindre de enskilda summorna är. Det bör med andra ord inte vara alltför attraktivt att enbart avstå från kemisk bekämpning om man inte samtidigt kan klara kraven för t.ex. växtföljd eller självförsörjningsgrad växtnäring. Till denna "tröskel" bidrar också att grundmodulens krav måste uppfyllas utan särskild ersättning, en insats som betalar sig bättre ju fler moduler brukaren kan delta i.

Administration

REJO kräver liksom nuvarande REKO en relativt hög nivå på gårdsbesök/rådgivning. I synnerhet vid inträdet i programmet, men

även årligen eftersom stödberäkningen delvis sker på grundval av den årligen uppdaterade gårdsanalysen. Vi ser detta i huvudsak som en fördel, eftersom programmets effekt i stor utsträckning ligger i att introducera nya tänkesätt hos lantbrukarna, något som inte är möjligt utan omfattande personliga kontakter. En allmän förenkling av miljöprogrammets regelverk bör spara arbetstid som kan omfördelas från kontroll till gårdsbesök. Men det är inte heller orimligt att avsätta något större del av totala budgeten för mera personal på länsstyrelserna.

Jämfört med REKO kräver REJO mer standardiserade metoder för gårdsanalysen, eftersom den direkt ska ligga till grund för stödberäkningen.

Anslutning

Vi förutser en relativt stor anslutning till REJO.

Stödet bör bli attraktivt för merparten av dem som idag har ekostöd. Dock inte för alla. För en grupp mycket små lantbruk med huvudsakligen vallodling och utan KRAV-certifiering kan dokumentationskraven i grundmodulen vara avskräckande. En KRAV-ansluten lantbrukare uppfyller kraven utan större extraarbete. En viss andel KRAV-certifierade, särskilt de som inte har gården helt omlagd, kan också få problem att klara kraven på självförsörjning på växtnäring eller balansen växt/djur.

Därutöver bör REJO vara tilldragande för en stor del av övriga jordbruket. Vilka moduler som ligger närmast till hands skiftar mellan olika driftsinriktningar. Många traditionellt drivna mjölk- eller köttgårdar har t.ex. lätt att klara växtföljdskraven, medan djurlösa spannmålgårdar i allmänhet ligger bättre till när det gäller växtnärbalans.

Vallstödet

Det generella vallstödet har en mellanställning mellan de bevarandeinriktade och de förändringsinriktade miljöstöden. Syftet är både att stötta hotade jordbruksmiljöer och att stimulera till bättre växtföljder.

Det kunde vara logiskt att integrera även vallstödet i REJO. Vi tror dock det bör undvikas av flera skäl.

Ett principiellt skäl är att vallstödet bör vara generellt och enkelt eftersom det kan betraktas som en kompensation för att vallen missgynnas av CAP i förhållande till ettåriga grödor. Vi menar att detta bör korrigeras genom att vallen får del av de generella CAP-betalningarna på samma villkor som spannmål och andra ettåriga grödor. Men så länge inte arealstöden inkluderar vallen bör miljöstödsprogrammen inkludera ett separat vallstöd.

Ett tungt vägande praktiskt skäl är den massiva anslutning till REJO som skulle bli följden om vallstödet fördes dit. En så stor mängd ansökningar är knappast möjlig att hantera för länsstyrelserna med den individuella behandling som REJO innebär.

Däremot bör vallstödet ges en tydligare miljöprofil genom att skötselreglerna skärps. Kemisk bekämpning på vallstödsarealen måste förbjudas, såväl under växtperioden som vid vallbrott. Det bör också införas en begränsning av vallens liggetid, med innebörden att endast vallar upp till tre år får vallstöd. Det möter inget hinder att låta vallen ligga längre, men inget stöd betalas ut förrän vallen bryts och nyanläggs. Effekten blir i praktiken en lägre ersättning ju längre genomsnittliga liggetiden är och en högre ersättning om vallen ingår i växtföljden.

Vallstödet skulle också kunna differentieras i handelsgödsblad och ej handelsgödsblad vall. Risken är dock stor att det bara leder till omfördelning av handelsgödsel/stallgödsel inom gården, vilket är poänglöst eller rentav negativt. Dessutom kompliceras administrationen kraftigt.

Med regelskärpningarna är en viss höjning av hektarersättningen motiverad. Hur stor beror delvis på utgången av CAP-reformen, som kan komma att missgynna vallen avsevärt mer än nu i förhållande till ettåriga grödor.

Övergångsregler

Eftersom REJO kräver så stor administrativ insats vid inträdet bör övergångsreglerna utformas så att framförallt nuvarande ekologiska producenter inte tvingas byta till REJO omedelbart. Att existerande åtaganden kan fullföljas är självklart, men därutöver bör det också vara möjligt med viss utökning inom nuvarande ekostöd, till exempel för den som befinner sig under omläggning till ekologisk produktion eller för en viss ökning av djurantal eller brukad areal. Beslut för tillkommande areal/djur bör dock inte löpa på fem år,

utan maximalt på det antal år som återstår av existerande beslut. (Jfr hanteringen av vallstödet 1998.)

Det ska inte vara möjligt att samtidigt ha miljöstöd enligt de gamla reglerna och enligt REJO. När övergången sker måste den gälla hela brukningsenheten.

Svagheter och möjlig utveckling

- REJO riktar sig enbart till åkermarken, medan bevarandestöden till öppet landskap och biologisk mångfald riktar sig nästan uteslutande till naturbetesmarken. Detta är en olycklig uppdelning som kan ge intrycket att endast åkermarken har betydelse för produktionen medan betesmark ska drivas musealt. På sikt vill vi se en bättre integration mellan dessa två delar i miljöstöden. Betesmarkerna ingår i gårdens produktionssystem och även natur- och kulturvärden är produkter från jordbruket.
- Förutom de fyra miljömål vi föreslagit för REJO kunde vi också satt upp mål om biologisk mångfald och energianvändning, vilka också nämns i stor samstämmighet av de refererade rapporterna. Vad gäller biologisk mångfald, anser vi att detta mål för närvarande kan hanteras genom övergång till ett brett basstöd och ett individanpassat toppstöd (se Bakgrund). Energimålet saknas i REJO inte på grund av att det skulle vara mindre angeläget, utan för att vi inte kunde se någon hanterbar metod att mäta/premiera energisnålhet. En fråga för framtida utveckling av REJO.
- En allmän svaghet med miljöstöden är att de ofta direkt motverkas av de generella stödbetalningarna i EU-politiken. I REJO är det uppenbart att exempelvis växtföljds målet och djur-/växtbalans målet premierar rakt motsatt beteende mot de generella areal- respektive djurbidragen. Konflikten kan dock knappast lösas inom miljöstödens ram, bara genom förändring av de generella stödordningarna.
- En mindre del av de existerande miljöstöden kan inte ersättas med REJO. Dit hör stödet till utrotningshotade husdjursraser, stödet till anläggning av våtmarker och frukt- och bärdelen av eko-stödet. Vissa av dessa är sannolikt mest logiskt att behålla som separata stöd utanför REJO (exempelvis husdjursraserna). Andra kan med fördel samordnas med bevarandestöden till betesmark och äng (exempel våtmarkerna). För ytterligare

andra skulle det kunna vara en lösning att skapa en flexibel individuell modul enligt samma modell som toppstödet till betesmark (exempel ekologisk frukt- och bärödling).

- Det kan tyckas märkligt att Ekologiska Lantbrukarna medverkar till ett förslag som eliminerar det separata stödet till ekologisk odling. Vi ser emellertid inte eko-stödet som ett självändamål. Trots att den separata etiketten försvinner, tror vi att en bredare lösning av det här slaget på sikt är bättre både för de ekologiska producenterna och för miljöanpassningen av jordbruket som helhet. Men självklart får inte förändringen innebära att stimulansen till ekologisk produktion minskar.

Modulerna

Nedan följer en möjlig kombination av moduler. Vi vill understryka att detta på inget sätt är någon färdig, konsekvensstuderad modell.

1. Grundmodul

Grundmodulen är en förutsättning för deltagande i övriga moduler. Det är inte möjligt att enbart välja grundmodul. Den måste kombineras med minst en ytterligare modul. Grundmodulen innehåller:

- dokumentation av odlingsåtgärder,
- dokumentation av miljöstatus (miljöhousesyn),
- årlig växtnärbalans,
- markkartering en gång under femårsperioden,
- årlig växtodlingsplan,
- utbildning minst x dagar under stödperioden,
- hänsyns krav om kemisk bekämpning används på gården (biobädd, kantzoner mot vatten, mot privata trädgårdar, mot ekologiska granngårdar etc.) och
- gärna ytterligare hänsyns krav (god jordbrukarsed).

Ingen särskild ersättning utgår för grundmodulen. Ersättningssummorna för övriga moduler sätts så att de även kompenserar arbetet med grundmodulen. Detta ger ett extra incitament att utöka sitt åtagande efterhand.

2. Självförsörjningsgrad växtnäring

Hektarersättning som baseras på den årliga växtnäringssbalansen. Premierar alla gårdar som har en bättre växtnäringssbalans än medeltalet. 3–4 olika ersättningsnivåer beroende på hur mycket bättre. Kan endast sökas för hela brukningsenheten.

Växtnäringssbalans definieras här som kvoten införd/bortförd växtnäring på gårdsnivå.

Som införd räknas därför alla införda gödselmedel (både handels- och stallgödsel), foder, strömaterial och alla andra produkter som bidrar med substantiella mängder växtnäring. Däremot räknas inte egen stallgödsel, eftersom den cirkulerar inom gården. Inte heller tillförsel genom kvävefixering, som också äger rum inom gården. Av praktiska skäl inte heller kvävenedfall, som är svårt att rättvist fastställa.

Bortförsel är i huvudsak de produkter som lämnar gården. Stödet premierar alltså gårdar som utnyttjar införd växtnäring effektivt, det vill säga upprätthåller en relativt hög produktion med relativt liten införsel. Växtnäringssläckage kalkyleras inte direkt, men påverkar givetvis stödet i hög grad, eftersom varje förlust minskar effektiviteten, dvs. produktionen relativt mängden införd växtnäring.

Balansen bör av praktiska skäl begränsas till N, P och K. Sammanvägning bör ske till en enda kvot, sannolikt i förhållande till relationen NPK i bortförseln (produkterna).

3. Ej handelsgödsel

Hektarersättning som utgår till den som förbinder sig att inte använda syntetiska handelsgödselmedel under femårsperioden. Handelsgödselmedel definieras i enlighet med EU:s ekoförordning.

Stödet kan sökas för del av brukningsenheten, men endast för fasta skiften (handelsgödselfria delen får ej flytta runt). En förutsättning för stöd är också att alla skiften som tidigare varit anslutna till detta stöd eller till eko-stödet fortfarande är anslutna. Gårdens handelsgödselfria del får alltså inte minska.

Eventuellt något högre hektarersättning för gård som drivs helt handelsgödselfritt.

4. Ej kemisk bekämpning

Hektarersättning som utgår till den som förbinder sig att inte använda kemisk bekämpning under femårsperioden. Kemisk bekämpning definieras i enlighet med EU:s ekoförordning.

Stödet kan sökas för del av brukningsenheten, men endast för fasta skiften (bekämpningsfria delen får ej flytta runt). En förutsättning för stöd är också att alla skiften som tidigare varit anslutna till detta stöd eller till eko-stödet fortfarande är anslutna. Gårdens bekämpningsfria del får alltså inte minska.

Eventuellt något högre ersättning för gård som drivs helt utan kemisk bekämpning.

5. Växtföljd

Hektarersättning som premierar gårdar med en balanserad växtföljd. Kan endast sökas för hela brukningsenheten.

Stödet utgår till den som har en vallandel om minst 25 och högst 80 procent, och vallen måste vara roterande i växtföljden. Hel ersättning till gårdar med 25 till 60 procent vall. Halv ersättning till gårdar med 60 till 80 procent vall.

Observera att ersättningen betalas på hela gårdens åkerareal, ej endast på vallarealen. Den premierar växtföljden, inte vallen som sådan. Syftet är att stimulera till utnyttjande av de många fördelar som växelbruket ger både ifråga om förebyggande växtskydd, jordstruktur, begränsning av näringsläckage och möjlighet att tillgodogöra sig vallens kvävefixerande effekt.

6. Balans växtodling/djurhållning

Ersättningen beräknas med utgångspunkt i gårdens grad av självförsörjning med foder och utgår till gårdar med självförsörjningsgrad över en viss miniminivå. 2–3 ersättningsnivåer beroende på hur högt över miniminivån. Ersättningen beräknas per DE med utgångspunkt i schablonsiffror för foderförbrukning och betalas antingen per DE eller efter omräkning som hektarersättning om detta fortfarande är nödvändigt efter CAP-reformen.

Modulen är av naturliga skäl endast tillgänglig för gårdar med djurhållning.

7. Udda och eventuellt individuellt?

Det kan finnas skäl att skapa en viss individuell flexibilitet i REJO av liknande slag som med toppstödet till betesmarker. Det kan handla om specifika åtgärder som anses extra angelägna att stimulera i en viss region, till exempel fånggrödor på lätta jordar i känsliga områden. Det finns också existerande stöd som inte täcks in av REJO-modulerna men är angeläget att skapa utrymme för, exempelvis utrotningshotade husdjur och ekologisk frukt- och bär-odling. I båda fallen udda, men viktiga stöd som bara rör ett fåtal lantbruk och med fördel skulle kunna hanteras i mer individualiserade former. I den mån nya EG-förordningen kommer att öppna för investeringsstöd och andra engångssummor behövs också en rutin för dessa, som kanske skulle kunna vara densamma.

En tänkbar lösning är att ge länsstyrelserna möjlighet att inom vissa specificerade ramar förhandla fram individuella lösningar.