

Att bevara betesmarker
– en analys av ekonomiska
styrmedel

Livsmedelsekonomiska institutet
Box 730
220 07 Lund
<http://www.sli.lu.se>
Katarina Elofsson
Rapport 2004:8
ISSN 1650-0105
Tryckt av Rahms i Lund, 2004

FÖRORD

Drygt 600 miljoner kronor per år betalas till svenska jordbrukare för att de ska hävda betesmarker. Syftet med hävden är att bevara markernas biologiska och kulturhistoriska värde. Används dessa medel effektivt? Är stöden konstruerade så att skattebetalarna får mesta möjliga för pengarna? Detta är utgångspunkten för ett regeringsuppdrag som Jordbruksverket och Livsmedelsekonomiska institutet (SLI) har haft. Vi skulle analysera dels de värden som stöden skall bevara eller åstadkomma, dels effektiviteten i de styrmedel som används. Utgångspunkten är att medlen ska utformas så att avsedda resultat nås till lägsta möjliga kostnad. SLI har haft ett huvudansvar för analysen av kostnadseffektiviteten, som redovisas i föreliggande rapport.

En principiell analys görs dels av nuvarande styrmedel, dels av alternativa möjligheter. Vad är avgörande för om en åtgärd är kostnadseffektiv – och går det i dagsläget att bedöma om nuvarande styrmedel är det? Är kontroll- och sanktionssystemet för avvikelser från uppgjorda skötselplaner effektivt utformat? Vilka alternativa styrmedel finns? Vilka medel används i andra länder och har de förutsättningar att passa i Sverige?

Genom den reform av den gemensamma jordbrukspolitiken inom EU som i Sverige träder i kraft vid det kommande årsskiftet minskar stödet till produktion kraftigt. Jordbrukarna får i stället ett gårdsstöd som inte är beroende av vad de producerar. Genom reformen kommer exempelvis stödet till nötköttsproduktion att minska, vilket skulle kunna medföra att även hävden av betesmarker minskar. Detta är den enskilda effekt av den stundande reformen som har diskuterats mest i Sverige. I en parallell studie har SLI empiriskt analyserat vilken betydelse djurbidragen har haft för betesmarkernas bevarande.

De generella gårdsstöden ska stegvis sänkas de närmaste åren, samtidigt som stödet för produktion av miljötjänster och åtgärder som utvecklar landsbygden höjs. Politiken blir alltså allt mindre inriktad på att stödja produktion av jordbruksprodukter och mer inriktad på att stödja produktion av kollektiva nyttigheter av karaktären betesmarkshävd. Det är därför naturligt att de riktade stöden för att hävda betesmarker får särskild uppmärksamhet.

I föreliggande rapport analyseras effektiviteten i nuvarande stöd för att bevara och sköta betes- och ängsmarker. Alternativa metoder för att bevara betesmarker studeras, liksom erfarenheter av andra metoder i andra delar av världen. Vidare görs en analys av vilka faktorer som har betydelse för jordbrukares hävd av ängs- och betesmarker i Sverige.

Studien har gjorts av Agr. dr. Katarina Elofsson, Konjunkturinstitutet, som har varit projektanställd hos SLI för detta arbete.

Lund, december 2004

Lena Johansson,
Generaldirektör

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	3
1.1	Biologisk mångfald - en kollektiv vara	3
1.2	Regeringsuppdraget	5
1.3	Syfte och metod	6
1.4	Läsanvisningar	7
2	GRUNDLÄGGANDE BEGREPP OCH DATA	9
2.1	Olika effektivitetsmått	9
2.2	Bedömning av kostnadseffektivitet	13
	<i>Miljömålen för betes- och ängsmarker</i>	14
	<i>Åtgärders effekt på målen</i>	16
	<i>Kostnader för olika åtgärder och styrmedel</i>	17
2.3	Information om olika kostnader	20
	<i>Myndigheternas kostnader</i>	21
	<i>Brukarnas kostnader</i>	26
3	NUVARANDE STYRMEDEL OCH EKONOMISK TEORI	29
3.1	Frivilliga fasta ersättningar	29
3.2	Prioritering av marker utifrån kostnader eller värden	31
3.3	Sammanfattning	39
4	ANALYS AV NUVARANDE ERSÄTTNINGAR	41
4.1	Detaljeringsgrad i ersättningsystemen	41
4.2	Urvalskriterier för grund- och tilläggsersättning	44
4.3	Kostnadsfaktorer som påverkar anslutningen till tilläggsersättning	47
	<i>En ekonomisk modell över anslutning till tilläggsersättning</i>	49
	<i>Data och metod</i>	52
	<i>Resultat</i>	57
	<i>Diskussion</i>	63
4.4	Kontrollsystemet	66
	<i>Ekonomiska incitament för brukaren</i>	68
	<i>Utformning av kontrollsystemet</i>	71
5	MENYER AV FRIVILLIGA KONTRAKT	73
5.1	Informationsbrister och styrmedel	73
5.2	En meny med två kontrakt – ett exempel	76
5.3	Vilka marker får ersättning med menyer av kontrakt?	82
5.4	Förnyelse av kontrakt	83
5.5	Tillämpade studier	85
5.6	Tillämpbarhet för svenska betesmarker.	87
6	AUKTIONER FÖR ATT UPPHANDLA BEVARANDE OCH SKÖTSEL	89

6.1	Auktionsteori	89
	<i>Hur bestäms priser vid auktion av kontrakt för betes- och ängsmarker?</i>	90
	<i>Osäkerhet om åtgärders effekt och värdet av biologisk mångfald och kulturelement</i>	91
6.2	Olika typer av auktioner	92
6.3	Fördelar med auktion	95
6.4	Auktionens nackdelar och begränsningar	98
6.5	Tillämpade auktioner	101
	<i>Conservation Reserve Programme</i>	101
	<i>BushTender</i>	103
6.6	Marker som får ersättning med auktioner	104
6.7	Auktioners tillämpbarhet i Sverige	105
7	JÄMFÖRELSE MELLAN STYRMEDEL	107
8	SAMMANFATTNING OCH SLUTSATSER	111
	REFERENSER	117
	APPENDIX	126

1

Inledning

1.1 Biologisk mångfald - en kollektiv vara

Vid 1800-talets början uppgick den svenska betes- och ängsmarksarealen till närmare 2 miljoner hektar, en areal som i princip bibehölls under det närmaste århundradet. Kring 1980 fanns emellertid endast en knapp halv miljon hektar kvar av dessa äldre typer av fodermarker. Minskningen är en följd av strukturomvandlingen och teknikutvecklingen i jordbruket under 1900-talet: under det senaste århundradet har produktionsmetoderna ändrats radikalt och intensiteten i jordbruket har höjts.

Betes- och ängsmarker har en betydelsefull funktion genom att de ger upphov till kollektiva nyttigheter som biologisk mångfald och bevarande av kulturhistoriska lämningar, liksom möjligheter till rekreation och friluftsliv. Enligt den ängs- och hagmarksinventering som genomfördes 1987-1992 var cirka 40 procent av dessa marker av högt eller mycket högt bevarandevärde utifrån biologisk synvinkel. Resultatet från ekonomiska studier indikerar att betalningsviljan för bevarande av svenska betesmarker och kulturelement är betydande (Drake 1986, Hasund 1998).

De natur- och kulturvärden som kan gå förlorade till följd av jordbrukets utveckling är alla så kallade kollektiva nyttigheter. En kollektiv nyttighet är en vara eller tjänst där en individs konsumtion inte påverkar den mängd som finns tillgänglig för konsumtion av en annan individ, det vill säga den kan utnyttjas av alla. Ingen kan heller uteslutas från konsumtion av kollektiva nyttigheter, vilket också gör det möjligt för individer att ta del av dem utan att betala. Detta leder till svårigheter att låta användarna betala för kollektiva nyttigheter. Man kan därför inte förvänta sig att nyttigheterna produceras i önskvärd mängd på marknaden, varför det kan finnas skäl för staten att införa styrmedel som leder till att de produceras.

I ett längre tidsperspektiv har jordbruket alltså bidragit till produktion av biologisk mångfald och bevarande av kulturmiljöer som en positiv bieffekt av jordbruksproduktionen, men under senare halvan av 1900-

talet har detta bidrag minskar kraftigt. I ett tidigare historiskt skede fanns det inga större skäl för staten att vidta åtgärder för att skydda betes- och ängsmarker, eftersom de positiva bieffekterna ändå producerades i stor omfattning. Utvecklingen av jordbruket kan emellertid motivera de åtgärder som under senare decennier vidtagits för att bevara återstående svenska betes- och ängsmarker.

Med avsikt att bevara biologisk mångfald har politiska beslut fattats på såväl nationell som internationell nivå. Den internationella konventionen om biologisk mångfald, som syftar till att bevara variationsrikedomen bland levande organismer och de ekologiska sammanhang som dessa ingår i, trädde i kraft 1993. I Sverige har denna konvention omsatts i nationell politik genom bland annat strategin för biologisk mångfald (regeringens proposition 1993/94:30). Denna innebär bland annat att a) varje sektor bär ansvar för att dess egna aktiviteter bidrar till upprätthållandet av biologisk mångfald, b) tyngdpunkten i bevarandearbetet ska ligga på ekosystem och naturtyper och c) Sverige har ett ansvar för att bevara naturligt förekommande arter inom landet. En ytterligare utveckling av det svenska arbetet med biologisk mångfald gjordes genom antagandet av de nationella miljö kvalitetsmålen (regeringens proposition 1997/98:145), där åtskilliga av målen berör biologisk mångfald.

Det miljö kvalitetsmål som tydligast berör betesmarker är målet Ett rikt odlingslandskap, som innebär att odlingslandskapets och jordbruksmarkens värden för biologisk produktion och livsmedelsproduktion ska skyddas, samtidigt som den biologiska mångfalden och kulturmiljö värdena bevaras och stärks. Ett antal delmål som konkretiserar detta övergripande mål har satts upp. Ett av dessa delmål är att samtliga betes- och ängsmarker senast år 2010 ska skötas på ett sätt som bevarar deras värden.

Det styrmedel som är närmast förknippat med detta mål är miljö ersättningarna för betes- och ängsmarker och projektstödet för restaurering av marker som delvis förlorat sina värden. Stöden är en del av det svenska så kallade Miljö- och landsbygdsprogrammet, som innehåller stöd för miljöåtgärder och åtgärder för att utveckla landsbygden. Programmet är en del av EUs gemensamma jordbrukspolitik, men utformningen be-

stäms huvudsakligen nationellt. Miljöersättningarna till betes- och ängsmarker beräknas av Jordbruksverket uppgå till cirka 650 miljoner kronor per år för 2003 och 2004. Över 90 procent av de svenska betesmarkerna omfattas av grundersättningen i programmet.

Även andra typer av jordbrukspolitiska stöd kan på olika sätt påverka hävdens av betesmarker, som exempelvis djurbidrag, vallstöd och arealstöd, och de jordbrukspolitiska stöden kommer att förändras kraftigt i samband med reformen av EUs gemensamma jordbrukspolitik, vilken träder i kraft vid årsskiftet.

Föreliggande rapport syftar till att undersöka den samhällsekonomiska effektiviteten när det gäller nuvarande åtgärder och styrmedel för svenska betes- och ängsmarker. Den är ett resultat av ett regeringsuppdrag som innehöll två delar, dels en analys av värdet av de olika kollektiva nyttigheter som betes- och ängsmarkerna bidrar med, dels en analys av kostnadseffektiva styrmedel för att bevara dessa värden. Denna rapport behandlar emellertid inte markernas värden, utan innehåller enbart en analys av kostnadseffektivitet när det gäller åtgärder och styrmedel för betes- och ängsmarker. Rapporten omfattar bland annat en undersökning av möjligheterna att med tillgängliga data genomföra en kostnadseffektivitetsanalys när det gäller bevarande och skötsel av svenska betes- och ängsmarker, samt en jämförelse av det nuvarande ersättningsystemet med möjliga alternativa styrmedel.

1.2 Regeringsuppdraget

Den 27 maj 2004 fick Statens jordbruksverk och Livsmedelsekonomiska institutet (SLI) i uppdrag av regeringen att analysera den samhällsekonomiska effektiviteten i miljöersättningen till betes- och ängsmarker. Detta uppdrag består av tre huvudkomponenter, en analys av hur målen kan relateras till markernas värden, en analys av styrmedlens kostnadseffektivitet och en bedömning av hur reformen av den gemensamma jordbrukspolitiken ändrar förutsättningarna för att bevara betes- och ängsmarker. Uppdraget ska redovisas efter samråd med Naturvårdsverket och Riksantikvarieämbetet.

En utredning av miljö kvalitetsmålet och hur prioriteringar mellan marker med skilda värden kan göras redovisades, tillsammans med en analys av reformens effekter, till regeringen den 2 september 2004. Den återstående delen av uppdraget, som avser en analys av kostnadseffektiviteten i olika styrmedel för att bevara markerna, redovisas i föreliggande rapport.

Jordbruksverket och SLI har fördelat arbetet så att Jordbruksverket har ett huvudansvar för analysen av målet och markernas värden samt av reformens effekter, medan SLI har ett huvudansvar för analysen av olika styrmedels kostnadseffektivitet.

Uppdraget om att utreda styrmedels kostnadseffektivitet, innebär en analys av nuvarande och alternativa styrmedel för att bevara betes- och ängsmarker. Vidare skall vid behov förslag till ändringar av nuvarande styrmedel presenteras. Att differentiera ersättningen utifrån markernas värden kan, enligt uppdraget, vara ett kostnadseffektivt alternativ till dagens styrmedel. Med hänsyn till bristande statistikunderlag skall myndigheterna endast göra en principiell analys.

1.3 Syfte och metod

Denna rapport har två syften. Det *första* är att undersöka om det är möjligt att göra en analys av kostnadseffektiviteten i åtgärder för bevarande och skötsel av betes- och ängsmarker.

I rapporten baseras denna analys på ekonomisk teori, tillgänglig information om styrmedlens funktionssätt och tillgängliga data. Analysen utgår från olika ekonomiska effektivitetsbegrepp, och en inventering görs av tillgänglig information om kostnader, effekter och mål. Urvalskriterierna för marker som ansluts till grund- respektive tilläggsersättningar för betes- och ängsmarker granskas i syfte att undersöka om de leder till att ett utifrån ekonomiskt perspektiv lämpligt urval av marker får ersättning. En statistisk analys görs av anslutningen till tilläggsersättningen i syfte att undersöka hur kostnader, intäkter och urvalskriterier som påverkar graden av anslutning i olika län. Analysen syftar till att ge ytterligare underlag rörande vilka kostnader som är av betydelse för skötseln av betesmarker. Därefter diskuteras kontrollsystemets nuvarande

konstruktion utifrån de ekonomiska incitament som det skapar för brukarna. Slutligen diskuteras i vilken utsträckning olika former av ökad differentiering av ersättningarna kan tänkas leda till lägre kostnader totalt sett för att nå målen för betes- och ängsmarker.

Det *andra* syftet med rapporten är att undersöka och jämföra alternativa styrmedelsformer för betes- och ängsmarker med avseende på deras effekter på ekonomi och miljö. Analysen omfattar tre typer av styrmedel, som alla bygger på att anslutningen är frivillig: a) fasta ersättningar för givna åtgärder, vilket är vad som används idag, b) menyer av kontrakt där brukare kan välja mellan åtgärdspaket av olika omfattning och c) auktioner, vilket i princip innebär att avtal om skötsel av betesmarker fördelas mellan brukarna genom offentlig upphandling.

Jämförelsen bygger på ekonomisk teori och är inriktad på att granska styrmedlens egenskaper när det gäller att hantera en situation där både kostnaden för och värdet av bevarande och skötsel skiljer sig åt mellan olika marker. De egenskaper hos styrmedlen som diskuteras är bland annat kostnadseffektivitet, kostnad för ersättningar, måluppfyllelse och flexibilitet.

1.4 Läsanvisningar

Rapporten är upplagd enligt följande. I kapitel 2 definieras först grundläggande ekonomiska begrepp. Därefter diskuteras vilken information som krävs för en analys av kostnadseffektivitet och en jämförelse görs med tillgänglig information.

I kapitel 3 redogörs för ekonomisk teori som är relevant för analys av nuvarande ersättningssystem. Detta kapitel är delvis av en mer teknisk natur, och avsedd för de läsare som önskar få en klarare överblick över förutsättningarna för vissa av de slutsatser som sedan dras i kapitel 4.

Kapitel 4 omfattar en analys av nuvarande ersättningssystem. Kapitlet inleds med en diskussion av huruvida en ökad differentiering av ersättningarna, geografiskt eller i form av mer specifika åtgärder, kan sänka kostnaderna för åtgärder med bibehållen effekt på miljömålen för betes- och ängsmarker. Därefter analyseras hur de urvalskriterier som tilläm-

pas för grund- och tilläggsersättningarna påverkar vilka marker som ansluts och kostnaderna för och värdet av bevarande och skötsel av dessa marker. Detta följs av en analys av regionala skillnader i anslutning till tilläggsersättningen. Slutligen diskuteras de ekonomiska incitament som skapas genom nuvarande kontrollsystem.

I kapitel 5 redogörs för ett tänkbart alternativ till dagens styrmedel, nämligen menyer av frivilliga kontrakt. Kapitlet inleds med en presentation av de skäl som finns för att använda denna typ av styrmedel. Detta följs av ett exempel i avsnitt 5.2, där principerna för kontraktens utformning beskrivs. Detta avsnitt är av en mer teknisk natur. Därefter följer en diskussion av olika egenskaper hos styrmedlet när det gäller måluppfyllelse och flexibilitet i avsnitten 5.3 och 5.4. Ett antal empiriska analyser av kontrakt presenteras i avsnitt 5.5, vilket är avsett att ge en bild av hur styrmedlet kan fungera vid praktisk tillämpning. Kapitlet avslutas med en diskussion i avsnitt 5.6 av systemets tillämpbarhet för svenska betesmarker.

I kapitel 6 redogörs på motsvarande sätt för auktioner som styrmedel. Kapitlet inleds i avsnitt 6.1 med en redogörelse för förutsättningarna för auktioner och hur dessa förutsättningar skiljer sig från en situation där priser bestäms på en vanlig varumarknad. Därefter ges i avsnitt 6.2 exempel på hur auktioner, kopplade till jordbrukets markanvändning, kan vara utformade. I avsnitt 6.3 och 6.4 diskuteras fördelar och nackdelar med auktioner som styrmedel, och i 6.5 beskrivs och diskuteras hur auktioner tillämpas i praktiken när syftet är att påverka markanvändningen i jordbruket i riktning mot ökat bevarande av miljövärden.

I kapitel 7 jämförs fasta frivilliga ersättningar med menyer av frivilliga kontrakt och auktioner utifrån flera olika kriterier. I kapitel 8 sammanfattas och diskuteras slutsatserna från rapporten.

2

Grundläggande begrepp och data

Som tidigare har framgått innebär uppdraget att styrmedel för att bevara betes- och ängsmarker ska analyseras från ett samhällsekonomiskt perspektiv samt att kostnadseffektivitet ska vara den centrala utgångspunkten för analysen. I detta kapitel diskuteras därför dels de centrala begreppen, dels den typ av information som behövs för att analysera och konstruera styrmedel med kostnadseffektivitet som utgångspunkt.

I detta kapitel definieras i avsnitt 2.1 olika effektivitets- och kostnadsbegrepp, och i 2.2 görs en genomgång av vilken information som krävs för en analys av kostnadseffektivitet eller budgeteffektivitet. Detta följs i avsnitt 2.3 av en presentation av tillgängliga data rörande kostnader för åtgärder och styrmedel.

2.1 Olika effektivitetsmått

Samhällsekonomisk effektivitet innebär att alla varor och tjänster, inklusive miljötjänster, produceras på ett tekniskt och ekonomiskt effektivt sätt och i en sådan mängd att välfärden maximeras. Det innebär också att konsumtionen av varor och tjänster fördelas mellan olika individer på ett sådant sätt att det inte går att omfördela dem så att någon får det bättre utan att någon annan får det sämre. Dessutom måste hänsyn tas till att de samlade resurserna är begränsade, så att knappa tillgångar används på det sätt som ger störst nytta.

Utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv är det effektivt att bevara alla betes- och ängsmarker för vilka värdet av bevarandet överstiger kostnaderna för bevarandet. Detta skulle vara urvalskriteriet när *samhällsekonomisk effektivitet* ska styra. I praktiken är det mycket svårt att bedöma såväl totalvärdet som totalkostnaden för samhället.

När begreppet samhällsekonomisk effektivitet ska tillämpas i praktiken vid politiska beslut så används så kallad kostnads-nyttoanalys. Metoden innebär i princip att alla förändringar i välfärd som ett beslut kan leda till ska värderas och beaktas, för alla berörda parter, nu och i framtiden. För att bedöma målet om bevarande av svenska betesmarker skulle allt-

så idealiskt sett beaktas hur alla individer värderar de kollektiva nyttigheter, som biologisk mångfald, kulturelement och rekreation, vilka är förknippade med svenska betes- och ängsmarker. Värdet av markerna för att producera bete skulle inkluderas, liksom alla effekter bevarande kan ha på djurhållning och jordbruksproduktion i Sverige och, mer indirekt, i andra länder. Alla andra direkta och indirekta kostnader som kan uppstå till följd av bevarandet skulle också inkluderas, alltifrån kostnader för stängsling och underhåll av stängsel till kostnaden för att avstå från att använda marken på annat sätt. Om bevarandet får sidoeffekter på andra sektorer än jordbruket, till exempel på arbetsmarknaden, skulle dessa effekter också inkluderas.

En kostnads-nyttanalys skulle alltså, om man vill få med *alla* samhälls-ekonomiska effekter, vara i det närmaste omöjlig att genomföra. I praktiken måste därför en sådan analys, på exempelvis miljöområdet, inskränkas till att identifiera och värdera de mest betydelsefulla effekterna på miljön, liksom till att skatta de mest betydelsefulla kostnaderna.

Även med en sådan förenkling kan det samhälls-ekonomiska värdet av bevarande och skötsel vara svårt att fastställa både på aggregerad nivå, det vill säga för alla betesmarker i Sverige tillsammans, och för enskilda betesmarker. Detta värde beror på hur alla individer värderar betes- och ängsmarker och de ekosystemtjänster och andra tjänster i form av rekreativsmöjligheter med mera som de bidrar med. Markerna har alltså det värde som alla individer tillsammans tillskriver dem. För att bedöma detta värde behövs alltså bland annat undersökningar av individens betalningsvilja för att bevara betes- och ängsmarker eller de olika natur-, kultur och rekreativsvärden som är förknippade med dessa marker.

Också kostnaderna för bevarande kan vara svåra att fastställa, men är ofta lättare att uppskatta än värdet. De totala kostnaderna kan vara enklare att beräkna om man utgår från en sektor som helhet än om man utgår från företagsnivå (se t.ex. Baumol och Oates, 1988). Skälet är att aggregerade data över en sektors verksamheter kan möjliggöra en statistisk analys av kostnader, vilket är mindre krävande än att beräkna kostnader vid varje enskild anläggning.

Enligt uppdraget ska olika styrmedels *kostnadseffektivitet* analyseras. Kostnadseffektivitet innebär att ett eller flera mål uppnås till lägsta möjliga kostnad för samhället som helhet. Om exempelvis ett miljömål nås till lägsta möjliga kostnad, finns större ekonomiska resurser kvar till andra behov, som andra miljöåtgärder, samt till sjukvård, skolor etc.

För att bedöma kostnadseffektivitet behövs information om följande tre faktorer:

- ett tydligt och mätbart miljömål
- alla tänkbara åtgärder och deras effekt på målet
- kostnaden för var och en av dessa åtgärder.

Dessutom bör kostnader förknippade med olika styrmedel beaktas, exempelvis kostnader för administration och kontroll. Den slutliga bedömningen av kostnadseffektivitet innebär en bedömning av de sammanlagda kostnaderna för åtgärder och styrmedel, och förutsätter att miljömålet nås.

I många fall är emellertid inte kostnadseffektivitet utgångspunkten för en myndighet som ansvarar för en särskild typ av åtgärder, utan den tillgängliga budgeten för detta ändamål. Ett skäl till detta kan vara att ansvaret för att uppfylla ett miljömål är uppdelat på flera sektorsmyndigheter. När det gäller betesmarker ligger visserligen ansvaret för miljöersättningar hos Jordbruksverket, men vissa områden kan också få andra medel för skötseln. Detta gäller t.ex. betes- och ängsmarker som ligger inom Natura 2000, där medel för Natura 2000-områden kan fås via Naturvårdsverket (se t.ex. SJV 2004b). Dessutom är budgeten inte heller alltid tillräckligt stor för att miljömålen ska kunna nås. För betesmarkerna skulle en otillräcklig budget innebära att inte alla betes- och ängsmarker kan bevaras. I dagsläget anses emellertid arealmålet vara nära nog uppfyllt (se t.ex. Jordbruksdepartementet 2003), varför budgetbegränsning kanske inte tycks vara ett problem. Emellertid är det fullt möjligt att det skulle krävas en betydande höjning av grundersättningen för att även de återstående markerna skulle anslutas. Andra mål för betesmarker, som utökning av arealen ängsmarker och specialbetesmarker, är i

lägre grad uppfyllda, vilket kan tänkas bero på budgetbegränsning, det vill säga att ersättningarna är för låga för att ge önskad anslutning. Om man utgår från en begränsad budget kan man i stället tala om *budgeteffektivitet*, det vill säga att man strävar efter att uppnå ett så högt miljövärde som möjligt med den givna budgeten.

Det faktum att budgeten ofta är begränsad, vilket givetvis inte är unikt för miljöområdet, har såväl ekonomiska som politiska orsaker. Ett av de ekonomiska skälen är att det kostar för samhället att dra in skattepengar för finansiering av offentlig verksamhet. Det vanliga måttet på denna kostnad är marginalkostnaden för skatteuttag, vilket är kostnaden för att ta in ytterligare en krona i skattemedel. Hansson och Stuart (1985) menar att denna kostnad beror på tre faktorer: a) val av skatteinstrument, b) utgångsnivåer på skatter och c) hur myndigheterna använder skattemedlen. Empiriska beräkningar tyder på att denna marginalkostnad ligger mellan 0,67-7,20 (Devarajan m.fl. 1999, Hansson 1984, Hansson och Stuart 1985). Europakommissionen använder i en forskningsrapport 1,28 som skuggpris på offentliga medel (European Commission 1998). Om marginalkostnaden för skatteuttag då exempelvis är 1,30, betyder det att kostnaden för att uppbära ytterligare 1 krona i skatt är 1,30 kronor. Detta innebär att nyttan av 1 kronas utgifter av skattemedel måste vara större än eller lika med 1,30 för att det ska vara samhällsekonomiskt motiverat att uppbära skatt för ändamålet.

Med tanke på kostnaden för skatteuppbörd är det inte givet att den tilldelade budgeten för ett visst ändamål kan ses som ett uttryck för den samlade betalningsviljan hos alla svenskar, uttryckt genom de beslut de folkvalda fattat. Visserligen kan budgettilldelningen avspegla hur den svenska befolkningen, genom de folkvalda, prioriterar betes- och ängsmarker i förhållande till andra offentligfinansierade nyttigheter, men storleken på budgettilldelningen kan även reflektera de folkvaldas förväntningar om kostnaderna för att nå målen. Om kostnaderna väntas vara låga, kan också budgettilldelningen vara låg, även om bevarandet genererar höga värden. På motsvarande sätt kan tilldelningen vara högre om kostnaderna väntas vara höga. Höga kostnader kan vara motiverade om värdet av åtgärderna bedöms vara högre än tilldelningen.

Sammanfattningsvis kan sägas att för en bedömning av samhällekonomisk effektivitet krävs beräkning av individers monetära värdering av betes- och ängsmarker, medan det för kostnads- eller budgeteffektivitet endast krävs att effekten av åtgärder kan mätas på något sätt som är möjligt och relevant. Effekten skulle exempelvis kunna mätas a) genom rent fysiska förändringar, som bevarad areal, b) genom ett sammanvägt index av olika fysiska förändringar, som ökad biologisk mångfald, betesmarker tillgängliga för rekreation samt antal och status på kulturelement eller c) genom ett monetärt mått. Skillnaden mellan kostnadseffektivitet och budgeteffektivitet består främst i att kostnadseffektivitet innebär att målet nås, medan budgeteffektivitet kan innebära att man endast når en bit på vägen mot målet. Båda innebär att man i första hand väljer ut åtgärder med de lägsta kostnaderna i förhållande till effekten och sedan successivt inkluderar åtgärder med allt högre kostnad i förhållande till effekten tills miljömålet är nått (för kostnadseffektivitet) eller pengarna är slut (för budgeteffektivitet).

I denna rapport diskuteras frågan om styrmedlens egenskaper utifrån alla de tre effektivitetsaspekter som har beskrivits ovan, det vill säga samhällsekonomisk effektivitet, kostnadseffektivitet och budgeteffektivitet, eftersom de alla bidrar till förståelsen av olika styrmedels effekter. Uppdraget betonar visserligen kostnadseffektivitet, men budgeteffektivitet är, som ovan beskrivits, ett likartat sätt att hantera frågan.

2.2 Bedömning av kostnadseffektivitet

I det föregående avsnittet listades tre faktorer som behöver vara kända för att bedöma kostnadseffektiviteten hos olika styrmedel. I detta avsnitt analyseras därför i tur ordning målen för betes- och ängsmarker och deras mätbarhet, åtgärders effekt på målen, och åtgärdernas och styrmedlens kostnader.

Miljömålen för betes- och ängsmarker

Uppdraget består i att analysera åtgärder och styrmedel i relation till de svenska miljömålen för betes- och ängsmarker, och i följande avsnitt diskuteras dessa miljömål och hur graden av måluppfyllelse kan mätas¹.

Det av riksdagen fastställda miljökvalitetsmålet Ett rikt odlingslandskap innebär att odlingslandskapets och jordbruksmarkens värde för biologisk produktion och livsmedelsproduktion ska skyddas samtidigt som den biologiska mångfalden och kulturmiljövärdena bevaras och stärks. Ett flertal nationella delmål, som syftar till att miljökvalitetsmålet ska nås är beslutade av riksdagen.

Det delmål som gäller betes- och ängsmarker är formulerat som att samtliga betes- och ängsmarker ska bevaras och skötas på ett sätt som bevarar deras värden senast år 2010. Den totala areal som ska bevaras anges inte direkt i målet, och inte heller anges något referensår. Arealen betes- och ängsmark har ökat successivt sedan målet infördes. Det finns också viss osäkerhet om statistikens tillförlitlighet när det gäller arealerna för enskilda år. Det operativa målet innebär att den totala arealen som ska bevaras uppgår till 450 000 hektar (Jordbruksdepartementet 2000). Arealen hävdad ängsmark ska samtidigt utökas med minst 5 000 hektar. Dessutom ska arealen hävdad betesmark av de mest hotade typerna, nämligen naturliga betesmarker i Norrland, ljunghedar samt skogs-, fäbod- och alvarbeten, utökas med minst 13 000 hektar till år 2010.

Delmålet är en kombination av kvantitativa arealmål och ett kvalitativt skötsel mål. Vid utvärdering av arealmålet tolkas arealen bevarade marker i samtliga fall som de marker som får miljöersättning. Utifrån denna tolkning är måluppfyllelsen 93 procent år 2003 för betesmarker (SJV 2004a). För ängsmarker ökade arealen som får ersättning mellan 2000 och 2003 med drygt 1 100 hektar, vilket motsvarar 23 procent av målet för ökningen. Jordbruksverket har emellertid framfört att hela ökningen

¹ I bakgrunden till de svenska miljömålen för betes- och ängsmarker finns internationella mål: vid EUs toppmöte i Göteborg 2001 beslutades att stoppa förlusten av biologisk mångfald till 2010. Detta tema återspeglades även på världstoppmötet i Johannesburg året därpå, där man beslutade att hejda förlusten av biologisk mångfald till år 2010. Dessa internationella åtaganden ska i princip vara implementerade genom nationella beslut, som exempelvis genom målen för betes- och ängsmarker.

av ängsarealen bör ske i form av mark som kvalificerar för tilläggsersättning (SJV 2001). Med detta mått torde måluppfyllelsen bli en annan. Målet för de mest hotade marktyperna behandlas i vissa fall som ett aggregerat mål för samtliga dessa marktyper (Jordbruksdepartementet 2003) och i andra fall som ett disaggregerat mål med separata, ungefärligen proportionella mål för varje marktyp (SJV 2003a). Också när det gäller dessa marker sätts generellt likhetstecken mellan måluppfyllelse och anslutning till miljöersättning.

Det är inte självklart att utgå från att bevarande och skötsel är identiskt med att ersättning ges till marken. Det är fullt möjligt att en del marker skulle hävdas även utan ersättning, i den mån de är privatekonomiskt lönsamma som insatsvaror i jordbruksproduktionen eller brukaren anser sig ha nytta av att ha hävdad betes- eller ängsmark inom sina ägor. Omfattningen av de betes- och ängsmarker som inte får ersättning framgår inte klart av löpande statistik, men enligt SJV (2004b) låg år 2002 cirka 87 000 hektar betesmark och 900 hektar ängsmark utanför ersättningarna.

I delmålet för betes- och ängsmarker sägs att marker som bevaras ska skötas på ett sätt som bevarar deras värden. Detta mål har inte utvärderats och det finns inte någon indikator utvecklad som anger standarden på skötseln av markerna, trots att denna kan väntas ha stor betydelse för det övergripande miljökvalitetsmålet. En möjlighet att mäta den genomsnittliga standarden på skötseln skulle kunna vara att undersöka andelen av betes- och ängsmarker med grundersättning som också har tilläggsersättning. Detta mått kan motiveras med att skötseln generellt är bättre på marker med tilläggsersättning än på marker med grundersättning. Emellertid är det inte självklart att skötsel enligt tilläggsersättningens villkor skulle leda till bättre miljöeffekt på alla marker som har grundersättning, eftersom miljöeffekten beror på markernas tillstånd. En annan möjlighet är undersöka åtföljden av de skötselkrav som anges i villkoren för ersättningarna. I halvtidsutvärderingen av Miljö- och landsbygdsprogrammet uppges att det förekommer skötselavvikelser på 16 procent av arealen (Jordbruksdepartementet 2003). Frekvensen och omfattningen av skötselavvikelser kan tänkas vara relevanta delmål på skötselkvalitet. När den pågående ängs- och betesmarksinventeringen

färdigställt kan den tänkas utnyttjas som instrument för att bedöma markernas och skötselns kvalitet.

Sammanfattningsvis tycks visserligen målen för betes- och ängsmarkernas arealer vara klara, men det är i princip inte ändamålsenligt att mäta graden av måluppfyllelse genom den areal som får miljöersättning, eftersom det är oklart vilken kvalitet som finns på de marker som inte får ersättning. Om endast små arealer välhävdade marker ligger utanför ersättningarna, kan det dock i praktiken vara tillräckligt att mäta måluppfyllelsen på detta sätt. När det gäller målet för de mest hotade betesmarkerna råder viss tveksamhet om de ska ses som helt utbytbara², det vill säga om de kan ses i "klump", så att målet exempelvis kan nås med en ökning av enbart skogsbete, eller om alla marker ska öka proportionellt eller på annat sätt. Indikatorer avsedda att mäta kvaliteten på markerna och deras skötsel saknas i det nuvarande systemet och det är därför oklart hur måluppfyllelsen i detta avseende ska mätas. Ängs- och betesmarksinventeringen kan tänkas vara användbar för detta ändamål i framtiden.

Åtgärders effekt på målen

För analys av kostnadseffektivitet är det nödvändigt att veta vilken effekt olika åtgärder har på målen. När det gäller mål i form av arealer, borde detta i princip vara möjligt, även om det som ovan nämnts finns oklarheter om a) i vilken mån olika marktyper kan och bör aggregeras med avseende på målen, som till exempel när det gäller de olika typerna av särskilt hotade betesmarker, och b) det lämpliga att enbart använda areal som får miljöersättning som mått på måluppfyllelse samt c) storleken på den areal betes- och ängsmarker som ska bevaras.

Effekten av olika åtgärder när det gäller att bevara markernas värden är bara till vissa delar känd. Det är exempelvis känt att bete medför att man kan bibehålla och/eller öka den biologiska mångfalden. En hel del andra faktorer påverkar emellertid resultatet av betet, som till exempel till-

² Det nuvarande målet för alla dessa marker gemensamt indikerar att man vid utformningen av målen ansett att det finns utbytbarhet mellan de olika marktyperna. Med tanke på att marktyperna torde skilja sig åt betydligt med avseende på de olika egenskaper och ekosystemtjänster de levererar är det dock inte självklart att arealerna bör ses som helt utbytbara.

ståndet på marken i fråga när åtgärderna vidtas, markens storlek och dess belägenhet i förhållande till andra betes- och ängsmarker, antal betesdjur och djurslag. Det är därför omöjligt att i förväg säga hur effekten av bete på en viss plats kommer att bli och inte heller går det att säga vilken effekten kan tänkas bli i genomsnitt. Den ängs- och betesmarksinventering som för närvarande genomförs av Jordbruksverket kan emellertid komma att bli användbar när det gäller att jämföra vidtagna åtgärder och den effekt de har på betes- och ängsmarkens kvalitet.

Ökade kunskaper om åtgärders effekt på betesmarkernas kvalitet skulle med andra ord stärka möjligheterna till en konkret analys av kostnadseffektivitet med avseende på målet om bevarande av biologisk mångfald.

Kostnader för olika åtgärder och styrmedel

En nödvändig förutsättning för att bedöma kostnadseffektivitet är, som ovan nämnts, kännedom om åtgärdernas kostnader. Också kostnader som uppstår i samband med styrmedlen bör inkluderas i en kostnadseffektivitetsanalys.

Brukarnas privatekonomiska marginalkostnad för åtgärder beror på både alternativkostnader och kostnader för direkta åtgärder. När det gäller bevarande av betes- och ängsmarker kan alternativkostnaden exempelvis vara den vinst jordbrukaren får avstå för att inte kunna använda marken för att plantera skog. En annan typ av alternativkostnad kan uppstå genom krav på bete på markerna, om det exempelvis skulle vara mer lönsamt för brukaren att låta djuren beta på åkermark eller att köpa tilläggsfoder. Ytterligare en faktor som påverkar är brukarens alternativkostnad för arbete, det vill säga kostnaden för att brukaren måste avstå från annan verksamhet under den tid som han/hon arbetar med skötseln av betes- och ängsmarker. Kostnaden för direkta åtgärder består bland annat av kostnader för stängsling och underhåll av stängsel, röjning, slåtter, etcetera. Ytterligare kostnader kan uppstå genom restriktioner som åläggs brukaren vid anslutning till grund- och tilläggsersättning.

Den privatekonomiska kostnaden påverkas i högre och lägre grad av nivån på olika jordbrukspolitiska stöd, som exempelvis extensifieringsbid-

rag, djurbidrag, vallstöd och arealersättning. De jordbrukspolitiska stöden förändras kraftigt i samband med den kommande jordbruksreformen. Det är ännu oklart vilken nettoeffekten av reformen kommer att bli när det gäller kostnaderna för bevarande och hävd av betesmarker (se SJV 2004c). Vidare påverkas den privatekonomiska kostnaden av nationella regelverk, exempelvis när det gäller djurskyddsregler.

Det finns alltså ett stort antal faktorer som påverkar brukarens privatekonomi, men brukarens marginalkostnad kan också bero på hur han/hon värderar den egna nyttan av att ha välhävda betes- och ängsmarker inom sina ägor eller på den mark som arrenderas. Marginalkostnaden bör alltså, åtminstone teoretiskt, beräknas utifrån privatekonomiska kostnader minus den privata nyttan³. Det är en på denna sätt beräknad marginalkostnad som bör ingå i en analys av kostnadseffektivitet när det gäller att uppnå miljömålen för betes- och ängsmarker. Denna marginalkostnad avgör också brukarens beslut att ansluta sig eller inte ansluta sig till ett frivilligt ersättningssystem. Brukarens värdering av nyttan av betesmarker belägna i närheten kan skilja sig betydligt från samhällets värdering. En undersökning i Bohuslän tyder exempelvis på att brukarna lägger stor vikt vid att kunna bibehålla gårdens och traktens särart jämfört med att bevara landskapselement och biologisk mångfald⁴ (se t.ex. Stenseke 2001). Brukarens värdering kan också tänkas vara beroende av exempelvis hans/hennes ålder (jfr. Kumm 2001), liksom av andra sociala och demografiska faktorer.

Också styrmedlen i sig genererar kostnader som en kostnadseffektivitetsanalys i princip bör ta hänsyn till. Dessa kostnader kan variera mellan olika styrmedel, myndigheter och brukare. Jordbruksverket och länsstyrelserna som har ansvaret för att utforma och handha styrmedel för betes- och ängsmarker har kostnader för detta, som exempelvis kostna-

³ Marginalkostnadsbegreppet innefattar med andra ord inte bara kostnader som betalas i pengar utan också andra faktorer. Marginalkostnaden med hänsyn taget till den privata nyttan är, till skillnad från den privatekonomiska marginalkostnaden, den kostnad som avgör brukarens beslut. I rapporten tas inte ställning till huruvida brukare av "rättviseskäl" bör kompenseras utifrån de privatekonomiska kostnaderna istället för marginalkostnaden, eftersom denna fråga inte i första hand är fråga som kan besvaras med hjälp av ekonomiska metoder.

⁴ Dessa faktorer går, som nämns i Stenseke (2001), inte att fullt ut separera, men tonvikten i brukarnas värdering tycks skilja sig från myndigheternas.

der för uppbyggnad och utveckling av styrmedel, samt för administration, kontroll av efterlevnad, uppföljning och utvärdering. Brukarna har kostnader för den egna administrationen av styrmedlen, exempelvis för den tid som åtgår för att utforma ansökan om ersättning. Dessutom har både brukare och myndigheter kostnader för att söka och bearbeta information. Dessa styrmedelsrelaterade kostnader är alla så kallade transaktionskostnader. Falconer, Dupraz och Whitby (2001) visar i en ekonometrisk analys av de brittiska ersättningarna till miljö känsliga områden inom programmet Environmentally Sensitive Areas (ESA)⁵ att de totala administrativa kostnaderna ökar med antalet kontrakt, men att det finns skalekonomier med avseende på antalet kontrakt, så att marginalkostnaden för att öka antalet kontrakt är positiv med avtagande. Administrationskostnaderna ökar dessutom, både totalt och per kontrakt, när det finns en större areal mark som potentiellt kan anslutas. Forskarna menar att detta sannolikt är en följd av den större spridningen av markerna, som leder till mer resor för planering och kontroll. De administrativa kostnaderna minskar slutligen med antalet år systemet varit i funktion.

Sammanfattningsvis kan konstateras att brukarnas kostnader beror på regionala produktionsförhållanden, som exempelvis avgör markens alternativkostnad, betesmarkens belägenhet och form, som påverkar kostnaderna för exempelvis stängsling och bete⁶, gårdens produktionsinriktning, andra stödformer i jordbruket och brukarens privata nytta av en välhävdad betesmark. Vissa av dessa kostnader är sannolikt specifika för varje betesmark, som till exempel kostnaden för stängsling. Nettokostnaden påverkas också av brukarens alternativkostnad för arbete och den privata nyttan av att ha välhävdade marker, två faktorer som rimligtvis skiljer sig mellan olika brukare. Andra kostnader kan vara mer likartade för brukare inom ett område, som t.ex. markens alternativkostnad. Effekten av exempelvis ändrade djurbidrag kan också tänkas vara likartad inom en region. Utifrån ett nationellt perspektiv finns därför sannolikt en stor variation i såväl total- som marginalkostnader mellan olika bru-

⁵ Ett system som liksom de svenska betesmarksersättningarna innebär fasta ersättningar per åtgärd.

⁶ Betet kan generera intäkter i form av foder, men också kostnader för att exempelvis transportera djur till markerna. Här avses nettokostnaden för bete, vilken i princip kan vara negativ eller positiv.

kare, men det är tänkbart att denna variation kan vara lägre inom mindre regioner, som t.ex. inom ett produktionsområde eller ett län. Variationen i kostnader har betydelse för valet av styrmedel om det är ett önskemål från samhällets sida att hålla åtgärds- och styrmedelskostnaderna låga. Isynnerhet kan variationen ha stor betydelse genom att den innebär att det inte är möjligt för Jordbruksverket eller länsstyrelserna att känna till kostnaderna på den enskilda gården och på så sätt skraddarsy ett åtgärds paket för varje gård. I kapitel 5 och 6 diskuteras styrmedel som är särskilt anpassade för att hantera en situation när myndigheterna har begränsade kunskaper om brukarnas kostnader.

Kunskapen om vilka samband som styr de administrativa kostnaderna för olika styrmedel är begränsad. Visserligen finns analyser gjorda på transaktionskostnadernas orsaker och omfattning, men av praktiska skäl har dessa studier gjorts på ett styrmedel avsett att reglera en viss typ av åtgärd. Någon möjlighet att utifrån gjorda empiriska studier bedöma skillnader i transaktionskostnader för *olika* typer av styrmedel, som alla kan användas i samband med *en och samma* åtgärd, finns inte. Det går alltså inte att med någon större säkerhet säga något om hur de tre olika typer av styrmedel som diskuteras i denna rapport skiljer sig åt med avseende på transaktionskostnaderna.

2.3 Information om olika kostnader

Som nämnts i avsnitt 2.2.3, finns en mängd olika faktorer som påverkar kostnaderna för bevarande och hävd av betesmarker. I följande tre avsnitt görs en inventering av tillgängliga uppgifter om kostnader för bevarande av betesmarker, inklusive transaktionskostnader, och hur de fördelar sig mellan myndigheter, brukare och samhället i övrigt. Uppgifterna refererar till de kostnader som kan vara aktuella idag (för en diskussion av omfattningen på förändringen i brukarnas kostnader till följd av den kommande jordbruksreformen se SJV 2004c). Eftersom tillgången på uppgifter om kostnader är begränsad, kan siffrorna som redovisas i 2.3 emellertid inte utnyttjas för en empirisk bedömning av åtgärders kostnadseffektivitet, eller för att empiriskt jämföra kostnader och måluppfyllelse för olika alternativa styrmedel. För att användas i en kostnadseffektivitetsanalys, skulle det krävas bättre kännedom om skillnader i kostnader mellan olika typer av åtgärder och mellan olika delar av

landet. Det skulle också vara önskvärt med bättre kännedom om olika komponenter som påverkar transaktionskostnadernas omfattning för just styrmedlen för betes- och ängsmarker.

Myndigheternas kostnader

Myndigheternas kostnader är av mycket olika karaktär. Först finns direkta kostnader för utbetalda ersättningar (grund-, tilläggs- och kompletterande ersättningar) och för projektstöd för restaurering av betes- och ängsmarker. Därutöver har myndigheterna kostnader för administrationen för att hantera ansökningar och för tillsyn och kontroll samt för utveckling av åtgärdsplaner för de brukare som får tilläggsersättning. Faktorer som påverkar kostnaderna diskuterades i avsnitt 2.2.3. I detta avsnitt diskuteras tillgången till data rörande dessa kostnader.

Tabell 1. Årlig ersättning inom miljöersättningen för bevarande av slätterängar och betesmarker.

	<i>Nuvarande ersättningsnivå</i>
Grundersättning	1000 kr/ha
Tilläggsersättning	1400 kr/ha
Kompl. åtgärder:	
- Lövtäkt	100 kr/träd (max 500 kr/ha)
- Lielåtter	3000 kr/ha
- Efterbete	700 kr/ha

Källa: Jordbrukdepartement (2000).

Miljöersättning lämnas idag för skötsel av betesmarker, slätterängar, fäbodbete, skogsbete och alvarbete. Ersättningsnivåerna bestäms genom nationella beslut av regeringen, men måste godkännas av EU-kommissionen, eftersom de ingår i det EU-finansierade Miljö- och landsbygdsprogrammet (LBU-programmet). Nivån för de olika miljöersättningarna visas i tabell 1. Anslutning till tilläggsersättning förutsätter

att marken är ansluten till grundersättning, medan beviljande av ersättning för kompletterande åtgärder i sin tur kräver att marken är ansluten till tilläggsersättning.

I tabell 2 redovisas anslutningen till miljöersättningarna för betes- och ängsmarker 2002 och 2003 samt utbetalda belopp. Den totala arealen med grundersättning ökade med en knapp procent mellan 2002 och 2003. Anslutningen till tilläggsersättning och till ersättningar för kompletterande åtgärder kan ses som mått på kvaliteten på de bevarade markerna. Arealen med tilläggsersättning var under 2002-2003 konstant i förhållande till den areal som får grundersättning. Arealerna med ersättning för de kompletterande åtgärderna efterbete och lieslätter ökade något i förhållande till grundersättningsarealen, medan arealen med ersättning för lövtäkt ökade betydligt i relation till grundersättningsarealen. Denna ökning av de kompletterande åtgärderna i förhållande till grundersättningsarealen skulle kunna ses som att den genomsnittliga skötselkvaliteten för alla marker som får grundersättning höjts. Den genomsnittliga anslutna arealen per brukare med grundersättning var båda åren 14 hektar.

Tabell 2. Anslutning till miljöersättningar för betesmarker och slätterängar samt utbetalda ersättningar 2002-2003.

	Areal med grunders., ha	Areal med tilläggsers., ha	Kompletterande åtgärder		Antal brukare m. grunders.	Tot. utbet. ers., tkr	Medelers. per ha med grunders.	Ers. som andel av samtliga miljöers., procent
			Efterbete eller lieslätter, ha	Lövtäkt, antal träd				
2002	418323	145161	2800	10000	29280	601940	1439	23
2003	422400	148500	3775	12270	30214	625616	1481	29

Källa: Arealer: 2002 (SJV, mimeo) 2003: SJV (2004c). Kompletterande åtgärder: Jordbruksverket (2003), SJV (2004c) Antal brukare och ersättningar: SJV (2003b, 2004a).

Ett projektstöd för restaurering av betes- och ängsmarker lämnas också i syfte att restaurera marker där natur- och kulturmiljövärdena delvis för-

svunnit. Marken måste brukas i minst 5 år efter restaurering, och måste då uppfylla kraven för grundersättning. Brukaren kan efter restaurering ansöka om grund- och tilläggsersättning. Den beviljade ersättningen kan maximalt uppgå till 90 procent av kostnaderna. Inom detta projektstöd har under åren 2000-2003 beslutats om att restaurera 1 293 hektar till en kostnad om 30 454 tkr, vilket innebär en medelkostnad om 23 500 kr per hektar för beslutade restaureringar. Av detta har 18 284 tkr betalats ut under perioden för totalt 615 hektar, vilket motsvarar 29 700 kr per hektar för genomförda restaureringar (SJV 2004a).

Utöver de direkta utbetalningarna tillkommer transaktionskostnader för uppbyggnad och utveckling av styrmedlen, administration och kontroll. Dessa kostnader är endast delvis kända. Enligt Jordbruksverket (SJV 2004d) uppgick 2003 samtliga berörda myndigheters kostnader för hantering (information, handläggning och kontroll) av så kallade "övriga EG-stöd" (d.v.s. stöd utöver marknadsstöd och mjölkkvoter) år 2003 till 4,9 procent av utbetalade ersättningar. Detta skulle, om siffran gäller också för enbart betesmarkersersättningarna (exklusive projektstödet), innebära 21 miljoner kronor per år, motsvarande drygt 70 kronor per hektar om beloppet slås ut på arealen med grundersättning. Vidare tyder rapportens resultat på att det finns betydande skalfördelar när det gäller hanteringen SAM-blanketter⁷. I kostnaden ingår inte länsstyrelsernas kostnader för "Kompetensutveckling för lantbrukare inom miljö- och landsbygdprogrammet" (KULM). Därmed inkluderas exempelvis inte kostnaderna för att upprätta åtgärdsplaner. Åtgärdsplanerna innefattar de skötselvillkor som ställs för marker som beviljas tilläggsersättning, men är även avsedda att ge brukarna bredare kunskap om hur markerna bör skötas för att höga natur- och kulturvärden ska bevaras.

Under verksamhetsåret 2002 utnyttjades inom ramen för KULM 32,4 miljoner kronor inom kompetensområdet biologisk mångfald och kulturmiljövärden (SJV 2003c). Ställt i relation till de totalt utbetalade beloppen inom miljöersättningarna till betes- och ängsmarker, värdefulla natur- och kulturmiljöer i odlingslandskapet, värdefulla natur- och kul-

⁷ Se SJV (2003c), diagram 5.3.

turmiljöer i renskötselområdet samt bevarande av utrotningshotade husdjursraser, motsvarar detta drygt 4 procent av de totalt utbetalade ersättningarna, vilket skulle motsvara cirka 26 miljoner kronor för betesmarkersättningarna. Utformandet av åtgärdsplaner, vilka krävs vid anslutning till tilläggsersättning, står för en betydande del av länsstyrelsernas kostnader inom detta område. Totalkostnaden för att upprätta åtgärdsplaner för marker som mellan 2000 och 2003 beviljats tilläggsersättning var 94 miljoner kronor för totalt 20 000 åtgärdsplaner, motsvarande en kostnad om 4 600 kronor per åtgärdsplan (SJV 2004b). Utslaget på den areal som 2003 var beviljad tilläggsersättning⁸ (se tabell 2) motsvarar detta i genomsnitt drygt 630 kronor per hektar. Om detta slås ut på ett femårigt åtagande, till 4 procents ränta⁹, blir kostnaden 136 kronor per hektar och år.

Kostnaden varierar dock betydligt mellan olika län. År 2002 varierade kostnaden i olika län mellan 2 300 och 7 900 kronor per åtgärdsplan (SJV 2003c). För åtgärdsplaner kunde länsstyrelserna samma år rekvirera maximalt 8 500 kronor per plan från KULM (SJV 2003c).

Utifrån tillgängliga uppgifter kan uppskattas att myndigheternas totala transaktionskostnader för hantering av betesmarkersättningarna sannolikt uppgår till minst cirka 9 procent av de totalt utbetalade ersättningarna. Existerande uppgifter bygger till stora delar på fler ersättningar än till betesmarker, varför siffrorna är osäkra. Procentsiffran kan jämföras exempelvis med Eklund (1999), som beräknar myndigheternas transaktionskostnader för miljöstöd för biologisk mångfald 1997 till 13,5 procent av utbetalda ersättningar. Den kan också relateras till resultatet av en studie av Falconer, Dupraz och Whitby (2001), i vilken myndigheternas administrativa kostnader för det brittiska programmet Environmentally Sensitive Areas analyseras. Falconer, Dupraz och Whitby (2001) beräknar myndigheternas transaktionskostnader för information, kontrakt och kontroll till 21 procent av utbetalda ersättningar 1995/96. Inom de

⁸ Detta tycks rimligt förutsatt att alla åtgärdsplaner används för de marker som fick tilläggsersättning 2003, och att åtgärdsplaner finns för samtliga marker.

⁹ Räntan bör väljas så att den motsvarar samhällets ränta för miljöinvesteringar. Det finns inget givet val av ränta i detta fall, men i princip bör räntan motsvara den långsiktiga tillväxten. Det betyder att man i allmänhet brukar använda en lägre ränta än vid privatekonomiska kalkyler.

svenska betesmarksersättningarna torde det vara framförallt tilläggserättningen som medför höga transaktionskostnader per hektar för myndigheterna, genom bland annat åtgärdsplanerna.

Det går också från ovanstående att sluta sig till att myndigheternas totala kostnader för betes- och ängsmarker varierar betydligt. Som exempel kan nämnas att den totala årskostnaden för ett hektar mark som får grundersättning som lägst kan ligga strax över 1 000 kronor om året, förutsatt att kostnaden enbart består i själva ersättningen. Den totala årskostnaden för ett hektar mark, som först restaureras och därefter ansluts till tilläggsersättning under 5 år¹⁰, blir knappt 9 000 kr - om man utgår från a) grund- och tilläggsersättning, b) genomsnittliga utbetalda ersättningar för projektstöd och c) genomsnittliga kostnader för åtgärdsplan samt d) antar 4 procents ränta. Kostnaden för en restaurerad mark kan i princip vara ännu högre om kostnaden för restaurering och/eller åtgärdsplan ligger över snittet och om transaktionskostnaderna, utöver kostnaderna för åtgärdsplanen, är större än noll. Den skulle också kunna vara lägre om marken hävdas och uppbär ersättning mer än 5 år efter restaurering. Om marken hävdas i 10 år blir kostnaden istället cirka 6 000 kronor per hektar och år.

Sammantaget kan man då konstatera att skillnader i totalkostnaden för utbetalningar mellan olika år måste ställas i relation dels till storleken på den anslutna arealen, dels till förändringar i kvaliteten på ansluten areal. Det finns för närvarande inget vedertaget sätt att mäta sådana förändringar i kvaliteten, men ett tänkbart sätt att göra detta är att ställa arealerna för tilläggsersättning, kompletterande åtgärder och skötselavvikelser i relation i den totala arealen som är ansluten till grundersättning. Vidare tyder såväl svenska data som internationella vetenskapliga studier på att transaktionskostnaderna för stöd till bevarande av skyddsvärda

¹⁰ Ett skäl för att räkna med denna korta "livslängd" om 5 år för markens värden är att 5 års hävd är det enda krav som ställs på restaurerade marker. När marken ändå måste hävdas, tycks det rimligt att tro att den ansluts till ersättning. I och med att mark ansluts till ersättning räknas det idag som att den bidrar till miljömålen för betes- och ängsmarker, se avsnitt 2.2.1. Om man istället önskar se livslängden utifrån ett mer allmänt samhällsekonomiskt perspektiv skulle nuvärdet av kostnader för restaurering och årlig skötsel vägas mot nuvärdet av miljövärdena under den förväntade tid som restaureringen kommer att ha effekt, det vill säga den tid som de biologiska och kulturella värden som skapats genom restaureringen finns kvar. Det är omöjligt att idag bedöma denna tid.

marker kan vara betydande i relation till de utbetalda stödbeloppen. Detta innebär dels att värdet av markernas bevarande bör vara klart högre än de direkta ersättningarna. Värdet bör istället vara minst lika stort som summan av ersättningar och transaktionskostnader. Det innebär också att en djupare analys av de faktorer som påverkar transaktionskostnaderna i det svenska systemet för ersättningar till betesmarker kan vara av värde, eftersom det kan ge möjligheter att anpassa systemets utformning på ett sådant sätt att kostnaderna blir lägre. Slutligen finns det en stor spridning i vilka ersättningsbelopp som betalas ut för bevarande av ett hektar mark. För varje markstycke bör, som tidigare sagts, värdet av bevarande överstiga kostnaderna, och för marker med hög ersättning ställer detta krav på att värdet också är betydande.

Brukarnas kostnader

I avsnitt 2.2.3 redogjordes översiktligt för faktorer som påverkar brukarnas kostnader. I detta avsnitt görs en närmare undersökning av tillgängliga data över dessa kostnader.

Dagens ersättningar för skötsel och hävd av betesmarker är i princip kostnadsbaserade, vilket är ett krav som ställs genom EUs regelverk, men en viss andel, 20 procent, av ersättningarna kan i enlighet med detta regelverk också betalas ut som ett "incitament"¹¹. I praktiken finns det mycket begränsad kunskap om brukarnas kostnader, hur de fördelar sig mellan olika typer av direkta åtgärder och restriktioner, och hur de varierar mellan olika typer av brukare, marker och regioner. Eftersom hävden av betesmarker är nära förknippad med den övriga produktionen på en gård, krävs det att en analys av kostnader för skötsel relateras till gårdens övriga produktion.

I en enkät i samband med halvtidsutvärderingen av Miljö- och landsbygdsprogrammet (Jordbruksdepartementet 2003) uppger brukarna själva huruvida kostnaderna över- eller understiger ersättningsbeloppet. Problemet med detta underlag är dock att brukarna kan göra olika be-

¹¹ Se artikel 19 i Kommissionens förordning (EG) nr 817/2004 av den 29 april 2004 om tillämpningsföreskrifter för rådets förordning (EG) nr 1257/1999 om stöd från Europeiska utvecklings- och garantifonden för jordbruket (EUGFJ) till utveckling av landsbygden.

dömningar av vilka faktorer som bör inkluderas i kostnaderna (se bl.a. avsnitt 2.1.2), samt kan ta strategiska hänsyn i svaret. Enkäten ger vid handen att 49 procent av de anslutna brukarna anser att kostnaderna understiger ersättningsbeloppet, medan 35 procent anser att kostnaderna motsvarar ersättningen och 17 procent anser att kostnaden ligger högre än ersättningen. Det är inte oväntat att kostnaderna för en stor del av brukarna understiger ersättningsnivån. Man kan förutsätta att jordbrukare inte ansluter sig till en frivillig ersättning om inte den förväntade ersättningen är minst lika stor som de förväntade kostnaderna. Det faktum att vissa jordbrukare uppger att kostnaderna överstiger ersättningen kan därför tolkas som att de antingen inte haft tillräckligt kunskap om de egna kostnaderna när de fattat beslut om anslutning, eller att de enbart lämnat uppgifter om produktionsrelaterade kostnader - och bortsett från den privata nyttan de har av hävden, eller att svaren är strategiska.

Kumm (2001) diskuterar hur teknik- och prisutvecklingen i animalieproduktionen under de senaste 50 åren påverkat kostnaderna för bevarande av betesmarker. Han menar att växtförädling och låga priser på konstgödsel lett till att bete på vall i många fall blivit mer lönsamt än bete på naturliga betesmarker. Teknikutveckling och sänkta kostnader för maskiner har också bidragit till att sänka kostnaderna för produktion av kraftfoder i förhållande till bete på betesmarker. Över en längre tid har också svenska reallöner stigit, vilket varit till nackdel för bevarandet av betesmarker genom att unga jordbrukare lämnat gårdar för andra yrken. Stigande reallöner har också tenderat att försämra lönsamheten i betesdjursdrift relativt lönsamheten för svin och fjäderfä, eftersom den samlade arbetskostnaden per kilo producerat beteskött är betydligt högre än för svin och fjäderfä. Vidare noteras att med nuvarande låga djurtäthet i många regioner, kan kostnaden för att transportera egna eller andras betesdjur till betesmarkerna vara betydande. I Kumm (2002) noteras också att kostnaden för bete är starkt relaterad till stängselkostnaden, eftersom stora fållor medför att kostnaden per hektar blir betydligt lägre, vilket talar för lägre kostnader för brukare som har stora arealer betesmark, förutsatt att dessa är någorlunda sammanhängande. Trots att medelarealen betesmark skiljer sig betydligt mellan olika delar av landet

beräknar Agriwise (2004) att kostnaden för stängsling, inklusive underhåll och traktorkostnader uppgår till 782 kronor per hektar, oavsett var i landet marken är belägen. Det är därmed svårt att dra mer bestämda slutsatser om hur skillnader i betesmarkers belägenhet och storlek påverkar skillnader i kostnader.

Samma brist på underlag gäller för brukarnas transaktionskostnader. Grundersättningen medför transaktionskostnader för brukaren genom att denne själv måste bedöma hur mycket röjning som krävs och hur den ska genomföras för att brukaren inte ska få anmärkning vid kontroll. Tilläggsersättningen medför transaktionskostnader för brukarna genom att den kräver förhandling om åtgärdsplanens utformning, liksom det kan vara tidskrävande att sätta sig in i åtgärdsplanens krav och rekommendationer. Många brukare är positiva till åtgärdsplanerna (se t.ex. SJV 2004b), vilket skulle kunna tolkas som att värdet av planerna i form av kunskaper som möjliggör en effektivare skötsel i enlighet med villkoren är större än transaktionskostnaderna för brukarna¹². Det tycks inte orimligt att det kan finnas skalfördelar när det gäller transaktionskostnader för brukaren, så att transaktionskostnaden per hektar ansluten mark blir lägre för brukare med större areal betes- och ängsmark.

Denna genomgång av tillgången på data rörande kostnader för olika åtgärder visar att tillgängliga uppgifter är otillräckliga för att göra en egentlig analys av kostnadseffektivitet. En sådan analys kräver att data över kostnader för bevarande och hävd finns tillgängliga för olika typer av åtgärder och/eller olika delar av landet.

¹² Transaktionskostnaden för att definiera vilka åtgärder som behöver vidtas faller dock på länsstyrelsen.

3

Nuvarande styrmedel och ekonomisk teori

I följande kapitel görs en genomgång av en del ekonomisk teori, som är relevant för att diskutera de ekonomiska effekterna av dagens styrmedel för betesmarker. Med ekonomiska effekter menas här inte bara kostnaderna för, utan också miljövärdet av, åtgärder. I avsnitt 3.1 beskrivs den grundläggande teorin bakom frivilliga fasta ersättningar, på vilka grundersättningen till betesmarker kan sägas vara ett typiskt exempel. I avsnitt 3.2 utvidgas problematiken till att omfatta effekterna av att vid prioriteringen av marker för ersättning i första hand välja antingen marker med låga kostnader eller marker med höga värden. I denna analys tas också hänsyn till att inte bara kostnaderna för bevarande utan också värdet av detta kan variera i hög grad mellan olika marker. Den teori som presenteras här utgör också underlag för diskussionen i kapitel 4, där effekterna av dagens styrmedel analyseras.

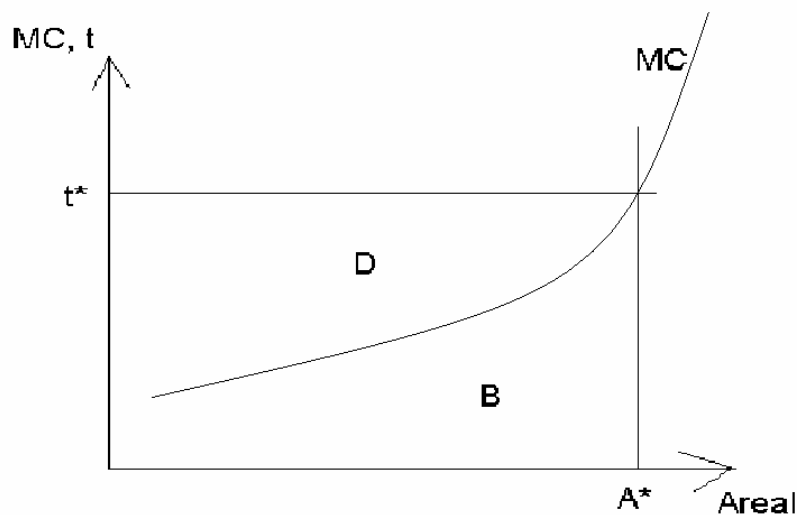
3.1 Frivilliga fasta ersättningar

En frivillig fast ersättning är exempelvis grundersättningen till betesmarker. Ett fast ersättningsbelopp är uppsatt tillsammans med givna skötselkrav, samma för alla, och brukaren väljer helt på egen hand om han eller hon önskar ansluta sina marker till ersättningsformen.

En subvention (det vill säga ersättning) som motsvarar marginalkostnaden för de åtgärder som måste vidtas leder till att mål uppfylls kostnadseffektivt. Med kostnadseffektivitet menas i detta fall att bevarandeåtgärder vidtas på marker med de lägsta kostnaderna för dessa åtgärder. Detta illustreras i figur 1. Brukarnas aggregerade utbud av hävdade betes- och ängsmarker representeras av marginalkostnadskurvan MC. Målet för arealen hävdade marker representeras av A^* . Om regeringen beslutar att hävdade betesmarker ska kunna få en frivillig fast ersättning t^* , så kommer alla brukare att ansluta de marker där marginalkostnaden för bevarande understiger ersättningen. Totalt sett kommer då dessa marker att uppgå till A^* . Bevarandeåtgärder kommer därigenom att vara

kostnadseffektiva, eftersom det är markerna med de lägsta kostnaderna som ansluts.

Figur 1. En frivillig fast ersättning leder till att målet nås till lägsta kostnad för samhället, om transfereringar inte utgör en samhällsekonomisk kostnad.



Alla brukares totala kostnad för bevarande representeras i figuren av ytan B, det vill säga ytan under marginalkostnadskurvan. Den totala ersättningen till brukarna motsvaras av ytorna B+D, det vill säga ersättningen multiplicerad med den anslutna arealen. Denna överstiger brukarnas kostnader, men i förenklade fall brukar man betrakta ytan D som en ren transferering. Det betyder att det inte spelar någon roll för samhällsekonomi som helhet om det är skattebetalarna, myndigheterna eller jordbrukarna som har pengarna i sin hand. Om det faktiskt skulle vara en ren transferering skulle en frivillig fast ersättning också vara ett kostnadseffektivt styrmedel eftersom det leder till kostnadseffektiva åtgärder och inte i sig självt ger upphov till några kostnader. Vid ett närmare betraktande kan emellertid överkompensation av brukarna i förhållande

till kostnaderna medföra en välfärdsförlust för samhället om skattebetalarna har större nytta av pengarna än jordbrukarna eller om skatteuppbörd medför snedvridning av ekonomiska incitament eller, tvärtom, vara en välfärdsvinst om jordbrukarna har större nytta av pengarna än skattebetalarna¹³.

3.2 Prioritering av marker utifrån kostnader eller värden

I det följande redogörs för hur prioritering av marker utifrån kostnader, värden eller en kombination av kostnader och värden påverkar den samhällekonomiska effektiviteten, det vill säga kostnader för och värdet av bevarande av marker. I detta avsnitt redogörs endast för de allmänna principerna för resonemanget. Den mer konkreta tillämpningen av dessa principer på de nuvarande ersättningssystemen redovisas i avsnitt 4.2.

Utifrån ett samhällsekonomiskt perspektiv bör, med en given budget, de marker upphandlas som ger störst nytta i förhållande till kostnaden. Upphandlingen enligt denna princip fortsätter tills budgetgränsen nås. Denna princip följs ofta inte i praktiken vid utformningen av styrmedel. Istället styrs urvalet av marker ofta utifrån antingen värde- eller kostnadskriterier. Som exempel kan nämnas att valet av nationalparker och naturreservat i allmänhet faller på de mest värdefulla områdena, det vill säga de områden som erbjuder de största miljövärdena, snarare än de högsta värdena per insatt krona (se exempelvis Naturvårdsverket 2004). Miljöersättningar för åtgärder för minskat kväveläckage betalas exempelvis till de odlare i södra Sverige vars åtgärds kostnad är lägre än ersättningsbeloppen, även om miljöeffekten¹⁴ per ersättningskrona kan tänkas vara högre hos odlare i samma område med högre åtgärds kostnader (se t.ex. RRV 1999). Också grundersättningen för betesmarker innebär i praktiken att marker med de lägsta kostnaderna väljs ut (se avsnitt 3.1 om varför en frivillig fast ersättning leder till att marker med de lägsta kostnaderna för bevarande och skötsel väljs ut).

¹³ I denna rapport diskuteras inte huruvida en enhetlig ersättning är önskvärd av "rättsviseskäl", eftersom detta är en fördelningspolitisk fråga som ligger utanför uppdraget.

¹⁴ Miljöeffekten mäts i RRVs rapport som den effekt åtgärden har på belastningen på havet, det vill säga med hänsyn till retentionen av kväve under transporten från källan till kusten.

Man kan då fråga sig om, och i så fall under vilka förhållanden, det spelar någon roll vilket kriterium som används, det vill säga när beslut som baseras på enbart objektens kostnad, respektive enbart objektens miljövärde, kan leda till samhällsekonomisk nyttomaximering. Och tvärtom, när leder valet av enbart kostnader eller enbart värden till en stor skillnad i uppnådd nytta, jämfört med den maximala nyttan? Babcock, Lakshminarayan och Zilberman (1997) visar att svaret beror på fördelningen av kostnader och värden mellan olika objekt och på storleken på den budget som är tillgänglig för ändamålet. De jämför tre olika kriterier som kan användas för att prioritera mellan olika marker: 1) prioritera i första hand marker med låga kostnader, 2) prioritera i första hand marker med höga miljövärden och 3) sträva efter att maximera miljövärdena.

Figur 2. Olika tänkbara kombinationer av värden och kostnader för bevarande och skötsel av betes- och ängsmarker.

Värde	I. Högt värde, låg kostnad	II. Högt värde, hög kostnad
	III. Lågt värde, låg kostnad	IV. Lågt värde, hög kostnad
	Kostnad	

Källa: efter Babcock, Lakshminarayan och Zilberman (1997).

Betes- och ängsmarkens värden kan variera betydligt liksom kostnaderna för att bevara dem. Grovt kan markerna delas in i fyra olika grupper ut-

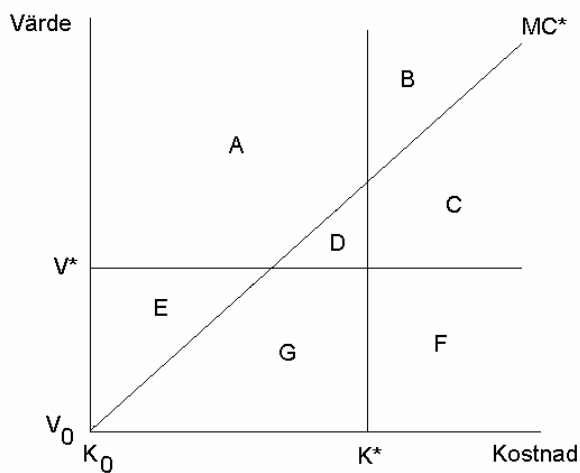
ifrån värden och kostnader, se figur 2. Värdeaxeln i figuren kan ses som ett brett mått på värde som tar hänsyn till både värdet av marken som den är nu och värdet av skötsel. Kostnadsaxeln speglar kostnaderna för bevarande och skötsel i vid bemärkelse. I rutan för marker med höga värden och låga kostnader skulle man exempelvis kunna hitta alvarmarker på Öland, vars värden kan tänkas vara höga till följd av den unika marktypen, den flora som är förknippad med denna marktyp och relativt riklig förekomst av kulturelement, medan kostnaderna för hävd kan vara låga eftersom betesbehovet är lågt på grund av den låga avkastningen. I rutan för marker med höga värden och höga kostnader kan finnas exempelvis artrika men dåligt arronderade slätterängar där slåttern är tidskrävande. En mark med låga kostnader och låga värden skulle kunna vara betesmark på gammal åker i slättbygd, där artrikedomen är liten och kulturvärdena obefintliga, men kostnaden för hävden är låg om marken befinner sig i nära anslutning till gården, så att djuren lätt kan beta vid behov. Slutligen kan en liten betesmark på gammal vall i Norrland belägen långt ifrån gårdscentrum vara ett exempel på mark med lågt värde och höga kostnader, om artrikedomen är liten, och kostnaden för att ta djuren på bete är hög.

För det första kan man konstatera att med en tillräckligt stor budget för ändamålet kan ersättning ges till alla marker, oberoende av värden och kostnader. Med en mer begränsad budget är detta inte möjligt. I det följande antas att budgeten är begränsad så att det inte är möjligt att betala ut ersättning i en omfattning som leder till att samtliga marker bevaras. Vilka marker skulle då bevaras under vart och en av de tre ovan nämnda kriterierna? Med hjälp av figur 3 beskrivs i det följande de principiella effekterna, medan den mer konkreta tillämpningen av resonemanget står att finna i avsnitt 4.2.

Figur 3 är en utveckling av figur 2. I A finns exempelvis marker med höga värden och låga kostnader, och i F marker med låga värden och höga kostnader. I origo, markerat med V_0 och K_0 , är värdet av markerna liksom kostnaderna noll. Som nämnts antas att det finns en begränsad budget för att betala ersättning till markerna. Med låga kostnader som urvalskriterium kan med denna budget alla marker med en kostnad lägre än K^* bevaras. Det skulle innebära att samtliga marker där bevaran-

de kostnaden är lägre än K^* anslöts till systemet, det vill säga marker i A, D, E och G.

Figur 3. Principer för vilka marker som erhåller ersättning vid 1) ranking utifrån kostnader, 2) ranking utifrån värden och 3) ranking utifrån värdet per ersättningskrona.



Källa: Babcock, Lakshminarayan och Zilberman (1997).

Med höga värden som urvalskriterium kan alla marker med ett värde högre än V^* bevaras. Då skulle alla marker med ett värde större än V^* att anslutas, det vill säga marker i A, B, C och D. Med nyttomaximering som urvalskriterium kan alla marker som ger ett högre värde per ersättningskrona än marginalkostnadslinjen MC^* bevaras. Dessa är de marker som befinner sig ovanför och till vänster om MC^* . Utmed marginalkostnadslinjen MC^* har alla marker samma marginalkostnad, det vill säga ger samma värde per ersättningskrona. Detta är också den högsta marginalkostnad som är möjlig under nyttomaximering, givet den begränsade budgeten. Vid ranking utifrån marginalkostnad (värde per ersättningskrona) skulle markerna med en marginalkostnad lägre än MC^* anslutas, det vill säga marker i A, B och E. Man kan också lägga märke till

att med en större budget skulle figur 3 se annorlunda ut: K^* skulle ligga längre till höger, V^* längre ner och marginalkostnadslinjen MC^* skulle rotera ner mot kostnadsaxeln.

Om man jämför låg kostnad med marginalkostnad som urvalskriterium kan man konstatera, att med kostnader som urvalskriterium, så kommer marker i D och G att få ersättning, vilket de inte kommer att få med marginalkostnader som urvalsprincip. Marker i D och G har relativt låga kostnader, men även låga värden i förhållande till kostnaden. Dessutom kommer marker i B inte att ingå. Dessa marker har höga kostnader och mycket höga värden, och skulle inkluderas om man använde marginalkostnadsprincipen.

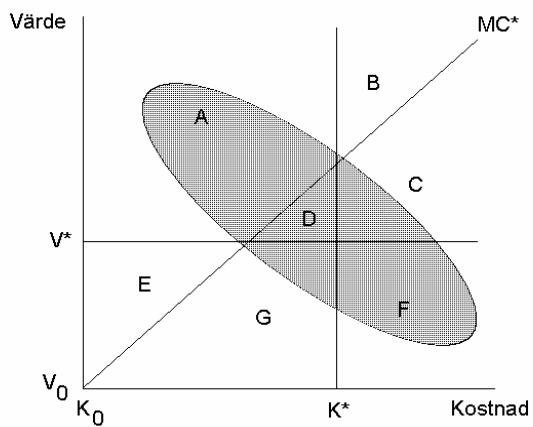
Om man jämför urvalskriterierna värde och marginalkostnad, kan man konstatera att med värden som kriterium skulle marker i D och C inkluderas, vilket de inte skulle göra utifrån marginalkostnader. Dessa marker har höga kostnader i förhållande till värdena. Dessutom skulle marker belägna i E inte komma att ingå, det vill säga marker med låga värden men också låga kostnader.

Dessa tre olika kriterier kan alltså ge olika utfall. I vilken utsträckning utfallen skiljer sig åt beror på hur markerna i verkligheten är fördelade i figur 3.

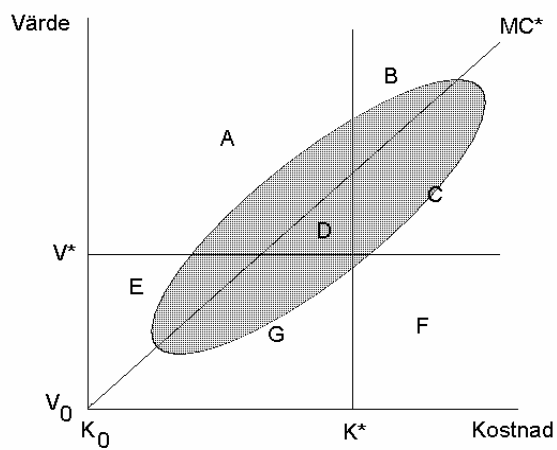
Om, exempelvis, värden och kostnader är negativt korrelerade, det vill säga att det finns en stor andel marker med låga kostnader och höga värden, respektive med höga kostnader och låga värden, så blir utfallet annorlunda än om de är positivt korrelerade, så att det finns en stor andel marker med höga kostnader och höga värden och med låga kostnader och låga värden. Detta visas i figur 4a och 4b, där de skuggade ytorna antas representera fördelningen av markernas värden och kostnader. Egentligen skulle en tredimensionell figur krävas för att beskriva fördelningen, men här antas för enkelhets skull att markerna är uniformt fördelade, det vill säga jämnt utspridda, över de skuggade ytorna och därför går att beskriva i en tvådimensionell figur. I figur 4a visas en negativ korrelation mellan värden och kostnader, och i figur 4b en positiv korrelation.

Figur 4. Marker som ansluts med olika urvalskriterier – betydelsen av korrelation mellan värden och kostnader.

Figur 4a. Negativ korrelation mellan värden och kostnader.



Figur 4b. Positiv korrelation mellan värden och kostnader.



Källa: efter Babcock, Lakshminarayan och Zilberman (1997).

Figur 4a visar att med negativ korrelation kommer en stor del av markerna att befinna sig i A och F. Alla urvalskriterier innebär att marker i A inkluderas, det vill säga marker med låga kostnader och höga värden, men inget kriterium innebär att marker i F inkluderas, det vill säga marker med låga värden och höga kostnader. Detta innebär att med negativ korrelation mellan värden och kostnader så kommer utfallet av de tre urvalskriterierna bli relativt likartat.

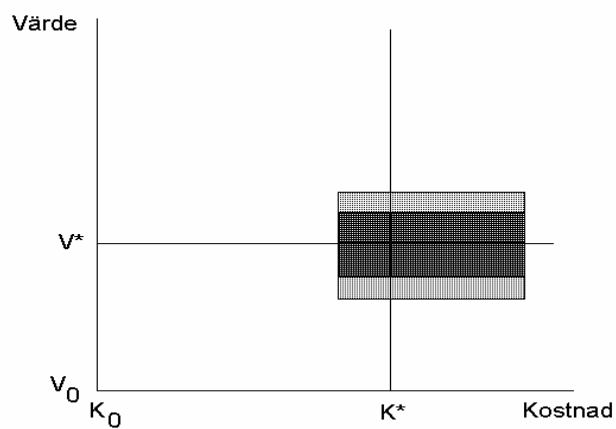
Om korrelationen istället är positiv, som i figur 4b, så kommer utfallet att skilja sig mellan de tre urvalskriterierna. Med positiv korrelation så kommer en stor del av markerna att befinna sig i B, C, E och G. Med värdet som urvalskriterium inkluderas marker i B och C, men inte med kostnad som urvalskriterium. Kostnad som urvalskriterium leder till att marker i E och G inkluderas, vilket inte sker med värdet som urvalskriterium. Detta innebär att med positiv korrelation mellan värden och kostnader ökar betydelsen av valet av urvalskriterium.

Det mest lämpliga valet av urvalskriterium bestäms emellertid inte bara av korrelationen utan också i variationen (spridningen) av värden respektive kostnader. Detta illustreras i figur 5a och 5b. I var och en av dessa figurer finns två möjliga spridningar av värden och kostnader: antingen är värden och kostnader spridda bara inom den mörkare rektangeln, eller också är de spridda över både den mörkare rektangeln och de ljusare grå ytorna. I båda fallen så är det genomsnittliga värdet och den genomsnittliga kostnaden densamma.

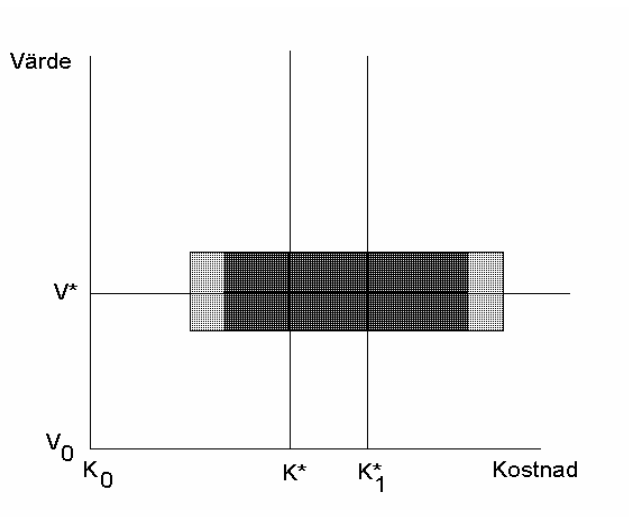
Totalvärdet av alla de marker som bevaras när värdet används som urvalskriterium beror på spridningen av värden på alla marker med ett värde större än V^* . Som framgår av figur 5a, ökar det genomsnittliga värdet för dessa marker med en ökning i spridningen av värden. Därigenom ökar också det totala värdet av anslutna marker. Om istället kostnader används som urvalskriterium, beror totalvärdet av de marker som ansluts på spridningen av värden för alla marker med en kostnad lägre än K^* . En större spridning av markernas värden påverkar inte det genomsnittliga värdet för dessa marker. Därför påverkas inte heller det totala värdet av anslutna marker.

Figur 5. Förväntade värden och kostnader och hur de beror på spridningen av värden och kostnader.

Figur 5a. Ökad spridning av värden.



Figur 5a. Ökad spridning av kostnader.



Källa: efter Babcock, Lakshminarayan och Zilberman (1997).

Med en större spridning av kostnader, se figur 5b, skulle det genomsnittliga värdet av marker med ett värde större än V^* vara opåverkat. Det totala värdet skulle därför också vara oförändrat. Detsamma gäller för det genomsnittliga (och totala) värdet av anslutna marker när kostnaden K^* används som urvalskriterium. Emellertid skulle en större spridning av kostnader innebära flera marker med lägre kostnader än tidigare. Om marker ersätts i förhållande till kostnaderna för bevarande och skötsel skulle det bli billigare att ersätta alla marker med en kostnad lägre än K^* . Då skulle budgeten kunna räckta till fler marker, så det skulle vara möjligt att höja K^* till exempelvis K_1^* , se figur 5b. Med en högre kostnadsgräns K_1^* , och därmed fler inkluderade marker, skulle värdet av de marker som valts ut därför bli högre.

3.3 Sammanfattning

Under förutsättning att ytterligare skatteuppbörd inte innebär någon kostnad för samhället, leder frivilliga fasta ersättningar till att miljömål, som exempelvis målen för betes- och ängsmarker, uppfylls kostnadseffektivt. Skälet är att skötsel- och bevarandeåtgärder vidtas där kostnaden är lägst. Frivilliga fasta ersättningar innebär emellertid att många, eller kanske till och med de flesta, brukarna får en ersättning som överstiger kostnaderna per hektar. Om skatteuppbörd medför kostnader för samhället skulle det då kunna vara kostnadseffektivt att istället välja något annat styrmedel, där brukarna i lägre grad överkompenseras i förhållande till kostnaderna. Självklart kan också andra faktorer än kostnaderna spela roll vid valet av styrmedel, detta diskuteras senare i kapitel 7. När budgeten är begränsad bör prioriteringen ske utifrån en sammanvägning av kostnad och värde, i syfte att få maximalt miljövärde per krona.

I praktiken används emellertid ofta antingen låga kostnader eller höga värden som urvalskriterium vid bevarande av värdefull mark. Analysen av de ekonomiska effekterna, det vill säga effekten på kostnader och miljövärden, av att prioritera antingen låga kostnader eller höga värden vid valet av marker som får ersättning visar att:

- om kostnader och värden är positivt korrelerade, det vill säga höga värden hos marker i allmänhet är förknippade med höga

kostnader och låga värden i allmänhet är förknippade med låga kostnader, så har valet av urvalskriterium stor betydelse. Med låga kostnader som urvalskriterium kan man då missa marker med mycket höga värden, och med kostnader som urvalskriterium kan marker med nära nog inga värden komma att inkluderas.

- Om kostnader och värden är negativt korrelerade, det vill säga höga värden hos marker i allmänhet är förknippade med låga kostnader och tvärtom, så spelar det mindre roll vilket urvalskriterium som används.
- Med en större spridning av markernas värden kan mer tala för att använda värdet som urvalskriterium, jämfört med kostnaden.
- Med en större spridning av kostnaderna mellan olika marker kan mer tala för att använda kostnaden som urvalskriterium, jämfört med värdet.

4

Analys av nuvarande ersättningar

I detta kapitel analyseras nuvarande styrmedel närmare utifrån en rad olika aspekter. I avsnitt 4.1 diskuteras huruvida en förändring av ersättningsystemet i riktning mot ökad detaljering, geografiskt eller när det gäller åtgärder, kan leda till lägre kostnader med bibehållen miljöeffekt. Därefter diskuteras de urvalskriterier som används för grund- och tilläggsersättningarna och effekterna av dessa i 4.2. Denna diskussion är baserad på teorin i avsnitt 3.2. I 4.3 analyseras kostnadsfaktorer som kan påverka anslutningen till tilläggsersättning. I 4.4 diskuteras styrkan i de ekonomiska incitament som det nuvarande kontrollsystemet skapar. Avsnitt 4.5 sammanfattar kapitlet.

4.1 Detaljeringsgrad i ersättningsystemen

I detta avsnitt diskuteras detaljeringsgraden i system med frivilliga fasta ersättningar, och om en ökad detaljeringsgrad kan leda till sänkta kostnader med bibehållen miljöeffekt. Diskussionen baseras på den teori som presenteras i avsnitt 3.1, och bygger på en jämförelse med ett amerikanskt system, Environmental Quality Incentives Program (EQIP), och ett brittiskt, Environmentally Sensitive Areas (ESA).

I internationellt perspektiv framstår det svenska systemet för ersättningar som förhållandevis enkelt i jämförelse med exempelvis EQIP och ESA, som är likartade system. Det svenska systemet innehåller två åtgärdspaket, ett för grund- och ett för tilläggsersättning, och tre specifika åtgärder, så kallade kompletterande åtgärder, för vilka ersättning betalas lika över hela landet (se också avsnitt 2.3.1). De amerikanska och brittiska systemen är i likhet med det svenska uppbyggda med frivilliga fasta ersättningar för vissa åtgärder.

EQIP innefattar olika miljörelaterade åtgärder, för vilka brukaren kan få en fast ersättning. Åtgärderna är många och specifika och ersättningen varierar mellan olika regioner (NRCS 2004). Urvalet av de brukare som får teckna kontrakt bestäms utifrån en rankning av ansökningarna som görs av ansvarig myndighet. Brukarna kan teckna kontrakt på mellan 1 och 10 år.

Det brittiska ESA är inriktat mot bevarande och förstärkning av områden med särskilt höga landskaps-, vilt- och kulturvärden. Åtgärdspaketet skiljer sig mellan olika regioner så att vart och ett av de miljö känsliga områden som ingår i programmet har olika uppsättningar med åtgärds paket, för vilka brukarna kan få fasta ersättningar (Whitby och Saunders 1996). Åtgärds paketen kan vara två eller flera, och variera från enkla till mer komplexa uppsättningar av åtgärder. Wynn (2002) jämför kostnader för ersättningar, privatekonomiska kostnader och olika biodiversitetsmått för skotska brukare som ingår i ESA. Han drar slutsatsen att såväl den biologiska mångfalden, ersättningskostnader och privatekonomiska kostnader skiljer sig betydligt mellan gårdar med olika produktionsinriktning, vilket skulle kunna motivera en differentiering av ersättningarna utifrån produktionsinriktning.

En fråga som uppstår vid jämförelse med EQIP och ESA är om det är bättre eller sämre med specifika ersättningar för varje åtgärd jämfört med åtgärds paket, och om det är bättre eller sämre med regional differentiering av ersättningarna. När det gäller ersättningar till enskilda åtgärder eller paket, beror svaret på i vilken grad åtgärderna i paketet samverkar när det gäller att uppnå det egentliga målet. För grund ersättningen består problemet mer konkret i att bedöma om den biologiska mångfalden förbättras mer av att träd och buskar av igenväxningskaraktär hålls borta, samtidigt som marken betas årligen, jämfört med om man vidtar dessa åtgärder på olika marker. För de kompletterande åtgärderna utgörs motsvarande fråga av om huruvida lövtäkt, efterbete och lieslätter på något sätt samverkar sinsemellan eller med de åtgärder som krävs i samband med grund- och tilläggsersättning, eller om effekten på den biologiska mångfalden blir lika bra eller bättre om åtgärderna vidtas på olika marker. Åtgärds paketet kan vara motiverade om det förekommer positiva synergier mellan åtgärderna som ingår.

Ännu en aspekt som påverkar valet mellan ersättningar för åtgärder och paket är transaktionskostnaderna för att utforma styrmedel och upprätta kontrakt. Det är inte självklart vilket system som medför de största transaktionskostnaderna när det gäller utformning och uppbyggnad av ett ersättningssystem. Myndigheten måste för att få ett effektivt styrmedel både med enskilda åtgärder och med paket göra en bedömning både

av brukarnas kostnader för varje åtgärd och av effekten. När det gäller kontraktering och administration kan ett system med ersättning för enskilda åtgärder kräva mindre av individuell bedömning av varje projekt och därför lägre kostnader, men samtidigt ökar antalet separata avtal vilket kan höja kostnaderna. Med ersättningar för enskilda åtgärder kan det emellertid vara enklare för brukaren att bedöma de egna kostnaderna för ett urval av åtgärderna jämfört med att göra samma sak för ett helt paket, vilket kan sänka hans/hennes transaktionskostnad för de åtgärder som han/hon väljer att söka ersättning för.

När det gäller regional differentiering av ersättningen är detta motiverat utifrån ett ekonomiskt perspektiv om samma åtgärd på olika platser bidrar till det egentliga målet i olika grad. Regional differentiering av ersättningarna för betes- och ängsmarker skulle exempelvis vara motiverat om bevarande av betesmark i en viss region medför större ökning av den biologiska mångfalden än bevarande i en annan del av landet. Det är inte nödvändigt att ha kännedom om skillnader i kostnader för att kunna fastställa att en regional differentiering är ekonomiskt motiverad, utan det räcker att ha kännedom om skillnader i effekt. I uppdraget ingår att undersöka huruvida differentiering av ersättningen till betes- och ängsmarker utifrån markernas värden kan vara ett kostnadseffektivt alternativ till dagens styrmedel med i princip enbart ersättning baserat på skötselkostnader för hävden. Frågan berörs också i en bilaga till halvtidsutvärderingen av Miljö- och landsbygdsprogrammet (Jordbruksdepartementet 2003). En slutsats med avseende på denna frågeställning i uppdraget är därför att en regional differentiering utifrån åtgärders effekt, snarare än markernas initiala värde, skulle vara motiverad förutsatt att det finns sådana skillnader och att de går att fastställa. Ängs- och betesmarksinventeringen kan utgöra en kunskapskälla när det gäller att fastställa sådana regionala skillnader. Ett exempel på hur databasen kan användas ges i SJV (2004c, Appendix), där en jämförelse görs mellan kvaliteten på hävden och förekomsten och särskilt betydelsefulla arter för tre kommuner i olika delar av landet. Utförlig analys av databasen kan tänkas ge tillräckligt underlag för en differentiering av ersättningarna.

Från ovanstående kan man dra slutsatsen att en ökad differentiering av nuvarande ersättningar, så att enskilda åtgärder istället för åtgärds paket får ersättning, skulle kunna leda till lägre åtgärds kostnader, genom en mer precis styrning av varje typ av åtgärd. Om det förekommer positiva synergieffekter mellan olika åtgärder, riskerar dock en differentiering att leda till sämre måluppfyllelse än dagens grund- och tilläggs ersättningar. En regional differentiering kan vara motiverad utifrån kostnadseffektivitet. Det som krävs för att en sådan differentiering ska vara motiverad är att man med rimlig säkerhet kan säga att effekten av bevarande och skötselåtgärder i en region är större än i en annan.

4.2 Urvalskriterier för grund- och tilläggs ersättning

I detta avsnitt diskuteras möjliga effektivitetsbrister det nuvarande systemet kan ha till följd av de urvalskriterier som används för grund- och tilläggs ersättningarna. Diskussionen bygger på den ekonomiska teori som presenterats i 3.2. Systemet med de verkliga ersättningarna är mer komplext än vad som beskrivits i det teoretiska avsnittet, bland annat så sker besluten i två steg, men en diskussion av kriterierna kan ändå bidra till förståelsen av styrmedlen.

Beslut om grund- och tilläggs ersättning för betesmarker kan sägas ske i två steg. Dessa beslut kan ses som sammankopplade eller inte sammankopplade för brukaren. Om man först antar att de två besluten tas utan direkt koppling, så beslutar brukaren i det första steget om han/hon önskar ansluta sig grund ersättning. Brukaren kan väntas ansluta sig om hans kostnader för bevarande, med hänsyn taget till den privata nyttan, är lägre än ersättningen. Urvalet av de marker som ingår blir därför de som har bevarandekostnader understigande ersättnings beloppet på 1 000 kronor per hektar. Därmed utesluts alla marker där bevarande och skötselkostnaden är större än 1 000 kronor per hektar. Av dessa marker kan det finnas både sådana där värdet av bevarande och skötsel är högt och där det är lågt. Det kan exempelvis finnas marker där värdet per ersättningskrona skulle vara högre än för vissa av de marker som faktiskt får grund ersättning. Om det finns sådana marker skulle den totala nyttan öka om pengarna lades på dem istället för på de marker som nu får grund ersättning men har låga värden i förhållande till kostnaderna. Dessutom kan det finnas marker som inte får grund ersättning men där

värdet är så lågt att det ändå inte är önskvärt att inkludera dem. Slutligen kan det också finnas marker som idag får grundersättning men där det inte är önskvärt att de får detta utifrån vare sig budgeteffektivitet eller samhällsekonomisk effektivitet. Detta gäller särskilt marker där värdet understiger 1 000 kronor per hektar.

I ett nästa steg sker ett urval av de marker som får tilläggsersättning. Länsstyrelserna beslutar då om vilka av de marker som ingår i grundersättningen som också är berättigade till tilläggsersättning. Principerna för vilka kriterier som ska uppfyllas för att en mark ska vara berättigad till tilläggsersättning är utformade av regeringen och Jordbruksverket, men länsstyrelserna har ansvaret för att tillämpa och tolka dessa kriterier. I resonemanget som följer spelar det i princip ingen roll vilken myndighet som fattar beslutet, utan det är urvalskriterierna som avgör vilka marker som ansluts.

Länsstyrelsens rankning av värden och kostnader för olika marker kan tänkas se annorlunda ut än den rankning som gäller för beslutet om grundersättning. Detta beror på att värden och kostnader relaterar till inte bara det initiala tillståndet hos betesmarker, utan också till värdet av och kostnader för de åtgärder som är förknippade med de två olika ersättningsnivåerna. Dessa åtgärder bestäms av villkoren, som är olika för grund- och tilläggsersättning. Varje enskild mark kan därför tänkas ha en annan inplacering i figurerna 2-5 i kapitel 3, jämfört med den placering de har vid beslut om grundersättning.

Länsstyrelsens beslut är begränsat genom tilläggsersättningens storlek. Detta innebär att om det finns marker med mycket höga värden och höga kostnader kommer dessa inte att anslutas till tilläggsersättning eftersom ersättningen inte täcker kostnaderna för brukaren. Vissa av dessa marker skulle inkluderas om marginalkostnaden användes som urvalskriterium. Också marker med lägre värden och höga kostnader utesluts från tilläggsersättning genom ersättningsbeloppets storlek, vilket de också skulle göra utifrån ett urval baserat på marginalkostnaden.

Länsstyrelserna beslutar därpå om ansökan för marken kan godkännas, med utgångspunkt från markernas värden och värdet av skötsel. Anta

att länsstyrelserna önskar ansluta alla marker över ett visst värde. Genom att använda värdet som urvalskriterium, kommer länsstyrelserna inte att bevilja marker med måttliga värden och mycket låga kostnader tilläggsersättning. Dessa marker skulle inkluderas om man istället utgick från en marginalkostnadsrankning. Inte heller kommer marker med relativt höga värden och mycket höga kostnader att bli inkluderade utifrån ett värdebaserat urval, men det skulle de inte heller bli utifrån budgeteffektivitet. Dessutom kan marker med relativt höga värden men också med höga kostnader tänkas få tilläggsersättning trots att detta kan vara ett ineffektivt sätt att använda budgetmedlen.

Ovanstående resonemang är förenklat. I verkligheten kan brukarna se beslut om grund- och tilläggsersättning i ett sammanhang. I detta fall kan brukarna tänkas ansluta sig till systemet för grundersättning trots att kostnaderna för bevarande överstiger grundersättningsbeloppet, om den förväntade nyttan av att få både grund- och tilläggsersättning överstiger kostnaderna för att uppfylla kraven för båda dessa ersättningar. Den förväntade nyttan beror graden av osäkerhet om möjligheterna att få ansökan om tilläggsersättning beviljad, eftersom den ju prövas individuellt av länsstyrelsen, och på den enskilda brukarens riskaversion, det vill säga om han/hon ogillar att ta risker eller inte. Om en brukare har marker med halvhöga värden och höga kostnader och ansöker om grundersättning, kan han/hon också tänkas få tilläggsersättning. Om dessa marker ansluts i hopp om att länsstyrelsens värdegräns ska vara låg, men det visar sig att den är högre än väntat, kan grundersättningen för dessa marker i slutändan komma att bli lägre än kostnaden för skötsel och bevarande.

Sammanfattningsvis finns det en risk för att marker med mycket höga värden, men också höga kostnader, inte ansluts till grund- och tilläggsersättningarna trots att det även med nuvarande budgettilldelning skulle vara effektivt att bevara dessa marker om miljövärdet per budgetkrona är högt. Farhågor för att just marker med höga värden inte fångas in av nuvarande styrmedel har framförts av bland annat Jordbruksdepartementet (2003, s. 85). Dessutom får genom grundersättningen marker med mycket låga värden och låga kostnader ersättning, vilket kan vara ett ineffektivt sätt att använda den tillgängliga budgeten. För tilläggsers-

sättningen finns en risk att marker med måttliga värden och låga kostnader inte ingår, trots att det är tänkbart att de kan leverera större miljövärde per budgetkrona än marker som ingår idag. Dessutom kan marker med relativt höga värden men också med höga kostnader tänkas få tilläggsersättning trots att detta kan vara ett ineffektivt sätt att använda budgetmedlen. För bägge ersättningsformerna kan alltså finnas problem med marker som "missas" och marker som inkluderas trots att detta inte är önskvärt från ett ekonomiskt perspektiv.

Den samhällsekonomiska förlusten till följd av dessa ineffektiviteter beror på antalet marker av var och en av dessa typer och på budgettilldelningen. Förlusterna beror på att urvalet av marker som får ersättning görs utifrån kostnader respektive värden hos markerna och inte utifrån värdet relaterat till kostnaden. I vilken mån ändrade urvalskriterier skulle leda till minskad ineffektivitet beror både på korrelationen mellan kostnader och värden, och på graden av spridning av värden respektive kostnader.

Ineffektiviteterna i sig beror på urvalet av marker som får ersättning. Urvalet bestäms för grundersättningen utifrån kostnader, och för tilläggsersättningen först utifrån kostnader, sedan värden – och inte i något av fallen utifrån värdet i relation till kostnaden, dvs värdet per utbetald budgetkrona. Ändrade urvalskriterier skulle kunna leda till minskad ineffektivitet. Detta kräver dock att markernas värde kan bedömas. Hur stor effektivitetsvinster skulle vara beror både på hur kostnader och värden för olika marker är korrelerade och på hur stor spridningen av värden respektive kostnader egentligen är. Dessa faktorer är idag inte kända, men fortsatt analys utifrån existerande databaser som exempelvis ängs- och betesmarksinventeringen och FADN¹⁵ samt betalningsviljestudier kan ge ökad kunskap.

4.3 Kostnadsfaktorer som påverkar anslutningen till tilläggsersättning

I detta avsnitt analyseras olika kostnadsfaktorers påverkan på brukarnas val att ansluta sig till tilläggsersättningen. Avsnittet tjänar främst som ett

¹⁵ FADN är en databas som består av en årlig insamling av bokföringsdata från ett urval av jordbruksföretag i EUs medlemsstater.

exempel på hur man med ekonometriska metoder kan öka kunskapen om vilka kostnadsfaktorer som påverkar anslutningen till tilläggsersättningen. Resultaten av analysen ska alltså tolkas med försiktighet och det bör redan inledningsvis påpekas att det finns goda möjligheter att utveckla analysen både när det gäller utformningen av den ekonomiska modellen, valet av ekonometrisk metod och valet av data. Det tycks också högst rimligt att liknande metoder skulle kunna tillämpas i andra sammanhang för betes- och ängsmarker, för att skaffa in ytterligare kunskaper om hur olika variabler påverkar beslut hos brukare och myndigheter, varför ytterligare analyser inom området kan vara värdefulla för att få ett bättre underlag för utformningen av styrmedlen.

Tilläggsersättning kan betalas ut till jordbrukare om de har betesmarker och slåtterängar med höga biologiska eller kulturhistoriska värden som kräver särskild skötsel. För att betesmarker och slåtterängar ska kvalificera för tilläggsersättning krävs att marken innehåller vegetationstyper, växt- eller djurarter som visar på långvarig slåtter- eller beteshävd eller att marken innehåller höga kulturhistoriska värden. Det är rimligt att anta att den särskilda skötseln i de flesta fall medför ökade kostnader för brukaren, exempelvis i form av mer arbete eller genom att djuren utfodras på ett annat sätt och får beta vid annan tidpunkt än vad de annars skulle ha gjort.

För att marken ska vara berättigad till tilläggsersättning ska den vara ansluten till grundersättning och de generella villkoren för grundersättning gäller även när marken får tilläggsersättning. Förutom de generella villkoren för grundersättning ställs för tilläggsersättning ett eller flera särskilda skötselvillkor. Länsstyrelsen prövar, efter ansökan från brukaren, vilka marker som berättigar till tilläggsersättning och fastställer areal och skötselvillkor i en åtgärdsplan. De särskilda skötselvillkoren i åtgärdsplanen är individuellt anpassade efter de natur- och kulturmiljövärden som finns på den aktuella marken. I många fall fastställs åtgärdsplanen efter ett gårdsbesök och diskussion med brukaren.

De skötselvillkor som kan införas i samband med tilläggsersättning är:

- förbud mot tillskottsutfodring av betesdjur

- beslut om när på året bete eller slåtter ska ske
- reglering av bete med vissa djurslag
- beslut om vilket utseende vegetationen, inklusive träd och buskar, ska ha vid vegetationsperiodens slut
- skötsel och underhåll av kulturhistoriskt värdefulla element

Jordbruksverket (2004b) har tidigare noterat att anslutningen till både grund- som tilläggsersättning varierar betydligt mellan olika län. Anslutningen till grundersättningen år 2002 (inklusive alvar-, skogs- och fådobete) varierade mellan cirka 70 och 90 procent av den totala betesmarksarealen, medan anslutningen till tilläggsersättningen varierade mellan cirka 15 och 65 procent av den totala marken med grundersättning (alvar-, skogs- och fådobete undantaget). Variationen i anslutning till tilläggsersättning är med andra ord betydligt större. Det noteras också i rapporten att det finns ett positivt samband mellan andelen betesmark som har grundersättning och andelen betesmark av den totala jordbruksmarken i länet för 2002. En tänkbar förklaring anges vara att den ökade koncentrationen av betesdjur i södra Sveriges skogsbygder under det senaste decenniet har lett till förbättrat betesmarksutnyttjande i dessa län, medan igenväxningsproblemen i norra Sveriges skogsbygder är stora. Betesmarker i norra Sverige skulle därmed i lägre utsträckning uppfylla grundersättningens villkor. När det gäller tilläggsersättningen framför Jordbruksverket i rapporten att enbart geografiska och produktionsmässiga skillnader mellan länen inte kan förklara variationen samt att skillnaden i anslutning mellan närliggande län är alltför stor för att skillnader i betes- och ängsmarkens kvalitet ska räcka som förklaring. Istället föreslås att olikheterna i anslutningsgrad mellan länen kan förklaras av skillnader i jordbrukarnas intresse och länsstyrelsernas bedömning av hur värdefull marken måste vara för att uppfylla kraven för tilläggsersättning.

En ekonomisk modell över anslutning till tilläggsersättning

Syftet med följande analys är i första hand att undersöka vilka kostnadsfaktorer som påverkar brukarnas val om att ansluta betes- och ängsmar-

ker till tilläggsersättning. För att kunna särskilja dessa faktorer från andra faktorer som också kan påverka anslutningen, är det nödvändigt att reflektera över alla variabler som kan påverka anslutningen. Utgångspunkten är här att varje brukare kan väntas ansluta marken till tilläggsersättning om a) brukarna anser att värdet av de ersättningar som anslutningen kan medföra är större än kostnaderna för skötseln av markerna och b) marken har ett så högt biologiskt och kulturhistoriskt värde att länsstyrelsen godkänner den för tilläggsersättning.

För att genomföra analysen har data över anslutningen i olika län använts. Som ovan nämnts varierar anslutningen i hög grad, och i tidigare rapporter (se t.ex. SJV 2004b) har inga tydliga orsaker till denna variation identifierats. Däremot har Jordbruksverket (SJV 2004b) pekat på att några möjliga förklaringar skulle kunna vara a) skillnader i jordbrukarnas intresse b) skillnader i länsstyrelsernas bedömning av hur värdefull marken bör vara för att den ska anslutas och c) skillnader i markens värden. Dessutom nämns att produktionsmässiga skillnader skulle kunna vara relaterade till skillnader i markernas värden. Det kan vara intressant att relatera dessa möjliga förklaringar till den följande analysen. I det följande tas inte hänsyn till att jordbrukarnas intresse för skötsel av betesmarker, det vill säga den privata nyttan, skulle kunna variera mellan länen. Ett huvudskäl till detta är att det är svårt att finna något mått på detta intresse, och hur det skulle kunna skilja sig mellan olika län. Det är långt ifrån självklart att intresset för skötsel av betesmarker skulle skilja sig systematiskt mellan länen, även om det kan skilja sig mycket mellan individer. Däremot tar analysen hänsyn till att det kan finnas skillnader i länsstyrelsernas bedömning av hur värdefull marken bör vara för att den ska anslutas. Länsstyrelserna ska primärt ta hänsyn till markernas värden. Dessa värden speglas i ängs- och hagmarksinventeringens klassning av marker (se t.ex. SJV 2000b), vilken inkluderas i analysen. Värden kan också speglas indirekt genom andra variabler i analysen. För framtiden kan det vara möjligt att få värderelaterade variabler från ängs- och betesmarksinventeringen, men resultatet av inventeringen är ännu inte färdigbearbetat och kan därför inte användas här. Hänsyn tas också till produktionsmässiga skillnader mellan olika län. De produktionsmässiga skillnaderna, som exempelvis tillgången på betes-

djur, betes- och ängsmarkernas storlek m.m., kan både vara förknippade med skillnader i kostnaderna för skötseln av markerna och skillnader i markernas värden. Resultaten måste därför tolkas med detta i minnet.

Hypotesen i det följande är att anslutningen av marker till tilläggsersättning kan förklaras av brukarnas strävan att maximera den förväntade vinsten givet länsstyrelsens krav på markens minsta värde för anslutning. För en mer formell precisering av modellen, se Appendix. Vinstmaximering innebär att brukarna tar hänsyn till både intäkter och kostnader för anslutning. Intäkterna består i de ersättningar brukarna kan få, och kostnaderna antas bero både på produktionsmässiga förutsättningar och på de krav på åtgärder som ställs för att brukarna ska få tilläggsersättning¹⁶. Länsstyrelsen krav på markens minsta värde kan tänkas bero på en rad olika regionala faktorer, som påverkar hur länsstyrelsen ser på hur mycket mark som man anser önskvärt att ansluta. Utifrån ett ekonomiskt perspektiv kan man förvänta sig att länsstyrelsens efterfrågan på värdefulla betes- och ängsmarker beror markernas värde, antalet personer inom och utom länet som fäster ett värde vid dessa marker för rekreation, studier eller annat och tillgången till substitut för betesmarker, exempelvis andra biologiskt eller kulturellt värdefulla marker. Det är dock viktigt att lägga märke till nedanstående inte innefattar en explicit modell över länsstyrelsens beslut, eftersom länsstyrelserna bestämmer både om huruvida marker ska beviljas tilläggsersättning och om de skötselvillkor som ska gälla. Möjligheterna att dra slutsatser om länsstyrelsernas beslut är därmed begränsade.

Genom att på detta sätt tydligt formulera en hypotes kan man undvika att få med nonsenssamband mellan variabler, vilket kan vara en risk om de förklarande variablerna väljs godtyckligt. I avsnitt 4.3.2 redovisas skälen för att inkludera olika variabler. Eftersom olika faktorer kan tänkas påverka anslutningen av betes- respektive ängsmarker, görs analysen separat för de två marktyperna. De särskilt hotade betesmarkerna (se avsnitt 2.2.1) är inte medtagna i analysen.

¹⁶ Det är tänkbart att det finns synergier mellan olika typer av kostnader, men detta analyseras inte i rapporten.

Data och metod

Inledningsvis kan, när det gäller intäkter från anslutning, konstateras att intäkten per hektar för själva tilläggsersättningen är densamma för alla län. Tilläggsersättningen kan därför inte i sig själv förklara skillnader i anslutning mellan länen, och ingår därför inte i den statistiska analysen. Om man däremot ser på hela den förväntade intäkten av anslutning, så bör man också ta hänsyn till att anslutning till tilläggsersättning för med sig en möjlighet att också ansöka om och få ersättning för kompletterande åtgärder. De kompletterande åtgärder som berättigar till ersättning är, som tidigare nämnts i avsnitt 2.2.1, lövtäkt, lieslätter och efterbete, av vilka de två sistnämnda bara är aktuella på slätterängar. Möjligheten att få ersättning för kompletterande åtgärder kan väntas variera mellan olika län, bland annat beroende på den agrarhistoriska bakgrunden och vilken exploateringsgrad regionen har och har haft. För att spegla skillnaden i möjlighet att få ersättning för kompletterande åtgärder tas därför hänsyn till förekomsten av kompletterande åtgärder i länen. En hög förekomst av kompletterande åtgärder kan vara förknippad med högre värden hos markerna¹⁷. Dessa högre värden kan dels vara relaterade till de kompletterande åtgärderna i sig, dels kan förekomsten av kompletterande åtgärder tänkas samvariera med andra värden hos markerna som exempelvis förekomsten av sammanhängande områden med höga natur- och kulturvärden. Det innebär i så fall att brukare i regioner med marker med höga biologiska och kulturella värden har större möjligheter att få ersättning för kompletterande åtgärder, vilket i sin tur medför att fördelarna med att ansluta sig till tilläggsersättningen ökar. Kompletterande åtgärder medför självfallet också kostnader. Eftersom det är frivilligt att ansöka om ersättning för dessa åtgärder, kan graden av anslutning till kompletterande åtgärder i verkligheten väntas bero på både brukarnas kostnader för åtgärderna och länsstyrelsernas benägenhet att bevilja ersättning. Som variabeln används här, antas indirekt att kostnaderna för kompletterande åtgärder som berättigar till ersättning inte skiljer sig mellan länen.

¹⁷ Det tycks som att detta mycket väl kan vara fallet eftersom korrelationen mellan kompletterande åtgärder på betesmark och värdeklassningen är 0,76, det vill säga relativt hög.

Brukarnas kostnader för mark som ansluts till tilläggsersättning kan väntas bero både på produktionsmässiga förhållanden och på vilka krav som länsstyrelsens ställer genom skötselvillkoren i åtgärdsplanen. Som exempel skulle man kunna tänka sig att kostnaderna för skötsel av marken skulle kunna påverkas av hur mycket betesmark brukaren har, eftersom kostnaden för stängsling är lägre för brukare som har större sammanhållna arealer. Mängden annan mark som brukaren har skulle också kunna spela roll för möjligheterna att samordna skötseln av betes- och ängsmarker med övrig verksamhet på gården. Dessutom är flera av de villkor som kan ställas genom länsstyrelsernas åtgärdsplaner förknippade med djurhållning, vilket innebär att tillgången till betesdjur kan spela roll för brukarens kostnader för att följa dessa villkor. I analysen inkluderas genomsnittligt antal hektar betesmark (eller ängsmark) per brukare med grundersättning, genomsnittlig åkerareal per jordbruksföretag och antal djurenheter (enbart betesdjur) per hektar betesmark och slåtteräng med grundersättning. En större tillgång till mark eller djur kan tänkas medföra antingen större eller mindre kostnader för anslutning till tilläggsersättningen och därmed mindre eller större anslutning. Brukarnas alternativkostnad för arbete torde också påverka kostnaderna för anslutning. Som en indikator för brukarens alternativkostnad för arbete har arbetslösheten i länet inkluderats: med låg arbetslöshet skulle då alternativkostnaden för arbete vara hög, eftersom brukaren har större möjligheter att finna god utkomst på den reguljära arbetsmarknaden, och tvärtom. Det är också tänkbart att andra faktorer än dessa kan tänkas påverka anslutningen, som exempelvis om tillståndet och storleken på byggnader som ladugårdar skiljer sig systematiskt mellan länen. Det finns dock inga data som speglar detta.

Även de skötselvillkor som länsstyrelserna ställer genom åtgärdsplanerna kan påverka brukarnas kostnader för anslutning. Villkoren innebär begränsningar i brukarnas möjligheter att disponera sin tid och sina produktionsfaktorer på ett sätt som maximerar vinsten. Den ekonomiska betydelsen av dessa begränsningar kan variera både mellan olika villkor och mellan olika brukare. I vissa fall kan en begränsning leda till stora kostnader om brukaren måste använda tid och produktionsfaktorer på ett helt annat sätt än vad han eller hon annars skulle ha gjort för att max-

imera vinsten. I andra fall kan begränsningen vara helt betydelselös, det vill säga brukaren kan fortfarande göra på det sätt som han eller hon skulle ha gjort för att vinstmaximera. I sådana fall skulle begränsningen inte medföra några kostnader. Generellt kan man vänta sig att i ju högre grad ett visst villkor används i ett län, desto mindre blir anslutningen, eller så spelar användningen av villkoret ingen roll för anslutningen. Det antas här att anta att brukarna har viss kännedom om vilka villkor som kan väntas bli aktuella i en åtgärdsplan i det egna länet, dels genom egna tidigare kontakter med länsstyrelsen i samband med ansökan om miljöstöd i förra programperioden, dels genom kontakter med andra brukare. Det är tänkbart att brukare som fått sin åtgärdsplan under 2000 haft mer begränsade möjligheter att via andra brukare få information om vilka villkor som ställs av länsstyrelsen, jämfört med de brukare som fått sina åtgärdsplaner under 2001 och 2002. Utöver detta finns också möjlighet för brukare att dra tillbaka ansökan om de anser att de inte kan gå med på villkoren för tilläggsersättning.

Länsstyrelsernas beslut om att bevilja ersättning ska styras av markernas värde. Även om länsstyrelserna skulle ställa samma krav och använda samma kravnivå i alla län skulle självfallet anslutningen kunna vara olika beroende på förekomsten av särskilt värdefulla marker. Betesmarkers värden speglas i modellen genom andelen betesmarker (alvar- och skogsbetesmark undantaget) som klassats i klasserna 1-3 i ängs- och hagmarksinventeringen. Högre andel betesmarker i dessa klasser förväntas alltså ha ett positivt samband med anslutningen till tilläggsersättningen. Motsvarande data för slätterängar finns inte tillgängliga¹⁸.

Om produktionsmässiga förhållanden är relaterade till markernas värden, så kan detta få effekter i modellen. Detta skulle exempelvis kunna vara fallet om god tillgång på betesdjur idag är förknippat med gott om betesdjur tidigare, vilket i sin tur skulle kunna vara relaterat till högre värden hos markerna. I så fall skulle detta kunna innebära att stor tillgång på betesdjur var förknippat med en högre anslutning till tilläggsersättningen. Ett annat exempel är om större sammanhållna betesmarker

¹⁸ Skälet är att det inte finns någon totalareal till vilken man kan relatera antalet marker i klass 1-3.

är förknippade med ett större värde, vilket skulle kunna leda till att länsstyrelsen hellre beviljade tilläggsersättning för brukare med mer betesmark. Det är också tänkbart att utfärdandet av vissa skötselvillkor är relaterat till markernas värde, exempelvis skulle förekomsten av krav på skötsel av kulturhistoriskt värdefulla element kunnat ha ett positivt samband med förekomsten av just sådana element. Det går alltså inte att utesluta att andra variabler än värdeklassningen i viss mån speglar markernas värde. För närvarande saknas emellertid empiriska belegg för sådana samband mellan de produktionsmässiga förhållandena och värden¹⁹.

Det skulle också kunna finnas andra skäl för länsstyrelsen att vilja påverka anslutningsgraden. Det ingår visserligen inte i länsstyrelsernas instruktion att ta regionala hänsyn av andra skäl än markernas värden, men flera vetenskapliga studier har visat att det inte är ovanligt att regionala myndigheter vid tillämpning av nationellt beslutade åtgärder tar sådana hänsyn (se t.ex. Eckerberg 1997, Helland 1998). För att ta hänsyn till att detta skulle kunna förekomma även i detta fall inkluderas därför även andra regionala variabler än värdet. Länsstyrelsen kan exempelvis tänkas ta hänsyn till efterfrågan på rekreation och naturmiljö, tillgången på substitut för rekreation, samt situationen på den regionala arbetsmarknaden. För att spegla dessa faktorer har följande variabler inkluderats: antal invånare och antal turister²⁰ per hektar betesmark och slåtteräng med grundersättning, arbetslöshet i procent och skyddad areal per person. Här kan man vänta sig att ett större antal invånare eller större antal turister per hektar mark med grundersättning skulle kunna innebära ett större marginalvärde av välhävdade marker och därmed leda till en lägre minimigräns för länsstyrelsen och större anslutning. Större tillgång på alternativa områden med höga natur- och kulturmiljövärden och större tillgång till rekreation i form av skyddad mark kan tänkas

¹⁹ En undersökning av data för analysen tyder inte på några starkare samband mellan värdeklassningen i ängs- och hagmarksinventeringen och övriga variabler för betesmarker (det vill säga inte bara produktionsmässiga faktorer utan även övriga variabler), med undantag för de kompletterande åtgärderna, där förekomsten av dessa är positivt korrelerad med värdeklassningen (korrelationskoefficient 0,76).

²⁰ Eftersom data över natur- och kulturturism ej finns tillgängliga används antal turistnätter totalt per hektar betesmark och slåtteräng med grundersättning.

göra länsstyrelsen mindre benägen att bevilja tilläggsersättning, eftersom den regionala efterfrågan på betes- och ängsmarker kan vara lägre.

En större arbetslöshet kan påverka länsstyrelsernas vilja att öka brukarna inkomster för att möjliggöra fortsatt drift. Större arbetslöshet skulle i så fall kunna vara förknippad med större anslutning.

Data för analysen är för 2002, med undantag för värdeklassningen av betesmarker, och är länsvisa data vilket innebär totalt 21 observationer. Genom att så få observationer finns tillgängliga ställs högre krav på resultaten för att de skattade koefficienterna skall räknas som signifikanta. Det skulle emellertid självfallet ha varit en fördel att använda data över flera år, eftersom anslutning och kostnader också kan bero på en tidsfaktor. Det är här i första hand sammanställningar över i vilken omfattning olika skötselvillkor ställs i åtgärdsplanerna i olika län under andra år än 2002 som saknas. Fler observationer skulle också ha kunnat möjliggöra en säkrare bedömning av statistiska samband. En förteckning över data finns i tabell A1 i Appendix.

Sambandet mellan anslutningsgrad och de olika oberoende variablerna har skattats separat för betesmarker respektive slåtterängar med minsta kvadratmetoden²¹. Ett linjärt samband har antagits mellan de ingående variablerna. Initialt ingår 16 möjliga förklarande variabler för betesmarker och 13 möjliga variabler för slåtterängar. I de fall där oberoende variabler är starkt korrelerade har en av dessa variabler uteslutits, eftersom det inte är möjligt att ha starkt korrelerade förklarande variabler i en statistisk modell och samtidigt få rättvisande resultat. Detta innebar att tre av betesmarksvariablerna och en av slåtterängsvariablerna uteslöts. Därefter har variabler med låg signifikansnivå uteslutits successivt, för att kunna få en statistiskt säkrare skattning av de mest betydelsefulla variablerna. Förekomsten av avvikande observationer, s.k. outliers, har undersökts. Då en möjlig sådan outlier kunde konstateras i betesmarksanalysen prövades att slopa denna observation. Slutsatserna som redovisas nedan visade sig dock vara mycket robusta eftersom detta inte på-

²¹ För den läsare som är intresserad av den använda metoden, hänvisas till Kennedy (1998).

verkade de kvalitativa resultaten. För betesmarker, liksom för ängsmarker, har enbart de variabler som rör respektive marktyp inkluderats, det vill säga kompletterande åtgärder för betesmarker och skötselvillkor för betesmarker har enbart inkluderats för betesmarksanalysen. Motsvarande gäller för ängsmarksanalysen.

Resultat

I detta avsnitt redovisas och diskuteras resultaten av skattningarna. Resultatet för betes- respektive ängsmarker visas i tabell 3. För både betesmarker och slätterängar förklarar skattningarna en stor del av variationen i anslutning till tilläggsersättning. Förklaringsgraden (R^2) är 0,93 för betesmarker och 0,69 för slätterängar, vilket betyder att skattningarna förklarar 93 procent av variationen i anslutning av betesmarker och 69 procent av variationen i anslutning av ängsmarker. Detta är högt för tvärsnittsdata och med tanke på de relativt få observationerna och tyder på att de ingående variablerna förklarar en mycket stor del av skillnaderna i anslutning mellan länen. I det följande redovisas i vilken riktning olika faktorer påverkar anslutningen, men inte storleken på effekten²².

Betydelsen av förväntade intäkter

Varken för betesmarker eller slätterängar visar resultaten att en större förekomst av ersättningar för kompletterande åtgärder medför större anslutning till tilläggsersättning. Ett skäl till detta förhållande kan vara att förekomsten av kompletterande åtgärder är relativt högt korrelerad med värdevariabeln (korrelationskoefficienten är 0,76). För slätterängar kan skälet vara att de kompletterande åtgärderna är av tre olika slag; lövtäkt, lieslätter och efterbete, där ersättningsnivåerna skiljer sig åt. Det är tänkbart att resultatet för slätterängar hade kunnat vara annorlunda om dessa tre olika åtgärder hade separerats, och vid en eventuell fortsatt analys av anslutningen bör detta prövas.

²² Den läsare som är intresserad av storleken på effekterna hänvisas till att själv utläsa detta med hjälp av de koefficienter som redovisas i tabell 3, samt variabelförteckningen i Appendix

Tabell 3. Resultat av ekonometriska skattningar¹

	<i>ANDEL BETESMARK MED GRUNDERSÄTTNING SOM HAR TILLÄGGSERSÄTTNING</i>	<i>ANDEL SLÅTTERÅNG MED GRUNDERSÄTTNING SOM HAR TILLÄGGSERSÄTTNING</i>
KONSTANT	-1.132*** (-6.213)	0.463*** (3.999)
ANTAL BETESDJUR PER HEKTAR MED GRUND- ERSÄTTNING	--	0.026** (2.334)
ÅKERAREAL PER FÖRETAG	0.009*** (8.601)	0.012** (3.933)
VILLKOR 2: FÖRBUD MOT BETE VINTERTID	-0.021** (-2.385)	--
VILLKOR 11: FÖRBUD MOT TILLSKOTTsutFODRING	0.007*** (6.160)	-0.005** (-2.481)
VILLKOR 12: TIDPUNKT FÖR BETE/SLÅTTER	0.001** (2.296)	--
VILLKOR 13: REGLERING AV BETE MED VISSA DJURSLAG	-0.002*** (-3.181)	--
VILLKOR 14: REGLERING AV VEGETATIONENS UTSEENDE	-0.001*** (-3.660)	--
ARBETSLÖSHET I PROCENT	0.067*** (6.841)	--
VÄRDE	0.216*** (3.100)	--
BEFOLKNINGSTÄTHET	--	-.004*** (-4.618)
R ²	0,93	0,69

1. T-värden inom parentes. Variabler signifikanta på 1 %-nivån är markerade med ***, på 5 %-nivån är markerade med ** och på 10 %-nivån är markerade med *.

Produktionsfaktorernas betydelse för anslutning

Korrelationen mellan arealen betesmark med grundersättning per brukare och arealen åkermark per företag är mycket hög, 0,82. Denna höga korrelation har lett till att arealen betesmark uteslutits från skattningarna, eftersom resultaten kan bli missvisande om flera starkt korrelerade oberoende variabler inkluderas. För slåtterängar har arealen slåtteräng per brukare uteslutits ur regressionen eftersom den är högt korrelerad med villkor 14 som styr vegetationens utseende.

För både betesmarker och slåtterängar visar resultaten att anslutningsgraden är högre ju större den genomsnittliga åkerarealen per jordbruksföretag är. En rimlig tolkning av det positiva sambandet mellan areal åkermark och anslutning är att brukarna har skalfördelar när det gäller betesmarker och slåtterängar. Dessa skalfördelar kan bestå i en mer effektiv skötsel av markerna, men det är minst lika troligt att det rör sig om skalfördelar när det gäller transaktionskostnader vid informationshantering och hantering av ansökningar för ersättning. Dessa skalfördelar kan sträcka sig även till möjligheten att i ett sammanhang söka ersättningar och stöd för både betes- och ängsmarker och produktion på åkermark.

För betesmarker har djurtätheten ingen signifikant betydelse för anslutningen till tilläggsersättning. Tillgång till betesdjur är en visserligen en förutsättning för att kunna uppfylla villkoren för grundersättning, men detta resultat tyder på att om en brukare kan uppfylla beteskravet för grundersättning så krävs inte ytterligare djur för att uppfylla kraven för tilläggsersättning. För slåtterängar visar resultaten att en högre djurtäthet är förknippad med en större anslutning. Eftersom betesdjur främst har betydelse för slåtterängar genom efterbete, kan det möjligt att tolka detta som att kostnaderna för efterbete är så stora att de påverkar anslutningen. Man kan lägga märke till att djurhållningen också har ett samband med anslutningen för slåtterängar genom villkor 13 som rör tillskottsutfodring, se nedan.

Resultatet visar också att högre arbetslöshet i länet är förknippat med högre anslutning till tilläggsersättning för betesmarker. Detta kan tolkas

som att brukarens alternativkostnad för arbete är lägre i regioner med hög arbetslöshet, genom att brukaren skulle tjäna mindre om han/hon gick ut på arbetsmarknaden i ett län med hög arbetslöshet än i ett län med låg arbetslöshet. En annan möjlighet är att högre arbetslöshet gör länsstyrelserna mer benägna att bevilja tilläggsersättning, se också nedan.

Skötselvillkorens betydelse för anslutning av betesmarker

Fem av de skötselvillkor som länsstyrelsen utfärdar för betesmarker har signifikant effekt på anslutningsgraden. Av dessa har tre en negativ inverkan på anslutningen. Den första av dessa tre är villkor 2, förbud mot bete vintertid inom område med fornlämning. Förekomsten av detta villkor är starkt korrelerat med villkor 1, som innebär förbud mot hästbete inom område med fornlämning (korrelationskoefficienten är 0,85), varför villkor 1 utesluts. Båda dessa villkor förekommer på totalt sett mindre än 1 procent av betesmarksarealen, och används framförallt i Värmlands län. Effekten av villkor 2 kan tolkas som att villkoret medför kostnader som påverkar brukarnas vilja att ansluta sig. Det är också möjligt att det rör sig om en specifik effekt för Värmlands län och kan då tolkas som att anslutningen i Värmlands län är lägre än i andra län med hänsyn taget till alla andra variabler som inkluderats.

Det andra villkoret med negativ effekt på anslutningen är villkor 13, som innebär reglering av bete med vissa djurslag. Detta villkor används inte alls i de flesta län. I ett par län används det för någon procent av betesmarksarealen, men Skåne län utgör ett undantag, där villkoret används för över 90 procent av betesmarkerna. Enligt Jordbruksverkets rapport 2004:5 beror den höga användningen i Skåne sannolikt på att villkoret används för att förhindra att den hävdgynnade floran påverkas negativt av hjortbete och bete av mer udda djur som kameler, strutsar, gäss och giraffer. Även i detta fall kan resultatet tolkas antingen som att det finns betydande kostnader för restriktionen eller som en länspecifik effekt, som då säger att anslutningen i Skåne län är lägre än i andra län med hänsyn taget till alla andra variabler som inkluderats.

Det tredje villkoret som påverkar anslutningen negativt är villkor 14, som innebär en reglering av vilket utseende vegetationen, inklusive träd och buskar, ska ha vid vegetationsperiodens slut. Detta villkor används för cirka hälften av alla betesmarker och användningen är spridd över alla län men varierar kraftigt. I detta fall ligger det nära till hands att tolka resultatet som att denna restriktion medför kostnader för brukaren, som påverkar hans/hennes vilja att ansluta sig.

Det fjärde villkor som har signifikant effekt på anslutningsgraden är villkor 11, som innebär förbud mot tillskottsutfodring. Detta villkor har en positiv koefficient. Detta villkor förekommer i stor omfattning i alla län utom i Norrbotten. Den låga förekomsten i Norrbotten förklaras enligt SJV (2004b) av att de biologiska värdena är relativt oberoende av den extra gödsling som tillskottsutfodringen medför. Eftersom variabeln har ett positivt förtecken kan resultatet inte tolkas som att villkoret medför kostnader. Det är möjligt att tolka det som en länspecifik effekt för Norrbotten, det vill säga som att anslutningen i Norrbotten är högre än vad som förklaras av de övriga variablerna i modellen. Det finns emellertid en ytterligare möjlig tolkning, eftersom villkor 11 är högt korrelerat med förekomsten av skyddad mark (korrelationskoefficienten är $\bullet 0,93$). Det betyder att det är möjligt att tolka resultatet som att länsstyrrelser i län med stor tillgång till andra marker med höga natur- och kulturvärden i mindre grad efterfrågar betesmarker med höga värden, se också nedan.

Det femte villkoret med signifikant effekt på anslutningen är villkor 12, där tidpunkt för bete regleras. Detta villkor har ett oväntat, positivt förtecken. Villkoret föreskrivs på en mycket stor andel av markerna i cirka hälften av länen, och på en mycket liten andel i den återstående hälften. Orsakerna till denna ojämna fördelning är inte kända (se SJV 2004b), och resultatet är svårtolkat.

Skötselvillkorens betydelse för anslutning av slätterängar

För slätterängar medför en högre andel åtgärdsplaner med villkor 11, som innebär ett förbud mot tillskottsutfodring av betesdjur, lägre anslutning till tilläggsersättning. Detta villkor är endast relevant för slät-

terängar när det förekommer efterbete, men tillämpas på 28 procent av alla åtgärdsplaner för slåtterängar. Villkoret tillämpas i varierande grad i olika län. Detta kan tolkas som att villkor 11 medför särskilda kostnader vid skötsel av slåtterängar. Övriga villkor har ingen signifikant effekt.

Regionala faktorer som skulle kunna påverka länsstyrelsernas bedömning

Värdevariabeln, som endast finns tillgänglig för betesmarker, har en signifikant positiv effekt på anslutningen av betesmarker till tilläggsersättning, vilket var väntat, eftersom länsstyrelsernas uppgift är att ta hänsyn till värden, och, mer allmänt, höga värden dessutom innebär att man kan vänta sig att länsstyrelsernas efterfrågan på marker är högre.

Variabeln skyddad mark är starkt korrelerad med villkor 11 för betesmarker, se ovan, varför det inte är möjligt att säga vilken av dessa faktorer som påverkar. Det är därför möjligt att det positiva förtecknet för villkor 11 i betesmarksregressionen indikerar att en större tillgång till substitut för biologiska och kulturella värden och rekreation, i form av större areal skyddad mark i länet, kan medföra lägre anslutningsgrad. Detta skulle kunna bero på att länsstyrelser i län med mycket skyddad mark väljer att ställa högre krav för anslutning till tilläggsersättning. Dessutom har, som ovan nämnts, Norrbottens län kraftigt avvikande värden för villkor 11 för betesmarker och arealen skyddad mark, vilket kan innebära att det i stor utsträckning rör sig om en länsspecifik effekt, som kan ha andra orsaker. Det finns alltså tre nära förknippade faktorer. Eftersom det inte tycks rimligt att ökad förekomst av villkoret skulle medföra lägre kostnader, förefaller det mest troligt att det antingen är frågan om en länsspecifik effekt eller att länsstyrelserna tar hänsyn till tillgången på substitut.

Resultatet visar också att högre arbetslöshet i länet är förknippat med högre anslutning till tilläggsersättning för betesmarker. En tolkning av detta samband kan vara att kraven för anslutning är lägre i län med högre arbetslöshet, för att undvika att brukarnas inkomster blir så låga att de måste lämna verksamheten. En annan tolkning kan, som ovan nämnts vara att brukarens alternativkostnad för arbete är lägre i regioner med hög arbetslöshet och tvärtom.

För slätterängar är det endast en av de faktorer som inkluderats för att ta hänsyn till skillnader i länsstyrelsernas bedömning som har signifikans i den slutliga modellen, nämligen befolkningstätheten. I detta fall är tecknet på koefficienten negativt, vilket är oväntat utifrån den ovan beskrivna hypotesen. Ett negativt tecken betyder att en större befolkningstäthet är förknippad med lägre anslutning till tilläggsersättningen. Den väntade effekten var istället att en större befolkningstäthet skulle kunna uppfattas av länsstyrelserna som ett tecken på större efterfrågan på rekreationsmöjligheter och därmed också på ängsmarker med höga värden. En hög folkmängd i förhållande till arealen betesmarker och slätterängar med grundersättning finns framförallt i Stockholms, Norrbottens, Västerbottens och Västernorrlands län. Den lägsta befolkningstätheten är i Kalmar och på Gotland. Det negativa tecknet kan eventuellt förklaras av att befolkningstätheten har ett samband med markernas värden.

Turismvariabeln var inte signifikant i någon av analyserna. Ett möjligt skäl är att variabeln inkluderar all turism, och att detta mått inte tillräckligt speglar den natur- och kulturinriktade turismen.

Diskussion

I ovanstående görs en ekonometrisk analys av anslutningen till tilläggsersättningen. Analysen är ett exempel hur ekonometriska metoder kan utnyttjas för att skaffa ytterligare information om kostnader för bevarande och hävd. Det kan finnas många möjligheter att utveckla denna analys när det gäller val av ekonomisk modell, ekonometrisk metod och data. Den föreliggande analysen kan ge vissa indikationer om faktorer som påverkar kostnaderna för anslutning.

Resultaten pekar på att vissa faktorer kan ha särskilt stor betydelse för brukarnas kostnader vid anslutning till tilläggsersättning. De tyder bland annat på att det finns skalfördelar, antingen för skötseln eller för administrationen, för både betes- och ängsmarker. En större areal åker eller större areal betes- eller ängsmark kan innebära lägre kostnader per hektar för skötseln. Betydelsen av skalfördelar för anslutning är inte oväntad, eftersom andra studier pekat på att brukare med mer omfattande verksamhet är mer benägna att ansluta sig till miljöersättningar (t.ex. Roosen och Ordóñez, mimeo). För betesmarker finns ett positivt

samband mellan arbetslöshet och anslutning till tilläggsersättning, vilket kan tolkas som att brukarnas alternativkostnad för arbete har betydelse för anslutningen. För ängsmarker kan djurtätheten spela roll för skötselkostnaderna. Detta kan indikera att kostnaderna för efterbete påverkar anslutningen till tilläggsersättning för ängsmarker.

Resultaten tyder också på att vissa skötselkrav kan medföra kostnader som påverkar brukarnas anslutning till tilläggsersättning. Detta gäller i första hand villkor 14, med krav på vegetationens utseende, för betesmarker och villkor 11, med reglering av tillskottsutfodring för slåtterängar. För de övriga villkor som har signifikant effekt på anslutningen kan resultatet tolkas på andra sätt än som en kostnadseffekt, exempelvis kan det i vissa fall i stor utsträckning röra sig om en länsspecifik effekt, vars orsaker inte behöver vara självklara. I den mån ökad förekomst av vissa villkoren inte i praktiken har negativ effekt på anslutningen kan detta förklaras av att brukarna inte har kännedom om vilka villkor som länsstyrelsen kan komma att ställa. En annan möjlig orsak är att villkorsgivningen i vissa fall skulle kunna vara positivt korrelerad med markernas värden.

Som tidigare påpekats analyseras inte länsstyrelsernas beslutssituation. Vad analysen därför inte kan svara på är om det är motiverat med olika skötselvillkor i åtgärdsplanerna i olika län. Det går därför inte att uttala sig om huruvida skötselvillkoren är motiverade, utan endast om den effekt de har på anslutningen till tilläggsersättning när villkoren faktiskt ingår i åtgärdsplanerna.

Resultaten tyder på att länsstyrelserna tar hänsyn till regionala skillnader när det gäller markernas värde. För att spegla markernas värde har klassningen i den tidigare ängs- och hagmarksinventeringen inkluderats för betesmarker, och ett högre värde visade sig ha ett positivt samband med anslutningen till tilläggsersättning. Inom kort kan andra värderelaterade variabler finnas tillgängliga genom ängs- och betesmarksinventeringen, varför en analys som inkluderar olika mått på värden kan tänkas bli möjlig. I analysen av slåtterängar, där motsvarande värdemått inte finns tillgängligt, påträffades ett negativt samband mellan befolkningens mängden i förhållande till betes- och ängsmarker med grunder-

sättning och anslutningen till tilläggsersättningen. Det är möjligt att orsaken till detta är att det finns ett underliggande samband mellan detta mått på befolkningstäthet och markernas värden.

Det går inte att utesluta att länsstyrelserna också kan ta hänsyn till andra regionala faktorer som tillgången på andra naturvärden och till arbetslöshet i länet. Orsakssambanden är dock i dessa fall inte givna. Det är möjligt att länsstyrelserna tar hänsyn till tillgången på andra marker med höga natur- och kulturvärden, men resultatet kan i detta fall bero på en länspecifik effekt med andra orsaker. Det är också möjligt att länsstyrelserna i högre grad beviljar tilläggsersättning i län med högre arbetslöshet, men resultatet kan också tolkas som en effekt av brukarnas alternativkostnad för arbete. Det går därför inte från analysen att dra bestämda slutsatser om huruvida det faktiskt förekommer skillnader i länsstyrelsernas bedömningar, utöver de skillnader som motiveras av markernas värden. En analys av länsstyrelsens beslut rörande tilläggsersättning utifrån ekonomiskt perspektiv skulle idealt omfatta såväl länsstyrelsernas efterfrågan på som utbudet av betes- och ängsmarker. En sådan analys skulle kunna ge en bättre uppfattning om faktorer som påverkar valet av skötselvillkor i åtgärdsplanerna och krav på markernas värde för att tilläggsersättning ska beviljas. Den ovan redovisade analysen innehåller inte en sådan djupare analys av länsstyrelsens beslut utan är, som beskrivits, avsedd att undersöka brukarnas beslutsproblem vid valet om att ansöka om tilläggsersättning.

Är det då ett problem att anslutningen varierar mellan olika län? Det beror bland annat på hur målen för betes- och ängsmarker ska tolkas. Ska de tolkas som att anslutningen till ersättningarna ska vara lika över hela landet procentuellt sett? En likformig åtgärdsnivå behöver inte vara önskvärdt från samhällsekonomiskt perspektiv om värdet av markerna i termer av biologisk mångfald, kulturelement och rekreation samt kostnaderna för bevarande och hävd skiljer sig åt mellan länen. En likformig anslutning kan då bli kostsam för samhället genom att ingen hänsyn tas till att marginalkostnaden för att uppnå ökade värden kan skilja sig mellan länen.

4.4 Kontrollsystemet

Miljöersättningar är givetvis bara meningsfulla om brukarna följer de villkor och regelverk som är förknippat med ersättningen. Eftersom de åtgärder som krävs i samband med ersättningarna medför kostnader finns det ekonomiska incitament för stödmottagarna att begränsa åtgärderna. En kontroll av att stödmottagarna gör de överenskomna åtgärderna är därför nödvändig. Eftersom kontroller innebär kostnader för ansvariga myndigheter är den, för de flesta styrmedel, inte hundra procentig. Det betyder när det gäller betes- och ängsmarker att det är möjligt för vissa brukare att låta bli att följa villkoren för ersättningarna utan att det får några konsekvenser. En analys av kontrollen, liksom av de sanktioner som avvikelser från villkoren kan medföra, är därför en viktig del för att kunna bedöma kostnadseffektivitet.

I det följande diskuteras framförallt de ekonomiska incitamenten inom kontrollsystemet när det gäller åtföljd av skötselkraven. Med de ekonomiska incitamenten avses effekterna på företagsekonomisk lönsamhet. I ett bredare perspektiv kan naturligtvis ett flertal andra än de ekonomiska incitamenten väntas påverka hur väl brukarna uppfyller villkoren, såsom brukarens inställning till gjorda åtaganden och vilja att ta risker. Andra faktorer som kan påverka är den privata nytta brukarna har av att följa villkoren jämfört med att ha villkorsavvikelser, hur brukaren upplever kringboendes eventuella reaktioner samt informationsbrister. Informationsbrister kan exempelvis uppstå om regelverket är komplext och svårbegripligt eller om brukaren inte med rimlig säkerhet kan bedöma hur mycket tid och resurser som krävs för skötseln.

I detta avsnitt redogörs först för principerna för kontrollsystemet. I 4.4.1 diskuteras hur brukaren påverkas av de ekonomiska incitamenten i kontrollsystemet, och i 4.4.2 förs ett resonemang kring de ekonomiska avvägningar de ansvariga myndigheterna står inför.

Tidigare rapporter har pekat på att villkorsavvikelserna inom ersättningen till betes- och ängsmarker är betydande. Skötselfelen uppgår enligt halvtidsutvärderingen av Miljö- och landsbygdsprogrammet till 16 procent (Jordbruksdepartementet 2003). Data för ett slumpmässigt urval om 87 brukare som blivit utsatta för slumpmässig kontroll 2002 visar att

63 procent av brukarna, och 7 procent av arealen, fått anmärkning om igenväxning. Liknande siffror finns för 1998 och 1999 (SJV 1999, 2000a). Avvikelserna tycks alltså vara frekventa och omfatta en icke försumbar del av den anslutna arealen.

Kontrollsystemet är utformat med utgångspunkt från samtliga LBU-stöd. Varje år kontrolleras, i enlighet med EU:s regler, 5 procent av alla brukare. Vid kontrolltillfället besiktigas hela gården med avseende på samtliga stöd. Urvalet av brukare som kontrolleras består delvis i ett slumpmässigt urval, men kontroller utförs också i högre grad av brukare som tidigare fått anmärkning för avvikelse från villkoren och brukare som får större stödsummor totalt sett. Huvuddelen av de brukare som kontrolleras väljs ut utifrån sådana riskkriterier och bara en mindre del är slumpmässigt valda. Det finns ingen undersökning gjord av huruvida kontrollfrekvensen för betes- och ängsmarker skiljer sig från den genomsnittliga kontrollfrekvensen.

Efterlevnaden av de olika villkor som anges för grund- och tilläggserättning och för kompletterande åtgärder kan relativt enkelt kontrolleras vid besök på gården. Länsstyrelserna genomför kontrollen, och till dags dato har varje länsstyrelse arbetat utifrån en egen sanktionsskala eller utifrån sanktionsskalor som är framtagna inom respektive samordningsregion. Till grund för sanktionsskalorna ligger LBU-förordningen och Jordbruksverkets föreskrifter om ersättning för miljövänligt jordbruk samt Jordbruksverkets allmänna råd. Det är inte klart i vilken utsträckning dessa sanktionsskalor skiljer sig åt, men Jordbruksverket har arbetat fram ett förslag till gemensam sanktionsskala. Hur kontrollen ska genomföras regleras genom Jordbruksverkets kontrollinstruktioner och informationen om detta förmedlas genom kontrollkurser.

Åtagandena för betesmarker gäller en 5-årsperiod, och brukaren har det första året på sig att åtgärda igenväxning. Mindre skötsel fel som upptäcks vid kontroll kan leda till en anmärkning, som antingen inte leder vidare eller till att avdrag på utbetalningen görs. Avdrag på utbetalad ersättning görs i allmänhet under det aktuella året och innebär att ersättningen slopas helt eller delvis för den areal där villkorsavvikelse

konstaterats. Det finns inga tillgängliga uppgifter om den totala omfattningen på avdragen på utbetalningar.

Om felet är allvarligt kan det leda till hävning av hela eller delar av åtagandet samt återbetalning av hela eller delar av de utbetalade beloppen, jämte ränta. Utöver helt eller delvis indragen ersättning under året, kan alltså åtagandet hävas från myndighetens sida, om avvikelserna anses alltför stora. Hävning innebär i allmänhet att utbetalda medel för hela åtagandeperioden måste betalas tillbaka, helt eller delvis. Denna hävning av rätten att överhuvudtaget få ersättning sker på obestämd tid, och i princip kan brukaren på nytt träda in i systemet så snart han/hon åtgärdat de konstaterade avvikelserna. Vid hävning av ett åtagande ska en återkravsutredning göras. Om länsstyrelsen beslutar om återkrav får jordbrukaren betala tillbaka hela eller delar av den ersättning han/hon fått under åtagandeperioden. Om det finns särskilda omständigheter (t.ex. att jordbrukaren blivit sjuk och inte har möjlighet att fortsätta skötseln, vilket skall anmälas till myndigheten) kan myndigheten (länsstyrelsen) besluta att sätta ned återkravsbeloppet helt eller delvis. Återkraven i samband med hävningsbeslut uppgick för 2002 och 2003 till i genomsnitt cirka 1 procent av det totala utbetalade ersättningarna (SJV, mimeo). Denna siffra refererar till samtliga återkrav, inte bara för skötsel fel utan även för exempelvis felaktig areal. Belopp under 850 kronor återkrävs inte.

Brukaren kan även bli åtalsanmäld eller uteslutas ur stödsystemet på obestämd tid. Antalet ärenden som anmäls för åtal ligger kring 10 per år för samtliga jordbruksstöd. Påföljderna bestäms av brottsbalken eller miljöbalken.

Ekonomiska incitament för brukaren

Brukarna har *ekonomiska* incitament att följa villkoren för ersättningarna om kostnaden för att följa villkoren är lägre än den förväntade kostnaden för sanktionen som uppstår om villkoren inte följs. Som nämnts inledningsvis finns givetvis andra incitament än de rent ekonomiska som diskuteras i detta avsnitt. Kostnaderna för att följa villkoren består i de direkta kostnader och den alternativkostnad som uppstår i samband med bete, röjning, verksamhetsrestriktioner, slätter etc. Den förväntade

kostnaden för sanktionen²³ beror på risken för att utsättas för kontroll och på sanktionens storlek.

Som ovan beskrivits är kontrollfrekvensen cirka 5 procent för LBU-stöden. Sanktionerna kan vara olika och beror på graden av avvikelse. För att göra en korrekt bedömning av de ekonomiska incitamenten krävs i princip kännedom om hur stor kostnaden för sanktionen är vid olika storlek på villkorsavvikelse. Eftersom den förväntade kostnaden för sanktionen beror på omfattningen och graden av avvikelse, så kan en liten avvikelse enbart förväntas leda till en anmärkning och kostnaden för sanktionen kan förväntas bli marginell eller till och med noll. Anta exempelvis att marken på en viss areal inte betats under ett enstaka år. Om denna skötselavvikelse anses så stor att utbetalningarna reduceras, exempelvis genom att hela ersättningen på arealen med villkorsavvikelse dras in, så uppgår den förväntade kostnaden för sanktionen till 5 procent av ersättningen för arealen ifråga. Den förväntade kostnaden för sanktionen för villkorsavvikelse på mark med grundersättning är då 50 kronor per hektar. Motsvarande sanktion på mark med tilläggsersättning skulle då vara 120 kronor per hektar. Om skötselavvikelsen är sådan att effekten med nödvändighet måste kvarstå under flera år, som exempelvis skulle kunna vara fallet om brukaren inte stängslat en viss areal, är risken för att detta upptäcks större, eftersom det räcker att en sådan avvikelse konstateras under något av de fem åren som åtagandet gäller.

Vid en avvikelse som är så stor att den leder till hävning beror den förväntade kostnaden för sanktionen på hur länge åtagandet har gällt, eftersom de retroaktiva återkraven kan bli större ju längre åtagandet har varit i kraft. Den genomsnittliga omfattningen av återkrav i samband med hävning, ställd i relation till avvikelsestörrelsen, är inte känd. Vid åtal beror den förväntade kostnaden för sanktionen på sannolikheten att bli åtalad och dömd och den dom som i så fall följer.

²³ Observera att förväntad kostnad för sanktion inte är detsamma som sanktionens storlek. Förväntad kostnad för sanktion kan ses som den *genomsnittliga* sanktion brukaren kan vänta sig *innan* han/hon blivit utsatt för kontroll. Den förväntade kostnaden för sanktionen beräknas genom att man multiplicerar kontrollfrekvensen med sanktionens storlek.

En brukare med hög riskaversion föredrar att veta vilka intäkter och utgifter han/hon kommer att ha. En brukare som ogillar risk är därför sannolikt beredd att vidta extra åtgärder för skötsel av markerna, för att försäkra sig om att han/hon inte blir drabbad av sanktioner i någon form. Detta kan exempelvis innebära att en brukare som ogillar risk anmäler en mindre areal betes- och ängsmark, för att med säkerhet få all mark betad även under regniga år när betesavkastningen är hög. Ytterligare en faktor som kan påverka brukarens beteende är den praxis som innebär att om länsstyrelsen upptäcker betydande avvikelser hos en brukare, så leder detta till större risk för att bli utsatt för kontroll under kommande år. Dessutom sanktioneras upprepad villkorsavvikelse hårdare än en enstaka villkorsavvikelse.

Sammanfattningsvis kan konstateras att både anmärkning och reducerade utbetalningar utgör svaga ekonomiska incitament för brukarna. I den mån dessa sanktioner har effekt handlar det sannolikt om andra faktorer än de ekonomiska, som exempelvis den vikt brukarna lägger vid att fullfölja sina åtaganden. Även vid hävning kan de ekonomiska incitamenten vara svaga vid små avvikelser eftersom belopp under 850 kronor inte återkrävs. De svaga ekonomiska incitamenten för att följa villkoren kan, när det gäller mindre avvikelser, jämföras med de mönster som finns när det gäller de faktiska avvikelserna. Avvikelseerna är små för den genomsnittlige brukaren som har skötselavvikelser, men de förekommer hos många brukare. Det är möjligt, om än inte självklart, att detta mönster kan ha ett samband med de svaga ekonomiska incitamenten när det rör mindre avvikelser.

De ekonomiska incitament som följer av hävning är av större betydelse under åtagandeperiodens senare del än under den tidigare. Det ekonomiska incitament som risken för åtal innebär är svårbedömd, eftersom det inte finns tillräcklig information om hur stor risken är för fällande dom. Risk för hävning eller åtal kan tänkas utgöra betydande ekonomiska incitament när det gäller att undvika stora villkorsavvikelser.

Det finns inga utvärderingar gjorda av kontrollsystemet, varken för betes- och ängsmarker, eller för andra liknande ersättningar och stöd. Det är därför inte möjligt att jämföra styrkan i de ekonomiska incitamenten

med styrkan i andra faktorer som påverkar åtföljden. En sådan utvärdering kan vara av värde för att bedöma kontrollsystemets effektivitet. Betydande mängder information om enskilda fall finns registrerade, även om materialet inte bearbetats i utvärderingssyfte, varför det torde vara möjligt att göra en sådan utvärdering. En fråga av intresse utifrån kostnadseffektivitetssynpunkt är exempelvis sambanden mellan kontrollfrekvens, sanktionernas storlek och riskurval.

Utformning av kontrollsystemet

Utifrån ett myndighetsperspektiv beror graden av åtföljd av villkor på myndighetens val av kontrollfrekvens och sanktionens storlek (se t.ex. Heyes, 1998). Dessutom kan regelverkets komplexitet och mängden och kvaliteten på informationen om regelverket vara av betydelse. Genomförandet av kontroller medför kostnader för myndigheten, och teoretiskt skulle man kunna tänka sig att myndighetens bästa val skulle vara att sätta mycket höga sanktioner. Detta är emellertid knappast möjligt i praktiken, utan det finns i allmänhet både institutionella hinder och andra skäl mot att sätta upp extremt höga sanktioner.

När det gäller jordbrukstöd i allmänhet och betes- och ängsmarker i synnerhet är det också nödvändigt att överväga om relationen mellan utbetalningarnas storlek och resurser för administrativ kontroll och fältkontroller är budgeteffektiv. I princip skulle man kunna tänka sig att en bättre måluppfyllelse skulle kunna fås genom att överväga tilldelningen av medel för utbetalning av ersättningar och för kontroll av åtföljd, i ett sammanhang. Det är emellertid inte möjligt att uttala sig om hur denna tilldelning skulle se ut, utan att närmare undersöka sambanden mellan ersättning och anslutning, samt mellan avvikelser, kontrollfrekvens och sanktion.

5

Menyer av frivilliga kontrakt

I detta kapitel diskuteras om menyer av frivilliga kontrakt kan tänkas vara ett styrmedel som kan ersätta det nuvarande systemet med frivilliga fasta ersättningar, och ha fördelar när det gäller ekonomi och miljö. Framförallt kan det vara av intresse att studera om menyer av frivilliga kontrakt kan leda till sänkta kostnader för ersättningar med bibehållen miljöeffekt.

En meny av frivilliga kontrakt för bevarande och skötsel av betesmarker kan bestå i en uppsättning olika åtgärds paket, där åtagandena är av olika omfattning och är förknippade med skilda, av myndigheten i förväg bestämda, ersättningar. Brukarna kan sedan fritt välja mellan dessa kontrakt.

I detta kapitel beskrivs i 5.1 varför det kan finnas skäl att använda andra styrmedel än fasta frivilliga ersättningar. Ett sådant skäl är när informationen är ojämnt fördelad mellan myndigheter och brukare. I avsnitt 5.2 ges ett exempel på hur en meny bestående av två kontrakt kan bestämmas. Detta avsnitt syftar till att ge en idé om principerna för detta styrmedel, och texten är något teknisk. I 5.3 diskuteras betydelsen av kontraktslängden och faktorer som påverkar omförhandlingen av kontrakt när kontraktstiden löpt ut. I 5.4 presenteras några empiriska studier av vilka effekterna skulle bli på ekonomi och miljö när styrmedlet tillämpas. I 5.5 diskuteras tillämpbarheten av menyer av frivilliga kontrakt som styrmedel för att bevara svenska betes- och ängsmarker.

5.1 Informationsbrister och styrmedel

I detta avsnitt diskuteras vilka informationsbrister som förekommer vid utformning av styrmedel för bevarande av värdefulla marker i jordbruket och vilka konsekvenser de kan ha.

Vid utformning av styrmedel för bevarande av betes- och ängsmarker är produkten, i termer av biologisk mångfald och kulturella värden, svår att definiera och mäta. Eftersom den slutliga effekten av skötselåtgärder på exempelvis biologisk mångfald är svår att fastställa, kan det vara

nödvändigt att inrikta styrmedlen mot relaterade faktorer som går att observera och mäta, som exempelvis skötsel och standard på betes- och ängsmarker²⁴. Dessutom kan det finnas en betydande osäkerhet om kostnaderna för åtgärder (se också kapitel 2). Vid utformning av styrmedel för bevarande av värdefulla marker inom jordbruket förekommer emellertid inte bara osäkerhet om kostnader för och effekter av åtgärder, utan den information som finns kan också vara ojämnt, det vill säga asymmetriskt, fördelad mellan brukare och myndigheter.

Det kan exempelvis röra sig om situationer där jordbrukaren har kunskaper om förhållanden som myndigheten inte känner till. Det kan röra sig om vilka kostnader jordbrukaren har för att hävda betesmarker eller i vilken utsträckning han eller hon upplever de estetiska värdena hävden medför som något positivt. Om hävden till exempel är privatekonomiskt lönsam samtidigt som det finns möjlighet att få statlig ersättning för den, så är tänkbart det att jordbrukaren skulle välja att inte informera myndigheten om att han eller hon skulle hävda marken utan ersättning. I ett sådant fall medför ersättning för hävden inga extra miljövärden. Samtidigt överkompenserar myndigheten jordbrukaren i förhållande till dennes kostnader.

Moxey, White och Ozanne (1999) konstaterar att det är svårt för den ansvariga myndigheten att bedöma kostnader, eller vinstminskning, hos enskilda jordbrukare när dessa vidtar miljörelaterade åtgärder. Därför finns det exempelvis i ett system med frivilliga fasta ersättningar, som dagens grundersättning, utrymme för jordbrukarna att hävda att inkomstförlusten till följd av miljöåtgärder är hög, högre än vad som egentligen är fallet. Detta i sin tur kan leda till kritik mot ersättningssystemen för överkompensation och för att skattebetalarna inte får tillräckligt utbyte av sina skattepengar. I samband med detta kan krav också resas på ytterligare ansträngningar för att samla in information, men ökad

²⁴ Alternativet skulle kunna vara att utgå från kriterier för mätning av gynnsam bevarandestatus för arter och naturtyper på det sätt som görs inom exempelvis Natura 2000-uppföljningen (Naturvårdsverket 2002). Sådana mätningar utförs dock inte för närvarande inom det svenska systemet för ersättningar till betes- och ängsmarker. En övergång till en uppsättning kriterier för bevarandestatus skulle överflytta en betydande del av risken när det gäller osäkerhet om effekten av åtgärder på markernas kvalitet från myndigheterna till brukarna.

informationsinsamling kostar pengar, oavsett om det är i form av förhandling innan man beslutar om kontraktsvillkor eller i form av ökad övervakning av åtföljd och kontroll.

Informationsproblem kan alltså på olika sätt ge upphov till svårigheter att på lämpligt sätt utforma och genomföra styrmedel. Jordbrukarna har genom informationsproblemen möjlighet att tillskansa sig en extra ekonomisk vinst, en så kallad informationsränta, utöver den ersättning som är nödvändig för att han eller hon ska vilja skriva kontrakt på en viss skötsel av marken. Från ett ekonomiskt perspektiv är det önskvärt att utforma styrmedel på ett sådant sätt att myndighetens budgetmedel ger upphov till största möjliga nytta. För att uppnå detta måste jordbrukarnas informationsränta begränsas.

För att hantera asymmetrisk fördelning av information föreslås i den ekonomiska litteraturen ett styrmedel i form av en meny av olika frivilliga kontrakt. Med denna typ av styrmedel behöver myndigheterna bara begränsad information om brukarnas kostnader för att kunna utforma ett budgeteffektivt styrmedel. En meny av frivilliga kontrakt kan exempelvis bestå av olika åtgärds paket som brukarna fritt kan välja mellan, och där omfattningen av åtgärderna liksom den i förväg givna ersättningen skiljer sig mellan olika paket. Denna typ av kontrakt skiljer sig från det som vanligtvis avses med kontrakt (t.ex. för grund- och tilläggsersättning). De huvudsakliga skillnaderna är att med menyer av kontrakt kan brukare fritt och utan prövning välja mellan olika åtgärds paket och ersättningen per enhet för en viss åtgärd kan bero av hur mycket av åtgärden som en brukare vidtar. Denna typ av styrmedel kan exempelvis vara motiverat i en situation där myndighet och jordbrukare båda är medvetna om att jordbrukaren har god kännedom om de egna kostnaderna för att vidta åtgärder på den egna gården, medan myndigheten saknar denna information.

Systemet påminner om valet mellan olika försäkringar, exempelvis mellan en dyrare hemförsäkring som täcker ett högre värde i hemmet och en billigare, med ett lägre försäkringsbelopp. Försäkringsbolagen bestämmer priser och försäkringsbelopp utifrån statistisk information om bland annat risken att behöva betala ut försäkringar till olika typer av hushåll.

På samma sätt kan myndigheterna konstruera en uppsättning av kontrakt för betesmarker, som jordbrukaren kan välja emellan. Till exempel kan man både erbjuda ett kontrakt som kräver hävd av en stor areal och ger hög ersättning och ett som kräver ett mindre arealåtagande, men som också ger lägre ersättning. Alternativt kan man, som ovan nämnts, tänka sig en meny av olika åtgärdspaket, där åtagandena är av olika omfattning och är förknippade med skilda, i förväg bestämda ersättningar.

Med ett system med menyer av kontrakt minskar överkompensationen av brukarna i förhållande till deras kostnader. Ett huvudskäl att använda menyer av kontrakt är alltså att myndigheternas kostnader för ersättningar reduceras jämfört med ett system med fasta ersättningar.

Sammanfattningsvis kan konstateras att menyer av frivilliga kontrakt är ett tänkbart styrmedel om myndigheten har en begränsad information om brukarnas kostnader och budgeten är begränsad samtidigt som myndigheten strävar efter att få maximal miljöeffekt för pengarna.

5.2 En meny med två kontrakt – ett exempel

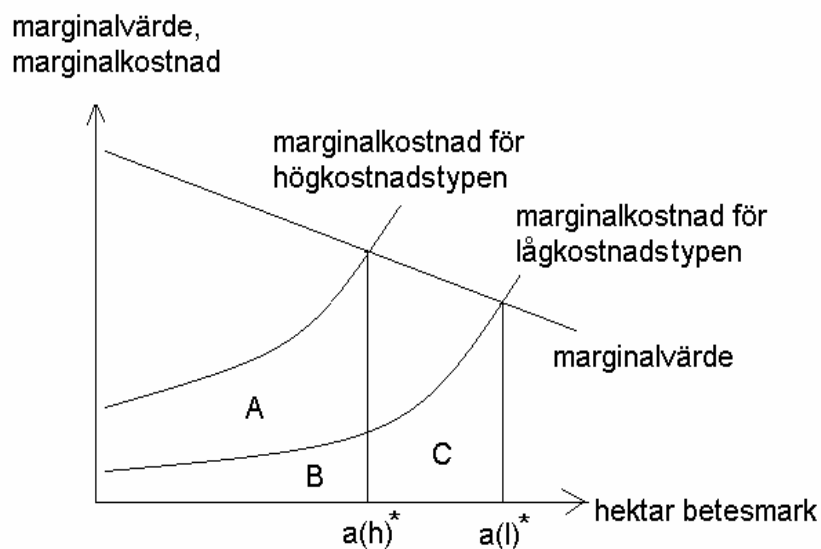
För att illustrera principerna bakom hur ett system med menyer av frivilliga kontrakt fungerar, ges i detta avsnitt ett exempel. Förutsättningarna för exemplet är förenklade i förhållande till de förutsättningar som gäller i verkligheten.

Anta att jordbrukarna kan delas in i två grupper, de med låga och de med höga kostnader för att hävda betes- och ängsmark. Det kan till exempel röra sig om brukare med olika kostnadsnivå för hävden på grund av olika avstånd till betesmarkerna, och därmed olika kostnader för transport av djur till markerna. I övrigt antas jordbrukarna vara lika i allt, exempelvis antas de ha lika stor areal betesmark inom sina ägor. Myndigheten antas veta hur stora de här två grupperna är, t.ex. att hälften av jordbrukarna tillhör varje grupp, men vet inte vilken grupp en enskild jordbrukare tillhör. Sannolikheten att jordbrukaren har låga kostnader för hävden är då 0,5, och sannolikheten att han har höga kostnader är lika stor. Anta också för enkelhets skull att alla betesmarker är identiska och har samma värde per hektar. Myndighetens problem är i detta fall att bestämma ersättning per hektar och antal hektar som omfat-

tas av kontrakt för var och en av två grupperna av jordbrukare. Dessutom antas myndigheten vilja maximera antalet hektar betes- och ängs-
mark givet den begränsade budget som den har till sitt förfogande.

De faktorer som påverkar utfallet för denna problemställning analyseras bl.a. i Carlsen (2001), och exemplet är i huvudsak taget därifrån. I figur 6 och 7 jämförs de optimala kontrakt som myndigheten skulle välja under perfekt information, det vill säga när myndigheten vet vilken kostnadstyp varje enskild brukare tillhör, respektive under asymmetrisk information, det vill säga när myndigheten inte vet vilken kostnadstyp enskilda brukare tillhör. I figurerna finns inritat både den marginalkostnadskurva som en enskild brukare skulle ha om han/hon är en lågkostnadstyp, och den brukaren skulle ha om han/hon var en högkostnadstyp. Figurerna illustrerar alltså de kontrakt som kan ges till en enskild brukare.

Figur 6. Effektiva kontrakt när myndigheten vet om brukaren har höga eller låga kostnader.



Källa: Varian (1992).

I figur 6 illustreras hur myndigheten vid perfekt information skulle välja att låta ersättningen till högkostnads- respektive lågkostnadstypen bestämmas av den punkt där marginalvärdet av bevarande är lika med marginalkostnaden. Högkostnadstypen får tillgång till ett kontrakt om bevarande och skötsel av $a(h)^*$ hektar betesmark och får en ersättning motsvarande ytorna A och B. Lågkostnadstypen får tillgång till ett kontrakt om bevarande och skötsel av $a(l)^*$ hektar betesmark och får en ersättning motsvarande ytorna B och C.

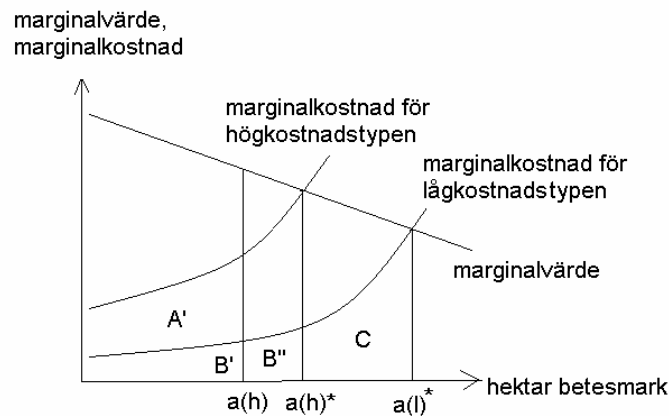
Om informationen är asymmetriskt fördelad så att myndigheten inte vet om brukaren har höga eller låga kostnader, måste emellertid utformningen av de två kontrakten anpassas till detta. Eftersom jordbrukarna väljer fritt emellan kontrakten, består problemet framförallt i att förmå lågkostnadstypen att inte välja kontraktet för högkostnadstypen. I figur 6 framgår det att om jordbrukaren med låga kostnader uppger att han/hon tillhör högkostnadsgruppen, skulle han/hon kunna få kontraktet $a(h)^*$ hektar och ersättningen A plus B. Kostnaden för lågkostnadstypen för att hävda $a(h)^*$ hektar är emellertid bara B, varför myndigheten skulle komma att överkompensera jordbrukaren i förhållande till kostnaderna för hävden med beloppet A. Det skulle alltså finnas starka incitament för lågkostnadstypen att välja det kontrakt som var avsett för högkostnadstypen. Totalt skulle också en mindre areal komma att hävdas, än om myndigheten hade perfekt information.

Anpassning av kontrakten innebär att det kontrakt som är avsett för högkostnadstypen ändras till att omfatta ett mindre antal hektar till en lägre ersättning. Detta leder till att den vinst lågkostnadstypen kan få genom att uppge sig vara en högkostnadstyp minskar. Samtidigt höjs ersättningen för det kontrakt som är avsett för lågkostnadstypen upp till en sådan nivå att lågkostnadstypen kommer att föredra "sitt eget" kontrakt om han/hon får välja fritt. Detta illustreras i figur 7.

De optimala kontrakten under asymmetrisk information är ett kontrakt för $a(h)$ hektar betesmark, som ger ersättningen A' plus B' , samt ett kontrakt som omfattar $a(l)^*$ hektar betesmark mot ersättningen $A'+B'+B''+C$. Det första av dessa kontrakt är det som är avsett för högkostnadstypen. Högkostnadstypen kan väntas välja detta kontrakt eftersom det (precis)

täcker kostnaderna för hävden. Lågkostnadstypen väntas välja det andra kontraktet, som dels täcker kostnaderna för hävden, d.v.s. ytorna $B'+B''+C$, dels ger honom/henne en vinst, det vill säga informationsränta, som motsvaras av ytan A' . Om lågkostnadstypen erbjöds en informationsränta som var mindre än A' , skulle det vara lönsamt för honom/henne att välja högkostnadstypens kontrakt istället.

Figur 7. Genomförbara kontrakt när myndigheten inte vet om brukaren har höga eller låga kostnader.



Källa: Varian (1992).

Om man jämför de kontrakt som är optimala under perfekt respektive asymmetrisk information kan man se två stora skillnader; för det första så innebär förekomsten av asymmetrisk information att myndigheterna överkompenserar lågkostnadstypen i förhållande till kostnaderna för hävden. Skälet till detta är att denna överkompensation är nödvändig för att få lågkostnadstypen att välja "sitt eget" kontrakt och inte högkostnadstypens. För det andra så innebär förekomsten av asymmetrisk information att en mindre areal kommer att hävdas totalt sett jämfört med om myndigheten hade haft tillgång till information om varje enskild jordbrukares kostnader. Anledningen är att högkostnadstypens optimala kontrakt under asymmetrisk information innebär mindre areal betes-

mark till lägre ersättning än det kontrakt denna typ skulle få under perfekt information.

Vad skulle då hända om man istället för menyer av frivilliga kontrakt använde frivilliga fasta ersättningar, liknande dagens svenska system med grundersättning? Det kan vara bra att lägga märke till att styrmedlen inte kan jämföras utan vidare, eftersom det ena utgår från kostnads- och det andra från budgeteffektivitet. Det är därför i princip lämpligt att antingen jämföra miljöeffekten för en och samma kostnad, eller kostnaden för att uppnå en viss given miljöeffekt. Detta diskuteras närmare i kapitel 7.

Anta emellertid att den frivilliga fasta ersättningen sattes på en nivå motsvarande genomsnittskostnaderna. Då skulle lågkostnadstypen hävda mer betesmark än $a(l)^*$ och högkostnadstypen hävda mindre än $a(h)^*$. Nettoeffekten på arealen i hela landet skulle kunna bli positiv, negativ eller ingen alls. Myndighetens kostnad för fasta ersättningar skulle dock bli betydligt högre för frivilliga fasta ersättningar än för ett system med menyer av frivilliga kontrakt, eftersom i stort sett alla brukare överkompenseras i förhållande till sina kostnader när man har fasta ersättningar. För att åstadkomma en 100-procentig anslutning, som är målet med grundersättningen för betesmarker, krävs att ersättningsnivån sätts lika med högkostnadstypens marginalkostnad för att ansluta all mark. Detta skulle leda till väsentligt högre ersättningskostnader för myndigheten.

Skulle det istället kunna vara lika bra eller bättre utifrån ett samhälls-ekonomiskt perspektiv att erbjuda bara en enda typ av frivilligt kontrakt istället för en hel meny? Med ett enda kontrakt skulle brukarna bara ha möjlighet att ansluta sig för hävd av en viss areal, samma för alla, till en viss ersättning, samma för alla. Denna typ av kontrakt kallas poolat kontrakt. Detta enda kontrakt skulle då, exempelvis, kunna utgå från den genomsnittliga kostnaden för alla jordbrukare. Med ett sådant kontrakt skulle emellertid högkostnadstypen välja att inte ansluta sig till kontraktet eftersom ersättningen skulle vara lägre än kostnaderna. Lågkostnadstypen skulle å andra sidan överkompenseras i förhållande till sina kostnader.

Under vissa förutsättningar kan ett enda, enhetligt kontrakt emellertid vara tänkbart (se t.ex. Baerenklau, 2002). Myndighetens problem är i detta fall att finna dels den minsta genomsnittliga areal som varje jordbrukare måste hävda för att ett uppställt miljömål ska uppfyllas²⁵, dels den lägsta enhetliga kompensation som gör att båda typerna av brukare vill ansluta sig. Om de två grupperna av brukare skiljer sig åt inte bara när det gäller kostnaderna utan även när det gäller värdet av bevarande och skötsel, så att marginalvärdet är högt för högkostnadstypen och lågt för lågkostnadstypen, så kan det vara optimalt att bara ha ett enda kontrakt. Skälet är att en liten minskning av bevarande och skötsel i högkostnadsgruppen måste kompenseras av en stor ökning av hävden från lågkostnadsgruppen, en ökning som kan ge upphov till betydande kostnader för myndigheten. Även i detta fall innebär kontraktet att lågkostnadstypen överkompenseras i förhållande till sina kostnader. Också med måttliga skillnader i marginalvärde av hävden kan det vara optimalt med ett poolat kontrakt om kostnadsskillnaderna mellan grupperna är liten. En tredje faktor som kan påverka om ett poolat kontrakt är att föredra är fördelningen av jordbrukare med låga respektive höga kostnader, men effekten av fördelningen beror på hur marginalvärden och marginalkostnader skiljer sig mellan grupperna.

Principerna för resonemanget i exemplet ovan är inte begränsade till att gälla för homogena betesmarker utan kan lika gärna gälla för betesmarker där värdena skiljer sig åt. En förutsättning är att det upprättas ett system för att väga samman olika värden hos betesmarker. Förutsatt att man kan väga samman dessa värden, skulle detta sammanvägda värdeindex kunna ersätta "hektar betesmarker" i resonemangen ovan och på x-axeln i figurerna 5 och 6, varefter samma resonemang skulle vara tillämpligt.

Sammanfattningsvis kan ett system med menyer av frivilliga kontrakt sänka kostnaderna för ersättningar till brukarna betydligt och på så sätt leda till att större miljönytta kan nås med en given budget. Måluppfyllelsen kan emellertid i allmänhet inte bli lika hög som om man använder

²⁵ Det uppställda miljömålet kan här ses som den areal som man kan uppnå med separata kontrakt. För att nå samma areal med ett poolat kontrakt måste då brukarna minst ansluta en viss genomsnittlig areal.

fasta kontrakt och inte är begränsad av budgeten. Om kostnaden för och värdet av bevarande och skötsel är positivt korrelerat, eller om kostnadsskillnaden mellan olika brukare är liten, är det tänkbart att det räcker med att myndigheten erbjuder brukarna ett enda kontrakt för att miljönyttan ska maximeras.

5.3 Vilka marker får ersättning med menyer av kontrakt?

Detta avsnitt syftar till att återknyta till den tidigare analysen av det nuvarande systemet när det gäller vilka marker som får och inte får ersättning i samband med olika urvalskriterier, se avsnitt 3.2 och 4.2. Urvalet av marker har, som där konstaterats, betydelse för systemets effektivitet.

Figur 7 kan vara ett underlag för att reflektera kring detta. Med kontrakt som är knutna till hävdad areal, utifrån liknande kriterier som grunderläggningen, kommer brukare med höga kostnader för att bevara betesmarksareal att bevara mindre än vad som skulle vara samhällsekonomiskt optimalt under perfekt information. Storleken på de värden som går förlorade genom detta beror på korrelationen mellan värde och kostnad för högkostnadstypen. Med en positiv korrelation, det vill säga om höga kostnader är förknippade med höga värden, kan denna värdeförlust vara betydande men om korrelationen är negativ så är förlusten liten. Förlusten kan ställas i relation till den extra kostnad för skatteuppbörd som uppstår för samhället om man istället använder frivilliga fasta ersättningar för att få samtliga brukare att vidta bevarandeåtgärder. Om värdeförlusten till följd av minskad anslutning är större än den extra kostnaden för skatteuppbörd så vore frivilliga fasta ersättningar att föredra och tvärtom.

Som ovan nämnts skulle menyer av kontrakt alternativt kunna utformas utifrån ett värdeindex²⁶. I detta fall skulle bortfallet av marker ske hos brukare med höga kostnader för att bevara och stärka miljö- och kulturvärden. I detta fall är problemet med de marker som faller bort ur systemet mindre, eftersom korrelationen mellan kostnad och värden på ett annat sätt hanteras inom styrmedlet. I praktiken skulle det kunna vara

²⁶ För en diskussion av hur ett sådant värdeindex för betes- och ängsmarker skulle kunna utformas, se SJV (2004c).

ett problem att inkludera synergieffekter mellan olika marker vid utformningen av ett värdeindex, som till exempel värdet av marker som spridningskorridorer eller av att bevara en mer eller mindre sammanhängande mosaik av betesmarker. I den mån just sådana värden av synergier rankas högt och i stor utsträckning finns just hos brukare med höga kostnader skulle kontrakt som styrmedel kunna innebära en betydande förlust av värden.

Slutligen, med en meny av kontrakt som innebär att det finns lämpliga kontrakt för olika typer av brukare, kan man vänta sig att de flesta brukare ansluter sig till något kontrakt. Åtgärder för bevarande och skötsel av biologisk mångfald och kulturvärden kan därför komma att vara geografiskt spridda, vilket kan vara en fördel om geografisk spridning i sig bidrar till högre biologiska och kulturella värden, men en nackdel om sammanhållna enheter är av högre prioritet.

Värdet av bevarade marker när menyer av frivilliga kontrakt används som styrmedel beror alltså på korrelationen mellan värden och kostnader, och torde vara lägre om dessa är positivt korrelerade. Om kontrakten är utformade utifrån ett värdeindex minskar betydelsen av detta. Med en bred uppsättning av kontrakt som kan passa många olika typer av brukare kan åtgärderna komma att vara geografiskt spridda. Om detta är en fördel eller nackdel beror hur de biologiska och kulturella värdena hänger samman med den geografiska spridningen.

5.4 Förnyelse av kontrakt

I detta avsnitt diskuteras först kontraktens periodens längd och vilken betydelse den har. Därefter diskuteras omförhandling av kontrakt efter att kontraktens perioden löpt ut, och hur brukarnas och myndighetens beslutsituation förändrats efter att de kunnat dra erfarenheter från tidigare kontraktens period.

Effektiviteten av menyer av kontrakt som styrmedel kan påverkas av kontraktens periodens längd. Den ekologiska effekten av åtgärder på betesmarker visar sig först gradvis över tiden och kontrakten borde därför i princip tecknas för relativt långa perioder. Långa kontraktens perioder kan emellertid innebära problem för myndigheten som kan komma att

upptäcka att den låst sig vid ett kontrakt som innebär överkompensation av jordbrukaren i förhållande till hans/hennes kostnader. På samma sätt begränsas myndighetens möjligheter att justera kontraktet i riktning mot det kontrakt som jordbrukaren skulle få om myndigheten haft perfekt information. Detta skulle annars vara möjligt genom att myndigheten efter en första kontraktperiod har bättre kännedom om brukarens kostnader efter dennes första val av kontrakt. Långa kontrakt minskar därmed myndighetens möjligheter att reducera jordbrukarnas informationsränta efter hand (Moxey, White och Ozanne 1999).

Om jordbrukaren uppfattar att myndigheten har denna typ av problem med kontraktslängden, och därför väljer korta kontraktperioder, så kan det leda till att lågkostnadstypen kräver en relativt hög ersättning för att välja "sitt" kontrakt och därigenom avslöja att han/hon tillhör lågkostnadstypen. Detta kan i sin tur öka risken för att högkostnadstypen väljer det kontrakt som är avsett för lågkostnadstypen, om detta innebär en vinst, men sedan avböja att teckna ett nytt kontrakt för lågkostnadstypen om myndigheten försöker närma sig de kontraktsvillkor som skulle gälla under perfekt information. Denna "ta-pengarna-och-spring"-strategi kan bli kostsam för myndigheten liksom för den allmänhet som värderar betesmarkerna högt, isynnerhet om jordbrukarna återgår till produktion utan hävd av betesmarker. Risken för strategiskt agerande från båda parter är alltså betydande. Dessutom kan brukarna komma att kliva av kontraktssystemet om ersättningarna inte avspeglar höjda kostnader för hävd, exempelvis genom ändrade marknadsvillkor. Detta innebär sammantaget att kontrakt bör skrivas för relativt långa perioder med tanke på de problem som kan uppstå vid omförhandling. Dessutom kan myndigheten låta upprätta bindande bestämmelser som innebär att kontrakt som förnyas är identiska med det ursprungliga kontraktet, med justering för kostnadsförändringar till följd av ändrade omvärldsförhållanden (Moxey, White och Ozanne 1999).

Flera faktorer talar alltså för att kontrakten hellre bör vara långa än korta. En av dessa faktorer är att det tar lång tid för att få ekologiska effekter av åtgärderna, och en annan att man med en lång kontraktslängd kan undvika strategiskt agerande från brukarnas sida. En lång kontraktstid

kan emellertid minska myndigheternas möjligheter att successivt reducera kostnaderna för ersättning.

5.5 Tillämpade studier

I detta avsnitt redogörs för förutsättningar och slutsatser från några empiriska vetenskapliga studier av menyer av frivilliga kontrakt. Två av dessa är tillämpade på bevarande av värdefull jordbruksmark, och två på jordbrukets utsläpp av diffusa föroreningar. De två första är medtagna eftersom de är tillämpade på svenska betesmarker respektive allmänhetens tillgång till biologiskt och kulturellt värdefull mark i jordbruket. De två senare är inkluderade därför att de bygger på bättre underlagsdata, eftersom kunskapen om framförallt kostnader är bättre när det gäller utsläpp av närsalter än när det gäller bevarande av biologiska och kulturella värden. Dessa bättre data innebär också att studierna kan ge en bättre förståelse av styrmedlets effekter.

Carlsen (2001) är den enda studie som är direkt tillämpad på svenska betesmarker. Utifrån grova, men ändå rimliga, antaganden om marginalvärden och marginalkostnader drar Carlsen slutsatsen att en övergång från fasta ersättningar till en meny bestående av kontrakt skulle kunna leda till väsentligt lägre kostnader för ersättning till jordbrukarna. Nackdelen med en övergång skulle vara att anslutningen blir lägre än med höga frivilliga fasta ersättningar. För att få full anslutning med frivilliga fasta ersättningar krävs emellertid en större budget, varför jämförelsen inte behöver vara helt relevant.

Crabtree, Potts och Smart (2000) analyserar hur bristfällig tillgång till information om värden och kostnader påverkar valet av styrmedel för att garantera allmänheten tillgång till marker belägna på privata egendomar inom jordbruket i Storbritannien. De utgår från hypotetiska fördelningar av kostnader och värden och konstaterar att tillgång till information om värden eller kostnader, möjligheten att skaffa sådan information till en viss kostnad samt myndighetens målformulering spelar stor roll för både valet av styrmedel och nivån på ersättningen till brukarna. Utan information om vare sig värden eller kostnader är det optimalt att välja en låg ersättningsnivå, så att endast lågkostnadsbrukare ansluter sig. I studien görs också en simulering, där brukare först får välja att ansluta sig

eller inte ansluta sig till ett stöd som baserat på genomsnittliga kostnader. Därefter väljer myndigheten bland dessa brukare ut de som har marker med höga värden. Resultaten av simuleringarna visar att värdet av att på detta sätt införskaffa ny information är högt, eftersom det medför möjligheter att skilja ut brukare med högre värden, även om kostnaderna för den enskilda brukaren inte är kända. Det betyder att relativt stora transaktionskostnader kan vara motiverade när myndigheten arbetar för att bestämma värdet av markerna hos brukare med förhållandevis låga kostnader. Den optimala ersättningsnivån är högre när myndigheten skaffat information om värden på detta sätt, men ersättningsnivån beror i samtliga fall på fördelningen av värden mellan brukarna.

Wu och Babcock (1995) analyserar vilka de ekonomiska effekterna skulle bli av att tillämpa kontrakt i syfte att begränsa kväveläckage från jordbruket. Det som antas kontrakteras är trädesläggning och/eller bevattningssystem. De empiriska resultaten bygger på data från Oklahoma i USA. Alla jordbrukarna antas tillhöra en av två grupper, antingen med sandig jord eller med lerjord. Dessa grupper skiljer sig åt med avseende på både produktivitet, insatsvaror och kväveläckage. Ersättningen för trädesläggning respektive bevattningssystem blir olika i de kontrakt som är avsedda för de två olika grupperna. Utifrån ett antagande om marginalvärdet av minskat kväveläckage i kombination med data om jordbrukarna vinstfunktioner, konstaterar de att ett system med kontrakt skulle minska kväveläckaget och höja det samhällsekonomiska värdet betydligt jämfört med existerande jordbrukspolitiska subventioner. Resultaten visar att det samhällsekonomiska överskottet är lågt för det existerande stödprogrammet till följd dels av att jordbrukarna inte tillräckligt beaktar miljöeffekterna av produktionen, dels av den s.k. dödviktskostnad som uppstår på grund av kostnader för att generera skattemedel. Den samhällsekonomiska välfärden under ett system med kontrakt är betydligt högre än med det existerande stödprogrammet, men den är ändå lägre än den man skulle ha fått under ett system med perfekt information. Detta beror på att även om det inte uppstår kostnader i samband med skatteuppbörd, så skulle de totala kväveutsläppen vara något större under systemet med kontrakt, men skillnaden är relativt liten. Författarna konstaterar också att de förbättringar man kan få genom ett kon-

traktssystem kan bli till priset av politiskt oönskade effekter på jordbrukarnas inkomster och på livsmedelspriser. Kontrakt minskar jordbrukarnas intäkter jämfört med det existerande systemet, men intäkterna är ändå större än vad de skulle få utan skattefinansierat stöd, annars skulle de inte välja att delta i programmet. De noterar också att genomförandekostnaderna kan vara relativt små, eftersom det är lätt för myndigheten att kontrollera trädesläggning och bevattning, jämfört med exempelvis handelsgödselanvändning och bekämpningsmedelsanvändning. Också Moxey, White och Ozanne (1999) undersöker olika typer av kontrakt där syftet är att minska jordbrukets kväveläckage, och drar slutsatsen att det är samhällsekonomiskt fördelaktigt med kontrakt vid asymmetrisk information. I deras studie skiljer sig jordbrukarna endast åt med avseende på produktivitet.

Sammanfattningsvis kan man konstatera att de empiriska studierna bekräftar att kostnaderna blir lägre med menyer av frivilliga kontrakt än med fasta ersättningar. De visar också på att menyer av frivilliga kontrakt kan vara förknippade med sämre måluppfyllelse än ett system med fasta ersättningar utan budgetbegränsning eller ett system där myndigheterna har perfekt information. Det måste dock påpekas, att det inte är självklart att jämföra måluppfyllelse med och utan budgetrestriktion. Myndigheterna kan inte heller välja mellan att ha eller inte ha perfekt information. Slutligen kan det vara intressant att notera att simuleringar gjorda av Crabtree, Potts och Smart (2000) indikerar att med ett system som liknar det svenska systemet för tilläggsersättning kan transaktionskostnaderna för att välja ut de mest värdefulla markerna tillåtas vara ganska höga, eftersom nettovärdet av att genom denna screening välja ut marker med höga värden i förhållande till kostnaderna kan vara högt.

5.6 Tillämpbarhet för svenska betesmarker.

I detta avsnitt ges några synpunkter på möjligheter och för- och nackdelar med att tillämpa menyer av frivilliga kontrakt som styrmedel för svenska betes- och ängsmarker.

För att kunna tillämpa ett system med kontrakt i praktiken skulle det krävas bättre kunskap om kostnaderna för hävd och skötsel i olika delar av landet. Sådan information är mycket begränsad idag, men det finns

sannolikt möjligheter att få bättre information genom att bearbetning av exempelvis den s.k. FADN-databasen i kombination med andra SCB-data med hjälp av ekonometriska metoder. Dessa bearbetningar kan innebära exempelvis skattningar av jordbrukets interna efterfrågan på betesmarker, liksom skattningar av produktionsfunktioner för jordbruket, vilka i sin tur kan utnyttjas för analys av regionala eller andra gruppvisa skillnader i vinst från betesmarker.

Ett system som tar hänsyn till heterogenitet i betesmarkers värden kräver en sammanvägning av olika värden. Detta behov av att väga samman olika värden är dessutom inte på något sätt ett specifikt problem för kontrakt som styrmedel, utan mer generellt en nödvändighet för att kunna ta hänsyn till ett flertal olika värden vid utformningen av styrmedel för betesmarker.

Man kan emellertid fråga varför denna typ av styrmedel inte används i praktiken. Ett skäl kan vara informationskraven när det gäller variationen i kostnader mellan olika grupper av brukare. Ytterligt få vetenskapliga studier analyserar brukarnas kostnader för bevarandeåtgärder, och metoder för att göra detta kan behöva utvecklas för att kunna införa menyer av kontrakt. En annan svårighet är att utforma riktlinjer för hur förnyelsen av kontrakt ska gå till. Det kan tyckas mindre trovärdigt om en myndighet utlovar att förnyade kontrakt alltid ska ha samma form som tidigare kontrakt, med viss revision för kostnadsförändringar. Ett sådant löfte skulle innebära att myndigheten utlovade att inte tillvarata ny information om fördelningen av kostnader mellan brukare och effekten av bevarandeåtgärder på miljömålen för betes- och ängsmarker. Löftet skulle därmed stå i konflikt med strävanden efter en effektiv resursanvändning.

6

Auktioner för att upphandla bevarande och skötsel

När information är ojämnt fördelad mellan myndighet och brukare (på det sätt som beskrivits i avsnitt 5.1) kan också auktioner vara ett alternativ till frivilliga fasta ersättningar. Genom auktioner kan kontrakt om olika typer av åtgärder och åtaganden fördelas mellan jordbrukare.

Auktioner används i en rad olika sammanhang. Ett exempel är vid offentlig upphandling, där kontraktet i allmänhet fördelas utifrån anbudens kostnader, förutsatt att anbudet uppfyller vissa angivna villkor. Ett annat är vid försäljning av frukt och grönsaker samt antikviteter, där produkterna tillfaller den högstbjudande. Möjligheten att använda auktioner för att fördela kontrakt om olika åtaganden som rör miljörelaterad markanvändning i jordbruket används bland annat i USA och Australien.

Syftet med följande kapitel är att undersöka om auktioner kan vara ett realistiskt och fördelaktigt alternativ till nuvarande styrmedel för betes- och ängsmarker med tanke på effekter på ekonomi och miljö. I avsnitt 6.1 redogörs först för hur auktioner fungerar. I avsnitt 6.2 ges exempel på olika sätt att utforma auktioner som syftar till att bevara och stärka markens värden. I 6.3 och 6.4 redogörs för fördelar respektive nackdelar och begränsningar med auktioner. I 6.5 beskrivs hur auktioner som syftar till bevarande av miljövärden tillämpas i praktiken i USA och Australien. I 6.6 diskuteras vilka marker som kan komma att få ersättning om man använder auktioner och i 6.7 ges några synpunkter på huruvida det är möjligt och lämpligt att använda auktioner för att fördela ersättningar för bevarande och skötsel av svenska betesmarker.

6.1 Auktionsteori

I detta avsnitt redogörs för de grundläggande förutsättningarna för auktion av kontrakt för betesmarker när det gäller jordbrukarna och myndighetens respektive roller och effekten av åtgärder på målet om bevarande och välhävdade betesmarker. I avsnitt 6.1.1 jämförs prissättning på auktioner med prissättning på en vanlig varumarknad och i 6.1.2 disku-

teras betydelsen av osäkerhet om åtgärders effekt och markernas värde. Framställningen baseras på Latacz-Lohmann och Van der Hamsvoort (1997, 1998) när inget annat anges.

Hur bestäms priser vid auktion av kontrakt för betes- och ängsmarker?

Prissättning genom auktioner skiljer sig från den som sker på den så kallade marknaden. På en marknad bestäms priset av efterfrågan från ett stort antal konsumenter och utbudet från ett stort antal producenter. Vid en auktion ersätts de många konsumenterna av enda aktör, exempelvis en myndighet som agerar å konsumenternas eller medborgarnas vägnar. På utbudssidan finns, precis som på en vanlig marknad, ett stort antal producenter. Producenterna bestämmer var och en sitt utbud av bevarandeåtgärder utifrån marginalkostnaden för åtgärderna. Denna marginalkostnad beror i sin tur på både alternativkostnad och kostnader för direkta åtgärder (se också avsnitt 2.2.3 och 2.3.2). När det gäller bevarande av betesmarker kan alternativkostnaden exempelvis vara den vinst jordbrukaren får avstå för att inte kunna använda marken för att plantera skog. Kostnaden för direkta åtgärder består bland annat i kostnader för stängsling och underhåll av stängsel, röjning, slätter, etcetera.

Konkurrens är en av förutsättningarna för en välfungerande marknad och graden av konkurrens mellan producenter på en vanlig marknad beror på om de producerar en homogen produkt eller om produkttegenskaperna varierar mellan olika producenter. När det gäller bevarande av biologisk mångfald och kulturvärden på jordbruksmark är "produkten" med nödvändighet mer eller mindre heterogen, det vill säga biologisk mångfald och kulturelement är av olika kvalitet på olika marker. Graden av heterogenitet beror på i vilken utsträckning enskilda marker respektive natur- och kulturvärden på olika marker kan anses vara utbytbara²⁷. Ju högre homogenitet, desto bättre förutsättningar för att införa ett auk-

²⁷ I denna rapport tas inte ställning till huruvida marker eller värden är utbytbara eller inte, utan när denna fråga behandlas utgår resonemangen från att utbytbarheten kan vara högre eller lägre. Man kan dock konstatera att de nuvarande arealmålen (både delmålen och LBU-målen) indirekt innebär att man antar en mycket hög grad av utbytbarhet mellan olika marker, eftersom ett stort antal marker ses som likvärdiga med avseende på målluppfyllelsen. En lägre grad av utbytbarhet mellan marker skulle vara relevant om natur- och kulturvärdena skiljer sig marker emellan. Denna lägre grad av utbytbarhet skulle då innebära att värdet av en specifik mark skulle kunna motsvara värdet av flera andra marker.

tionssystem men en viss heterogenitet är inte ett hinder för att tillämpa styrmedlet eftersom detta kan hanteras exempelvis genom klassning eller ranking av markerna utifrån deras egenskaper.

Bevarandet av biologisk mångfald och kulturvärden kan kräva att större, mer eller mindre sammanhängande, arealer betes- och ängsmarker bevaras inom ett visst område (se t.ex. Jordbruksdepartementet 2003). En förutsättning för att skydda dessa värden är i vissa fall att ett flertal jordbrukare i ett område alla bevarar och hävdar betes- och ängsmarker. När miljöeffekten av olika producenters bevarandeåtgärder är beroende av vad andra producenter gör, har producenternas starkare möjligheter att genom samarbete sinsemellan förstärka sin förhandlingsposition gentemot myndighetens centraliserade efterfrågan.

Sammanfattningsvis skiljer sig prisbildningen vid auktion från den som sker på en marknad genom den ansvariga myndighetens starka position som upphandlare. Detta innebär dock inte någon väsentlig skillnad mot den ansvariga myndighetens roll när det gäller andra, alternativa styrmedel. Auktioner fungerar bättre med fler potentiella budgivare och därmed större konkurrens och för mer homogena varor, även om en viss heterogenitet inte behöver vara något hinder. Om det finns synergieffekter mellan åtgärder hos olika brukare och det därför finns skäl att ge brukarna möjlighet att lämna gemensamma bud, minskar konkurrensen, men möjligheterna att få god miljöeffekt kan förbättras.

Osäkerhet om åtgärders effekt och värdet av biologisk mångfald och kulturelement

I detta avsnitt diskuteras först osäkerhet kring åtgärders effekt och därefter värdet av biologisk mångfald och kulturelement.

Eftersom den slutliga effekten av olika betesmarksåtgärder på exempelvis biologisk mångfald är svår att fastställa så är det i första hand skötselåtgärder och olika begränsande åtaganden som kan bli föremål för auktioner. Andra faktorer, som marktyp, förekomst av indikatorarter, tillgänglighet för rekreation etc. kan påverka styrmedlets utformning, även om de inte är föremål för kontraktering. Miljöeffekten av en viss kontrakterad åtgärd eller ett visst åtagande kan variera mellan olika ty-

per av betesmarker, mellan olika delar av landet och beroende på gårdens läge samt den jordbruksproduktion och annan verksamhet som bedrivs där. Eftersom myndigheten har begränsad kunskap om hur miljöeffekten beror av sådana omständigheter, så är den osäker om produktens slutliga kvalitet, det vill säga vilket tillstånd den biologiska mångfalden och kulturelementen kommer att befinna sig i till slut till följd av åtgärderna.

Myndigheten är med nödvändighet osäker inte bara om den slutliga effekten på biologisk mångfald utan också om värdet av ändrad biologisk mångfald. På en vanlig marknad bestäms priset på en vara genom utbud och efterfrågan, och priset styr fördelningen av varan liksom omfattningen av produktion och konsumtion. Priser ger också information om varans värde. Vid auktioner bestäms inte priset på detta sätt utan jordbrukare och myndighet måste fatta beslut om bud respektive maximal ersättning eller maximal budget under osäkerhet. Ovanstående osäkerheter i kombination med bristande vana att handla med varan i fråga kan ge upphov till förhållandevis höga transaktionskostnader för både myndighet och jordbrukare, vilket höjer de totala kostnaderna för ett auktionssystem. Dessa transaktionskostnader består bland annat av kostnaden för den tid jordbrukaren lägger ner på att beräkna de egna kostnaderna för olika åtgärder respektive den tid och de resurser myndigheten lägger ner på bedömning av värdet av olika åtgärder.

Osäkerhet om åtgärders effekt och om värdet av biologisk mångfald och kulturhistoriska element skapar alltså svårigheter vid utformningen av auktioner på samma sätt som för frivilliga fasta ersättningar och menyer av frivilliga kontrakt.

6.2 Olika typer av auktioner

I detta avsnitt diskuteras utformningen av budgivningen och av de kontrakt som är föremål för auktion.

Vid auktion av kontrakt för biologiskt och kulturellt värdefulla marker är det många likadana kontrakt som samtidigt auktioneras ut. I ett sådant fall är det enligt auktionsteori mest lämpligt att använda så kallade slutna bud, där varje budgivare lämnar sitt bud utan kännedom om vil-

ka bud som lämnas av övriga budgivare. Efter en viss given tid öppnas och jämförs buden, och kontrakten kan fördelas till de jordbrukare som lämnat de lägsta buden. Dessa jordbrukare får då en ersättning som för var och en bestäms av det bud han/hon lämnat. Denna typ av auktion kallas "first-price sealed bid auction". För andra typer av varor kan andra auktionsformer vara mer lämpade (se t.ex. Klemperer 2004).

Det finns dessutom två undertyper av auktioner, båda i form av first-price sealed bid, som kan vara aktuella för att fördela kontrakt för bevarande av betes- och ängsmarker, se tabell 4. Den första typen har formen av en upphandling av en homogen vara. Varan är i detta fall den aktuella miljöåtgärden. I detta fall är åtgärden som krävs av jordbrukaren densamma för alla jordbrukare. En central myndighet är upphandlare och jordbrukarna är säljare. Jordbrukaren lämnar ett bud som anger den ekonomiska ersättning han/hon kräver för att åtgärderna ska genomföras. De kontrakt som sluts inom USAs Conservation Reserve Programme, vilka främst syftar till att minska jorderosion, är av denna typ, eftersom brukarna i huvudsak vidtar samma åtgärder, även om effekten av åtgärderna kan variera.

Tabell 4. Auktionstyper för miljöjänster från jordbruket samt jämförelse med fasta ersättningsnivåer

	<i>Upphandling utifrån prisbud</i>	<i>Upphandling utifrån åtgärdsbud</i>	<i>Fasta ersättningar</i>
Villkor	Samma	Olika	Samma
Ersättning	Olika	Samma	Samma
Bud	Monetärt	Skötselplan	--
Exempel	Conservation Reserve Programme (USA)	Countryside Stewardship Scheme (UK)	Environmentally Sensitive Areas Scheme (UK), Environmentally Quality Incentives Programme (USA), grundersättning för betesmarker (Sverige)

Källa: efter Latacz-Lohmann och Van der Hamsvoort (1998).

Den andra auktionsformen är en auktion av kontrakt, där den vara man handlar med är rätten att få en given fast ekonomisk ersättning för att producera miljövärden från jordbruket. En central myndighet är säljaren av dessa rättigheter och jordbrukarna köper tillstånden genom att åta sig att vissa åtgärder ska genomföras. Jordbrukarens bud har formen av en skötselplan, där jordbrukaren specificerar sina åtaganden. Denna skötselplan kan vara olika för olika jordbrukare. Denna auktionsform är i princip motsatsen till den ovan beskrivna, och den används enligt Latacz-Lohmann och Van der Hamsvoort (1998) i praktiken för att fördela kontrakt inom det brittiska Countryside Stewardship Scheme.

De två auktionsformerna jämförs i tabell 4 med ett system med i förväg bestämda fasta ersättningar för olika åtgärder, vilket används de flesta länder inom EU, men också i USA. Det svenska systemet för grundersättning till betesmarker är också ett sådant system.

Sammanfattningsvis finns alltså två olika möjliga typer av möjliga auktioner, en där myndigheten upphandlar åtgärder och en där den upphandlar skötselplaner. En upphandling av åtgärder är administrativt enklare än upphandling av skötselplaner, eftersom skötselplanerna måste bedömas utifrån sin samlade effekt. Vid upphandling av åtgärder kan myndigheten inte bedöma den samlade miljöeffekten, om effekten av åtgärderna skiljer sig mellan olika brukare, eftersom myndigheten inte vet vilka brukare som kommer att ansluta sig. En möjlighet är då att ranka bud från olika budgivare utifrån effekten på åtgärderna. Ett exempel skulle kunna vara om man förväntar sig att bevarande av marker i Norrland är dubbelt så värdefullt som bevarande av marker i övriga Sverige. Då skulle en budgivare i Norrland prioriteras, det vill säga ha större chans att få ersättning, jämfört med en budgivare i övriga Sverige så länge norrlänningens bud är mindre än dubbelt så stort som den andra budgivarens. Med bud i form av skötselplaner krävs mer arbete från den ansvariga myndighetens sida när det gäller att bedöma helhetseffekten av skötselplanen. För att detta ska vara möjligt i en större skala fordras fasta kriterier för hur denna bedömning ska göras.

6.3 Fördelar med auktion

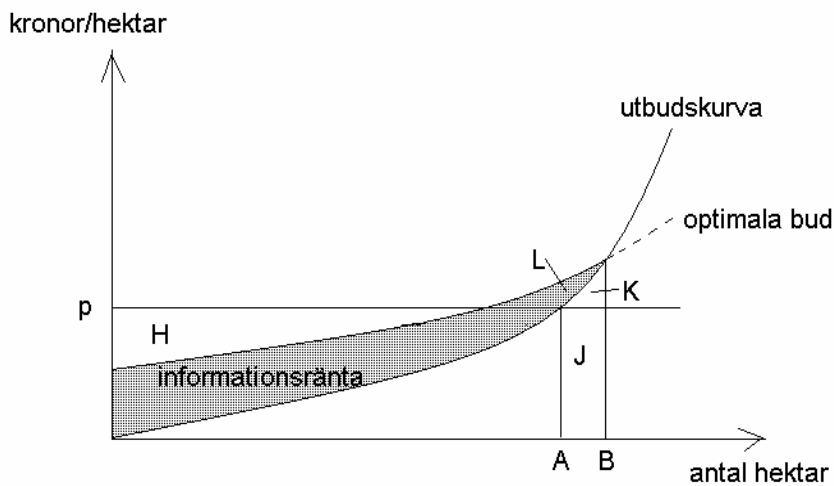
I detta avsnitt diskuteras auktioners fördelar jämfört med frivilliga fasta ersättningar. Dessutom redogörs kortfattat för vilka faktorer som påverkar brukarnas ersättningskrav, det vill säga bud, och de totala kostnaderna och miljöeffekterna med auktioner och frivilliga fasta ersättningar jämförs.

Jämfört med fasta ersättningsnivåer har auktioner åtminstone två fördelar. För det första ger systemet möjlighet för deltagarna att hantera problemet med osäkerhet om kontraktens värde. Jordbrukarna, som kan antas ha bättre information om vilken ersättning han behöver och vill ha för att hävda betesmarker, anger denna i budgivningen. Den mindre informerade myndigheten upprätthåller sin förhandlingsposition genom att bestämma reglerna för auktionen, exempelvis för hur urvalet görs av jordbrukare som får ersättning och vilken ersättning de får. Jämfört med ett system med fasta ersättningar kan ersättningarna i ett auktionssystem i större utsträckning komma att spegla jordbrukarnas marginalkostnad för hävd av betesmarker. I vilken utsträckning detta faktiskt blir fallet

beror på om jordbrukarnas bud faktiskt motsvarar marginalkostnaderna. Latacz-Lohmann och Van der Hamsvoort (1997) visar att jordbrukarnas bud beror både på kostnaderna för hävden och på den förväntade maximala ersättning som jordbrukarna tror sig kunna få. Denna maximala ersättning kan vara beslutad i förväg av myndigheten eller så kan myndigheten i förväg ha fastställt en viss budget för ersättningarna varvid den maximala ersättningen bestäms indirekt via denna budgetbegränsning.

För det andra uppstår en konkurrens mellan jordbrukarna om kontrakten. Denna konkurrens kan bidra till att hålla nere informationsräntan och därmed myndighetens kostnad för bevarande av landskapet. Dessutom kan ett auktionssystem bidra till att ge myndigheten information om kostnaderna för skötsel och hävd, och därigenom minska obalansen i information mellan jordbrukare och myndighet.

Figur 8. Prisbildning på en auktionsmarknad för betesmarker.



Källa: Latacz-Lohmann och Van der Hamsvoort (1998)

I figur 8 illustreras prisbildningen på en auktionsmarknad för betesmarker. Utbudskurvan är hela jordbrukssektorns utbud av hävdade betesmarker. Denna kurva kan också ses som hela sektorns marginalkostnadskurva. Den optimala budkurvan illustrerar att brukarnas bud kommer att ligga högre än marginalkostnaden för hävden av marker med låga kostnader, eftersom jordbrukarna kommer att sträva efter att lägga sig närmare den förväntade maximala ersättningen. Buden kommer därmed att ge en indikation om budgivarens kostnader för bevarande och skötsel, men inte ge exakt information om dessa kostnader. Budkurvas streckade förlängning syftar endast till att markera linjens riktning, eftersom inga bud kommer att ges som understiger marginalkostnaden.

Den skuggade ytan visar den totala informationsräntan, det vill säga vinsten, till de brukare som får teckna kontrakt under ett auktionssystem. Med auktioner kommer B hektar betes- och ängsmark att hävdas. Den totala kostnaden för detta representeras av hela ytan mellan budkurvan och x-axeln upp till och med B . Till samma kostnad skulle myndigheten med hjälp av en frivillig fast ersättning p kunna bevara A hektar, vilket är mindre än den areal som bevaras med hjälp av ett auktionssystem. Med en frivillig fast ersättning motsvaras myndighetens totala kostnad av $p \times A$. För att kostnaden ska vara densamma med frivilliga fasta ersättningar som leder till bevarande av A hektar som för auktioner med bevarande av B hektar krävs att ytan H motsvarar den sammanlagda ytan av J , K och L .

Sammanfattningsvis kan man alltså vänta sig att brukarnas bud bestäms av både marginalkostnader för hävd och skötsel och av deras förväntningar om den maximala ersättning som kan fås. Auktioner har fördelar gentemot frivilliga fasta ersättningar genom att systemet i mindre grad kräver att myndigheten har kunskap om brukarnas kostnader, och genom att den totala kostnaden för ersättningar blir lägre. De medel som sparas in genom dessa lägre kostnader kan exempelvis användas till att inkludera fler marker i ersättningssystemet eller till andra miljöändamål.

6.4 Auktionens nackdelar och begränsningar

I detta avsnitt diskuteras hur auktioners effekter beror på myndigheternas hantering av information och geografiska skillnader i miljöeffekt. Dessutom diskuteras transaktionskostnaderna.

Om brukare har olika kostnader för hävd av betesmarker och en auktion bara genomförs vid ett enstaka tillfälle, så tycks det rimligt att anta att enskilda jordbrukare inte känner till andra jordbrukares kostnader. De kan då inte utnyttja sådan kunskap till att lägga ett så högt bud som möjligt för att på så sätt skaffa sig en högre ersättning. Om myndigheten å andra sidan håller upprepade auktioner så finns en risk att jordbrukarna utnyttjar den kunskap de då får om vilken maximal ersättning som kan fås. I detta fall kan de vid påföljande auktion använda denna kunskap till att lägga ett bud som är så nära denna maximala ersättning som möjligt. Det betyder inte att jordbrukarna ändrat uppfattning om det egna värdet av att skriva kontrakt, utan det ändrade budet är ett resultat av strategiskt tänkande. Man har kunnat se inom USAs Conservation Reserve Programme, där auktioner förekommer flera gånger per år, att detta problem förekommer i praktiken. Jordbrukarna har där möjlighet att ta del av resultatet av tidigare auktioner och uppdatera (i allmänhet höja) sina bud (Reichelderfer och Boggess, 1988). Ett sätt att minska den här typen av strategiskt agerande kan vara att hålla auktioner mer sällan²⁸. Om auktioner hålls mer sällan, hinner direkta och indirekta kostnader förändras och det blir svårare för jordbrukarna att bedöma vad som är den maximala ersättningen. Latacz-Lohmann och Van der Hamsvoort (1998) anser att det strategiska agerandet kan reduceras genom att man istället väljer att låta jordbrukarna lämna bud i form av skötselplaner. När budet anges i form av en skötselplan, som består av flera åtgärder och restriktioner på verksamheten är det inte lika enkelt för budgivarna att räkna ut den maximala ersättningen för enskilda åtgärder och åtaganden.

²⁸ Auktionernas frekvens inom CRP är inte detsamma som kontraktslängden. Kontraktslängden uppgår till 10 till 15 år.

Inom det svenska systemet med tilläggsersättning för betes- och ängsmarker används också skötselplaner. Brukarnas åtaganden fördelas emellertid inte genom auktioner, utan efter individuell bedömning av huruvida markerna uppfyller vissa kriterier. För att man ska kunna tala om ett auktionsförfarande krävs ett system för att jämföra miljöeffekten av olika skötselplaner. Det skulle också krävas att länsstyrelserna fördelade åtaganden om tilläggsersättning utifrån värdet eller miljöeffekten av åtgärdsplanerna och att ersättningarna relaterades till buden.

I en experimentell studie av auktioner av ersättningar till markägare för åtgärder mot diffusa utsläpp har Cason, Gangadharan och Duke (2003) visat att det är av stor betydelse för den ekonomiska effektiviteten om myndigheten informerar markägarna om hur myndigheten ser på det miljömässiga värdet av olika åtgärder, eller om myndigheten döljer denna information. Om markägarna får information om värdet av de egna åtgärderna, tenderar de att komma med högre ersättningskrav i de fall där värdet är högt, jämfört med om de inte får information om värdet av åtgärderna. Studien tyder på att auktioner kan vara mer effektiva om myndigheten inte offentligt redovisar hur man värderar olika åtgärder och åtaganden. Om myndigheten inte informerar brukarna om vilket samlat värde marken och dess skötsel har leder detta till att brukarna i större utsträckning baserar sina bud på kostnaderna, vilket är syftet.

Transaktionskostnaderna för ett auktionssystem består exempelvis av myndighetens kostnader för att upprätta auktionssystemet och definiera vad som ska vara föremål för auktion och löpande kostnader för att driva systemet. Jordbrukarnas transaktionskostnader består i att beräkna de egna kostnaderna för olika åtgärder och åtaganden, kostnaden för att ta kontakt med myndigheten för att informera sig om hur systemet fungerar och för att utforma budet. Transaktionskostnader som uppstår efter att kontrakt upprättats är bland annat myndighetens kostnader för övervakning, kontroll och sanktionssystem. De flesta av ovanstående transaktionskostnader uppstår som en följd av bristande information och informationsasymmetrier. Latacz-Lohmann och Van der Hamsvoort (1998) anser det rimligt att tro att myndighetens transaktionskostnader för ett auktionssystem kan vara högre än för ett system med fasta ersättningsnivåer, eftersom systemet kan vara mer administrativt krävande. Jord-

brukarnas transaktionskostnader kan vara högre då de, åtminstone till en början, inte är vana att hantera auktionsprocessen.

Ett annat problem med ett auktionssystem är att myndigheten genom att auktionera ut en stor mängd identiska kontrakt inte automatiskt kan rikta styrmedlen mot särskilda geografiska regioner. Värdet av att vidta åtgärder för att bevara betesmarker kan tänkas vara olika stort i olika regioner. Ett sätt att lösa detta är att ha skilda auktioner för skilda regioner. För att auktioner ska fungera väl måste emellertid tillräckligt många potentiella budgivare finnas inom en region. Ju färre potentiella budgivare, desto mindre blir konkurrensen mellan de olika budgivarna och desto större risk att budgivarna bildar karteller och lämnar strategiska bud. En möjlighet som Latacz-Lohmann och Van der Hamsvoort (1998) föreslår är att inrätta ett system där man rankar bud från alla regioner utifrån den nytta de ger i relation till kostnaden, där kostnaden är det angivna budet. På så sätt skulle antalet potentiella budgivare kunna hållas tillräckligt stort, samtidigt som det blir möjligt att ta hänsyn till skillnader i värdet av att bevara betesmarker i olika regioner. Ett annat alternativ är att begränsa antalet jordbrukare som är berättigade att lämna bud (Reichelderfer och Boggess 1988); en tänkbar möjlighet är att låta sådana begränsningar vara olika för olika regioner. Krav på behörighet finns exempelvis för det amerikanska CRP-programmet (se avsnitt 6.5). Sådana krav kan vara administrativt enklare men medför sämre ekonomisk effektivitet än rankning av bud från alla regioner (se t.ex. Reichelderfer och Boggess 1988, Latacz-Lohmann och Van der Hamsvoort 1997).

Sammanfattningsvis kan alltså konstateras att om auktioner upprepas ofta kan det uppstå en inlärningseffekt, genom att brukarna får säkrare kunskap om hur hög den maximala ersättningen kan förväntas vara. Detta kan leda till att systemet efterhand kommer att fungera på i stort sett samma sätt som ett system med frivilliga fasta ersättningar. För att undvika denna effekt kan det finnas skäl att inte hålla auktioner alltför ofta, att låta buden utformas som skötselplaner eller att myndigheten inte fullt ut offentliggör hur den ser på skillnader i värdet av bevarande och skötsel på olika typer av marker. Ytterligare en svårighet med auktioner kan vara att åtgärderna inte riktas till de regioner där de får bäst effekt. Detta problem kan emellertid minskas kraftigt genom att bud från

olika regioner rankas i förhållande till värdet. Det skulle exempelvis, som tidigare nämnts, kunna innebära att bevarande i en viss region bedöms vara dubbelt så värdefullt som bevarande i en annan region, och att alla bud rankas utifrån värdet per ersättningskrona. Bud (och därmed marker) med högt värde per ersättningskrona får alltså ersättning i första hand, därefter bud med allt lägre värden per ersättningskrona till budgetmedlen är slut. Ett mindre lämpligt sätt att styra åtgärder mot vissa regioner är att hålla regionala auktioner. Skälet till att detta är mindre lämpligt är att konkurrensen om ersättningarna minskar, och därmed minskar också systemets effektivitet.

6.5 Tillämpade auktioner

I det följande beskrivs det amerikanska Conservation Reserve Program (CRP) och därefter det australiensiska BushTender-programmet. Slutligen jämförs de två systemen och tillämpbarheten av liknande system i Sverige diskuteras.

Conservation Reserve Programme

Det amerikanska Conservation Reserve Program (CRP), som är ett nationellt program, fördelar ersättningar till jordbrukare och markägare för åtgärder som bevarar mark-, vatten och andra naturresurser med hjälp av olika typer av åtgärder. Programmet är avsett att åstadkomma detta på ett kostnadseffektivt sätt. För behörighet att delta krävs att marken antingen är erosionskänslig eller belägen i områden med särskilda bevarandevärden. CRP administreras centralt av det amerikanska jordbruksdepartementet och har varit i funktion sedan 1986. År 2002 omfattade systemet cirka 350 000 jordbrukare och knappt 14 miljoner hektar. Utbetalningarna uppgick till 1,8 miljarder dollar (Farm Service Agency 2003).

CRP syftar primärt till att minska jorderosionen och därmed dels bevara produktionskapacitet i jordbruket, dels förbättra vattenkvaliteten i sjöar och vattendrag. För att uppnå detta kan jordbrukare och markägare få ersättning för att omvandla erosionskänslig åker till annan markanvändning med permanent växttäckning. Jordbrukarna tecknar ett flerårigt kontrakt, där en årlig ersättning betalas ut, vilken baseras på den årliga ekonomiska avkastningen på jordbruksmark i varje region. Den maximala ersättning som kan betalas för varje jordbrukares bud beräknas i

förväg innan jordbrukaren ansluter sig. Jordbrukaren kan erbjuda mark till antingen till denna maximala ersättning eller till en lägre ersättning. Lägre krav på ersättning ökar sannolikheten att budet blir antaget.

En mindre tilläggsersättning om maximalt 20 procent av den årliga ersättningen kan betalas för särskilda skötselåtgärder. Kostnadsdelning erbjuds också, och myndighetens bidrag vid kostnadsdelning uppgår till maximalt 50 procent av jordbrukarens faktiska kostnader.

Vid myndighetens urval av jordbrukare som får skriva kontrakt, rankas buden i enlighet med ett så kallat Environmental Benefits Index (EBI). Varje bud rankas i förhållande till samtliga övriga bud, och urvalet görs utifrån denna rankning. Följande faktorer ingår i beräkningen av EBI:

- förbättring av vilthabitat till följd av etablering av permanenta grödor
- förbättring av vattenkvaliteten till följd av minskad erosion, avrinning och läckage
- minskad erosion inom markområdet
- långsiktiga förbättringar som kan förväntas sträcka sig bortom själva kontraktperioden
- förbättringar av luftkvalitet genom minskad vinderosion
- kostnad, som beräknas utifrån budet i sig och eventuella krav på kostnadsdelning

Varje faktor ges en viss poäng. För att ranka buden divideras "miljöpoängen" med kostnaden, och de bud som ger högst miljöpoäng per krona får i första hand ersättning. De med lägst miljöpoäng per krona kan bli utan ersättning.

En tidig analys av CRP (Reichelderfer och Boggess, 1988) visade bland annat att programmet var onödigt kostsamt med avseende på erosions-effekten beroende på de regler som satts upp för behörighet. Dessa regler innebar att marken som anslöts måste vara relativt kraftigt erosions-

känslig. Programmet har senare ändrats till att ha mer flexibla kriterier för behörighet. Studien visar också att programmet snabbt tenderade att i praktiken fungera som ett system med fasta ersättningar, där ersättningsnivån varierar mellan olika regioner. Reichelderfer och Boggess (1988) visar också att regionaliserade auktioner, exempelvis av fördelningsskäl, skulle medföra betydligt högre kostnader för att minska erosionen jämfört med nationella auktioner.

Det amerikanska CRP visar att auktioner för miljörelaterad markanvändning kan tillämpas i stor skala, även betydligt större än den som är aktuell för svenska betes- och ängsmarker. Brukarnas bud rankas utifrån miljöeffekten per ersättningskrona, och det är i första hand brukare med hög miljöeffekt per krona som får ersättning. Ersättningen är identisk med budet. Erfarenheter från CRP pekar på att systemet budgeteffektivitet begränsats av auktionernas frekvens.

BushTender

BushTender-systemet i den australiensiska delstaten Victoria erbjuder markägare möjligheten att få ersättning genom att ingå kontrakt om skötselplaner som förbättrar kvaliteten eller kvantiteten av ursprungliga vegetationstyper på deras mark. Kontrakten fördelas utifrån skötselplaner som innebär mer omfattande åtgärder än de som krävs av gängse lagstiftning och ersättningskrav.

Stoneham m.fl. (2003) beskriver hur programmet tillämpats i ett första skede i två regioner under 2001-2002. Programmet har efter det första skedet utvidgats till ytterligare regioner. Under det första skedet ingick 116 potentiella budgivare och markområden vars yta totalt omfattade knappt 4000 hektar. Av dessa budgivare lämnade 98 in bud, och 73 skrev slutligen kontrakt med den regionala miljömyndighet som ansvarade för programmet. Drygt 80 procent av den potentiella arealen ingick slutligen i programmet.

För att bedöma olika markers kvalitet med avseende på biologisk mångfald används inom BushTender två olika index, ett så kallat Biodiversity Significance Score (BSS) och ett så kallat Habitat Services Score (HSS). Det förra avspeglar vegetationens tillstånd, som exempelvis förekomst

av hotade vegetationstyper med mera. Det senare utvecklades för att mäta förbättringen i biologisk mångfald till följd av olika åtgärder, som exempelvis stängsling och ogräskontroll. I linje med erfarenheter från experimentell ekonomi (se Cason, Gangadharan och Duke 2003) fick markägarna endast information om HSS, men fick inte veta vilket BSS som beräknats för det aktuella området. Bud till auktionen rankades efter en sammanvägning av BSS, HSS och budet till ett Biodiversity Benefits Index, BBI, så att $BBI = (BSS \times HSS) / \text{budet}$. Buden hanteras därefter på samma sätt som inom CRP.

Vid en jämförelse med kostnader och effekter för ett system med fast ersättning, beräknar Stoneham m.fl. (2003) att ett system med fast ersättning skulle bli cirka sju gånger dyrare än det använda auktionssystemet om man ville uppnå samma kvalitet på den biologiska mångfalden. För samma budget, cirka 400 000 australiensiska dollar, motsvarande cirka 2 miljoner svenska kronor, skulle endast tre fjärdedelar av ökningen i biologisk mångfald uppnått. Detta betyder att budgetkostnaden för ett givet miljömål är betydligt lägre, respektive att miljöeffekten av en given budget är betydligt bättre, med auktion.

BushTender är alltså ett auktionssystem av liten omfattning jämfört med det som skulle kunna vara aktuellt för svenska betes- och ängsmarker. Systemet kan framförallt vara av intresse genom sättet att hantera bedömningen av miljöeffekten av åtgärder, där brukarna får information om hur myndigheterna genom ett index bedömer effekten av åtgärder på deras mark, men däremot inte får tillgång till det index som används för att bedöma markens kvalitet. Båda dessa index används sedan vid myndighetens totala bedömning av värdet av bevarande och skötsel.

6.6 Marker som får ersättning med auktioner

I detta avsnitt återknyts till den tidigare diskussionen av vilka marker som kan ingå när styrmedlet används, se avsnitt 3.2, 4.2 och 5.2.1. Detta har betydelse för systemets effekter på ekonomi och miljö.

Om betesmarker upphandlas utifrån areal, innebär det att marker med de lägsta buden kommer att ingå. Buden beror både på kostnaderna för bevarande av arealen och på den enskilda brukarens förväntningar om

den maximala ersättning som går att få. Om brukare med höga kostnader för bevarande och brukare med höga förväntningar om den maximala ersättningen samtidigt i stor utsträckning har höga värden på sina marker kan systemet vara ineffektivt. Om kostnader, förväntningar och värden är okorrelerade eller är negativt korrelerade är problemet betydligt mindre.

En nackdel med auktioner kan, som ovan nämnts, vara att den geografiska spridningen av bevarade betesmarker kan vara svår att påverka, vilket är ett problem om spridningen är av betydelse för det totala värdet av bevarande och skötsel. Det finns emellertid olika tänkbara sätt att påverka detta, vilket också nämnts ovan, exempelvis genom att arrangera regionala auktioner, genom att maximera antalet i varje region som får teckna kontrakt eller genom att utveckla ett poängsystem där marker i särskilt värdefulla regioner får extra poäng.

Liksom när det gäller de två tidigare styrmedlen innebär alltså auktioner att miljövärden av betydande storlek kan hamna utanför systemet om värden och kostnader är positivt korrelerade. Regionala auktioner kan också skapa problem eftersom det i samband med budgettilldelningen inte går att bedöma om värdet per ersättningskrona kommer att bli likartat i olika regioner. Detta beror på att man inte vet vilka bud brukarna kommer att lägga. Om miljövärdet per ersättningskrona skiljer sig kraftigt mellan regioner skulle det vara önskvärt att omfördela medlen från områden med lågt miljövärde per krona till områden med ett högt sådant. Regionala auktioner kan annars leda till ineffektiv användning av budgetmedel.

6.7 Auktioners tillämpbarhet i Sverige

I det följande ges några synpunkter på om det är möjligt och lämpligt att använda auktioner för att fördela kontrakt för svenska betes- och ängsmarker.

Att det är möjligt att använda auktioner för att fördela kontrakt om bevarande av markresurser visas genom att auktioner faktiskt används i praktiken i andra länder. Vid en jämförelse av det amerikanska CRP med det australiensiska BushTender är skillnaden i omfattning och tiden

systemen tillämpats det mest iögonfallande. Dessa skillnader kan ha stor betydelse för de skillnader som finns i systemens utformning. Exempelvis tycks det att BushTender, med utvecklingen av individuella skötselplaner, kan vara förknippat med stora transaktionskostnader per ansluten enhet, medan CRP, genom ett enklare poängsystem, sannolikt har lägre transaktionskostnader per enhet. För BushTender finns ingen dokumentation av erfarenheter av hur kontrakten ska förnyas, men erfarenheter från CRP visar att förnyelsen av kontrakt inte är oproblematisk, och att frekventa auktioner kan leda till att systemet i praktiken konvergerar mot ett system med fasta ersättningar.

Auktioner av kontrakt för betes- och ängsmarker skulle, i princip, ha stora likheter med andra system för offentlig upphandling och skulle därför inte utgöra något helt nytt moment för svenska myndigheter och svensk lagstiftning. CRP visar att auktioner kan tillämpas i stor skala och över lång tid, men också att det finns skäl att överväga utformningen när det gäller framförallt auktionsfrekvens och att inkludera en öppen eller dold ranking utifrån kvaliteten på markerna och/eller effekten av åtgärderna. Fördelarna med ett väl utvecklat rankingssystem måste vägas mot transaktionskostnaderna för att utveckla och administrera ett sånt system.

Sammanfattningsvis tycks det finnas relativt goda förutsättningar för att bygga upp ett auktionssystem för betes- och ängsmarker eftersom det finns möjligheter att utnyttja både inhemska erfarenheter av offentlig upphandling och internationella erfarenheter från bland annat CRP och BushTender.

7

Jämförelse mellan styrmedel

I det följande jämförs fasta ersättningar, menyer av kontrakt och auktioner utifrån informationsbehov, kostnad för myndigheter, samhällsekonomisk effektivitet, transaktionskostnader och målpuffyllelse.

Informationsbehovet tycks vara störst för att utveckla ett system med menyer av kontrakt, eftersom detta styrmedel kräver att myndigheterna har kunskap om hur kostnaderna fördelar sig mellan olika brukare eller olika grupper av brukare. För fasta ersättningar krävs i princip endast kunskap om kostnader för alla brukare aggregerat. Med fasta ersättningar har också myndigheten möjlighet att höja eller sänka ersättningen om anslutningen visar sig vara för låg respektive för hög. Det finns inte självklart samma möjligheter att justera menyer av kontrakt på motsvarande sätt när anslutningen till respektive kontrakt blir annan än väntat. Auktioner kräver i princip samma information som fasta ersättningar när det gäller brukarnas kostnader, för att myndigheten i förväg ska kunna fastställa budget eller maximal ersättning. Det går inte att säga om det finns skillnader mellan styrmedlen när det gäller behovet av information om effekten av bevarande- och skötselåtgärder på biologisk mångfald och kulturella värden. Däremot är tillgången till sådan information av betydelse för hur effektiva samtliga styrmedel är.

När det gäller myndigheternas kostnader för ersättningar till brukarna blir dessa högre med fasta ersättningar än med menyer av kontrakt eller auktioner, för samma effekt på miljön. Merkostnaden beror på att utbetalningar vid fasta ersättningar blir högre i relation till brukarnas kostnader. Storleken på merkostnaden beror på variationen i kostnader mellan brukare: om alla brukare har samma marginalkostnad för bevarande och skötsel blir inga brukare överkompenserade i förhållande till sina kostnader även om man har frivilliga fasta ersättningar. Det går inte att a priori säga hur budgetkostnaden för auktioner eller menyer av kontrakt skiljer sig, detta beror på hur stor informationsräntan är i de båda fallen. Informationsräntan med menyer av kontrakt beror på skillnaderna i kostnader mellan olika grupper av brukare, medan den i fallet med auktioner beror på brukarnas förväntningar om den maximala ersättningen.

Transaktionskostnaderna för fasta ersättningar är med dagens system långt ifrån obetydliga. Ett byte av system kan i sig leda till att transaktionskostnaderna till en början blir högre, eftersom det krävs resurser för att utforma, informera och administrera ett nytt system, liksom det kräver tid av brukarna för att sätta sig in i det nya systemet. På längre sikt är det inte självklart vilket system som medför de högsta respektive de lägsta transaktionskostnaderna. En faktor som kan påverka är emellertid om de budgetmedel som sparas in genom en övergång till menyer av kontrakt eller auktioner används för att höja budgeten för betes- och ängsmarker. I detta fall skulle en ökad omfattning av systemet kunna leda till ökad administration liksom ökat kontrollbehov, vilket i sin tur leder till höjda transaktionskostnader. Behovet av kontroll torde i övrigt vara detsamma för de olika systemen, det vill säga samma behov av kontroll finns i princip för alla system om anslutningen är densamma.

Såväl system med fasta ersättningar som auktioner om menyer av friviliga kontrakt är förhållandevis enkla att anpassa till omvärldsförändringar som exempelvis förändrade kostnader för bevarandeåtgärder. Denna anpassning sker genom ändrad ersättningsnivå respektive ändrad budget. En förutsättning är dock att myndigheterna har tillgång till den kostnadsinformation som nämnts ovan. För samtliga system gäller att en kortare kontraktslängd ger större möjligheter att anpassa avtalen utifrån ny information om åtgärders effekt och om kostnader. En längre kontraktstid kan emellertid krävas för att åtgärderna ska leda fram till förväntad effekt på biologisk mångfald och kulturvärden. För menyer av kontrakt kan en kortare kontraktslängd visserligen ge möjlighet att revidera styrmedlets utformning, men det kan också leda till strategiskt agerande som kan påverka styrmedlens effektivitet. För auktioner kan frekventa auktioner²⁹ leda till en inlärningseffekt som kan påverka styrmedlens effektivitet. Detta kan innebära att det finns en mindre flexibilitet inför omvärldsförändringar med menyer av kontrakt och auktioner.

Fördelningsmässigt är fasta ersättningar till fördel för brukarna, som i stor utsträckning överkompenseras i förhållande till sina kostnader, och

²⁹ Auktioners frekvens ska inte förväxlas med kontraktslängden.

till nackdel för skattebetalarna. Kostnaden för skattebetalarna är lägre för både menyer av kontrakt och auktioner. Menyer av kontrakt leder till att brukare med låga kostnader överkompenseras i förhållande till sina kostnader, medan brukare med höga kostnader endast får ersättning motsvarande kostnaderna. Med auktioner beror fördelningen av informationsräntan mellan olika brukare på deras kostnader för bevarande och skötsel samt på deras förväntningar om vad som kan vara maximal ersättning.

Med samma budget kan en högre måluppfyllelse, i bemärkelsen en större ansluten areal eller större mängd mätbara värden, fås genom auktioner eller menyer av kontrakt än genom fasta ersättningar. Med menyer av kontrakt finns det emellertid en risk att högt satta miljömål inte kan nås, eftersom hänsyn måste tas till incitamenten för varje kostnadstyp att välja sitt eget kontrakt. Måluppfyllelsen kan emellertid också påverkas av mer svårsmätbara värden, exempelvis när det gäller markens inbördes beroenden. Det kan finnas olika sätt att hantera sådana synergieffekter för de olika styrmedlen, men detta har inte närmare utretts i denna rapport.

Sammanfattningsvis kan sägas att menyer av frivilliga kontrakt kan ha nackdelar i förhållande till de övriga två styrmedlen genom att det i större utsträckning krävs att myndigheterna har information om brukarnas kostnader, och genom att möjligheterna att uppfylla miljömålen kan vara sämre. Auktioner och menyer av frivilliga kontrakt har en fördel gentemot frivilliga fasta ersättningar genom de lägre kostnaderna för ersättningar till brukarna. Det är emellertid inte självskrivet huruvida auktioner är bättre eller sämre än frivilliga fasta ersättningar när det gäller transaktionskostnaderna eller flexibiliteten i förhållande till förändringar i omvärlden.

8

Sammanfattning och slutsatser

Denna rapport har två syften. Det första är att undersöka om det är möjligt att göra en kostnadseffektivitetsanalys för bevarande och skötsel av betes- och ängsmarker. För att kunna göra en analys av kostnadseffektivitet krävs en tydlig tolkning av miljömålen för betes- och ängsmarker och av hur måluppfyllelsen kan bedömas. Dessutom måste effekten av olika bevarande- och skötselåtgärder på målen för betes- och ängsmarker kunna bedömas och kostnaderna för åtgärderna vara kända. För att bedöma själva styrmedlen fordras också kunskap om urvalskriterier för marker som prioriteras för anslutning, om administrations- övervaknings- och kontrollkostnader samt om kontrollsystemet.

Arealmålen i miljökvalitetsmålet för betes- och ängsmarkerna kan tyckas relativt tydliga, men i rapporten pekas ändå på vissa oklarheter:

- det är inte principiellt ändamålsenligt att mäta måluppfyllelsen som den areal som får miljöersättning, men i praktiken kan det vara tillräckligt att göra på detta sätt förutsatt att endast små välhävdade arealer ligger utanför ersättningssystemen
- när det gäller målet för de mest hotade betesmarkerna råder tveksamhet om huruvida det ska ses som gemensamt mål för samtliga av dessa marktyper eller inte och
- marker som får tilläggsersättning kan ses som en indikator för kvaliteten på markerna och deras skötsel, men andra relevanta kvalitets- och skötselkriterier saknas

Kunskapen om skötselåtgärdernas effekt på markernas kvalitet är begränsad. Visserligen är det känt i vilken riktning resultatet av åtgärder i allmänhet går, men steget därifrån till att kunna bedöma omfattningen av effekterna är långt. Det är därför svårt att i dagsläget göra en bedömning av kostnadseffektivitet med avseende på det kvalitativa målet om god skötsel av markerna.

I rapporten konstateras att brukarnas kostnader beror på regionala produktionsförhållanden, betesmarkens belägenhet och form, den enskilda gårdens produktionsinriktning, andra stödformer i jordbruket och brukarens privata nytta av en välhävdad betesmark. Vissa av dessa faktorer är sannolikt specifika för varje betesmark, som t.ex. betesmarkens belägenhet och form och brukarens privata nytta. Andra kostnader kan vara mer likartade för brukare inom ett område, som t.ex. markens alternativkostnad. Effekten av exempelvis ändrade djurbidrag kan också tänkas vara likartad inom en region. Det finns därför sannolikt en stor variation i såväl total- som marginalkostnader mellan olika brukare, men det är också rimligt att tro att denna variation kan vara lägre inom mindre regioner, som t.ex. inom ett produktionsområde eller ett län. Det finns i princip inga data som gör det möjligt att bedöma skillnaderna i kostnader mellan brukare eller regioner i landet. Det är därför svårt att göra en bedömning av kostnadseffektivitet när det gäller de kvantitativa arealmålen för betes- och ängsmarkerna.

Eftersom nödvändiga data inte finns tillgängliga är det för närvarande inte möjligt att göra en empirisk analys av kostnadseffektiviteten i olika åtgärder för att bevara betes- och ängsmarker.

I syfte att förbättra underlaget rörande brukarnas kostnader görs en ekonometrisk analys av vilka faktorer som påverkar anslutningen till tilläggsersättning. Resultaten av analysen tyder bland annat på att det finns skalfördelar för både betes- och ängsmarker, antingen för skötseln eller för brukarnas administration av ansökningar om stöd. Vidare tyder de på att brukarnas alternativkostnad för arbete, liksom djurtätheten, kan vara av betydelse för beslutet om att ansöka om tilläggsersättning. De indikerar också att några enstaka skötselvillkor medför kostnader för brukarna som är så stora att de påverkar anslutningen till tilläggsersättningen. Resultaten tyder också på att länsstyrelserna, som avsett, tar hänsyn till skillnader i markernas värde vid beviljande av tilläggsersättning. De empiriska resultaten skall ses som indikationer på vilka samband som kan påverka anslutningen till tilläggsersättningen.

I rapporten görs också en principiell analys av nuvarande styrmedel. I det sammanhanget konstateras att frivilliga fasta ersättningar, som ex-

empelvis grundersättningen, leder till att miljömål, som exempelvis målen för betes- och ängsmarker, uppfylls kostnadseffektivt om det inte kostar pengar att ta in mer skatt från medborgarna. Åtskilliga empiriska studier visar emellertid att skatteuppbörd i sig är kostsamt till följd av de skatteklivar som uppstår. Denna kostnad för skatteuppbörd är ett skäl att överväga andra styrmedel, där möjligheterna är större att i högre grad anpassa ersättningen till de kostnader som den enskilde brukaren har.

Vidare diskuteras huruvida en ökad differentiering av nuvarande ersättningar som innebär att enskilda åtgärder får ersättning istället för åtgärds paket som nu är fallet, skulle kunna leda till lägre kostnader för åtgärder och ersättningar genom en mer precis styrning av varje typ av åtgärd. För att kunna bedöma om en sådan differentiering är ändamålsenlig och önskvärd krävs emellertid ökad kunskap om synergieffekter mellan olika åtgärder. En regional differentiering kan däremot vara ett realistiskt alternativ för att minska åtgärds kostnaden för bibehållen miljöeffekt. Det som krävs för att en sådan differentiering ska vara motiverad är att det med rimlig säkerhet går att säga att effekten av bevarande- och skötselåtgärder i en region är större än i en annan.

Som en del av den principiella analysen diskuteras de urvalskriterier som används för grund- och tilläggsersättningarna. För grundersättningen bestäms urvalet av marker utifrån kostnader, medan urvalet för tilläggsersättningen bestäms först av kostnaden och därefter av värdet av bevarande och skötsel. Analysen visar att det är möjligt att man för båda ersättningarna skulle kunna uppnå ett högre miljövärde med nuvarande budget genom att exkludera en del av de marker som nu får ersättning och istället betala ersättning till andra marker, som ger ett högre miljövärde per ersättningskrona. För att kunna åtgärda dessa ineffektivitetsproblem är det vara önskvärt att utveckla instrument för att värdera bevarande och skötsel av betes- och ängsmarker samt för att bedöma åtgärds kostnaderna.

Vidare diskuteras kontrollsystemet utifrån de ekonomiska incitament det skapar. Eftersom sammanställningar av kontrollprinciper och kontrollresultat samt tidigare utvärderingar av kontrollsystemet inte finns

tillgängliga är betydelsen av de ekonomiska incitamenten liksom av andra faktorer som påverkar åtföljden, till exempel regelverkets utformning och informationen kring detta, svårbedömda. Emellertid tycks de ekonomiska incitamenten för att undvika måttliga skötselavvikelser vara små. Detta är en tänkbar förklaring till den frekventa förekomsten av mindre och måttliga skötselavvikelser, även om också andra faktorer kan ha betydelse i detta sammanhang.

Det andra syftet med rapporten är att undersöka och jämföra alternativa styrmedelsformer för betes- och ängsmarker med avseende på deras effekter på ekonomi och miljö. Analysen omfattar tre typer av styrmedel: a) frivilliga fasta ersättningar för givna åtgärder, vilket är vad som används idag för grundersättningen, b) menyer av frivilliga kontrakt där brukare fritt kan välja mellan åtgärdspaket av olika omfattning med olika ersättningar och c) auktioner, vilket i princip skulle innebära att avtal om skötsel av betesmarker fördelades mellan brukarna genom offentlig upphandling.

Analysen visar att när kostnaderna för bevarande och skötsel varierar mellan olika brukare och det är svårt för den ansvariga myndigheten att bedöma vilka kostnader den enskilda brukaren har, så kan menyer av frivilliga kontrakt och auktioner vara tänkbara alternativa styrmedel. Den främsta fördelen med dessa styrmedel är att myndigheternas, och därmed skattebetalarnas, kostnader för utbetalning av ersättningar blir lägre för en viss mängd bevarade och hävdade betes- och ängsmark. De budgetmedel som kan sparas in med auktioner kan användas för att nå andra mål, som exempelvis andra miljömål.

Med menyer av frivilliga kontrakt finns det emellertid en risk att nuvarande arealmål för betes- och ängsmarker inte kan nås. Hur stor denna risk är går inte att bedöma utan tillgång till bättre data rörande kostnader och värden. Detta problem finns emellertid inte när det gäller auktioner. Med auktioner finns i princip lika goda möjligheter att nå målen som med frivilliga fasta ersättningar. Med ett mål som innebär att alla marker ska anslutas, kan emellertid konkurrensen mellan budgivarna minska, varför kostnadsbesparingen blir mindre.

Ett system med menyer av frivilliga kontrakt kan vara förknippat med andra svårigheter. En av dessa är att det i princip krävs bättre kunskap än vad som finns idag om skillnader i kostnader mellan olika grupper av brukare. En annan är att det inte finns praktisk erfarenhet av systemet. Auktioner kräver mer begränsad kunskap från myndigheternas sida om hur kostnaderna varierar mellan olika brukare, och auktioner används dessutom i praktiken i stor skala för att fördela kontrakt om miljörelaterad markanvändning inom det amerikanska Conservation Reserve Programme.

Inget styrmedel är emellertid idealiskt utifrån alla aspekter. För auktioner finns exempelvis frågetecken när det gäller hur ofta auktioner bör hållas. Om auktioner hålls ofta kan det bli svårt att i längden hålla ersättningskostnaderna på en lägre nivå än med frivilliga fasta ersättningar. Med längre mellanrum mellan auktionerna finns mer sällan tillfälle för nya brukare att komma in i systemet. Auktionernas frekvens ska inte förväxlas med kontraktslängden.

Oavsett typen av styrmedel är det mycket som talar för relativt långa kontrakt eftersom dels det kan ta lång tid för att skötselåtgärder ska få effekt på biologisk mångfald, dels långa kontrakt kan minska möjligheterna till ett strategiskt beteende. Långsiktighet i ersättningarna är också en förutsättning för god effekt, eftersom det kan vara nödvändigt för att brukarna ska göra miljömässigt önskvärda investeringar. Det kan när det gäller betes- och ängsmarker exempelvis röra sig om investeringar i ladugårdar eller stängsling av betes- och ängsmarker. Möjligheterna till långsiktighet i miljöersättningarna begränsas för närvarande i viss mån av att miljöersättningarna är knutna till EU-systemen och LBU-programmen, som löper på cirka sju år i taget. För samtliga styrmedel gäller också att ingen hänsyn kan tas till markernas värden så länge det inte finns ett system för att värdera bevarande och skötsel.

Tre alternativa styrmedel diskuteras alltså i rapporten. Av dessa framstår menyer av frivilliga kontrakt som ett mindre realistiskt och lämpligt alternativ för svenska betes- och ängsmarker. Auktioner kan ge möjligheter att nå miljömålen till lägre kostnad än idag, och praktiska erfarenheter av liknande system kan utnyttjas. Det är emellertid inte givet att

auktioner ger ett miljömässigt och ekonomiskt bättre resultat än de nuvarande ersättningarna. Den faktor som kan tala emot auktioner är risken att systemet efter upprepade auktionstillfällen kan komma att allt mer likna ett system med fasta ersättningar. Det finns emellertid flera möjligheter att anpassa auktionssystemet så att denna process undviks. Ett exempel är att låta brukarna lämna bud i form av skötselplaner. En annan möjlighet är att låta bevarande- och skötselvärdena få en framträdande plats vid bedömningen av vilka marker som ska få ersättning. För att kunna bedöma effekterna av sådana anpassningar behövs dock en fortsatt analys.

Slutligen kan konstateras att det finns generella kunskapsbrister som gör valet av lämpligt styrmedel, och utformningen av detta, svårbedömt. Dessa kunskapsbrister gäller såväl värdet av skötsel och bevarande som kostnaden för åtgärder och åtgärders effekt. Analysen i rapporten pekar på att alternativa styrmedel kan finnas, som på ett annat sätt än dagens ersättningssystem hanterar osäkerhet om kostnader. Mycket talar därför för att framöver prioritera analys av värden och effekter framför beräkningar av kostnader.

Referenser

- Agriwise. 2004. Områdeskalkyler 2004: betesmark. Institutionen för ekonomi, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Babcock, B.A., P.G. Lakshminarayan, J-J.Wu och D. Zilberman. 1997. Targeting Tools for the Purchase of Environmental Amenities. *Land Economics* 73(3):325-339.
- Baerenklau, K.A. Green Payment Programs for Nonpoint Source Pollution Control: How Important Is Targeting for Cost-Effectiveness? *Journal of Agricultural and Resource Economics* 27(2):406-419.
- Baumol, W.J. och W.E Oates. 1988. *The Theory of Environmental Policy*. 2nd ed. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Carlsen, H. 2001. Contracts for landscape conservation – a principal-agent analysis applied to Swedish semi-natural grazing lands. Avhandlingar 31. Institutionen för ekonomi, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Cason, T.N., L. Gangadharan and C. Duke. 2003. A laboratory study of auctions for reducing non-point source pollution. *Journal of Environmental Economics and Management* 46:446-471.
- Crabtree, B., J. Potts och T. Smart. 2000. Statistical Modelling of Incentive Design Under Limited Information – The Case of Public Access to Farmland. *Journal of Agricultural Economics* 51(2):239-251.
- Devarajan, S., K.E. Thierfelder, and S. Shutiwart-Narueput, 1999: *The Marginal Cost of Public Funds in Developing Countries*. World Bank Working Paper.
- Drake, L. 1992. The Non-Market Value of the Swedish Agricultural Landscape. *European Review of Agricultural Economics* 19(3):351-64.
- Eckerberg, K. 1997. Comparing the Local Use of Policy Instruments in Nordic and Baltic Countries – The Issue of Diffuse Water Pollution. *Environmental Politics* 6(2):24-47.

Eklund, A. 1999. Transaction Costs of the Swedish Agri-Environmental Program. Rapport 128. Institutionen för ekonomi, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.

European Commission. 1998: Auto-Oil Cost Effectiveness Study. First Consolidated Report: Scope and Methodology. Commission of the European Communities, DGII, Brussels.

Falconer, K., P. Dupraz and M. Whitby. 2001. An Investigation of Policy Administrative Costs Using Panel Data for the English Environmentally Sensitive Areas Scheme. *Journal of Agricultural Economics* 52(1):83-103.

Farm Service Agency online. April 2003. Conservation Reserve Program. Fact Sheet, electronic edition.
<http://www.fsa.usda.gov/pas/publications/facts/html/crp03.htm>
(som tillgängligt 2004-07-21).

Hansson, I. 1984. Marginal Cost of Public Funds for Different Tax Instruments and Government Expenditures. *The Scandinavian Journal of Economics* 86(2):115-131.

Hansson, I. och C. Stuart 1985. Tax Revenue and the Marginal Cost of Public Funds in Sweden. *Journal of Public Economics* 27(3):331-53.

Hasund, K.P. 1998. Valuable Landscapes and Reliable Estimates. I Dabbert, S., A. Dubgaard, L. Slangen och M. Whitby: *The Economics of Landscape and Wildlife Conservation*. CAB International, Wallingford.

Helland, E. 1998. Environmental Protection in the Federalist System: The Political Economy of NPDES Inspections. *Economic Inquiry* 36(2):305-19.

Heyes, A.G. 1998. Making things stick: enforcement and compliance. *Oxford Review of Economic Policy* 14(4): 50-63.

Jordbruksdepartementet. 2000. Miljö- och landsbygdsprogram för Sverige år 2000-2006.

Jordbruksdepartementet. 2003. Ett levande kulturlandskap - en halvtidsutvärdering av Miljö- och landsbygdsprogrammet. SOU 2003:105.

- Kennedy, P. 1998. A Guide to Econometrics. Fjärde utgåvan. Blackwell, Massachusetts, USA.
- Klemperer, P. 2004. Auctions: Theory and Practice. Princeton University Press, Princeton, USA.
- Kumm, K-I. 2001. Ekonomiska förutsättningar för betesbaserad naturvård. I: Blomberg, A. och A. Burman (red): Mångfaldskonferensen 2000: Biodiversitet i odlingslandskapet. CBMs Skriftserie 4:43-37. Centrum för biologisk mångfald, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Kumm, K-I. 2002. Hållbar nöt- och lammköttproduktion – en idéskiss. Rapport MAT 21 nr 2/2002. Sveriges lantbruksuniversitet.
- Latacz-Lohmann, U. och C.P.C.M. Van der Hamsvoort. 1997. Auctioning Conservation Contracts: A Theoretical Analysis and an Application. American Journal of Agricultural Economics 79:407-418.
- Latacz-Lohmann, U. och C.P.C.M. Van der Hamsvoort. 1998. Auctions as a Means for Creating a Market for Public Goods from Agriculture. Journal of Agricultural Economics 49(3):334-345.
- Moxey, A., B. White och A. Ozanne. 1999. Efficient Contract Design for Agri-Environment Policy. Journal of Agricultural Economics 50(2):187-202.
- Naturvårdsverket. 2002. Plan för projektet "Metod för uppföljning och övervakning av Natura 2000". Dnr 726 4678-00 Mm, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket. 2004. <http://www.naturvardsverket.se/>. Sökväg: från startsidan: "Natur & naturvård". (som tillgängligt 2004-10-20)
- NRCS. 2004. Environmental Quality Incentives Program. USDA, Natural Resources Conservation Service. <http://www.nrcs.usda.gov/programs/eqip/> (som tillgängligt 2004-10-14).
- Regeringens proposition 1993/94:30. Strategi för biologisk mångfald.

Regeringens proposition 1997/98:145. Svenska miljömål – miljöpolitik för ett hållbart Sverige.

Reichelderfer, K. and W. Boggess. 1988. Government decision making and program performance. *American Journal of Agricultural Economics* 70(1):1-11.

RRV. 1999. Jordbrukets miljöstud - minskning av kväveläckage och bevarande av biologisk mångfald. Riksrevisionsverket, Stockholm.

Roosen, J. och A. Ordóñez. Voluntary Agreements and Environmental Efficiency of Participating Firms. Artikel presenterad på European Association of Agricultural Economists 10:e konferens, 28-31/8 2002, Zaragoza.

SJV. 1999. Miljöeffekter i Sverige av EUs jordbrukspolitik – rapport från projektet CAPs miljöeffekter år 2000. Rapport 1999:28. Jordbruksverket, Jönköping.

SJV. 2000a. Miljöeffekter i Sverige av EUs jordbrukspolitik – rapport från projektet CAPs miljöeffekter. Rapport 2000:21. Jordbruksverket, Jönköping.

SJV. 2000b. Miljöstödet och ängs- och hagmarkerna. Rapport 2000:20. Jordbruksverket, Jönköping.

SJV. 2001. Översyn och miljö- och landsbygdsprogrammet för Sverige år 2000-2006. Rapport 2001:19. Jordbruksverket, Jönköping.

SJV. 2003a. Ett rikt odlingslandskap - fördjupad utvärdering 2003. Rapport 2003:19, Jordbruksverket, Jönköping..

SJV. 2003b. Statens jordbruksverks årsredovisning för räkenskapsåret 2002. Jordbruksverket, Jönköping.

SJV. 2003c. Kompetensutveckling av lantbrukare inom miljöområdet – KULM. Rapport 2003:12, Jordbruksverket, Jönköping.

- SJV. 2004a. Årsredovisning för räkenskapsåret 2003. Jordbruksverket, Jönköping.
- SJV. 2004b. Tre nya miljöersättningar – Hur blev det? Rapport 2004:5, Jordbruksverket, Jönköping.
- SJV. 2004c. Delrapportering av uppdrag om att analysera den samhälls-ekonomiska effektiviteten i miljöersättningen till betes- och slåttermarkerna. Dnr 19-3925/04, Jordbruksverket, Jönköping.
- SJV. 2004d. Svenska myndigheters kostnader och åtgärder i samband med hanteringen av olika EG-stöd finansierade från EGs jordbruksfond år 2003. Dnr 07-6267/03. Jordbruksverket, Jönköping.
- SJV. Återkrav 2002-2004. Jordbruksverket, Jönköping. (mimeo)
- SJV. Anslutning till grund- och tilläggsersättning och kompletterande åtgärder 2002. Jordbruksverket, Jönköping. (mimeo)
- Stenseke, M. 2001. Vad betyder biologisk mångfald för landsbygdsborna? I: Blomberg, A. och A. Burman (red): Mångfaldskonferensen 2000: Biodiversitet i odlingslandskapet. CBMs Skriftserie 4:43-37. Centrum för biologisk mångfald, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Stoneham, G., V. Chaudhri, A. Ha and L. Strappazzon. 2003. Auctions for conservation contracts: an empirical examination of Victoria's BushTender Trial. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 47(4):477-500.
- Whitby, M. och C. Saunders. 1996. Estimating the Supply of Conservation Goods in Britain: A Comparison of the Financial Efficiency of Two Policy Instruments. *Land Economics* 72(3):313-25.
- Wynn, G. 2002. The Cost-effectiveness of Biodiversity Management: A Comparison of Farm Types in Extensively Farmed Areas of Scotland. *Journal of Environmental Planning and Management* 45(6):827-840.
- Varian, H. 1992. *Microeconomic analysis*, 3rd ed. WW Norton & Co. Inc., New York.

Wu, J.-J. and B.A. Babcock. 1995. Optimal Design of a Voluntary Green Payment Program under Asymmetric Information. *Journal of Agricultural and Resource Economics* 20(2):316-327.

Tidigare utgivna publikationer från SLI

Rapporter

- 2000:1 Varför bör CAP – EU:s gemensamma jordbrukspolitik – reformeras?
- 2000:2 Jordbruket och tullarna – en studie av tullstrukturer inför WTO:s millennierunda
- 2001:1 Prisbildning och efterfrågan på ekologiska livsmedel
- 2001:2 Utvärdering av ett investeringsstöd till livsmedelsindustrin
- 2001:3 Subsidiarity, the CAP and EU Enlargement
- 2001:4 Negotiating CAP reform in the European Union – Agenda 2000
- 2001:5 Ryskt jordbruk – nuläge och framtidsutsikter
- 2002:1 EU Milk Policy after Enlargement – Competitiveness and Politics in Four Candidate Countries
- 2002:2 Märkning av genmodifierade livsmedel – en samhällsekonomisk analys
- 2002:3 Märkning av genmodifierade livsmedel – en företagsekonomisk analys
- 2002:4 Internationell handel – även för jordbruket?
- 2002:5 Mjolkproduktion utan gränser – Europas bönder på en avreglerad mjölkmarknad
- 2003:1 Landsbygdsutveckling i ett utvidgat EU – en fallstudie i Polen
- 2003:2 Samhällsekonomisk analys av ekologisk livsmedelsproduktion
- 2004:1 Svensk livsmedelsexport – analys av vilka som exporterar och vad
- 2004:2 EU:s och USA:s livsmedelsbistånd – effekter på lokal produktion och import
- 2004:3 En levande landsbygd – vad kan politik åstadkomma?

- 2004:4 Regional inkomstutveckling och ekonomisk koncentration – med fokus på jordbruket
- 2004:5 Fiske i framtiden – hur förvalta en gemensam naturresurs?
- 2004:6 Effekter av EU:s avtal om fiske i u-länder
- 2004:7 Ekonomiska drivkrafter för djurtransporter

SLI-skrifter

- 2002:1 Analys av enhetliga arealstöd i EU
- 2003:1 Halvtidsöversyn av den gemensamma jordbrukspolitiken – en konsekvensanalys
- 2003:2 Arealstöd till jordbruket – Hur påverkas produktionen i Sverige?
- 2003:3 Är förhandlingsprocessen i EU ett hinder för jordbruksreformer?
- 2003:4 Gränseffekter på en gränslös marknad – prisskillnader på livsmedel inom EU
- 2003:5 Ekologiskt jordbruk – lönsamt för jordbrukaren?
- 2004:1 Landsbygdsutveckling – en analys av projekt för ökad sysselsättning

SLI Working Papers

- 2003:1 Decoupling: The case of Swedish crop production
- 2004:1 Decoupling: The concept and past experience

Årsrapport

Publiceras årligen fr.o.m. år 2000

Tidigare utgivna rapporter där SLI medverkat

Analys av underlag för ekonomiska jämförelser mellan jordbruket i Sverige och andra länder. Statens jordbruksverk, SJV:s rapportserie 2000:10.

Inkomstmått och inkomstjämförelser inom jordbrukssektorn. Statens jordbruksverk, SJV:s rapportserie 2001:10.

Tullreduktioner – tänkbara metoder i WTO-förhandlingarna. Statens jordbruksverk, SJV:s rapportserie 2002:5.

Att bekämpa mul- och klövsjuka – en ESO-rapport om ett brännbart ämne. Rapport till expertgruppen för studier i offentlig ekonomi. Ds 2002:31.

“High Prices in Sweden – a Result of Poor Competition?”, Konkurrensverkets A4-serie, 2003.

Appendix

Ekonomisk modell över anslutning till tilläggsersättning

Brukarnas vinst kan beskrivas som en funktion $\pi(A, E(B), x, y)$, där A är arealen ansluten till tilläggsersättning, $E(B)$ är den förväntade omfattningen kompletterande åtgärder, x är en vektor av produktionsfaktorer och y en vektor av villkor som ställs genom åtgärdsplaner.

Anslutningen kan dessutom påverkas av hur högt varje länsstyrelse lägger gränsen för att godkänna anslutning. Anta att länsstyrelsens väljer att kräva att markens värde V ska vara större än $V^*(\theta)$, alltså $V \geq V^*(\theta)$, där θ är en vektor av regionalt betydelsefulla faktorer, som länsstyrelsen tar hänsyn till vid valet av $V^*(\theta)$. I princip antas att $V^*(\theta)$ bestäms av länsstyrelsens bedömning av efterfrågan på och utbud av betes- och ängsmarker.

Brukarens beslutsproblem är då

$$\max_A \pi(A, E(B), x, y) - \lambda(V^*(\theta) - V)$$

Utifrån första ordningens villkor kan då konstateras att

$$A = f(B, x, y, \theta),$$

det vill säga att anslutningen till tilläggsersättningen beror på möjligheten att få ersättning för kompletterande åtgärder, tillgängliga produktionsfaktorer, kraven i åtgärdsplanen och en vektor regionalpolitiska faktorer.

Tabell A1. Variabler som inkluderats i analysen.

	<i>Definition</i>	<i>Källa</i>
ANDEL BETESMARKER MED GRUNDERSÄTTNING SOM HAR TILLÄGGSERSÄTTNING	Areal betesmarker anslutna till tilläggsersättning/areal betesmarker anslutna till grundersättning 2002	Jordbruksverket
ANDEL SLÅTTERÄNGAR MED GRUNDERSÄTTNING SOM HAR TILLÄGGSERSÄTTNING	Areal slåtterängar anslutna till tilläggsersättning/areal betesmarker anslutna till grundersättning 2002	Jordbruksverket
KOMPLETTERANDE ÅTGÄRDER PÅ BETESMARK	Kompletterande åtgärder betesmarker hektar/brukare med grundersättning 2002	Jordbruksverket
KOMPLETTERANDE ÅTGÄRDER PÅ SLÅTTERÄNGAR	Kompletterande åtgärder slåtterängar hektar/brukare med grundersättning 2002	Jordbruksverket
HEKTAR BETESMARK PER BRUKARE MED GRUNDERSÄTTNING	Genomsnittlig antal hektar betesmark/brukare med grundersättning 2002	Jordbruksverket
HEKTAR SLÅTTERÄNG PER BRUKARE MED GRUNDERSÄTTNING	Genomsnittlig antal hektar slåtteräng/brukare med grundersättning 2002	Jordbruksverket
ANTAL BETESDJUR PER HEKTAR MED GRUNDERSÄTTNING	Djurenheter per hektar betesmark och slåtteräng med grundersättning 2002	Nötkreatur och får enligt SCB:JO 20 SM 0202, Djurenheter enligt reglerna för djuranläggningar (förordning 1998:899), areal med grundersättning enligt Jordbruksverket
ÅKERAREAL PER FÖRETAG	Åkerareal per jordbruksföretag 2002	Jordbruksstatistisk årsbok 2003
VILLKOR 1: FÖRBUD MOT HÄSTBETE (BETESMARKER)	Andel åtgärdsplaner för betesmark med villkor 1 enligt åtgärdsplan: förbud mot	Jordbruksverket

	hästbete inom område med fornlämning	
VILLKOR 2: FÖRBUD MOT BETE VINTERTID (BETESMARKER)	Andel åtgärdsplaner för be- tesmark med villkor 2 enligt åtgärdsplan: förbud mot bete vintertid inom område med fornlämning	Jordbruksverket
VILLKOR 11: FÖRBUD MOT TILLSKOTTUTFODRING (BETESMARKER)	Andel åtgärdsplaner för be- tesmark med villkor 11 enligt åtgärdsplan: förbud mot till- skottutfodring av betesdjur	Jordbruksverket
VILLKOR 12: TIDPUNKT FÖR BETE (BETESMARKER)	Andel åtgärdsplaner för be- tesmark med villkor 12 enligt åtgärdsplan: när på året bete eller slätter ska företas	Jordbruksverket
VILLKOR 13: REGLERING AV BETE MED VISSA DJURSLAG (BETESMARKER)	Andel åtgärdsplaner för be- tesmark med villkor 13 enligt åtgärdsplan: reglering av bete med vissa djurslag	Jordbruksverket
VILLKOR 14: REGLERING AV VEGETATIONENS UTSEENDE (BETESMARKER)	Andel åtgärdsplaner för be- tesmark med villkor 14 enligt åtgärdsplan: reglering av ve- getationens utseende vid ve- getationsperiodens slut	Jordbruksverket
VILLKOR 15: SKÖTSEL AV KULTURHISTORISKT VÄRDEFULLA ELEMENT (BETESMARKER)	Andel åtgärdsplaner för be- tesmark med villkor 15 enligt åtgärdsplan: skötsel och un- derhåll av kulturhistoriskt värdefulla landskapselement	Jordbruksverket
VILLKOR 11: FÖRBUD MOT TILLSKOTTUTFODRING (SLÅTTERÄNG)	Andel åtgärdsplaner för slät- teräng med villkor 11 enligt åtgärdsplan: förbud mot till- skottutfodring av betesdjur	Jordbruksverket
VILLKOR 12: TIDPUNKT FÖR	Andel åtgärdsplaner för slät- teräng med villkor 12 enligt åtgärdsplan: när på året bete	Jordbruksverket

SLÅTTER (SLÅTTERÅNG)	eller slåtter ska företas	
VILLKOR 13: REGLERING AV BETE MED VISSA DJURSLAG (SLÅTTERÅNG)	Andel åtgärdsplaner för slåtterång med villkor 13 enligt åtgärdsplan: reglering av bete med vissa djurslag	Jordbruksverket
VILLKOR 14: REGLERING AV VEGETATIONENS UTSEENDE (SLÅTTERÅNG)	Andel åtgärdsplaner för slåtterång med villkor 14 enligt åtgärdsplan: reglering av vegetationens utseende vid vegetationsperiodens slut	Jordbruksverket
VILLKOR 15: SKÖTSEL AV KULTURHISTORISKT VÄRDEFULLA ELEMENT (SLÅTTERÅNG)	Andel åtgärdsplaner för slåtterång med villkor 15 enligt åtgärdsplan: skötsel och underhåll av kulturhistoriskt värdefulla landskapselement	Jordbruksverket
BEFOLKNINGSTÄTHET	Antal länsinvånare per hektar betesmark och slåtterång med grundersättning	Befolkning 2000 enligt SCB, areal med grundersättning enligt Jordbruksverket
VÄRDE	Areal betesmarker som klassificerats som klass 1-3 i ängs- och hagmarksinventeringen dividerat med total areal betesmarker (exkl. alvar- och skogsbetesmark) 1992 enligt SCB	Jordbruksverket
ARBETSLÖSHET I PROCENT	Procent arbetslösa och i arbetsmarknadsprogram september 2002	AMS
ANTAL TURISTNÄTTER	Antal 1000 belagda bäddar 2002 per hektar betesmark och slåtterång med grundersättning	SCB: NV 41 SM 0305, , areal med grundersättning enligt Jordbruksverket
AREAL SKYDDAD MARK PER	Skyddad totalareal (nationalparker, naturreservat, naturvårdsområde och djurskydd-	Skyddad areal 2002 och befolkning 2000 enligt

LÄNSINVÅNARE

sområde) per person

SCBs statistikdatabas,
