

Samhällsekonomisk
analys av ekologisk
livsmedelsproduktion

Livsmedelsekonomiska institutet
Box 730
220 07 Lund
<http://www.sli.lu.se>
Helene Carlsen
Rapport 2003:2
ISSN 1650-0105
Tryckt av Rahms i Lund, 2002

FÖRORD

Ekologisk drift av jordbruk prioriteras av samhället, som en del i en strävan att nå ut-hållighet. Jordbrukare får därför ett bidrag för att producera ekologiskt. Samhällets mål är att 20 procent av arealen skall användas för ekologisk produktion år 2005 och att andelen djur av vissa djurslag skall vara 10 procent.

Livsmedelsekonomiska institutet har studerat ekologisk produktion utifrån olika ut-gångspunkter. Eftersom institutets uppgift är att göra ekonomiska analyser har de alla en ekonomisk infallsvinkel. Den första – som publicerades i början av 2001 - studerade konsumenternas efterfrågan och betalningsvilja för ekologiska produkter. I en andra studie analyseras hur ett jordbruksföretags ekonomiska situation påverkas av att pro-ducera ekologiskt, jämfört med konventionell jordbruksdrift. Den företagsekonomiska analysen publiceras samtidigt med föreliggande samhällsekonomiska analys.

Huvudfrågan för denna studie är om bidraget är samhällsekonomiskt motiverat ut-ifrån den miljöfördel som är anledningen till samhällets stöd. Är miljöfördelarna stör-re än stödet? Och är det nödvändigt med ett stöd, eller är konsumenterna beredda att betala vad produktionen kostar? Samhällets stimulansåtgärder bygger på miljöförde-larna i ekologisk produktion. För att det ska vara samhällsekonomiskt motiverat att av miljöskäl stimulera en övergång till ekologiskt jordbruk krävs att värdet av miljöför-delarna överstiger de samlade merkostnaderna för den ekologiska produktionen samt att konsumenterna inte är villiga att betala merkostnaderna. Produkterna har ju ett högre pris på marknaden och jordbrukarna får betydligt mer betalt för ekologiskt framställda råvaror.

Augusti, 2003

Lena Johansson,
Generaldirektör

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INTRODUKTION	7
1.1	Syfte	8
1.2	Metod	9
1.3	Avgränsning	13
1.4	Rapportens uppläggning	15
2	EKOLOGISKA OCH KONVENTIONELLA PRODUKTIONSSYSTEM	17
2.1	Vad är ekologisk odling?	17
2.2	Vad är konventionell odling?	19
2.3	Den ekologiska odlingens omfattning	21
2.4	Politiska insatser	24
2.4.1	<i>Tidigare politiska insatser för att främja ekologisk produktion</i>	24
2.4.2	<i>Nuvarande politik för ekologisk odling</i>	25
2.4.3	<i>Kostnader och verksamheter i statlig regi</i>	27
2.5	Organisationer och föreningar för ekologisk odling	28
2.5.1	<i>KRAV</i>	28
2.5.2	<i>IFOAM</i>	29
3	BESKRIVNING AV MILJÖEFFEKTER	31
3.1	Sammanfattning av jordbrukets miljöpåverkan	34
3.2	Eutrofiering	36
3.2.1	<i>Kväveläckage</i>	36
3.2.2	<i>Kvävebalanser</i>	41
3.2.3	<i>Stallgödsel och ammoniakavgång</i>	44
3.2.4	<i>Sammanfattning av eutrofieringseffekter</i>	45
3.3	Påverkan på den biologiska mångfalden	49
3.3.1	<i>Diversitet i floran och faunan</i>	49
3.3.2	<i>Diversitet och mångfald av landskapselement</i>	52
3.3.3	<i>Effekter på landskapet</i>	53
3.3.4	<i>Regionalisering av effekter på den biologiska mångfalden</i>	54
3.4	Klimatpåverkan	56
3.4.1	<i>Koldioxid</i>	58
3.4.2	<i>Metangas</i>	60
3.4.3	<i>Dikväveoxid</i>	61
3.4.4	<i>Kvantifiering av skillnaden i växthusgasutsläpp mellan ekologiska och konventionella system</i>	62
3.5	Spridning av gifter i miljön	64
3.5.1	<i>Oönskad pesticidespridning</i>	64
3.5.2	<i>Tungmetaller i marken</i>	68
3.6	Uttag av ändliga resurser	69
3.7	Markförsurning	72
3.8	Sammanfattning av miljöeffekter	73

4	EKONOMISK VÄRDERING AV MILJÖEFFEKTER	77
4.1	Priset på miljön	77
4.2	Metoder för monetär värdering	79
4.3	Ammoniakutsläpp	84
4.4	Biologisk mångfald	86
4.5	Växthusgaser	88
4.5.1	<i>Vad speglar miljökostnaderna?</i>	91
4.6	Pesticider	91
4.6.1	<i>Vad speglar miljökostnaderna?</i>	97
4.7	Kadmium	97
4.7.1	<i>Vad speglar miljökostnaderna?</i>	100
4.8	Fosforanvändningen	101
4.9	Sammanfattning av ekonomisk värdering av miljöeffekterna	102
5	KÄNSLIGHETSANALYS	107
5.1	Växthusgaser	107
5.2	Pesticidspridning	109
5.3	Kadmiumupplagring	110
5.4	Sammanfattning	111
6	SAMHÄLLSEKONOMISK ANALYS	113
6.1	Företagsekonomisk jämförelse mellan ekologisk och konventionell produktion	114
6.2	Produktions- och miljökostnader	117
6.3	Samhällsekonomisk kostnadsjämförelse	119
6.4	Samhällekonisk lönsamhetsjämförelse	120
6.5	Sammanfattning	121
7	EKONOMISKA VÄRDET AV MILJÖPÅVERKAN OCH POLITIK FÖR EKOLOGISK LIVSMEDELSPRODUKTION	123
7.1	Samhällekoniska motiv för statligt ingripande	123
7.2	Bör staten subventionera ekologisk produktion trots att marknaden betalar?	124
7.3	Offentliga motiv för ekologisk produktion i Sverige	126
7.4	Skatt eller subvention	127
7.5	Resultat från den monetära värderingen och effektivitet i dagens politik	128
7.6	Om konsumenterna betalar miljönyttan	131
7.7	Sammanfattning	132
8	SAMMANFATTNING OCH SLUTSATSER	133
8.1	Sammanfattning	133
8.2	Slutsatser och diskussion	139

1

Introduktion

Diskussionen om ekologiska livsmedel och produktionsformer har fått stort utrymme i media och i politiken. Det stora intresset för ekologiska produkter märks tydligt i våra livsmedelsbutiker. De flesta butiker har idag ett brett sortiment av ekologiska produkter såsom mjölk, grönsaker, kött och gryn. Konsumtionen av ekologiska livsmedel har ökat stadigt på senare år och antalet KRAV¹-märkta produkter har tiofaldigats på fem år (Jørgensen, 2001). Idag omfattar den ekologiska arealen knappt 15 % av åkerarealen, motsvarande 380 000 hektar. Sedan 1989 då den ekologiska arealen uppgick till 44 000 hektar, har arealen nära niodubblats. Den ekologiska inriktningen har gått från att vara en liten nisch inom livsmedelsproduktionen till att vara en del i en strategisk satsning för svenskt jordbruk.

Från politiskt håll har det framhållits som "en spjutspets i arbetet med att miljöanpassa jordbruket" (Prop. 1997/1998:2, s 8). Regeringen har som ambition att öka den ekologiska arealen till 20 % till år 2005 och att 10 % av nötkreatur och lamm skall vara ekologiskt hållna. Regeringen bedömer att en ekologisk produktion bidrar mer till jordbrukets positiva miljöeffekter (en ökad biologisk mångfald) och mindre till de negativa (övergödning, rester av kemikalier i grundvatten, etc.) än vad ett konventionellt jordbruk gör (ibid., s.72).

Ekologiskt jordbruk framhålls ofta i media som ett alternativ till en högteknologisk och högintensiv jordbruksdrift. På senare tid har det dock kommit rapporter om att den ekologiska produktionsformen kanske inte alls är bättre än konventionell odling angående vissa miljöaspekter. Det saknas idag mycket kunskap om den miljöpåverkan som en ekologisk produktion har, både från naturvetenskapligt håll och samhällsekonomiskt. Flera instanser har påtalat behovet av kunskap om hur det ekologiska lantbruket påverkar miljön. För fortsatta överväganden om samhällsinsatser för att stimulera ekologisk produktion är det angeläget med

¹ Kontrollföreningen för Alternativ Odling. Sveriges största intresseförening för ekologiska produkter. Se vidare avsnitt 2.5.1

ytterligare analyser av skillnader i miljökonsekvenser mellan ett konventionellt och ekologiskt jordbruk.

En naturvetenskaplig analys kan klarlägga och kvantifiera skillnader i t.ex. kväveläckage eller koldioxidutsläpp mellan olika produktionssystem. Dock ger sådana analyser inte vägledning om hur mycket det är värt för medborgarna i samhället. För detta ändamål krävs en ekonomisk värdering av miljöpåverkan kopplad till den naturvetenskapliga. Med hjälp av en samhällsekonomisk analys av ekologisk produktion vägs de totala kostnaderna mot nyttorna, både de företagsekonomiska och för samhället, av den miljöpåverkan som orsakas av denna form av livsmedelsproduktion. Den samhällsekonomiska analysen är alltså ett underlag för att bedöma om samhället bör subventionera den ekologiska produktionen.

1.1 Syfte

Denna studie har tre syften. Det första är att kartlägga och analysera de miljöeffekter som ekologisk odling och djurhållning ger upphov till relaterat till motsvarande konventionella produktion. Både positiv och negativ påverkan kommer att beaktas.

Det andra syftet är att ekonomiskt värdera dessa effekter. Det viktigaste i denna del av rapporten är inte att exakt uppskatta ett ekonomiskt värde eller kostnaden för miljöeffekterna. Det primära är istället att analysera konsekvenserna av respektive miljöeffekt samhällsekonomiskt. Rapporten behandlar olika metoder att ekonomiska mäta värdet av en förändring av en miljöparameter. Där så är möjligt värderas skillnaderna i miljöpåverkan mellan ekologiska och konventionella produktionssystem i ekonomiska termer.

Slutligen syftar rapporten till att göra en samhällsekonomisk bedömning av stödet till ekologisk odling. Motiverar de positiva (eller minskade negativa) miljöeffekterna samhällets insatser i form av ett stöd till denna produktionsform? Analysen avser endast miljöeffekterna av skälet att det är dessa som är motivet för samhällets stimulans. Politikens syfte med subventionering av ekologisk produktion är att främja ett hållbart

jordbruk där de negativa miljöeffekterna minimeras och de positiva främjas (Prop. 1997/1998:2, s 72).

De grundläggande frågeställningarna i denna rapport är således:

- Vilka effekter på miljön orsakar ekologisk produktionen av livsmedel och hur stora är dessa jämfört med motsvarade konventionella produktion?
- Vilket ekonomiskt värde tillmäter medborgarna i samhället dessa effekter?
- Är det, utifrån en samhällsekonomisk analys, motiverat att av miljöskäl stödja ekologisk odling ekonomiskt?
- Med avseende på resultaten från denna studie och med de antagande som ligger bakom, vad kan man säga om effektiviteten i dagens politiken för främjande av ekologisk odling?

1.2 Metod

Rapporten bygger till stor del på litteraturstudier av svensk och europeisk forskning kring ekologisk odling och dess påverkan på miljön. Studien sammanställer en del av den forskning som finns om skillnaderna i miljöpåverkan på fem områden: övergödning, klimateffekter, påverkan på den biologiska mångfalden, oönskad spridning av gifter i jordbruksmarken (pesticider och kadmium) och förbrukning av ändliga resurser (fosfor).

Störst vikt har lagts vid resultat från svenska studier. Det ekologiska produktionssystemet skiljer sig inte markant åt mellan länderna inom EU. Alla medlemsländer som erhåller ett EU-finansierat stöd till ekologisk odling har accepterat förordning 2092/91 som fastlägger grundprinciperna för ekologisk odling. Dock kan de konventionella produktionssystemen skilja sig betydligt åt mellan länder. Detta beror på de naturgivna förutsättningarna och inriktningen på jordbruken, men också mycket på brukartraditionen i varje land och den jordbruks- och miljöpolitik som förs i respektive land. Gödsling och användningen av kemiska bekämpningsmedel är ofta mer intensiv i andra europeiska länder

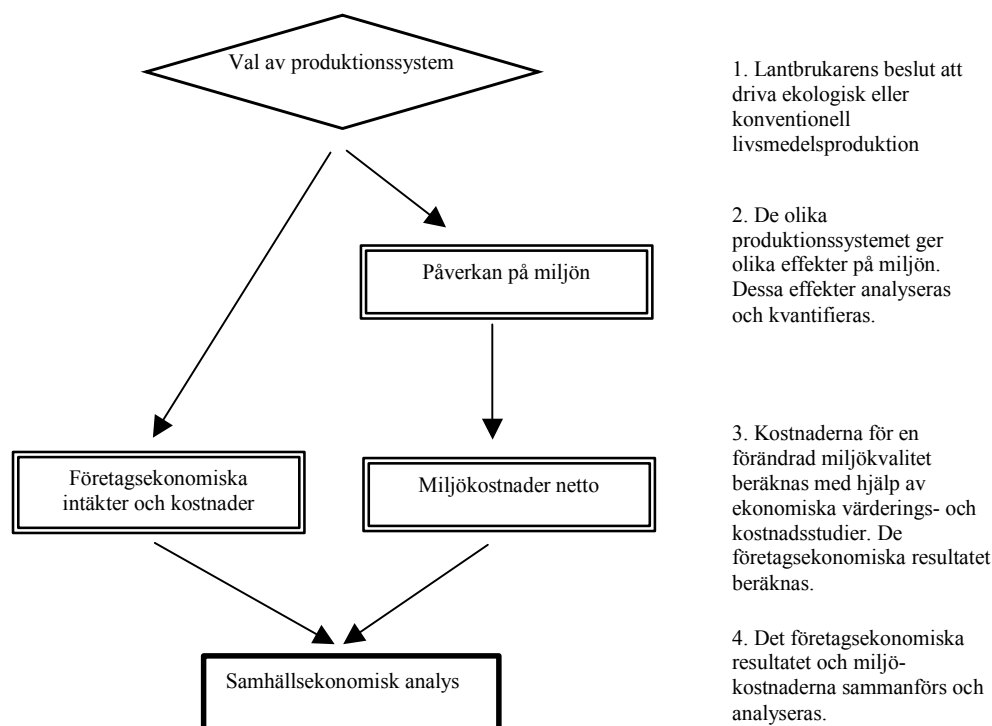
än i Sverige. Exempelvis är tillsatsen av kväve från handelsgödsel och stallgödsel mer än 3 gånger så hög i Belgien och Nederländerna som i Sverige (SCB, 2000a). Effekten på kväveläcket vid en övergång till en ekologisk drift blir naturligtvis större i dessa länder än i Sverige, och kräver också större förändringar av driften.

Skillnaderna i miljöpåverkan inom varje problemområde skiljer sig dock markant åt även i olika delar av Sverige. Effekterna vid en omställning till ekologisk odling avseende kväveläcket skiljer sig åt i norra och södra Sverige, och mellan slätt- och skogsbygd. Ekologisk och konventionell produktion i respektive region jämförs i studien med varandra för att undvika inflytande av faktorer som beror på de naturgeografiska förutsättningarna. Sverige indelas i 8 produktionsområden inom vilka de naturgeografiska förutsättningarna för jordbruk är någorlunda lika².

Syftet med denna studie är alltså att genomföra en samhällsekonomisk analys. Analysen skall ge en helhetsbild då totala kostnader och nyttor som en åtgärd ger upphov till inkluderas, i detta fall ekologisk odling. I den samhällsekonomiska analysen kompletteras den företagsekonomiska kalkylen med intäkter eller kostnader för samhället i form av miljöpåverkan. I figuren nedan visas schematiskt de olika stegen i den samhällsekonomiska analysen.

² Dessa 8 områden är Götalands slättbygder (Gss), Götalands mellanbygder (Gmb), Götalands norra slättbygder (Gns), Götalands skogsbygder (Gsk), Svealands slättbygder (Ss), Mellersta Sveriges skogsbygder (Msb), Nedre Norrland (Nn) och Övre Norrland (Ön).

Figur 1. Schematisk skiss över stegen i den samhällsekonomiska analysen



Många inverknings på miljön uppstår som bieffekter till livsmedelsproduktionen. Dock är det sällan som värdet av dessa miljöeffekter finns beaktade vid produktionsbeslut och därmed inkluderade i produktionskostnaden. För ekologiskt producerade livsmedel betalar dock konsumenterna ett merpris som, åtminstone delvis, får antas vara en betalning för en förväntat bättre miljö. Marknadspriset på livsmedel ger dock ingen bra vägledning för värdet eller kostnaden för miljöförändringar. Dels kan det vara svårt att särskilja betalningen för miljövärden från andra köpmotiv (t.ex. hälsa), dels kommer inte all betalningsvilja till uttryck på detta sätt eftersom risken finns att vissa konsumenter åker snålskjuts på andras miljöintresse. För att skatta värdet eller kostnaden för miljöpåverkan används i denna rapport i stället de studier som finns för upp-

skattning av värdet respektive kostnaden av de studerade miljöeffekterna var för sig. De refererade studierna bygger på traditionell ekonomisk teori där man försöker skatta människors betalningsvilja för att förbättra miljö kvaliteten ifråga eller förhindra en försämring. Andra studier nyttjar kostnadsuppskattningar för att åtgärda ett miljöproblem.

Effekterna på miljön av olika jordbrukssystem kan presenteras antingen relaterade till marken eller till produktionen, d.v.s. per kg mjölk, kött eller spannmål. Valet får stor betydelse då produktiviteten (avkastning per hektar eller per djur) skiljer sig mycket åt mellan de två produktionssystemen. Avkastningsskillnader på 20-30 % för spannmål är inte ovanligt (Databoken, 1996; Salomon, 2000). Om utgångspunkten är hur jordbruksmarken används är det naturligt att relatera effekterna till arealen. Då är det emellertid rimligt att involvera även annan markanvändning än livsmedelsproduktion. Om utgångspunkten är miljöeffekter av olika sätt att producera livsmedel är det naturliga att relatera effekterna till den producerade kvantiteten. Detta är utgångspunkten i denna studie. Effekterna på en given areal jordbruksmark har analyserats i andra liknande studier (se exempelvis; Stolze et al., 2000; Morris et al., 2001; Drake & Björklund, 2002). När man väljer att relatera effekterna till produkterna tas hänsyn till skillnader i produktiviteten mellan konventionell och ekologisk produktion. I denna studie är alltså ambitionen att analysera effekterna på miljön som uppstår vid produktion av en viss kvantitet livsmedel.

Effekter på miljön kan uppstå både på kort och på lång sikt, och givetvis är de långsiktiga svårare att upptäcka och analysera. Ambitionen är att kartlägga alla effekter av det ekologiska produktionssystemet, oavsett om dessa effekter uppstår nära i tiden eller längre fram.

Den samhällsekonomiska analysen och slutsatserna är mycket beroende på val av källor. När skillnader i miljöeffekter mellan de två produktionssystemen skall sammanställas finns det naturligtvis en mängd källor att välja bland och många gånger är slutsatserna tvetydiga. Därmed har författaren till dylika analyser en stor makt vid val av källor och sammanställning av resultaten. Vidare kan inte alla miljöeffekter av förklarliga skäl inkluderas i analysen och detta kan få stora konsekvenser

för resultatet. Beroende på vilka källor som används och vilka effekter som beaktas, kan resultaten vinklas. Författaren till denna studie är medveten om detta problem och har försökt att behandla uppgiften så objektiv som möjligt.

1.3 Avgränsning

I denna rapport studeras påverkan på miljön av ekologisk odling. Givetvis finns det andra samhällsekonomiska aspekter som kan vara relevanta att studera, såsom påverkan på rests substanser i livsmedel liksom socioekonomiska effekter med bland annat inverkan på arbetskraftsbehovet, tillfredsställelse med arbetsuppgiften och påverkan på samhällsstrukturen på landsbygden.

Hälsoaspekter och djuretiska effekter kan vara viktiga argument för konsumenter vid köp av ekologiska produkter. Ekologiska livsmedel förknippas av konsumenter med nyttiga livsmedel utan skadliga ämnen såsom kemiska substanser eller pesticidrester (Jørgensen, 2001). Vidare betonas djurvälståndet ofta i marknadsföring av ekologiska produkter. Ekologiska intresseföreningar såsom KRAV framhåller att ekologiskt hållna djur har ett värdigare liv där större hänsyn tas till djuromsorgen.

Ingen av ovannämnda effekter beaktas i denna studie. De politiska motiven till att stödja ekologisk odling grundar sig på miljöargumenten varför endast dessa analyseras i rapporten. Det främsta syftet med föreliggande studie är att relatera stödet till miljönyttan.

Analysen är partiell, eftersom endast miljöeffekter beaktas och eftersom endast vissa miljöeffekter kan värderas ekonomiskt. Det bör därför betonas att beräkningsresultaten bör tolkas och användas med hänsyn till dessa begränsningar och alltså inte tolkas som en total samhällsekonomisk bedömning av ekologisk produktion.

Flera effekter av livsmedelsproduktionen i Sverige inträffar i andra länder. För att förenkla analysen beaktas endast de effekter som uppkommer i Sverige, med undantag för klimatförändring. Detta är ett globalt

problem som, oavsett källan till utsläpp av växthusgaser, drabbar hela jorden. Att enbart beakta effekter som inträffar i Sverige kan ifrågasättas. Det är dock både vanligt och naturligt att i policysammanhang relatera åtgärder i Sverige till effekter som inträffar i landet. Det är rimligt att fråga sig hur mycket bättre miljö vi får i Sverige för våra skattemedel. Det valda tillvägagångssättet innebär vidare inte att någon av de två alternativ som jämförs i denna studie systematiskt gynnas eller missgynnas.

Beräkningsenheterna i analysen är produktionen av 1 kg mjölk och 1 kg spannmål. Effekterna på miljön av växtodling kan självklart tänkas skilja sig åt en del beroende på vad som produceras. Beroende på brist på data och för att undvika för mycket komplexitet i analysen beräknas miljöpåverkan av växtodlingen baserad på ett genomsnitt av alla spannmålssorter.

Syftet med en samhällsekonomisk analys är att studera totala nettonyttan av ekologisk odling. Många gånger är man intresserad av att finna den nivå, eller omfattning av ekologisk odling, som ger den största totala nettonyttan för samhället. Redskapet för att finna denna nivå är en marginalanalys, där kostnader och nyttor vid en förändring av omställningsgraden jämförs. Samhällets totala nettonytta maximeras där marginalnyttan är lika stor som marginalkostnaden. Även samhällets mål bygger på ett marginalresonemang – odlingen bör utgöra en viss andel av arealen och andelen bör öka med ett antal procentenheter under en viss tidsperiod.

Marginalnyttan och marginalkostnaden kan skilja sig avsevärt från respektive genomsnittsnivåer. Miljöeffekter blir troligtvis annorlunda om analysen bygger på fältförsök jämfört med en analys på gårdsnivå eller regional nivå. Vidare antas inom traditionell ekonomisk teori att betalningsviljan avtar med en ökad förekomst av varan. Ju mer det finns av en viss vara desto mindre är konsumenterna beredda att betala för att få ytterligare en enhet av varan. Dock saknas ofta data på marginella förändringar både vad gäller de naturvetenskapliga analyserna och de ekonomiska. Vanligtvis finns endast genomsnittdata varför den samhällsekonomiska analysen i denna studie bygger på genomsnittliga effekter

per 1 kg livsmedel. Det är mycket möjligt, och troligt, att resultaten skulle ha blivit annorlunda om det ingående datamaterialet hade rört marginala värden vid olika anslutningsnivåer.

Konsekvenserna för miljön beror vidare givetvis inte enbart av vilket jordbrukssystem som väljs. Faktorer som lantbrukarens kunskap och skicklighet, grad av intensitet, gårdstyp och grad av specialisering spelar en stor roll för miljöeffekterna (Stolze, et. al., 2000). I denna studie bortses från ovannämnda faktorer. Jämförelsen avser det vanligaste sättet att producera ekologiskt respektive konventionellt.

1.4 Rapportens uppläggning

Rapporten börjar med en beskrivning av ekologisk odling (kapitel 2). Här definieras vad som i föreliggande rapport menas med respektive produktionssystem samt ges en beskrivning av dagens och tidigare politiska insatser som syftar till att främja ekologisk produktion. Kapitel 3 innehåller en beskrivning av de miljöeffekter som analyseras i denna rapport. Kapitlet beskriver varför miljöpåverkan uppstår och skillnader mellan de två produktionssystemen. Nästkommande kapitel behandlar ekonomisk värdering av dessa miljöproblem (kapitel 4). Kapitlet börjar med en genomgång av befintliga metoder för att skatta icke prissatta varor (såsom miljöpåverkan). Endast de effekter där en skillnad mellan ekologisk och konventionell produktion kunnat påvisas, samt där dessa kan värderas, inkluderas. I kapitel 5 genomförs en känslighetsanalys där kostnaderna för miljöpåverkan varieras i syfte att kontrollera hur robusta resultaten är. Kapitel 6 innehåller den samhällsekonomiska analysen där den miljöekonomiska och företagsekonomiska analysen sammanförs. Kapitel 7 kopplar samman resultaten från studien med dagens politik för främjande av ekologisk produktion. Rapporten avslutas med diskussion och slutsatser.

2

Ekologiska och konventionella produktionssystem

2.1 Vad är ekologisk odling?

Ekologisk odling definieras som ett jordbrukssystem med syftet att främja en miljömässig, social och ekonomiskt acceptabel produktion av livsmedel (IFOAM, 2002). Produktionen bygger till stor del på en hög självförsörjningsgrad både inom växtodlingen och inom djurhållningen. Målsättningen med ekologisk odlingen sammanfattas i sju punkter nedan (Jordbruksverket, 1996).

- Att producera produkter av god kvalitet baserade på förnyelsebara resurser
- Att upprätthålla och öka den långsiktiga bördigheten i jorden
- Att bevara biodiversiteten inom produktionssystemet och dess omgivning
- Att skapa ett kretslopp där förlusterna av näringsämnen minimeras.
- Att skapa en sund balans mellan växtodling och djurhållning
- Att boskapsdjur skall ges en möjlighet att utöva sina naturliga beteenden
- Att minska alla former av utsläpp

Istället för att förlita sig på externa insatsmedel såsom handelsgödsel, kemikaliska bekämpningsmedel och förebyggande medicinering söker den ekologiske lantbrukaren efter långsiktiga lösningar för att upprätthålla markernas bördighet, en god djurhälsa, undvika sjukdomar och ogräs.

Den grundläggande principen är att anpassa produktionen på gården till dess rådande förutsättningar så att en hög grad av självförsörjning uppfylls. En allsidig växtföljd blir därmed mycket viktig inom den ekologis-

ka odlingen. Genom en allsidig växtföljd undviker man många sjukdomar och håller ogräsen borta. Markens bördighet upprätthålls genom lämpligt växelbruk, odling av baljväxter och nedplöjning av organiskt material från, i möjligaste mån, det egna jordbruksföretaget. Vall med baljväxter och gräs är grundläggande för den ekologiska odlingen. Baljväxternas förmåga att binda kväve från luften är avgörande för en god växtnäringsbalans och dessutom utgör gräsvallen det viktigaste fodret i ekologisk djurhållning. Som jordförbättrande medel används organisk gödsel såsom stallgödsel eller grüngödslingsgröda (blandning av baljväxter och gräs). Kemiska bekämpningsmedel och löslig handelsgödsel används inte alls utan ersätts med andra metoder. Skadedjur, ogräs och sjukdomar skall motverkas med exempelvis mekanisk bearbetning, val av lämpliga arter och lämpligt växelbruk.

Djurhållningen har en stor betydelse för att skapa ett uthålligt jordbruk på lång sikt genom produktionen av stallgödsel. En ekologisk gård bör på sikt inte ha fler djur än vad gården kan försörja genom foderproduktionen (Jordbruksverket, 1996). Inom det ekologiska lantbruket gäller inte enbart principer av miljömässiga skäl utan vikt läggs även vid djuretiska aspekter på livsmedelsproduktionen. Djurens hälsa, livsmiljöer, fortplantningsförmåga och beteenden är viktiga aspekter inom den ekologiska djurhållningen. Djurens trivsel och miljö skall lägga grunden för djurhälsan med krav på utevistelse, god stallmiljö och möjligheter till utlopp för naturliga beteenden (Jordbruksverket, 1996). Djurens immunförsvar skall stärkas och därigenom minska behovet av medicinering. Problem med parasiter skall undvikas genom att t.ex. utnyttja sambete med flera djurslag, ha en låg djurtäthet och en god beteshygien. Risken för smittspridning kan också undvikas genom att förhindra att djur flyttas mellan gårdar.

Det finns många benämningar på ekologisk odling såsom alternativodling, biodynamisk odling, organisk-biologisk odling och naturenlig odling. Gemensamt för dessa är att de eftersträvar av hög självförsörjning i lantbruket och minimering eller reducering av kemiska preparat i livsmedelsproduktionen. I denna studie definieras ett lantbruk som ekologiskt om det kvalificerar för ersättning enligt det svenska miljöstödsprogrammet. För att erhålla ersättning därigenom ställs krav på bland annat

växtodlingsmetoder och djurhållningen i enlighet med principerna ovan. Dessa föreskrifter följer EU:s regler om ekologisk odling enligt förordningen nr 2092/91 och följer i princip de regler som antagits av IFOAM (internationella samarbetsorganet inom ekologisk produktion, se avsnitt 2.5.2).

2.2 Vad är konventionell odling?

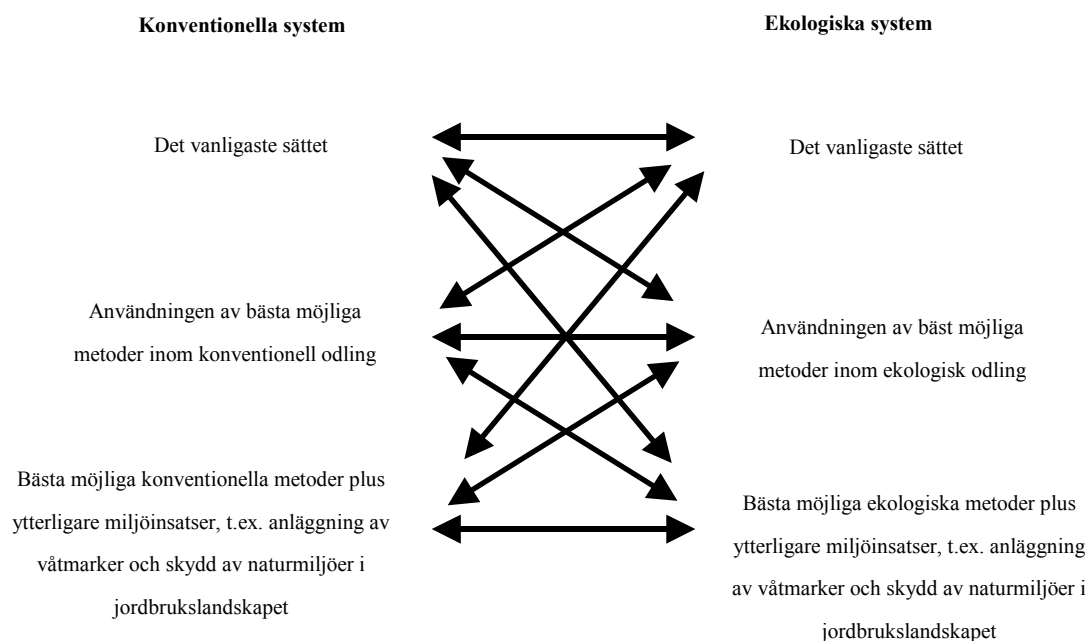
Ett konventionellt jordbruk definieras i denna studie som ett lantbruk som inte berättigar till ersättning för ekologisk produktion. Naturligtvis är detta spektrum av konventionella lantbruksföretag mycket stort ifråga om intensitet och miljöpåverkan, mycket beroende på de naturgeografiska förutsättningar men också beroende på lantbrukarens egen företagsideologi. I denna analys är utgångspunkten ett genomsnittligt konventionellt jordbruk, där lantbruket kan anses vara representativt för det studerade området.

Det är rimligt att jämföra ett ekologiskt lantbruk med just ett konventionellt sådant då detta är det gängse produktionssystemet. Andra former av jordbrukssystem eller ideologier finns givetvis också såsom integrerad jordbruksproduktion (IP). Detta är en jordbruksform där man kombinerar delar av de ekologiska produktionsprinciperna med konventionell odling. En grundläggande princip inom IP-odlingen är regelbunden kontroll och analys av odlingen och om behov uppstår används i huvudsak biologiska metoder. Naturliga bekämpningsmedel prioriteras mot skadedjur och ogräs, och endast då dessa inte räcker till kan komplettering med kemiska preparat tillåtas.

Klassificeringen av ett konventionellt och ett ekologiskt jordbruk är inte alltid helt given. Inom varje typ av produktionssystem ryms stora variationer där graden av "miljövänlighet" är långt ifrån självklar. Skillnaden mellan två konventionella jordbruk kan många gånger vara större än skillnaden mellan ett ekologiskt och ett konventionellt system ifråga om brukningsmetoder, djurhållningssystem och markanvändning. Båda produktionssystemen utvecklas ständigt utifrån ny kunskap om t.ex. miljöeffekter och teknikutvecklingen.

Frågan om vilken typ av konventionellt och ekologiskt lantbruk som skall jämföras bör alltså utredas innan en jämförelse görs. I Stolze, et al. (2000) utpekas tre kategorier av brukare inom konventionell respektive ekologiskt lantbruk som skiljer sig åt i fråga om effekter på miljö- och resursanvändningen. Dessa tre typer finns sammanfattade i figuren nedan.

Figur 2. Analyskombinationer av jordbrukssystem



Källa: från Stolze et al. (2000), s. 4

Jämförelser kan göras över alla nio kombinationer av de ovanstående typerna enligt pilarna i figuren. Dock blir en jämförelse, utifrån problemansatsen i denna rapport, endast meningsfull om jämförelser görs enligt de horisontella pilarna. Den statistik som finns tillgänglig representerar vanligtvis den gängse metoden och då syftet med denna rapport är att jämföra två system såsom de vanligtvis praktiseras, är en jämförelse enligt den översta pilen i figuren den mest relevanta. Emellertid

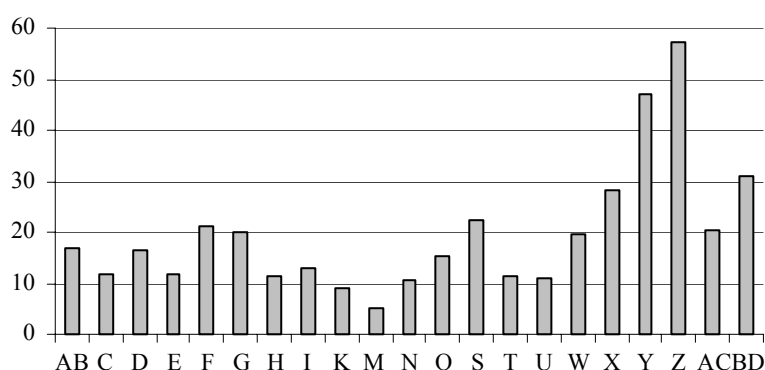
kan även andra analyskombinationer vara väsentliga vid andra problemansatser. Om exempelvis syftet är att maximera miljönyttan givet en viss budget skall alla kombinationer analyseras, även vertikala kombinationer.

2.3 Den ekologiska odlingens omfattning

Den ekologiska rörelsen började växa fram redan på 1920-talet genom österrikaren Rudolf Steiner. Han inspirerade många av sina följeslagare med sin vision om ett jordbruk som förlitar sig mer på de naturliga krafterna och processerna än på externa kemiska preparat. Steiner är grundaren av den antroposofiska rörelsen och det biodynamiska livsmedelskonceptet.

Idag utgör de ekologiska lantbruken i Sverige nästan 15 % (drygt 380 000 hektar; 2001 års siffror) av den totala åkerarealen (Kommunförbundet, 2002). De regionala skillnaderna är stora där hela 57 % av åkerarealen är ekologiskt odlad i Jämtland medan bara 5 % i Skåne. Diagrammet nedan visar de regionala skillnaderna där det tydligt framgår att den ekologiska produktionsformen utgör en mycket större andel av åkerarealen i de nordligaste länen.

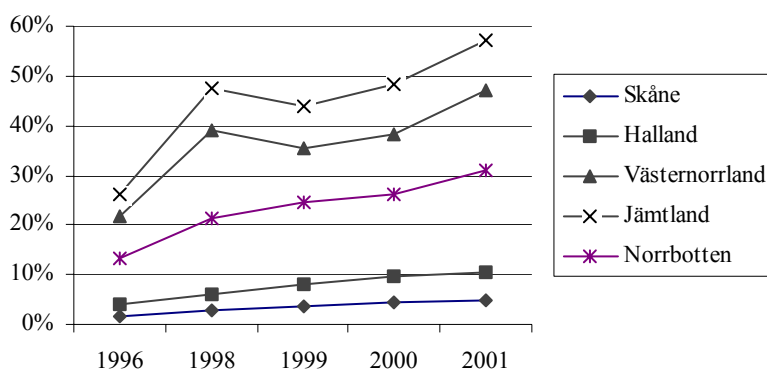
Figur 3. Procent av åkermarken med miljöstöd för ekologisk odling för år 2001, länsvis.



Källa: Kommunförbundet, 2002

Omfattningen av den ekologiska odlingen i Sverige har vuxit alltsedan statistik började föras på området. År 1989 när det första stödet till ekologisk odling infördes, anslöts ca 44 000 ha (Jordbruksverket, 1994). På drygt 10 år har arealen ökat till drygt 380 000 ha idag, vilket innebär en nära nog niodubbling av arealen. Figuren nedan visar utvecklingen av ekologisk areal mellan 1996 och 2001 för några län.

Figur 4. Areal med miljöstöd för ekologisk odling i procent av totala åkerarealen 1996-2000.



Not: uppgifter för 1997 saknas.

Källa: Kommunförbundet, 2002.

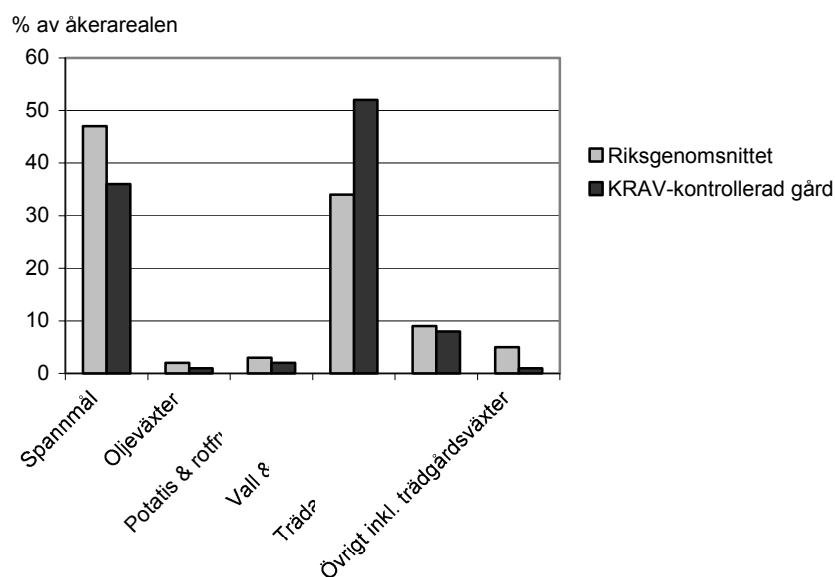
Alla fem länen i figuren ovan har mer än fördubblat sin areal av ekologisk odling. I Skåne har arealen till och med mer än tredubblats (från 1,6 % till 5,0 % av arealen). Dock illustrerar figuren återigen det svaga intresset i södra Sverige för ekologisk produktion.

Den största intresseföreningen för ekologisk produktion, KRAV (Kontrollföreningen för Alternativ Odling) kontrollerade ca 137 000 ha ekologisk areal under år 2000, vilket motsvarar 40 % av den totala arealen som får stöd för ekologisk odling (Jordbruksstatistisk årsbok, 2001). Detaljerad statistik över ekologiska arealer insamlas av KRAV. Detta gäller exempelvis arealfördelning, gårdsstorlek och djurinnehav. Statistiken visar dock enbart de arealer som kontrolleras av KRAV (40 % av arealen). Vad

de resterande 60 % av arealen används till finns ingen statistik över. Anslutningen till KRAV är speciellt låg i de nordligaste länen (Västernorrland, Västerbotten och Norrbotten). Anslutningen ligger runt blygsamma 10-13 % av den ekologiska arealen. Högst anslutning till KRAV finns i Uppsala och Västmanlands län med nära 70 % av arealen kontrollerad av KRAV (Kommunförbundet, 2002; KRAV, 2000).

Den ekologiskt odlade arealen utgörs till stor del av slåttervall. Så mycket som 52 % av den KRAV-kontrollerade arealen utgörs av slåttervall (KRAV, 2000), medan slåttervallen utgjorde 34 % av åkerarealen för riksgenomsnittet, d.v.s. i stort sett de konventionella jordbruken (95 % av totala åkerarealen är inte KRAV-kontrollerad).

Figur 5. Åkerarealens användning år 2000 för KRAV-kontrollerad areal och riksgenomsnittet.



Källa: Jordbruksstatistisk årsbok, 2001 och KRAV, 2000.

Den regionala variationen av grödfördelningen är givetvis stor inom landet. I Jämtlands län utgör hela 80 % av den KRAV-kontrollerade area-

len vall och bara 16 % är spannmål (KRAV, 2000). I Västra Götaland är hela 39 % av den KRAV-kontrollerade arealen spannmål och 47 % vall.

En KRAV-kontrollerad gård är i regel större än den genomsnittliga gården i Sverige. Genomsnittsarealen exklusive permanenta beten är 54 hektar (KRAV, 2000), medan motsvarande för samtliga gårdar är 35 hektar (Jordbruksstatistisk årsbok, 2001). Av de KRAV-kontrollerade lantbrukarna har ca 50 % djur och mjölkproduktionen är den dominerande inriktningen (Pelle Fredriksson, KRAV, pers. meddelande). År 2001 fanns det 1585 KRAV-godkända producenter med djur, vilket motsvarade 5 %³ av totala antalet företag med husdjursinriktning i Sverige (Jordbruksstatistisk årsbok, 2000). De flesta producenterna (25 %) med KRAV-godkänd djurhållning fanns i Västra Götalands län.

2.4 Politiska insatser

2.4.1 Tidigare politiska insatser för att främja ekologisk produktion

Redan 1989 infördes ett stöd till ekologisk odling. Ett av skälen till att stödja denna typ av jordbruksproduktion var att en odling utan tillsatser av kemikalier ansågs vara främjande för miljön, eller i alla fall mindre skadlig (Vail et al, 1994). 1988 var den ekologiska arealen ca 12 000 hektar och året därpå, när stödet hade införts, anslöts hela 44 000 hektar (Jordbruksverket, 1994). Ett miljömål fastslogs i samband med livsmedelspolitiska beslutet 1989 och står fast trots EU-medlemskapet:

”Ett av syftena med reformen är att få en bättre miljö, ett mer varierat odlingslandskap, en ökad genetisk mångfald och ett bevarande av landskapets kulturvärden. Miljömålet i den nya livsmedelspolitiken är att slå vakt om ett rikt och varierat odlingslandskap och att minimera jordbrukets miljöbelastning på grund av växtnäringsläckage och användning av bekämpningsmedel.” (Regeringens prop. 1989/90:146, s. 102).

1994 beslutade riksdagen att 10 % (ca 300 000 ha) av Sveriges odlade areal skall vara ekologiskt odlad till år 2000. Då Sverige blev medlem i den

³ Avser antal husdjursföretag och blandade jordbruk med huvudsakligen husdjursskötsel 1999

europiska unionen den 1 januari 1995 ersattes den nationella jordbrukspolitiken av den gemensamma jordbrukspolitiken, CAP. Ett stödprogram för ekologisk odling introducerades 1995 och ersatte det tidigare ersättningsprogrammet från 1989. Den ekologiska odlingen ansågs nu vara en viktig del i den pågående "utvecklingen mot en mer ekologiskt hållbar och miljövänlig livsmedelsproduktion" (Jordbruksdepartementet, 1999). Ersättning utbetalades till lantbrukare i hela landet under en femårsperiod men med olika ersättningsnivåer beroende på geografiska områden. I de jordbruksintensiva områdena i södra och mellersta Sverige var ersättningen 1 600 kr/ha och i resten av landet 900 kr/ha. Motivet till skillnaden i ersättningsnivåerna var att den beräknade inkomstförlusten för att lägga om till ekologisk odling är större på en gård med mer intensiv jordbruksproduktion.

Tabell 1. Anslutning till stödet för ekologisk odling 1996-2000.

	1996	1997	1998	1999	2000
Hektar ekologisk odling	162 000	196 000	250 000	307 000	343 000
Andel av totala åkermarken	5,7 %		9,5 %	11,2 %	12,7 %
Kostnader (miljoner kr)	180	236	290	352	395

Källa: Jordbruksstatistisk årsbok, 2001

Av tabellen ovan framgår att den politiska målsättningen om 10 % av åkermarken i ekologisk produktion uppnåddes redan 1999. Kostnaderna för stödatgårderna ökade med ca 120 % och arealen med 115 % mellan åren 1996 och 2000.

Det svenska ersättningsprogrammet till ekologisk odling som infördes 1995 är delfinansierat till 50 % av EU. Programmet har också godkänts av EU och följer de minimikrav om ekologisk produktion som EU-förordningen 2092/91 har fastlagt. Alla medlemsnationer i EU följer samma grundprinciper för ekologisk odling. Dock kan nationella variationer i tillämpningarna av dessa förekomma.

2.4.2 Nuvarande politik för ekologisk odling

När de fem första åren i miljöstödsprogrammet för ekologisk odling närmade sig sitt slut höjdes målsättning till 20 % av den totala åkermark-

ken till år 2005 (motsvarar ca 540 000 hektar). Dessutom skall 10 % av mjölk- och slaktdjuren från nötkreatur och lamm vara uppfödda enligt ekologiska principer. Den ekologiska produktionen "... anses vara, från en samhällelig utgångspunkt, bl. a. ett medel i arbetet med att nå vissa av de nationella miljömålen och ett steg mot en uthållig utveckling av jordbrukssektorn". (Skr. 1999/2000:14).

Stödet till ekologiska produktionsformer ingår numera i det nya miljö- och landsbygdsprogrammet för perioden 2000-2006 enligt förordning (EG) nr 1257/99. Kostnaderna för detta program uppgår till totalt 21 900 miljoner kr varav 45 % är finansierat via EU-budgeten. Programmet innehåller två delar, dels åtgärder för att främja ett ekologiskt hållbart jordbruk, dels åtgärder syftande till en ekonomisk och social utveckling av landsbygden. Merparten av medlen (93 %) har allokerats till det första insatsområdet. Flertalet av åtgärderna från förra miljöersättningsprogrammet kommer att fortsätta i det nya programmet.

Under 2001 uppgick kostnaden för stöd till ekologiska produktionsformer 463 miljoner kr, vilket är ca 20 % av kostnaden för de nya miljöersättningsåtgärderna inom landsbygdsprogrammet. I tabellen nedan framgår vad några av miljöersättningsåtgärderna inom landsbygdsprogrammet kostar.

Tabell 2. Uppskattade kostnader för de flesta av miljöersättningsåtgärderna inom miljö- och landsbygdsprogrammet år 2001

	Miljoner kr	Måluppfyllelse, %
Betesmarker och slätterängar	612,1	93
Natur- och kulturmiljöer	150,0	74
Öppet och varierat odlingslandskap	505,2	99
Ekologiska produktionsformer	463,0	68
Skyddszoner	19,2	108
Minskat kväveläckage	141,2	283

Källa: Jordbruksverket, 2001a

En del ändringar av stödet till ekologiska produktionsformer har genomförts till denna period. Stödet utgår numera med differentierade ersättningsnivåer beroende på valet av grödor och är inte geografiskt differentierade som tidigare. Ersättningen har också höjts jämfört med den

tidigare femårsperioden. Ersättning lämnas för odling av grödor för livsmedel, foder och utsädesproduktion.

Tabell 3. Stödbelopp till ekologisk odling

Vall och grönfoder	500 kr/ha
Spannmål och proteingrödor	1 300 kr/ha
Oljeväxter, potatis och övriga grödor	2 200 kr/ha
Grönsaker	5 000 kr/ha
Frukt och bär	7 500 kr/ha

Källa: 1. Jordbruksverket, 2001a;

Ersättning för ekologisk djurhållning baseras på antalet djurenheter där en djurenhet kvalificerar för 1 700 kr/ha extra till slåttervall, betesvall och grönfodergrödor.

Anslutningen till stöd för ekologisk odling fortsätter att öka. Efter ett år i den nya stödperioden omfattades ca 15 % (drygt 380 000 hektar) av den totala åkerarealen i Sverige av ekologisk odling (inkluderar både arealer i det gamla stödprogrammet och det nya programmet). Även anslutningen till ekologisk djurhållning har varit god under det första året i den nya stödformen. Samtliga djurslag har ökat i omfattning men mest har nötkreaturen ökat med nästan en fördubbling. De ekologiskt hållna nötkreaturen utgör ca 10 % av de totala nötkreaturen i Sverige och antalet får hela 21 % (Jordbruksverket, 2001a). Den ekologiska svinproduktionen utgör dock mindre än 1 % av totala antalet sugor.

Detta nya stödprogram till ekologisk odling beräknas kosta drygt 670 miljoner kronor per år om målen uppfylls. Det är ca 70 % högre kostnader än för det gamla programmet år 2000. Det bör dock påpekas att denna höga kostnad gäller då 20 % av arealen är ekologiskt odlad och 10 % av vissa djurslag är uppfödda enligt ekologiskt principer. År 2000 omfattade ekologisk odling ca 13 % av åkerarealen år 2000.

2.4.3 Kostnader och verksamheter i statlig regi

Staten satsar stora resurser på att ställa om en del av jordbruket till ekologisk produktion. Utöver kostnaderna för stödet fördelas pengar till forskning, rådgivning, information, marknadsstödjande åtgärder och försöksverksamheter. Den största posten är stödutbetalningarna som har

ökat med nära 160 % sedan 1996. Arealen ekologisk mark har under samma tid ökat med 135 %.

Tabell 4. Statsfinansiella kostnader för ekologisk odling; beviljade medel, milj. kr.

	1997	1998	1999	2000	2001
Stödutbetalning	236 ¹	290 ¹	352 ¹	395 ¹	463 ¹
Utbildn., info. & rådgivn.	35,2 ²	35,2 ²	43,2 ³	36,2 ³	34,2 ³ (beviljat)
Forskning	15 ³	15 ³	15 ³	15 ³	23 ³
Försöksverksamhet	12,5 ²	13,2 ²	12,8 ³	14,1 ³	12,2 ³
Konsument- och marknadsinformation	2 ³	2 ³	1,8 ³	1,8 ³	6,8 ³
Summa	300,7	355,4	424,8	462,1	539,2

1. Jordbruksstatistisk årsbok, 2001; 2. Jordbruksstatistisk årsbok, 1999, 3. Jordbruksverket, 2001b

2.5 Organisationer och föreningar för ekologisk odling

I Sverige finns en förening som kontrollerar och organiserar de ekologiska lantbruken, KRAV. På en internationell nivå finns IFOAM, som är en paraplyorganisation för lantbrukar-, forskar- och kontrollorganisationer.

2.5.1 KRAV

KRAV (Kontrollföreningen för Alternativ Odling) bildades 1985 med syfte att tillhandahålla en trovärdig märkning av ekologiska produkter och de insatsmedel som används för produktion av dessa livsmedel (KRAV, 2002). Föreningen fastställer krav för ekologisk produktion, kontrollerar att dessa efterlevs och medverkar till att främja den ekologiska produktionen. Lantbruk kan frivilligt ansluta sig till KRAV, mot en avgift, och får då tillåtelse att marknadsföra sina produkter som KRAV-godkända. År 2001 var 3330 lantbruk anslutna till KRAV, omfattande nästan 140 000 ha (KRAV, 2002). Hela 60 % av de ekologiska lantbruken väljer att inte ansluta sig till KRAV och kan därmed inte sälja sina produkter som ekologiska.

Reglerna för att kvalificera för miljöstöd för ekologisk odling och de regler som KRAV fastställer skiljer sig något. KRAV:s regler uppfyller villkoren för miljöstödsersättning men är i vissa fall strängare än dessa.

Bland annat omfattar KRAV även regler för natur- och kulturskydd. Vidare är det allmänna intrycket på en gård viktigt för att klassificeras som KRAV-godkänd. Dessutom ställs det större krav på ekologiskt foder till djur.

2.5.2 IFOAM

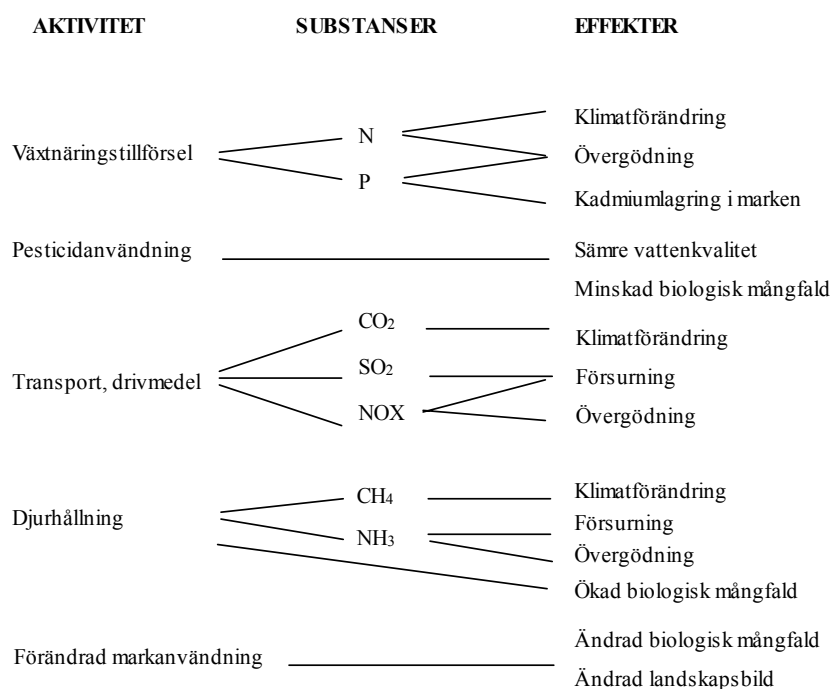
IFOAM (International Federation of Organic Agricultural Movement) bildades 1972 med syfte att främja den ekologiska odlingen. Organisationen samordnar runt 750 nationella ekologiska rörelser i mer än 100 länder. IFOAM upprättar gemensamma grundläggande principer för ekologisk odling för de anslutna föreningarna. Dessa utgör ett ramverk inom vilket de nationella organen kan formulera sina krav och regler, utifrån de nationella eller lokala förutsättningarna. I Sverige är KRAV en aktiv medlem i IFOAM. De principer som EU har fastlagt för ekologisk djurhållning (inom förordning 2092/91) följer IFOAMs grundläggande riktlinjer.

3

Beskrivning av miljöeffekter

Produktionen av livsmedel påverkar självklart sin omgivning på ett genomgripande sätt och att analysera alla dessa effekter är näst intill omöjligt. Figuren nedan visar en schematisk bild över aktiviteter inom jordbruket som ger upphov till olika miljöeffekter.

Figur 6. Jordbruksaktiviteter och effekter på miljön



I denna analys har vi valt att inkludera effekter utifrån tre kriterier;

- Där jordbruket står för en betydande del av effekten.
- Där effekten bedöms som betydelsefull, dvs. allvarlig (vid negativ effekt) eller angelägen (vid positiv effekt).

- Där effekter påverkar i första hand tredje part.

Om en miljöeffekt bedöms som mindre betydelsefull och om jordbruket bär en liten del av ansvaret kommer denna inte att beaktas i analysen. Klimatpåverkan där jordbrukets andel är liten men effekten är allvarligt ingår dock i analysen. De effekter som behandlas i denna rapport är s.k. externa effekter som uppkommer av jordbruksdrift (se avsnitt 7.1). Effekter som inte är externa utan i första hand drabbar lantbrukaren, till exempel genom lägre avkastning eller svårare jordbearbetning kommer inte att beaktas här. Dessa effekter får istället sitt genomslag i företags-ekonomiska kalkyler och i marknadspriset. På lång sikt och i ett övergripande perspektiv kan visserligen exempelvis försämrade markkvalitet (mullhalt, biologisk aktivitet och markstruktur) betraktas som en extern effekt. Denna typ av effekt betraktas dock inte som extern här, eftersom brukaren har ett eget intresse av att undvika effekten. I tabellen nedan listas de miljöeffekter som jordbruket ger upphov till och bedömningen av dessa.

Tabell 5. Bedömning av jordbrukets miljöeffekter

Miljöeffekt	Jordbrukets andel	Bedömning	Effekt på tredje part	Beaktas i studien
Eutrofiering			Ja	
-N	50% ¹	Allvarligt		x
-P	35% ¹	Mindre allvarligt		
NH ₃	90% ²	Allvarligt		x
Oönskad pesticidespridning	20% ²	Potentiellt allvarligt	Ja	x
Förändr. Biologisk mångfald	100%	Allvarligt el. angeläget	Ja	x
Kadmium i åkermark	Knappt 30% ²	Allvarligt på sikt	Ja	x
Markförsurning			Ja	
-NH ₃	90% ²	Allvarligt		
-NO _x	7% ¹	Mindre allvarligt		
-SO ₂		Mindre allvarligt		
Klimatpåverkan	Drygt 12% ¹	Allvarligt	Ja	
-CO ₂	2%			x
-CH ₄	4%			x
- N ₂ O	7%			x
Markstrukturen	100%	Allvarligt på sikt	Nej	
Uttag av lagerresurser P		Allvarligt	Ja	x

Källor: 1. Jordbruksstatistisk årsbok, 2001; .2. SCB, 2000a

Eutrofiering (övergödning) av omkringliggande hav som orsakas av läckage av kväve (N) och fosfor (P) ses som ett allvarligt problem. Dock är övergödningseffekten av fosfor liten i relation till kväveläckagets och därför kommer användningen av fosfor att beaktas som problematisk endast p.g.a. att fosfor är en ändlig resurs. Fosfor som används inom jordbruket är en ändlig resurs som bryts i gruvor. Användningen idag medför således konsekvenser för kommande generationer.

Ämnet ammoniak (NH₃) har både en försurande och övergödande effekt. I denna studie betraktas ammoniakavgången som övergödande. Markförsurning betraktas allmänt som ett allvarligt problem. Dock är jordbrukets andel av försurningen genom utsläpp av kväveoxider och svaveldioxid marginell i jämförelse med exempelvis massaindustrin eller trafiken.

Markstrukturen och markorganismer är avgörande för skörderesultatet och påverkas av grödvalet, växtföljden och bearbetningsmetoder. Dock är detta effekter som på sikt är kännbara för lantbrukaren då marken ingår som en insatsvara i livsmedelsproduktionen. Förändringar i markstrukturen och markorganismer påverkar därför i första hand lantbrukaren själv genom förändrad avkastning från marken. Därmed borde det ligga i lantbrukarens eget intresse att sörja för bevarandet av markens bördighet. Mullhaltsförändringar sker emellertid mycket långsamt och de ackumulerade effekterna blir, om ingen hänsyn tas, kännbara först för framtida generationer. Det är troligt att samhället har en annan värdering dvs. anlägger ett längre tidsperspektiv på dessa effekter än en enskild lantbrukare. I denna analys bortses dock från denna eventuella skillnad. Effekter på markstrukturer och markorganismer inkluderas således inte utan antas vara beaktade av den enskilde producentens handlande.

Sex huvudområden har valts med användning av de tre kriterierna inom vilka jordbrukets miljöpåverkan studeras. Det första är *eutrofiering* (övergödning) som orsakas av växtnäringstillförsel och djurhållning. Det andra området är påverkan på den *biologiska mångfalden* och landskapsbilden som orsakas av förändrad markanvändning och användning av insatsmedel. Det tredje området är *klimatpåverkan* som orsakas av transporter och maskindrift i jordbruket, tillverkning av insatsvaror, metangaser från djurhållning och läckage av dikväveoxider. Det fjärde och femte området behandlar spridning av gifter i miljön som orsakas av *kadmiumansamling* och *pesticidanvändning*. Det sjätte området berör uttag av ändliga resurser såsom *fosfor*. Kapitlet innehåller en beskrivning om varför effekterna uppstår, vilka problem som dessa medför och skillnader mellan konventionell och ekologiskt lantbruk avseende miljöeffekterna.

3.1 Sammanfattning av jordbrukets miljöpåverkan

Nedan följer en enkel beskrivning av de miljöfaktorer som beaktas i denna studie och på vilket sätt de påverkas.

Eutrofiering, eller övergödning, är ett miljöproblem orsakat av framför allt jordbruket. Åkermarken gödslas med kväve för att öka skörden, men

det överskott av kväve som inte grödan kan ta upp läcker i grundvatten. När kvävehalten ökar i omkringliggande hav stimuleras produktionen av alger. När dessa dör och bryts ned förbrukas stora mängder av syre, vilket resulterar i syrefattiga havsbottnar. Många marina djur och växter slås därmed ut.

Biologisk mångfald är ett begrepp som innefattar en mångfald av djur och växter, både på art- och individnivå, men också en mångfald av biotoper. I odlingslandskapet finns, förutom kulturväxter, en vild flora och fauna som har utvecklats parallellt med jordbruket under 100-tals år. Dessa arter är för sin överlevnad beroende av en viss typ av odlingslandskap. Vid förändrade metoder i jordbruket eller förändrad markanvändning förändras levnadsförutsättningarna för den vilda floran och faunan. Ett intensivt jordbruk där odlingshinder tas bort och stora mängder kemikalier används hotar många av dessa arter.

Klimateffekten kallas den uppvärmning som sker på jorden till följd av ökade halter av vissa s.k. växthusgaser. Gaserna har en förmåga att släppa igenom solljus i atmosfären men hindrar värmestrålning från jorden att passera, precis som glasrutorna i ett växthus. Effekten kan, om inget görs, bli en temperaturhöjning med drastiska följder. Hetta, torka och svält hotar drabba befolkningen runt ekvatorn, medan andra låglänta områden hotas av översvämning. Inom jordbruket är det främst utsläpp av koldioxid, metan och dikväveoxid som tillhör detta problemområde. Genom förbränning av fossila bränslen genereras koldioxid och metangas avges vid främst nötkreaturens idissling. Dikväveoxid är den av klimatgaserna från jordbruket som har störst betydelse (LRF, 2001) och bildas i marken då kväve omsätts.

Jordbrukets användning av *pesticider* kan leda till ökade koncentrationer av skadliga ämnen i mark, luft och vatten (LRF, 2001). Detta kan få negativa effekter på floran och faunan i och omkring åkermarken.

För att öka avkastningen fosforgödslas grödorna, ofta med gruvfosfor. Fosfor från gruvor innehåller dock en förorening av tungmetallen *kadmium*, som är giftigt för alla levande organismer. Vid fosforgödsling lagras

kadmium i åkermarken och kan på sikt göra marken otjänlig för livsmedelsproduktion.

Fosfor som bryts i gruvor är en ändlig resurs. Uttaget av fosfor idag påverkar därmed försörjningsförmågan för framtida generationer. I ett jordbruk som är uthålligt på sikt måste fosfor användas effektivt och förlusterna minimeras.

3.2 Eutrofiering

Kvaliteten på grund- och ytvatten har en hög prioritet i miljösammanhang då föroreningar kan medföra allvarliga risker för människor och djur, men också skapa svåra och kanske oöverskådliga effekter på de akvatiska ekosystemen. Höga halter av kväve i havsvattnet är den största orsaken till eutrofiering (övergödning) längs våra kuster och kan i vissa fall orsaka bottendöd. Vid höga halter av kväve ökar produktionen av biomassa och alger, framförallt vid ytan. Detta minskar ljusinsläppet vilket i kombination med en ökad syreförbrukning vid nedbrytning av biomassan leder till syrebrist vid havsbotten och ersätts av svavelväte, som är giftigt för allt högre liv. Många växter och djur i haven slås därmed ut genom kvävning och havsbotten dör.

Skadan av läckage från åkermark beror på en mängd faktorer såsom avstånd till kusten och den befintliga halten av kväve i kustvattnet. Bottenviken och Bottenhavet kan faktiskt förväntas gynnas av ökad eutrofiering medan Östersjön och västkusten drabbas hårt av ökade halter av kväve (Lundström, 1997).

3.2.1 Kväveläckage

En av de mest allvarliga negativa externa effekterna orsakade av jordbruket är läckaget av kväve till havs- och kustområdena (Jordbruksdepartementet, 1999). Jordbruket beräknas stå för knappt hälften av kväveutsläppen orsakade av mänsklig aktivitet som når havsområdena. Risken för läckage ökar om det finns ett överskott av kväve i marken i förhållande till vad växterna kan ta upp. All mark, både odlad och icke odlad mark läcker kväve, men i olika omfattning. Obevuxen mark efter skörd läcker betydligt mer än bevuxen mark (t.ex. Aronsson, 2000). Kväve läcker då vatten rör sig genom marken till täckdikessystem eller till

grundvattnet och "tvättar ut" lättlösliga nitratjoner. Kvävet i marken kan komma från nedbrytning av markens organiska material, stall- eller handelsgödsel eller från kvävefixering av baljväxter. Läckaget från marken styrs av faktorer som jordart, nederbörd och temperaturer. Lätta sandjordar läcker mer än lerjordar och läckaget är mindre längre norrut i landet. Vid kallare klimat avstannar mikroorganismernas processer i marken och utlakningen av kväve begränsas.

Ökningen av kvävehalterna i utlakningsvatten från åkermark är till stor del en återspeglning av produktionsökningen som skett inom jordbruket de senaste 40 åren. Produktionsökningen har huvudsakligen skett genom 1) en ökad användning av handelsgödsel; 2) en ökad koncentration av djur; 3) specialisering och 4) minskad vallareal (Torstensson et al., 2000). Ny markanvändning och nya bruksmetoder ligger alltså bakom produktionsökningen.

Sverige kan indelas i 6 avrinningsregioner enligt tabellen nedan. Här visas beräkningar på skillnader mellan tillförsel och bortförsel av kväve, d.v.s. överskottet. Det framgår att läckaget är störst i Öresund och Östersjöns avrinningsregioner, d.v.s. södra och sydöstra Götaland. Här är klimatet mildt med våta och varma vintrar vilket ökar utlakningsrisken. Vidare visar tabellen det antropogena⁴ läckaget av kväve till omkringliggande havsbassänger, efter avdrag för retention.

⁴ Antropogen = av människan orsakade

Tabell 6. Kvävebalanser i åkermark 1997 och läckage av kväve till avrinningsregioner.

Avrinningsregion	Överskott kväve, kg/ha ²	Därav läckage ²	Antropogent netto-läckage från jordbruksmark, ton N ³
Bottenviken	30	..	700
Bottenhavet	22	..	2900
Östersjön	51 ¹	28 ¹	13000
Öresund	59	43	4500
Kattegatt	50	30	15700
Skagerrak	41	34	1800

Resultaten bygger på många schablonvärden och är därför behäftade med viss osäkerhet.

1. Anger snittvärden för Östersjöns tre havsbassänger

Källa: 2. SCB, 2000a; 3. Naturvårdsverket, 2002b.

Kväveläckaget bedöms inte vara något stort problem i norrlandslänen, d.v.s. norr om Svealands skogsbygder. Den låga temperaturen motverkar mineralisering och därmed kväveläckaget. Dessutom är de norrländska vattendragen inte tillnärmelsevis så näringsbelastade som i söder (Naturvårdsverket, 1997a). I Bottenhavet finns visserligen vissa tecken på eutrofiering men betydligt lägre än i Östersjön och i Västerhavet (SCB, 2000a). Bottenviken visar inga tecken på eutrofiering alls.

Skillnaden mellan ett ekologiskt och konventionellt lantbruk är att det förra bland annat inte använder sig av handelsgödsel (oorganiska kvävegödselmedel). Stallgödsel används inom båda produktionssystemen men blir sannolikt relativt viktigare inom ekologisk odling då denna inte använder handelsgödsel. Dessutom nyttjar framför allt ekologiska odlare biologisk kvävefixering genom odling av baljväxter.

En omfattande studie om effekterna på kväveutlakningen vid övergång till ekologisk odling har gjorts vid Sveriges lantbruksuniversitet, SLU (Torstensson et al., 2000). Med hjälp av beräkningar utförda med hjälp av modellerna SOIL och SOILN har författarna simulerat kväveläckaget från gårdar med eller utan djur under konventionell respektive ekologisk odling. Beräkningarna baserades på försöksmaterial i tre regioner: Skåne/Halland, Västra Götaland och Uppland. Simuleringar av de två första regionerna baserades på växtföljdsperioden 1993-1998 och perio-

den 1985-1989 har använts i Uppland. De ekologiska och konventionella odlingssystemen kan anses vara representativa för respektive region. I de konventionella systemen i modellen har man inte vidtagit några ytterligare åtgärder för att minska kväveläckaget (såsom insådd av fånggrödor eller anläggning av våtmarker). Modellresultaten stämmer väl överens med utlakningsnivåer som uppmätts vid olika försöksverksamheter i respektive region. Resultaten från studien redovisas i tabellerna nedan.

Tabell 7. Medelutlakning kg N per hektar, årsmedeltal

	Skå- ne/Halland	Västra Göta- land	Uppland
Konventionell odling m. Djur	24/ 54	15	-
Ekologisk odling m. Djur	21/ 50	13	16
Konventionell odling u. Djur	31/ 54	18	16
Ekologisk odling u. Djur	23/ 49	14	20

Källa: Torstensson et al., 2000.

Enligt studien har ett ekologiskt odlingssystem en lägre utlakning per hektar än konventionella odlingssystem. Detta berodde på den lägre kväveintensiteten i ekologiska odlingssystem. Applicering av kväve var i genomsnitt 30-50 % lägre vid ekologisk odling än vid konventionell. I Uppland uppvisade dock det ekologiska odlingssystemet en högre utlakning. Detta berodde, enligt studien, på en tidig nedplöjning av gröngödslingsvallen varvid marken läckte stora mängder kväve under kommande vinter.

Ekologiska odlingssystem har ett lägre skördeuttag än konventionella, vilket bland annat beror på den lägre kväveintensiteten i ekologiska odlingar. Stråsädesskördar och vallskördar var i Torstensson et. al. (2000) i medeltal 30 % lägre jämfört med konventionella skördenivåer. Om modellresultaten istället beräknades per kg skördat kväve, d.v.s. beräknat på relationen mellan insatt kväve och kväveinnehållet i den skördade grödan, uppvisade alla de ekologiska odlingssystemen högre utlakning än konventionella system (tabell 8). Detta innebär att utbytet av ett kg

insatt kväve var större i konventionella system än i ekologiska vilket då medförde att läckaget var större i ekologiska system.

Tabell 8. Utlakat N per kg skördat N

	Skåne/Halland	Västra Göta- land	Uppland
Konventionell odling m. Djur	0.16/ 0.36	0.10	-
Ekologisk odling m. Djur	0.19/ 0.39	0.13	0.11
Konventionell odling u. Djur	0.29/ 0.53	0.17	0.20
Ekologisk odling u. Djur	0.37/ 0.75	0.19	0.31

Källa: Torstensson et al., 2000.

Det framgår av tabellerna 7 och 8 att skillnaden mellan ekologiska och konventionella system är större för gårdar utan djur än med djur. Växtföljderna i system med djur är i det närmaste identiska för konventionella och ekologiska system, men skiljer sig markant åt i system utan djur.

Kväveintensiteten är generellt lägre i ekologiska system vilket ger en potential för mindre läckage. Dock, skriver författarna, är odlingen helt beroende av organiskt kväve såsom stallgödsel och kvävefixerande grödor. Risker för utlakning ökar eftersom det är svårare att styra frigörelsen av kväve i det organiska materialet till perioder då plantans behov är som störst. Vid konventionell odling kan man tillföra handelsgödsel vid den tidpunkt då växtens kväveupptag är som störst. Vid samma kväveintensitet eller vid samma skördenivåer blir utlakningen minst lika stor från ekologiska odlingssystem jämfört med konventionella, visar studien. Andra faktorer, såsom brukarens kunskap och noggrannhet, bearbetningsstrategier och växtodlingens utformning är av avgörande betydelse för läckagets storlek (Torstensson et al., 2000). Den generella slutsatsen är att det inte går att påvisa att ekologisk odling med säkerhet kan minska kväveläckaget utöver vad som kan åstadkommas med relativt små förändringar inom konventionella system. En minskning av kväveläckaget från åkermark "...är inte en fråga om ekologisk eller konventionell odling, utan snarare om användandet av ändamålsenliga åtgärder" (Torstensson et al., 2000, s.2).

Stallgödsel är det vanligaste organiska gödselmedlet i ekologisk odling. Studier visar att där lika stora mängder stall- och handelsgödsel har till-

förts, är grödans upptag av kväve större och utlakningen därmed lägre vid användning av handelsgödsel (Bergström & Kirchmann, 2000). Den sämre upptagningsförmågan av stallgödsel beror på dålig synkronisering mellan kvävetillgång och grödans behov. Mineraliseringen av stallgödsel som spridits på våren fortsätter även på hösten efter skörd då grödan slutat att ta upp kväve (Bergström & Kirchmann, 2000). Dock skall man komma ihåg att så länge animalieprodukter efterfrågas kommer stallgödsel att produceras, oavsett vilket produktionssystem man väljer. Problemet med dålig synkronisering mellan stallgödsel och grödans behov är således inget specifikt med ekologiska system.

I en rapport från Naturvårdsverket (1997a) jämförs ett framtida konventionellt jordbruk med ett ekologiskt. I det ekologiska systemet blir kväve- och ammoniakutsläppen högre än i det konventionella. Orsaken är den större arealen som måste odlas för att upprätthålla livsmedelsproduktionen och att antalet djur ökar. Riskerna för läckage i detta system blir större än för ett konventionellt system där högre precision av kvävetillförseln kan uppnås (Naturvårdsverket, 1997a).

Ytterligare en studie visar att ett ekologiskt system har något högre potentiellt läckage än motsvarande konventionella system (Cederberg, 1998). I denna studie jämförs ett ekologiskt lantbruk med mjölkproduktion med ett konventionellt. Trots att kväveläcket var lägre per hektar var nitratförlusterna per kg foderspannmål och ärtor relativt högre p.g.a. den lägre skördenivån och den höga andelen ärtor i växtföljden, vilka läcker stora mängder nitrat.

3.2.2 Kvävebalanser

I en studie av Myrbeck (1999) användes växtnäringsbalanser för att analysera flödet av växtnäring in och ut från en gård. 1300 gårdar ingick i studien varav 41 var ekologiska mjölkgårdar. Vid studier på gårdsnivå istället för fältnivå blir enskilda brukningsåtgärder, såsom exempelvis när vallbrott sker, mindre betydelsefulla. En växtnäringsbalans visar på relationen mellan införsel (handelsgödsel, kvävefixering, stallgödsel, etc.) och utförsel (via produkter) av kväve och indikerar risken för läckage. Intensiteten på de ekologiska gårdarna var generellt lägre än på de konventionella gårdarna beroende på kombinationen av både lägre

mjölkvastning och lägre djurtäthet (se tabell nedan). Djurtätheten visade sig ha stor betydelse för kväveöverskottet. Ju fler djur som vistas på ett hektar desto högre blev överskottet av kväve per hektar. I hög utsträckning styr foderbehovet djurtätheten på en ekologisk gård, vilket leder till ett ökat arealbehov per ko jämfört med konventionell produktion. Beroende på regler om utfodring och foderinköp, och förbud mot användningen av handelsgödsel visade de ekologiska gårdarna ett lägre kväveöverskott än de konventionella.

Tabell 9. Jämförelse mellan ekologiska och konventionella mjölkgårdar

	Ekologisk	Konventionell (snitt av fast- och flytgödsel)
Djurtäthet (de/ha)	0,74	0,98
Avkastning/ko (kg mjölk/år)	7260	8350
Kväveöverskott (kg/ton mjölk)	18	25,5
Kväveutnyttjande (%)	29	26,5

de=djurenheter

Källa: Myrbeck, 1999.

En ekologisk gård lyckas alltså utnyttja kvävet bättre än en konventionell gård och överskotten av kväve blir lägre, även med avseende på den lägre avkastningen för ekologiska kor (ca 13 % lägre). De platsbundna resurserna får större betydelse på en ekologisk gård där reglerna ställer krav på egenproducerat foder och förbjuder användning av handelsgödsel. Detta leder till ett högre krav på effektiv näringscirkulering inom gården. Höga överskott av kväve ökar risken för kväveläckage där klimat, jordart, gröda etc. spelar en stor roll (Salomon, 2000). Istället för tillförsel av handelsgödsel införs och cirkuleras näringen inom ett ekologiskt system genom kvävefixering och organiskt gödselmedel. Dock, vilket även påtalats i tidigare studier, kan synkroniseringen av växtnäring till de perioder då grödan har behov av näring vara svår, vilket ökar risken för växtnäringsläckage även vid ekologisk drift. (Salomon, 2000).

Idag råder det en stor obalans mellan djur- och växtodling inom svenskt jordbruk. Animalieproduktionen är huvudsakligen koncentrerad till ett

fåtal län i södra Sverige (t.ex. Kristianstad, Blekinge och Kalmar) medan en intensiv växtodling finns i stora delar av Skåne och i Mellansverige. På djurproducerande gårdar är kväveöverskottet generellt mycket stort, medan det omvända råder på växtodlingsgårdar där man tillgodoser sitt kvävebehov genom tillsatser av handelsgödsel (Granstedt, 1999). Ca 80 % av landets åkerareal används för foderproduktion, vilket innebär att växtodlingsgårdar försörjer djurgårdar med foder. Därmed sker en stor överföring av växtnäring från växt- till djurgårdar. Granstedt (1999) pekar ut framför allt två genomgripande förändringar som krävs för att skapa en balans inom jordbruket så att växtnäring effektivt cirkuleras. För det första krävs en jämnare fördelning av djur, både lokalt och regionalt. För det andra måste andelen baljväxtvallar öka till minst 30 % i växtföljden. Genom baljväxterna fixeras kväve ur luften och kommer marken, och grödorna, tillgodo vid vallbrott.

Inom ekologisk djurproduktion är djurtätheten lägre än inom konventionell odling, enligt studien av Myrbeck (1999) och kväveöverskottet blir lägre. Vidare är andelen vall betydligt högre på ekologiska gårdar än på konventionella (se avsnitt 2.3). Därmed förefaller ekologiska djurgårdar uppfylla de villkor som krävs för att skapa balans mellan tillförsel och utflöde av växtnäring på gården. Däremot kvarstår likväl problemen med näringstillförsel på ekologiska växtodlingsgårdar, enligt de resonemang som beskrivits ovan.

Sammanfattningsvis visar forskningsresultaten att ett ekologiskt lantbruk tenderar att läcka mindre kväve per hektar. De flesta internationella studier där man har jämfört konventionella gårdar med ekologiska visar på ett lägre läckage per hektar för ekologiska gårdar, vilket stämmer med resultatet från de svenska studierna. Emellertid läcker ekologiska gårdar minst lika mycket som konventionella beräknat per kg spannmål eller mjölk (Stolze, et al., 2000; Torstensson et al., 2000; Naturvårdsverket, 1997a; Cederberg, 1998). Andra faktorer än val av ekologisk eller konventionell inriktning spelar en stor roll för läckaget, såsom val av grödor, odling av fånggrödor, tid för stallgödselspridning brukarens skicklighet, mängd kväve i systemet, jordbearbetningstidpunkt, tid för nedbrytning av klöverbullar, etc.

3.2.3 Stallgödsel och ammoniakavgång

Vid hantering av stallgödsel (lagring och spridning) förloras kväve till atmosfären i gasformig ammoniak (NH_3). Av totala kväveinnehållet i stallgödsel förloras så mycket som 30 % i form av ammoniakgas. Även handelsgödselanvändning orsakar ammoniakavgång men nästan 96 % av avgången kommer från stallgödselhanteringen (Jordbruksverket, 2002a).

I tabellen nedan är ammoniakavgången fördelad på olika källor för respektive produktionsområde. Avgången från handelsgödsel utgör endast ett par procent av de totala ammoniakutsläppen.

Tabell 10. Ammoniakavgång från gödsel i jordbruket per produktionsområde 1999

	Handelsgödsel Ton	Stallgödsel Ton	Betesgödsel Ton	Totalt Ton
Gss	350	4 300	400	5 050
Gmb	250	6 350	950	7 600
Gns	250	6 350	550	7 150
Ss	400	5 950	750	7 100
Gsk	300	12 050	1 900	14 200
Ssk	100	2 600	350	3 100
Nn	50	2 300	350	2 700
Ön	50	1 850	200	2 100
Riket				49 000

Källa: SCB, 2000b

Det framgår av tabellen att merparten av alla ammoniakutsläpp sker i Götalands skogsbygder (29 % av utsläppen). Det förklaras givetvis av att antalet djur i detta område är mycket högt. Nära 35 % av alla nötkreatur i Sverige finns inom detta område (Jordbruksverket, 2000). Koncentrationen av djur till begränsade områden gör halterna av ammoniakgas lokalt mycket höga.

Enligt beräkningar gjorda av Jordbruksverket har antalet djur per ytenhet störst påverkan på ammoniakavgången (Jordbruksverket, 2002a). Den minskade ammoniakavgången mellan 1997 och 1999 (ca 5 %) antas huvudsakligen bero på att antalet djur minskade under denna period. De djurslag som har störst betydelse för ammoniakavgången är nötkrea-

tur och svin. Tabellen nedan visar utsläpp av ammoniak från jordbruket fördelat på olika källor.

Tabell 11. Ammoniakavgång från jordbruket per källa 1999

Källa	Ton	Kg/ha åker	Kg/nötkreatur	Kg/svin
Stallgödsel		17.3	15.9	3.4
-stallventilation	9 000			
-lagring	16 500			
-spridning	16 300			
Betesdrift	5 550	2.3	2,7	
Delsumma djurhållning	47 350		18,6	
Handelsgödsel	1 700	0.7		
Summa	49 050	20.3	18.6	3.4

Källa: SCB, 2000b.

Andra faktorer såsom utfodring och hantering av stallgödseln har också betydelse för avgången, men antalet djur har störst betydelse (Jordbruksverket, 2002a). Utsläpp av ammoniak uppkommer alltså oberoende om djuren, och därmed stallgödseln, produceras på ekologiska eller konventionella gårdar. Då främst antalet djur är avgörande för ammoniakavgången, blir utsläppen relativt högre per kg kött eller mjölk i ett ekologiskt system, eftersom avkastningen är lägre.

3.2.4 Sammanfattning av eutrofieringseffekter

Den mesta forskningen tyder på att ett ekologiskt jordbruk har lägre kväveläckage per hektar. Vid ekologisk produktion är kväveintensiteten, d.v.s. kg insatt kväve per hektar lägre än i konventionell odling. I den ekologiska produktionen är stallgödsel och grüngödsling de huvudsakliga kvävekällorna. Dock innebär ekologisk produktion en lägre avkastning per hektar och *därmed lägre skörd per insatt kg kväve*. Detta leder till att läckaget beräknat per kg produkt inte är lägre för ekologisk odling än för konventionell. Faktorer som talar för att ekologisk produktion läcker mindre kväve är en större andel vall, lägre djurtäthet och ett lägre kväveöverskott jämfört med konventionella system. Faktorer som talar emot är problem med synkronisering av grödans upptag och kvävetillförsel. Eftersom gjorda studier inte entydigt pekar i den ena eller andra riktningen kommer det i denna rapport inte att beräknas någon skillnad i kväveläckaget per produkt mellan de två produktionssystemen

Däremot kan ekologisk produktion leda till högre utsläpp av ammoniak per kg mjölk som produceras. För en viss mjölkproduktion krävs alltså ett högre antal mjölkcor inom den ekologiska produktionen, vilket kan leda till högre ammoniakutsläpp.

I genomsnitt är mjölkavkastningen 10-15 % lägre vid ekologisk produktion jämfört med konventionell (Cederberg, 1998). Det innebär att antalet ekologiskt hållna mjölkcor måste öka med 10-15 % för att ge samma mjölkproduktion som konventionell. Ammoniakutsläppen kan därmed tänkas öka i motsvarande grad. I tabellen nedan redovisas beräkningarna för utsläppen per kg mjölk.

Tabell 12. Kvantifiering av ammoniakavgång per kg mjölk

	Konventionell	Ekologisk
Avkastning, kg	8437 ¹	0,875*8437= 7382
Ammoniakavgång, kg/ko	18,6 ²	18,6
Ammoniakavgång; kg/kg mjölk	0,0022	0,0025

Källa: 1: Svensk mjölk, 2002; 2. SCB, 2000b

För varje kg ekologisk mjölk som produceras orsakas ett ammoniakutsläpp motsvarande 2,5 g NH₃. All ammoniak som avges ger dock inte upphov till en eutrofierande effekt i Sverige. Beräkningar visar att ca 30 % av ammoniakgaserna nedfaller i Sverige medan resten hamnar utanför landets gränser (Jordbruksverket, 1997).

Effekterna av ammoniakavgång är regionalt beroende och beror bl. a. på avståndet mellan utsläppskällan och recipienten, och på känsligheten hos havet. Jordbruksverket har försökt uppskatta hur mycket ammoniakutsläppen måste minska i olika delar av landet för att inga övergödningseffekter skall uppstå (Jordbruksverket, 1999b). Detta kallas den kritiska belastningen och är beroende av bland annat storleken på området. Resultaten finns redovisade i tabellen nedan.

Tabell 13. Reduktionskrav för ammoniakutsläpp från jordbruket 1999

Produktions- område	Målnivå, ton NH ₃ /år ¹	Utsläpp av NH ₃ , ton NH ₃ /år	Reduktionskrav, %
Gss	1 900	5 050	62
Gmb	3 400	7 600	55
Gns	3 700	7 150	48
Ss	7 900	7 100	0
Gsk	16 800	14 200	0
Ssk	9 300	3 100	0
Nn	16 800	2 700	0
Ön	36 600	2 100	0

Källa:1: Jordbruksverket, 1999b; 2: SCB, 2000b

Det framgår av tabellen att ammoniakutsläppen behöver minska i endast tre av landets 8 produktionsområden. Störst reduktionskrav finns i Götalands södra slättbygder. I Götalands skogsbygder är visserligen utsläppen betydligt högre än i de andra områdena men eftersom området är så stort blir ammoniaknivån per ytenhet liten. Dessa beräkningar bygger på en uppskattning av endast de inhemska utsläppen. Dock utgör de utländska utsläppen merparten (ca 75 %) av den totala ammoniakdepositionen i Sverige (Jordbruksverket, 1999b), och dessa finns alltså inte inkluderade i uppskattningarna av målnivån. Om den utländska depositionen av ammoniak inkluderas i beräkningarna, kan även andra områden än de tre Götalandsregionerna drabbas av negativa effekter. Vidare bygger beräkningarna endast på ammoniakutsläppen från jordbruket. Övriga utsläpp, ca 10 %, finns inte medräknade. Resultaten i ovanstående tabell skall därför tolkas med försiktighet och är i viss mån en underskattning av utsläppsnivåerna. Emellertid tyder resultaten på att ammoniakutsläppen endast är problematiska i de södra delarna av landet och att utsläppen bedöms så låga eller arealerna är så stora i övriga områden att dagens utsläpp av ammoniak understiger nivån för den kritiska belastningen.

Med avseende på resultaten i tabell 6 och tabell 13 som bygger på beräkningar från Jordbruksverket, (1999b) antas ammoniakavgången i denna studie endast medföra negativa effekter i tre av de fyra Götalandsregionerna (Gss, Gmb och Gns). I övriga områden anses inget behov av mins-

kade ammoniakhalter (Ss, Gsk, Ssk, Nn och Ön) eller anses inte läckaget av kväve till omkringliggande hav orsaka problem med övergödning (Nn och Ön).

Ovanstående resonemang bygger på antagandet att endast djurantalet är avgörande för ammoniakavgången. Detta är givetvis en grov förenkling, då ett flertal andra faktorer har betydelse för ammoniakavgången. Exempelvis påverkas avgången av den foderstat som djuren får. Ju högre proteinhalter i fodret, desto högre blir ammoniakhalten i gödslet. Frågan är således om en konventionell foderstat har högre eller lägre proteinhalter än den ekologiska foderstaten. Generellt kan sägas att proteinrikt kraftfoder är vanligare inom konventionell produktion, vilket skulle tala för högre ammoniakhalter i konventionellt stallgödsel. Däremot odlas ofta klöverrika vallar inom den ekologiska produktionen, vilka är mycket rika på proteiner. Foderstater med hög andel vall leder i allmänhet till dåligt kväveutnyttjande (Jordbruksverket, 1997). Vilken av dessa två effekter som överväger är dock svårt att säga.

Vidare beror skador av ammoniak på var i landet avgången sker. Ju fler djur per arealenhet, desto större är skadorna av ammoniak. Inom ekologisk odling är djurtätheten generellt lägre vilket skulle tala för mindre skador av ammoniakavgången. Reglerna för ekologisk djurproduktion ställer krav på egenproducerat foder, vilket leder till att djurantalet inte är högre än vad gården (i stort sett) kan försörja. En ekologisk animalieproduktion skulle därmed kunna tänkas leda till en jämnare balans mellan areal och djurantal, vilket är positivt ur ammoniakperspektiv.

Hanteringen av stallgödseln påverkar likaså ammoniakavgången, oavsett om gödseln kommer från djur som föds upp med ekologiska eller konventionella metoder.

Om djurantalet är den faktor som främst påverkar ammoniakavgången (Jordbruksverket, 2002a), torde en ekologisk produktion leda till ökade ammoniakutsläpp. Dock innebär denna förenkling troligtvis att miljökostnaderna för den ekologiska mjölkproduktionen avseende ammoniakavgången är överskattade.

3.3 Påverkan på den biologiska mångfalden

Den biologiska mångfalden i jordbrukslandskapet är skapad utav samspelen mellan natur och kultur. Jordbruksdriften inverkar på biodiversiteten i och omkring de hävdade markerna och en speciell flora och fauna har skapats i dessa miljöer. Denna speciella flora och fauna är helt beroende av de livsmiljöer som finns i jordbrukslandskapet. Begreppet biologisk mångfald är mycket brett och inbegriper variation på såväl gennivå, som art- och landskapsnivå.

3.3.1 *Diversitet i floran och faunan*

Framför allt två faktorer talar för att ekologiska odlingsprinciper har en gynnsam effekt på biodiversiteten på åkermarken och i dess omgivning. Den första är en längre och en mer varierad växtföljd på ekologisk åkermark än på konventionell. Den varierade växtföljden ökar artvariationen på åkern och därmed ökar också den därtill knutna vilda floran och faunans variation (Dock Gustavsson, 1999). Skillnaden i växtföljder mellan ekologiska och konventionella system är sannolikt den enskilda faktor som har störst betydelse för den biologiska mångfalden (Ahnström, 2002).

Den andra orsaken till gynnsamma effekter på biodiversiteten är avsaknaden av kemiska bekämpningsmedel i ekologisk växtodling. Kemiska bekämpningsmedel har negativa effekter på floran och faunan på åkern och i dess närhet (SCB, 2000a). Många ogräsarter och organismer långt ned i näringskedjan slås ut. Därmed hotas vissa djurarter som lever på dessa organismer. Jordbrukarens biologiska bärkraft minskar drastiskt då föda och skydd för den vilda faunan försämras (Schönning & Richardsdotter-Dirke, 1996). Frånvaron av bekämpningsmedel inom ekologisk odling är därför särskilt viktigt för den biologiska mångfalden. Undersökningar har visat att obesprutade marker innehåller högre antal och variation av djur än besprutade åkrar (Bäckman et al., 1999; Ahnström, 2002). Emellertid kan alternativa metoder mot ogräs inom ekologiska system påverka den biologiska mångfalden negativt. Metoder såsom flamning och ångning har liknande negativa effekter på den biologiska mångfalden i åkermarken (Jordbruksverket, 2002a). Dock är dessa

metoder ovanliga inom ekologisk odling och används huvudsakligen i försöksverksamhet (Andreas Gustafsson, KRAV, pers. meddelande).

Ahnström (2002) har i en rapport sammanställt den kunskap som finns idag om det ekologiska lantbrukets påverkan på den biologiska mångfalden. Rapporten bygger på publicerade vetenskapliga artiklar från Europa, Kanada och USA. Det finns idag få svenska undersökningar om odlingssystemets betydelse för den biologiska mångfalden. Förutsättningarna för en hög biologisk mångfald är enligt Ahnström:

- En varierad växtföljd
- Mycket vall
- Både höst- och vårsådda grödor på marken
- Högt innehåll eller tillförsel av organiskt material till jorden
- Inga kemiska bekämpningsmedel i odlingen
- Låg markbearbetning
- Mycket kantzoner
- Ett varierat odlingslandskap
- Förekomst av naturliga betes- och slåttermarker som hävdas

Dessa förutsättningar är inte direkt bundna till något odlingssystem, men de första fem punkterna är mer förekommande i ekologiska system. De sista tre punkterna beror mer på lantbrukaren intresse och inställning samt på landskapets utseende än på val av odlingssystem.

Ahnström (2002) drar i sin studie slutsatsen att ekologiska gårdar generellt gynnar den biologiska mångfalden i åkerlandskapet oftare än konventionella gårdar. De organismgrupper som tydligast gynnas av ekologiska odlingsformer är vilda växter (ogräs), predatorinsekter (rovinsekter) och fåglar. Dock framhålls problemet med brist på studier för svenska förhållanden. De svenska studier som finns visar på marginella skillnader mellan ekologiska och konventionella odlingssystem (se exempel-

vis Weibull, 2002). De flesta icke-svenska studier är gjorda i intensiva områden där skillnaden mellan ett ekologiskt lantbruk och ett konventionellt är stora. I Sverige är endast ett fåtal områden jämförbart intensiva och således är skillnaderna mellan odlingssystemen mycket mindre här än i exempelvis Västeuropa.

Det finns forskning som visar att ekologisk odling inte automatiskt gynnar en biologisk mångfald. En svensk studie visade, med hjälp av fjärilar som indikatorarter, att det inte finns fler fjärilar på ekologiska gårdar, vare sig till antalet eller till artvariationen (Weibull, 1999). Det verkar alltså som om fjärilarna inte påverkas av vilka odlingssystem som användes enligt denna studie. Inte heller andra arter såsom spindlar, jordlöpare eller kortvinge verkade påverkas om marken odlades efter ekologiska eller konventionella principer (Weibull, 2002). Däremot är landskapets beskaffenhet, enligt samma studie, avgörande för förekomsten av fjärilar. Det bör påpekas att detta är en studie som omfattar 16 gårdar i Södermanland och Uppland, varför man inte kan dra några generella slutsatser.

Europeiska studier ger en samstämmig bild att ett ekologiskt jordbruk skapar bättre möjligheter för ökad biodiversitet av florans och faunan än konventionellt jordbruk. Antalet och frekvensen av alla relevanta faunagrupper (insekter, fåglar, små däggdjur) är generellt högre på ekologiska odlingar. Detta gäller för såväl vilda arter i åkermark som i kantzoner. Antalet vilda växter på ekologiska fält är högre än på konventionella fält, vilket framför allt antas beror att man inte använder kemiska bekämpningsmedel inom ekologisk odling och fler grödor i växtföljden (Stolze, et al., 2000).

Den högsta artrikedomen inom jordbrukslandskapet hittar man idag i naturbetesmarker och slåtterängar. Dessa rymmer mängder av kärlväxter, svampar och fågelarter. Huruvida ekologiska produktionssystem gynnar hävden av naturbetesmarker är mycket svårt att avgöra. Det beror på vilka marker lantbrukaren väljer att nyttja för bete och antalet djur i förhållande till foderproduktionen. Tre faktorer talar för att ekologiska produktionssystem ökar nyttjandet av betesmarker.

1. Den första är kravet på egenproducerat foder vilket kan leda till att djuren flyttas till betesmarker för att använda åkermarken till foderproduktion istället för betesvall. Å andra sidan skulle detta kunna innebära att djurantalet minskar och att betesmarker överges.
2. Den andra är kravet på utevistelse vilket kan öka betesutnyttjandet.
3. Den tredje är att avkastningen från ekologiskt hållna djur är lägre än från motsvarande konventionella djur. En viss given livsmedelsproduktion kräver ett högre antal djur med den ekologiska produktionen. Med större antal djur följer ett större behov av betesmarker.

Jordbruksverket har analyserat sambandet mellan gårdar med ekologiskt stöd och betesmarkernas utnyttjande (Jordbruksverket, 2002a). Resultaten tyder på att det inte finns något tydligt samband mellan ekologiska system och betesmarksutnyttjandet. Däremot finns det ett tydligt samband mellan gårdar med miljöersättning för ekologisk produktion och mängden betesmark. Detta beror, enligt undersökningen, på att gårdar med nötkreatur passar bäst för ekologisk produktion i enlighet med stödsystemet och att nötkreaturen betar betesmarkerna.

Det samlade intrycket av odlingssystemens betydelse för den biologiska mångfalden är att en ekologisk produktion gynnar biodiversiteten i åkermarken och i kantzonerna. Nyligen publicerades resultat från en schweizisk forskningsstudie som stödjer detta (Mäder et al., 2002). Denna studie är unik i sin karaktär då den grundar sig på en 21-årig tidsserie.

3.3.2 Diversitet och mångfald av landskapselement

I odlingslandskapet har landskapselement såsom åkerholmar etc. en stor betydelse för den biologiska mångfalden. Elementen fungerar som biotoper där vilda djur och växter kan överleva. Ett ytterst fåtal studier har gjorts som påvisar någon skillnad mellan ekologiska och konventionella jordbruk med avseende på mångfalden av element. De frågor som stu-

derats är om ett ekologiskt jordbruk främjar vissa speciella element eller om det finns speciella interaktioner mellan jordbruksinsatserna och elementen. Resultat från denna enda studie från Schweiz visar att ekologiskt lantbruk har positiva effekter på mångfalden av habitat (Stolze et al., 2000). Dock är det troligt att orsaken snarare är platsspecifika egenskaper än metoderna inom ekologisk produktion. Det kan bero på att jordbruk i mindre gynnade områden i större utsträckning har anslutit sig till ekologisk produktion och att det i dessa områden finns en större mängd av våtmarker, stenmurar och små skogspartier. (Stolze, et al., 2000).

Andra faktorer spelar således en större roll för mångfalden av habitat och småbiotoper än val av produktionssystem. Det finns inget i de ekologiska produktionsprinciperna som talar för att denna mångfald gynnas. Dock finns det en medvetenhet inom KRAV att bevara landskapselement för att skapa miljönyttigheter (KRAV, 2002). Ekologiska lantbrukare som är anslutna till KRAV måste visa hänsyn till skyddsvärda natur- och kulturmiljöer i odlingslandskapet. Motsvarande krav ställs inte på de lantbrukare som endast väljer att ansluta sig till miljöstödet för ekologisk livsmedelsproduktion.

3.3.3 Effekter på landskapet

I jordbrukslandskapet inkluderas både jordbruksmarken och de omkringliggande biotoperna. Studier har visat att allmänheten anser att landskapsbilden är viktig för det visuella intrycket och skapar en regional identitet och trygghet (Drake, 1994). Sedan urminnes tider har människor brukat marken och det agrara landskapet bär spår av historiska produktionsmetoder och levnadssätt genom fornlämningar, landskapselement, bebyggelse och gamla hävdade marker. Det gamla agrara landskapet präglades av en varierad markanvändning och skapade därigenom en mångfald av värdefulla biotoper för vilda växter och djur. Genom strukturrationaliseringar i jordbruket har åkrarna blivit större, linjer i landskapet rätats ut och landskapselement försvunnit. Sedan länge har jordbruksmark lagts ned och planterats med skog. Detta har även stora effekter för den biologiska mångfalden, utöver de estetiska och historiska värdena. Då landskapselement försvinner och jordbruksmark växer igen försvinner de biotoper som är livsnödvändiga för många växter och

arter. Huruvida ett ekologiskt jordbruk främjar landskapet är mycket svår att fastställa. I många fall beror skillnaderna mer på platsspecifika och historiska faktorer än på valet av produktionssystem.

Ekologisk odling kännetecknas av lägre avkastning. Det innebär att mer areal går åt att producera samma mängd livsmedel. Av det skälet kan man hävda att det ekologiska jordbruket bidrar mer till ett öppethållande av landskapet än det konventionella. Det öppna odlingslandskapet är dock inte en effekt av ett ekologiskt produktionssystem och dess odlingsprinciper. Den ekologiska odling som förekommer i Sverige har tillkommit genom omläggning av konventionell produktion. Den omlagda åkerarealen var lika öppen före förändringen av driften. Resonemang om ett ökat öppenhållande bygger implicit på ett antagande om att alternativet till ekologisk odling är nedläggning eller att det i Sverige, oavsett produktionskostnader, måste produceras en given kvantitet livsmedel samt att åkermaken inte kan användas till något annat ändamål. I stället kan man hävda att om målet är ett öppet landskap, kan denna effekt uppnås oavsett odlingsform eller genom en annan användning av marken.

3.3.4 Regionalisering av effekter på den biologiska mångfalden

Det finns alltså flera faktorer som talar till de ekologiska odlingssystemens fördel med avseende på den biologiska mångfalden i åkermarken och dess närhet. De faktorerna har främst pekats ut som viktiga vid jämförelser mellan odlingssystemen: växtföljdens variation, andel vall i växtföljden samt pesticidanvändningen.

Skillnaden mellan ett ekologiskt och ett konventionellt lantbruk med avseende på dessa tre faktorer varierar stort mellan landets produktionsområden. I ett försök att uppskatta de regionala effekterna på den biologiska mångfalden jämförs andelen vall och pesticidanvändningen för ekologiska och konventionella gårdar i respektive produktionsområde. Jämförbar statistik saknas dessvärre över växtföljdens variation i respektive produktionsområde. Resultaten sammanfattas i tabellen nedan.

Tabell 14. Regionala effekter av den biologiska mångfalden

Produk- tions- område	Andelen vall av åkerarealen ¹	Andel vall av KRAV- kontrollerad åker- areal ²	Andel av åkerarealen som besprutas med pesticider
Gss	12	55	83
Gmb	34	70	56
Gns	19	57	67
Ss	23	50	57
Gsk	58	83	24
Msb	45	67	31
Nn	62	67	10
Ön	59	60	3

1) Inkl. grönfoder. Anger alla gårdar i Sverige; 2) KRAV-statistiken är uppdelad på län istället för produktionsområden varför vissa län utvalts till att representera respektive område.

Källa: Jordbruksstatistisk årsbok, 2001 och KRAV, 2002

Vall och grönfoder är de arealmässigt största grödorna i Sverige och odlas av flest företag. Dock framgår det av tabellen ovan att andelen vall av åkerarealen skiljer sig mycket åt i slättbygden, skogsbygder och norra Sverige, vilket naturligtvis hänger samman med andelen djur i respektive område, då vallen produceras till djurfoder. Ett ekologiskt lantbruk har större andel vall i sin växtföljd än motsvarande konventionella lantbruk. Dels har ekologiskt hållna kor lägre mjölkavkastning vilket innebär att det går åt mer grovfoder per liter mjölk som produceras, dels är grovfoderkonsumtionen högre i ekologisk mjölkproduktion än i motsvarande konventionella produktion. Det framgår av tabellen ovan att andelen vall av åkerarealen är mer än 4 gånger så stor på ekologiska gårdar som på konventionella i Gss-området. I norrlandsområdena är andelen vall i stort sett densamma för ekologiska som konventionella gårdar.

En ekologisk djurhållning får troligtvis en större effekt på den biologiska mångfalden i områden med i övrigt stor andel växtodling såsom i slättbygden, jämfört med skogs- och norrlandsbygden. I Norrlandslänet utgör redan vallen ca 60 % av åkerarealen varför skillnaden mellan ett konventionellt och ett ekologiskt lantbruk här inte bedöms så stor avseende vallarealen.

Den tredje faktorn som har stor betydelse för inverkan på den biologiska mångfalden är pesticidanvändningen. Tabell 14 visar att användningen skiljer sig mycket åt mellan olika delar av landet, vilket naturligtvis hänger samman med de grödor som odlas. I områden med mycket vall i växtföljden är behovet av pesticider mindre än i områden med mycket spannmål, potatis och sockerbetor. En övergång till en ekologisk, och därmed pesticidfri, produktion torde därför ha störst betydelse i slättbygdsområdena.

Sammanfattningsvis är forskningen relativt entydigt i sina slutsatser att den biologiska mångfalden ökar på åkermark som bedrivs ekologiskt jämfört med konventionell åkermark. Anledningen till detta är, som nämnts ovan, en mer varierad växtföljd, mer vall i växtföljden och avsaknad av pesticider. Dock kvarstår frågetecken huruvida ett ekologiskt lantbruk främjar den biologiska mångfalden i naturbetesmarker mer än motsvarande konventionella drift. Den biologiska mångfalden som är knuten till en mångfald av habitat och småbiotoper (åkerholmar, diken, åkerbryn, etc.) verkar vara mer beroende av andra faktorer än om marken odlas konventionellt eller ekologiskt.

Tabell 15. Förväntade effekter av ekologisk produktion på den biologiska mångfalden

Dimension	Effekter
Biologisk mångfald på åkermarken	+
Biologisk mångfald i kantzoner	+
Habitat och småbiotoper	0
Utnyttjande av betesmarker	?
Varierat landskap	0

3.4 Klimatpåverkan

Mycket tyder på att utsläpp av s.k. växthusgaser ökar atmosfärens förmåga att bibehålla värme och därmed höjer temperaturen på jorden. Växthuseffekten har på senare år uppmärksamats som ett globalt miljöproblem, vilket innebär att effekten drabbar alla oberoende av var utsläppen sker. Växthusgaser har en förmåga att hindra värmestrålning från jorden att lämna atmosfären, däremot hindras inte solljus från att nå

ner till jorden. Effekten blir att temperaturen höjs vilket kan få drastiska följder. Länderna runt ekvatorn kan komma att drabbas av hetta, torka, svältkatastrofer och massflykt som följd. Låglänta länder hotas av översvämning.

Växthusgaser som avgår från jordbruksverksamhet och som har en inverkan på klimatet är metangas (CH_4) från djurhållning, koldioxid (CO_2) från traktorer och arbetsredskap samt dikväveoxid (N_2O) från jordbruksmark i samband med denitrifikation och vid tillverkning av handelsgödsel. De tre växthusgaserna koldioxid, metan och dikväveoxid är olika skadliga, som klimatpåverkare. I jämförelse med koldioxid är metangas 21 gånger så skadlig och dikväveutsläpp hela 310 gånger så skadlig som en enhet koldioxid (Miljödepartementet, 2000). För att underlätta jämförelser räknar man om effekter till CO_2 -ekvivalenter (koldioxidenheter). Jordbruket svarar för ca 12 %, eller 9 miljoner ton CO_2 -ekvivalenter av de totala svenska utsläppen (Jordbruksstatistisk årsbok, 2001). Figurerna nedan visar de tre växthusgasernas bidrag till climateffekten och de tre växthusgasernas andel av jordbrukets totala utsläpp (i CO_2 -ekvivalenter).

Figur 7. Olika ämnens bidrag till växthuseffekten (vänster) och jordbrukets utsläpp av växthusgaser (höger), i CO_2 -ekvivalenta.



Källa: egen bearbetning efter SCB, 2000a och Jordbruksstatistisk årsbok, 2001.

För landet som helhet är det koldioxid som dominerar bland utsläppen av växthusgaser, medan det för jordbrukssektorn är dikväveoxider. Det är alltså främst genom jordbrukets stora utsläpp av metan och dikväveoxid som sektorn påverkar klimatet.

3.4.1 Koldioxid

Jordbruket svarar för ca 2 %, ungefär 1 miljon ton, av de totala utsläppen av koldioxid i Sverige (Jordbruksstatistisk årsbok, 2001). Dessa utsläpp kommer från förbränning av fossila bränslen genom traktor- och maskindrift och torkanläggningar. Utöver detta genereras stora mängder koldioxid vid tillverkning av insatsmedel såsom handelsgödsel och bekämpningsmedel. Koldioxid avgår och binds även i åkermarken. Generellt kan sägas att mullrika jordar har ett större nettoutflöde av koldioxid än marker med låg mullhalt.

En livscykelanalys av handelsgödsel visar att tillverkningen av ammoniak är det produktionssteg som i särklass konsumerar mest energi och därmed ger upphov till störst mängder koldioxidutsläpp (Davis & Haglund, 1999). Ammoniak ingår i alla kväveinnehållande handelsgödselprodukter och kräver stora mängder fossilt bränsle vid processen. Vid tillverkning av ett sammansatt gödselmedel är det just framställningen av ammoniak som är den huvudsakliga källan till koldioxidutsläpp. Dessa utsläpp uppstår utanför Sveriges gränser då ammoniaktillverkningen sker i Polen och Ryssland. Dock, p.g.a. problemets globala karaktär orsakar koldioxidutsläppen lika stor skada överallt oavsett var källan finns. Transporten av handelsgödsel utgör endast en mindre del av energiförbrukningen och därmed utsläppen. Det är således tillverkningsprocesserna som står för den stora delen av utsläppen. Transporten står för endast ca 4 % av totala energiförbrukningen vid tillverkningen av ett kg NPK-medel (Davis & Haglund, 1999).

I Sverige förbrukades ca 903 000 ton kvävehandelsgödsel under år 2000 (Jordbruksstatistisk årsbok, 2001). Det vanligaste gödselmedlet totalt var enkla medel (såsom kalksalpeter och kalkammonsalpeter) som stod för nästan 60 % av förbrukningen. Nedanstående tabell visar utsläppen av växthusgaser vid tillverkning och transport av ett kg gödselmedel där siffrorna är hämtade från Davis & Haglund (1999).

Tabell 16. Utsläpp av växthusgaser från 1 kg gödselmedel (tillverkning och transport)

Gödselmedel		CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Totalt
N 27	g CO ₂ -ekviv.	807	18	1203	2027
N 28	g CO ₂ -ekviv.	944	19	1425	2388
NP 27-5	g CO ₂ -ekviv.	878	19	1413	2309
NPK 20-3-5	g CO ₂ -ekviv.	731	15	1174	1920
Genomsnitt					2162

1 CO₂=21 CH₄; 1 CO₂=310 N₂O (Miljödepartementet, 2000)

Källa: Davis & Haglund, 1999

Tabellen ovan visar utsläpp av växthusgaser för fyra olika gödselmedel och som synes varierar utsläppen något. Transporternas andel av ovanstående utsläpp utgör endast en mycket liten del av de totala utsläppen (ca 1 %). Pga sin skadlighet som växthusgas dominerar dikväveoxid utsläppen när hänsyn har tagits till styrkan i klimatpåverkan.

I en svensk livscykelanalys över ekologisk och konventionell mjölkproduktion visade resultaten att energianvändningen, och därmed utsläpp av koldioxider, var ca 15 % lägre per kg mjölk i det ekologiska systemet (Cederberg, 1998). I analysen ingick även energianvändning som orsakas av transporter. Den lägre energianvändningen inom ekologisk produktion förklarades av mindre konsumtion av foderkoncentrat. Foderkoncentrat importeras från andra kontinenter (t.ex. Sydamerika) med långa och energikrävande transporter som följd. Dock visar en annan svensk studie att ekologisk produktion förbrukar mer direkt energi och fossila bränslen, och avger därmed högre koldioxidutsläpp än konventionell produktion, beräknat per kg producerad produkt (Törner, 1999). Anledningen till detta är en högre mekanisk jordbearbetning och en lägre avkastning per hektar.

En engelsk studie har gjort en sammanställning över forskningsresultat om jämförelser mellan ekologiska och konventionella produktionssystem med avseende på energianvändningen (Morris et al, 2001). Tre stu-

dier finns refererade i rapporten och resultaten från dessa sammanställs i tabellen nedan.

Tabell 17. Sammanställning av resultat angående energianvändning inom ekologiska och konventionella produktionssystem

	Köpke and Haas, 1996	Cobb et al., 1999			Refsgaard et al., 1998
	Genomsnittlig energian- vändn.	Metanut- släpp	Direkta CO ₂ - utsläpp	CO ₂ från handelsgöd- sel	Energiprodukti- vit
Ekologisk	6.8 GJ/ha	12 800 kg/ha	500 kg/ha	0	3 832 MJ/ha
Konventio- nell	19.8GJ/ha	19 000 kg/ha	1 250 kg/ha	400 kg/ha	13 667 MJ/ha

Källa: Morris et al., 2001

Ekologisk odling har lägre CO₂-utsläpp per hektar, men beräknat per kg producerat livsmedel är dock resultaten från europeiska studier mer tve-tydiga. Huruvida en ekologisk produktion har lägre eller högre utsläpp per kg livsmedel beror till stor del på den relativa avkastningsskillnaden mellan ekologiska och konventionella jordbruk, men också på jordbear- betningsmetoder och därmed bränsleförbrukning.

3.4.2 Metangas

Genom idisslarnas (främst nötkreaturens) matsmältning avges metangas (CH₄), men även stallgödsellagring ger upphov till metangasutsläpp. Metan har en kortare livslängd i atmosfären än koldioxid, ca 10 år (Naturvårdsverket, 1997c). Uppehållstiden för koldioxid är 100-200 år vilket innebär att effekterna på atmosfären av koldioxidutsläppen är mer lång- variga än av metangasutsläpp. Jordbruket står för 72 % av utsläppen av metangas (Naturvårdsverket, 1998) och räknas därmed vara den största antropogena källan (SCB, 1996). Utsläppen uppgår till drygt 3 miljoner ton CO₂-ekvivalenter (Jordbruksstatistisk årsbok, 2001). De totala metan- gasutsläppens bidrag till växthuseffekten är ungefär 15 % i ett tidsper- spektiv på 100 år (SCB, 2000a).

Utsläppen av metangas från nötkreaturen är beroende av deras foderstater. En ökad andel grovfoder ökar metangasutsläppen. Inom ekologisk djurhållning utgör grovfoder en större andel av foderstaten än inom konventionell djurhållning. Resultat från en svensk studie från 1998 visar att ett ekologiskt system avger ca 17 % högre metangasutsläpp per kg mjölk (Cederberg, 1998). Grovfoderkonsumtionen var ca 70 % högre per kg mjölk för en ekologiskt hållen ko.

Endast ett fåtal internationella studier finns om metangasutsläppen från respektive system. Stolze et al. (2000) sammanfattar den tillgängliga forskningen med att ekologisk odling troligtvis har lägre CH₄-utsläpp per hektar, men högre beräknat per kg produkt.

3.4.3 Dikväveoxid

Dikväveoxid (N₂O) eller lustgas, uppkommer från vissa jordbruksmarker och från gödselanvändning när gödslet omsätts. Utsläpp av dikväveoxid uppkommer även vid framställning av salpetersyra som ingår i tillverkningen av handelsgödsel (Davis & Haglund, 1999). Uppehållstiden i atmosfären är ca 100 år (Naturvårdsverket, 1997c). Utsläppen uppgår till knappt 5 miljoner ton CO₂-ekvivalenter, vilket motsvarar ca 7 % av totala utsläppen av växthusgaser (Jordbruksstatistisk årsbok, 2001). En svensk studie som jämför ett ekologiskt system med ett konventionellt visade att lustgasutsläppen var något högre i det senare systemet (Cederberg, 1998). Förlusterna av lustgas är proportionella mot tillfört kväve och i det konventionella systemet är kväveflödet större än i det ekologiska. Dock framhåller författaren till den refererade studien att beräkningarna av både metan- och lustgasutsläppen är mycket osäkra.

Det saknas internationella studier angående dikväveutsläpp från konventionella och ekologiska produktionssystem och därför kan inga slutsatser dras om skillnader i dikväveutsläppen. Faktorer som talar för att ett ekologiskt system har lägre utsläpp är uteslutandet av handelsgödsel och lägre halter av tillgängligt kväve (från mineraler) i marken, vilket leder till lägre utsläpp av dikväveoxid (Stolze, et al., 2000). Å andra sidan talar den högre andelen baljväxter och en mer intensiv jordbearbetning, vilket stimulerar mineraliseringen, för att utsläppen av N₂O skulle vara högre jämfört med ett konventionellt jordbruk.

3.4.4 Kvantifiering av skillnaden i växthusgasutsläpp mellan ekologiska och konventionella system

Förbrukningen av energi och därmed utsläppen av koldioxider kan delas upp i direkta utsläpp, d.v.s. utsläpp som sker på gården till följd av bränsleförbrukning vid maskindrift och torkning, och indirekta utsläpp. De indirekta utsläppen sker vid produktion av handelsgödsel och foderkoncentrat, eller transporter.

De svenska forskningsresultaten visar inte på entydiga resultat av skillnader mellan ekologisk och konventionell odling vad gäller de direkta utsläppen av växthusgaser. Studien av Cederberg (1998) visar visserligen att ett ekologiskt lantbruk har ca 15 % lägre energiåtgång per kg mjölk, och därigenom lägre utsläpp av koldioxid, än ett konventionellt jordbruk. Dock framhåller författaren till denna rapport själv att skillnaden i utsläpp av växthusgaser är så liten och osäkerheten så stor, att det inte går att uttala sig om det ena eller andra systemets fördel eller nackdel. Ett ekologiskt lantbruk har en fördel avseende dikväveoxidutsläppen p.g.a. mindre mängder tillgängligt kväve i omlopp. Ett konventionellt jordbruk har en fördel avseende utsläppen av metangaser p.g.a. mindre andel grovfoder i foderstaterna. Osäkerheten kring vilken av dessa effekter som dominerar är för stor för att skillnaden skall kunna kvantifieras. Törner (1999) visade å sin sida, att den direkta förbrukningen av energi var högre per kg producerad ekologisk produkt vilket beror på den mekaniska ogräsbearbetningen.

En skillnad mellan de två systemen som dock är kvantifierbar och som bygger på en svensk studie (Davis & Haglund, 1999) är utsläpp av växthusgaser vid produktion av handelsgödsel. Tabell 16 visade de totala utsläppen vid tillverkning (och transport) av ett kg gödselmedel och att utsläppsmängderna varierar något beroende på typ av gödselmedel. Vid beräkning av utsläpp av växthusgaser från tillverkning och transport av handelsgödsel används i det följande ett genomsnitt av de fyra gödselmedlen i tabell 17 som uppgår till motsvarande 2,16 kg CO₂-ekvivalenter/kg gödselmedel.

Totalt förbrukades 903 000 ton kvävehandelsgödsel under år 2000 (Jordbruksstatistisk årsbok, 2001). Det saknas statistik över den regionala för-

delningen av den förbrukade handelsgödseln och till vad handelsgödseln användes. Gödselgivorna skiljer sig markant åt i olika delar av landet men också mellan olika spannmålssorter och mellan spannmål, vall, sockerbetor, etc. Vid beräkningar av handelsgödselförbrukning per kg spannmål används därför i den här studien data från produktionsgrenskalkyler för konventionell produktion (Rosenqvist, 2003), jämför kapitel 6. I kalkylerna finns data över genomsnittlig kvävegiva från handelsgödsel per hektar och snittavkastningar. Därifrån beräknas mängden kvävegödsel per kg spannmål för olika produktionsområden.

Den aktiva substansen i handelsgödsel, d.v.s. mängden växttillgängligt kväve varierar och uppgick till ca 25 % av totala kvävehandelsgödselmängden (Davis & Haglund, 1999; Jordbruksverket, 2002c). Data i produktionsgrenskalkylerna angav den aktiva mängden av växtnäring som används på spannmål, medan statistik rörande koldioxidutsläpp finns relaterat till handelsgödselmängden från Davis & Haglund (1999). För att relatera växtnäringsgivor till mängden handelsgödsel, antas den aktiva substansen utgöra 25 % av handelsgödselmängden. Beräkningarna sammanfattas i tabellen nedan där 1 kg handelsgödsel i snitt orsakar ett koldioxidutsläpp motsvarande 2,16 kg, enligt tidigare beräkningar från Davis & Haglund (1999).

Tabell 18. Sammanfattning av utsläpp av växthusgaser från produktion av handelsgödsel

Produk-tions-område	Kg växt-näring/ha	Genomsn. av-kastning, kg/ha	Kg växtnäring/kg spannmål	Kg handelsgödsel/kg spannmål	Kg CO ₂ /kg spannmål
Gss	123	5780	0,021	0,085	0,184
Gmb	101	4710	0,021	0,086	0,185
Gns	101	4710	0,021	0,086	0,185
Ss	101	4710	0,021	0,086	0,185
Gsk	82	3910	0,021	0,084	0,181
Msb	82	3910	0,021	0,084	0,181
Nn	31	2300	0,013	0,054	0,116
Ön	31	2300	0,013	0,054	0,116

Det framgår av tabellen att koldioxidutsläppen per kg spannmål varierar något i landet från högst ca 0,18 kg CO₂/kg spannmål i slättbygderna till

0,12 kg CO₂/kg spannmål i Norrlandsregionerna. Trots en regional variation i mängden kvävehandelsgödsel per hektar är ändå mängden CO₂/kg spannmål relativt konstant i landet (undantaget Norrland). I Gss är förbrukningen av handelsgödsel hög, men avkastningen per hektar är också hög i denna region.

Konventionell produktion av spannmål och därigenom användningen av handelsgödsel ger således i snitt upphov till 0,18 kg CO₂ per kg spannmål som produceras. Majoriteten av dessa utsläpp kommer från förbränning av fossila bränslen i tillverkningsprocessen.

Sammanfattningsvis tyder resultaten från den forskning som har beaktats att ekologisk produktion leder till lägre total energiförbrukning per kg produkt som produceras, men att den direkta energiförbrukningen per kg produkt kan vara högre. I de företagsekonomiska kalkylerna antas en någorlunda konstant direkt förbrukning av energi per hektar. Förbrukning sker vid plöjning, harvning och mekanisk ogräsbekämpning. P.g.a. en lägre avkastning inom ekologisk produktion leder en konstant förbrukning av energi per hektar till en högre direkt energiåtgång per kg spannmål. För att beräkna utsläppen av CO₂ som beror av den mekaniska jordbearbetningen krävs dock information om energiförbrukning per hektar och CO₂-utsläpp per energienhet. Olika jordbruksmaskiner förbrukar olika mycket energi och CO₂-utsläppen varierar beroende på typ av bränsle. P.g.a. brist på information kan inte de ökade direkta koldioxidutsläppen beräknas per kg spannmål. Det bör således påpekas att beräkningar av skillnader i utsläpp av växthusgaser mellan de två systemen i denna analys förmodligen är en överskattning av utsläppen som konventionell produktion ger upphov till. Endast den indirekta förbrukningen genom handelsgödseltillverkning finns inkluderad, medan den direkta förbrukningen inte kunnat kvantifieras.

3.5 Spridning av gifter i miljön

3.5.1 Önskad pesticidespridning

Bekämpningsmedel används inom jordbruket för att förhindra att djur, växter eller mikroorganismer skadas eller hämmar tillväxten av grödorna. Av bekämpningspreparaten dominerar ogräsmedel och 47 % av lan-

dets areal besprutas. Enligt Naturvårdsverket har dagens kemiska bekämpningsmedel en begränsad miljöeffekt jämfört med tidigare medel (Naturvårdsverket, 2002a). Emellertid kvarstår riskerna med oönskad spridning och därmed risker för negativa effekter på miljö.

Användningen av bekämpningsmedel har minskat markant sedan i början av 1980-talet och likaså antalet tillåtna preparat. Alla godkända preparat före år 1986 har exempelvis omprövats och många har försvunnit från marknaden. Därmed har riskerna med användning av bekämpningsmedel minskat radikalt jämfört med för 20 år sedan. Dock har medlen utvecklats under senare år till att bli verksamma även vid mycket små doser. Andelen åkermark som besprutas har varit relativt konstant, runt 50 % av Sveriges åkerareal, under 1980-1997.

Den största risken med användningen av bekämpningsmedel är just den oönskade spridningen. På grund av slarv, dålig precision, avdunstning och vind hamnar endast en del av medlet på grödorna eller ogräsen. Återstoden förs bort via marken och grundvattnet. Spridning av bekämpningsmedel till oönskade områden kan orsaka störningar på växter, djur och mikroorganismer såsom nedsatt fruktsamhet och försämrad frösättning och rubbad ämnesomsättning (Naturvårdsverket, 2002a). Tiden mellan sprutning och försämrad reproduktion kan ibland vara mycket lång och medlen kan spridas långa sträckor, vilket försvårar upptäckten och analys av orsakssambanden.

I denna studie ligger fokus på miljöeffekter men det kan vara av intresse att notera att för människors vidkommande är enligt Livsmedelsverket riskerna för hälsan p.g.a. bekämpningsmedelsrester i livsmedel små. Livsmedelsverket analyserade år 2000 en mängd livsmedel och i endast ett fåtal av proverna har man hittat rester av bekämpningsmedel över tillåtna halter (2,6 % för importerade och 0,3 % för inhemska frukter och grönsaker, inga prover över tillåtna värden för spannmål, (Livsmedelsverket, 2001)). Dock fanns det spår av bekämpningsmedel i hela 42 % av grönsakerna och frukterna och i drygt 8 % av proven med spannmål.

Även dricksvattenkvaliteten kontrolleras noga och inte heller där finner Livsmedelsverket några hälsovådliga halter av bekämpnings-

medelsrester. Dock finns det kvar rester av medel i ett antal prover. Dessa rester måste reduceras anser Livsmedelsverket (Sandberg et al., 1996). En kartläggning av bekämpningsmedelsrester under perioden 1985-1995 visade att 56 % av de undersökta ytvattenproverna och 43 % av grundvattenproverna innehöll rester (Hessel et al., 1997). För dricksvattentäkterna förekom det bekämpningsmedelsrester i knappt 3 % av proverna, men jordbruket ansågs inte ligga bakom dessa rester. Undersökningen visade vidare att det finns ett samband mellan mängden preparat som säljs och förekomst av rester i vattentäkter. I en nyligen genomförd undersökning av Sveriges lantbruksuniversitet hittades rester av ett flertal bekämpningsmedel i jordbruksbäckar och åar (Ulén et al., 2002). Även medel som sedan länge är förbjudna i Sverige p. g. a miljörisker hittades i undersökningen (atrazin, 2,4-D och simazin), vilket visar på bekämpningsmedlens långa nedbrytningstid. Man återfann också halter som kan inverka negativt på organismer i vattenmiljön.

Inom ekologisk odling är kemiska bekämpningsmedel inte tillåtna och svenska studier har också visat att ekologiska livsmedel är fria från bekämpningsmedelsrester. De problem som ovan beskrivits avseende den oönskade spridningen kan därmed entydigt härledas till den konventionella växtodlingen.

Den regionala förbrukningen av bekämpningsmedel varierar stort i landet. Tabellen nedan visar förbrukad mängd aktiv substans för de olika produktionsområdena i Sverige och bygger på intervjuer med närmare 4000 lantbrukare. Nära 60 % av alla bekämpningsmedel används på spannmål och 33 % på potatis, sockerbetor och ärtor (Jordbruksstatistisk årsbok, 2001). Dock är doserna betydligt högre för exempelvis potatis och betor än för spannmål.

Tabell 19. Användningen av bekämpningsmedel 1998

Produk- tions- område	Total gröd- areal	Verksam substans		% av åker- arealen som besprutas
	Tusen hektar	Ton lig	Genomsnitt- kg/ha ¹	
Gss	331,3	408,4	1,23	83
Gmb	300,8	219,7	0,73	56
Gns	409,6	143,5	0,35	67
Ss	553,0	158,2	0,29	57
Gsk	482,5	70,1	0,15	24
Msb	189,8	30,6	0,16	31
Nn	153,9	7,8	0,05	10
Ön	107,6	3,1	0,03	3
Riket		1041,4	0,42	

Anm. Jordbrukare med mer än 5 hektar ingår i undersökningen. 1) anger genomsnittet på totala åkerarealen

Källa: Jordbruksstatistisk årsbok, 2001.

Endast 3-10 % av grödarealen i norrlandslänen är besprutade jämfört med hela 67-83 % i slättbygden i Götaland (Jordbruksstatistisk årsbok, 2001). Detta beror naturligtvis på skillnader i driftsinriktningen. Slättervallen, som besprutas mycket sparsamt, utgör en stor andel av åkerarealen i de nordligare länen. I slättbygden dominerar spannmål, potatis och sockerbetor vilka kräver betydligt mer bekämpningsmedel. Götalands södra slättbygder och mellanbygder avviker från resten av landet vad gäller doseringen av bekämpningsmedel. I övriga landet ligger snittdosen runt 0.5 kg/ha behandlad åker att jämföra med 1.3-1.48 kg/ha behandlad åker för mellanbygden respektive slättbygden i Götaland. Med hänvisning till siffrorna i tabellen ovan torde riskerna med användning av bekämpningsmedel vara ett problem för framför allt slätt- och mellanbygden medan användningen, och därmed risken, i övriga delar av landet är betydligt lägre. Dock bör det påpekas att riskerna *inte behöver* vara större i områden där användningen är stor, även om det troligen finns ett samband. Riskerna uppstår vid oaktsam hantering och dålig precision vid besprutning, och är således inte direkt relaterat till mängden medel som används.

Statistiken sedan 1996 visar att den obesprutade arealen är tämligen konstant. Denna areal har inte ökat trots att arealen som fick stöd för

ekologisk odling ökade med drygt 180 000 hektar (Jordbruksstatistisk årsbok, 2001). En förklaring till detta kan vara att den areal som nu erhåller ersättning för ekologisk odling även tidigare var obesprutad.

3.5.2 Tungmetaller i marken

I all mark förekommer tungmetaller naturligt i en viss mängd, dock har halterna av vissa metaller ökat i jordbruksmarken sedan många år. Växternas upptag av giftiga ämnen är i regel lågt, med undantag för kadmium. Kadmium är giftigt för alla levande organismer och tillförs åkermarken huvudsakligen via luftnedfall, slam och via fosforgödsling. Kadmiumhalten ökade i början av sjuttioalet med ca 1 % per år. Tillförseln har nu minskat markant vilket beror på att kadmiumhalten i fosforgödsel minskat kraftigt.

I råfosfat som används som råvara i fosforgödsel finns kadmium bundet. Det konventionella jordbruket tillförde under 1999 ca 18 000 ton fosfor genom handelsgödsel med varierande halter av kadmium, beroende på kadmiuminnehållet i det brutna råfosfatet. Kadmiumhalterna i fosforgödsel har dock halverats sedan 1995 och är idag i genomsnitt ca 9 mg Cd/kg P (Jordbruksstatistisk årsbok, 2001). Det årliga tillskottet av kadmium till åkermarken är ca 0.6 g Cd/ha där merparten av tillförseln kommer från luftnedfall, drygt 60 % (Jordbruksstatistisk årsbok, 2001).

Kadmium lagras i åkermarken och kan på sikt göra marken otjänlig för livsmedelsproduktion. Via intag av jordbruksväxter lagras kadmium i njurarna; kadmium kan dessutom orsaka blodbrist samt nerv- och lungskador. Luftnedfallet av kadmium varierar över landet och är högst i södra och sydvästra Sverige och lägst i Norrland.

Tabell 20. Kadmiumtillförsel till åkermarken från handelsgödsel 1999

Produk- tions- område	Total gröd- areal Tusen ha	Fosfor från handelsgöd- sel Ton/år	Andel göds- lad areal ¹ , %	Kadmiumtillför- sel, Kg/år	Kadmiumtillför- sel, mg/gödsad ha och år
Gss	311,3	2 900	61	26,1	137,4
Gmb	299,3	1 830	68	16,5	81,1
Gns	381,5	3 890	67	35,0	136,9
Ss	523,5	4 490	67	40,4	115,2
Gsk	471,3	2 270	75	20,4	57,7
Msb	172,1	1 260	65	11,3	101,0
Nn	150,9	580	66	5,2	52,2
Ön	105,9	550	74	5,0	63,8
Riket	2415,8	17 770	68	159,9	93,2

1) anger både stall- och handelsgödsad areal

Källa: egen bearbetning efter Jordbruksstatistisk årsbok, 2001.

Variationen i kadmiumtillförseln är mycket stor i landet och beror på tillgången på stallgödsel och på markförhållanden. I Götalands skogsbygder (Gsk) kommer endast 25 % av fosfortillförseln från handelsgödsel. Resten kommer från stallgödsel vilket naturligtvis förklaras med djurtätheten i detta område. Motsvarande siffra för Götalands norra slättbygder (Gns) är 63 % från handelsgödsel.

3.6 Uttag av ändliga resurser

Fosfor är en ändlig resurs som bryts i gruvor i framförallt Nordamerika, Marocko och på Kolahalvön. Den största brytningen av fosfor sker i USA medan mer än hälften av de potentiella reserverna finns i Marocko (Naturvårdsverket, 1997d). Tillgången är begränsad och beräknas räcka ytterligare 175-200 år. Den begränsade tillgången ställer kommande generationer inför problem med sin fosforförsörjning. Den konsumtion som sker idag av fosfor genom gruvbrytning, påverkar således framtida generationers möjlighet att tillgodose sitt behov. Fosfor finns naturligt bundet i marken men halterna är så låga att fosforgödsling är nödvändig. Hela 90 % av den fosfor som bryts används till framställning av handelsgödsel (Naturvårdsverket, 1998). I Sverige finns stora reserver av fosfor från den järnmalm som bryts och de inhemska potentiella reser-

verna har beräknats till 26 miljoner ton (Naturvårdsverket, 1997d). Det skulle vara möjligt att framställa 29 000 ton fosfor årligen från malmbrytningen i Kiruna (ibid.), vilket mer än väl skulle motsvara dagens inhemska förbrukning av fosfor från handelsgödsel. På grund av dålig lönsamhet i malmbryning och handelsgödsetillverkning görs dock inte detta idag. Tillverkningen av fosfor sker i Sverige idag enbart med importerad fosforsyra.

Inom konventionell odling tillförs åkermarken ca 7 kg P/ha årligen via handelsgödsel. Förbrukningen av fosfor från handelsgödsel uppgick 1999 till 17 700 ton (Jordbruksstatistisk årsbok, 2001). Av totala förbrukningen av fosfor i jordbruket utgörs 44 % av handelsgödsel och 56 % av stallgödsel. I tabellen framgår de regionala skillnaderna i tillförseln av fosfor från handelsgödsel.

Tabell 21. Förbrukningen av fosfor från handelsgödsel 1999

Produktions- område	Grödareal totalt, Tusen ha	Andel göds- lad areal, %	Ton fosfor från han- delsgödsel	Kg P/ gödslad ha från han- delsgödsel
Gss	311,3	61	2 900	15,3
Gmb	299,3	68	1 830	9,0
Gns	381,5	67	3 890	15,2
Ss	523,5	67	4 490	12,8
Gsk	471,3	75	2 270	6,4
Msb	172,1	65	1 260	11,3
Nn	150,9	66	580	5,8
Ön	105,9	74	550	7,0
Riket	2415,8	68	17 770	10,4

1) anger stall- och handelsgödslad areal

Källa: Jordbruksstatistisk årsbok, 2001.

De största givorna av fosfor tillförs i slättbygdsområdena medan skogsbygden tillför mindre mängder fosfor från handelsgödsel. I områden där växtodling dominerar (Svealands slättbygder, Götalands södra och norra slättbygder) är tillförseln av handelsgödsel stor, medan områden med hög djurtäthet (Götalands skogsbygder) tillgodoser fosforbehovet med stallgödsel. Anmärkningsvärd är dock den relativt höga givan i övre Norrland där 7,0 kg P/ha tillförs de arealer som fosforgödslas. Detta kan möjligtvis förklaras med den låga andel djur och därmed stall-

gödsel som finns att tillgå i denna region. Därav följer ett behov av fosfor från handelsgödsel.

Fosforbalansen i åkermarken anger hur stor del av tillförseln av fosfor som kommer växterna tillgodo. Det finns stora regionala obalanser i tillgång och behovet av fosfor, vilket till stor del beror på en regional specialisering. I spannmålsdominerande områden råder en brist på fosfor medan djurtäta områden har ett överskott i fosforbalansen. Totalt tillförs 17 kg P/ha i snitt i hela landet, varav ca 10 kg P/ha kommer från stallgödsel (Jordbruksstatistisk årsbok, 2001). Bortförseln via skördeprodukter är 14 kg P/ha, vilket innebär att 3 kg P/ha huvudsakligen lagras i marken varje år, men riskerar också att läcka till hav, sjöar och vattendrag (SCB, 2000). Jordbrukets andel av fosforbelastningen på haven har uppskattats till 16 % (Naturvårdsverket, 1998).

Enligt beräkningar från Sveriges lantbruksuniversitet och Naturvårdsverket skulle behovet av fosfor från handelsgödsel kunna minskas betydligt om balans rådde mellan växtodling och djurproduktion samt om biologiska avfallsrester från hushåll utnyttjades (Naturvårdsverket, 1997d). Behovet av fosfortillskott skulle då uppgå till ca 15 000 ton årligen, där endast 7 000 ton kommer från handelsgödsel. Resterande 8 000 ton beräknas komma från det urbana biologiska avfallet såsom avloppsrester och organiskt avfall. Dock framgår det i rapporten att behovet av fosfortillskott från handelsgödsel kvarstår, om än minskat, om man skall behålla den långsiktiga bördigheten i marken. Att enbart förlita sig på stallgödsel, djupväxande grödor eller i viss mån organiskt avfall såsom inom ekologisk odling bedöms alltså inte vara hållbart på längre sikt (Naturvårdsverket, 1997d).

Grödans behov av fosfor kvarstår oavsett om man tillämpar ekologiska eller konventionella odlingsmetoder. En ekologisk lantbrukare måste dock tillgodose sitt fosforbehov från andra källor än från handelsgödsel. Fosforförsörjningen skall i första hand ske genom lämpligt val av växtföljder, val av växter med djupt rotsystem och tillförsel av stallgödsel. Om inte detta räcker kan lantbrukaren få tillstånd att använda andra produkter såsom råfosfat och hushållsavfall, vilket dock inte är så vanligt (Dock-Gustavsson, 2002, pers. meddelande).

De flesta ekologiska lantbrukare tillgodoser fosforbehovet genom stallgödsel och uttag av överskott av fosfor i marken. Idag finns stora områden i framförallt södra Sverige med ansevärliga mängder fosfor i marken som byggts upp under lång tids konstgödsling (Salomon, 2000). Till detta kommer en intensiv djurhållning vilket leder till förhöjd fosforhalt i marken. På sikt kommer dock detta överskott att försvinna om inte ny fosfor tillförs och fosforbehovet måste tillgodoses på andra sätt. Biofer är ett gödselmedel som framställs av slakteri- eller livsmedelsavfall och som blir allt vanligare bland ekologiska lantbrukare utan djur. Studier visar att fosforbalansen är i stort sett i jämvikt, eller visar ett litet negativt resultat på ekologiska gårdar, medan det finns ett överskott på konventionella gårdar (Myrbeck, 1999; Salomon, 2000). Ekologiska gårdar har således ett bättre näringsutnyttjande av fosfor, medan ett överskott ökar risken för växtnäringsförluster. Enstaka år med underskott är inte alarmerande, dock kan det få svåra konsekvenser på sikt. Mycket tyder alltså på att den långsiktiga försörjningen av fosfor till ekologiska åkrar är ohållbar.

Ekologiska djurgårdar har möjligheter till egen försörjning av fosfor genom stallgödseln. Däremot har växtodlingsgårdar problem med fosfortillförseln då en stor del av produktionen går till humankonsumtion och därmed försvinner från gården. För att de ekologiska växtodlingsgårdarna på sikt skall vara hållbara från fosforsynpunkt krävs en recirkulering av fosfor från bl.a. organiska restprodukter från människan såsom matrester, slaktavfall, fekalier och urin. Idag är detta inte tillåtet enligt KRAV och villkoren för ersättning för ekologisk produktion.

3.7 Markförsurning

Jordbruksdriften försurar marken genom främst förbränning av fossila bränslen, användning av surgörande gödselmedel och ammoniakavdunstning från stallgödsel. Därutöver orsakar växternas naturliga näringsupptag och markandning försurning av mark. Försurningen orsakar stora skador på växtligheten genom att många näringsämnen blir svåra att ta upp vid låga pH-värden. Därutöver kan upptaget av vissa giftiga tungmetaller som kadmium och aluminium öka. Ytterligare en konsekvens är att den biologiska aktiviteten i marken avtar vid låga pH-halter.

Jordbruket orsakar utsläpp av svaveldioxid och kväveoxider från förbränning av fossila bränslen vid traktor användning och transporter till och från gårdarna, och vid produktion av foder, bekämpningsmedel och handelsgödsel. Jordbrukets andel av försurande ämnen är relativt liten i förhållande till andra samhällssektorer såsom massa- och pappersindustrin, petrokemisk industri och trafiksektorn (SCB, 2000a). Det finns inga studier gjorda där ekologiska produktionssystem och konventionella jämförs med varandra med avseende på kväve- och svaveloxidutsläpp. Dock genereras utsläpp av dessa ämnen vid tillverkning av kväve-, fosfor- och kaliumhandelsgödsel. Även transporter från fabrikena, som ligger i Sverige och Europa, med lastbil genom Sverige till respektive uppköpare genererar utsläpp av främst kvävedioxider. P.g.a. brist på statistik och forskningsresultat på detta område kommer inte utsläppen av svavel- och kväveoxider att beaktas.

Utsläpp av ammoniak har en försurande effekt på mark och vatten. Ammoniakavgången har även en övergödningseffekt som har behandlats under avsnitt 3.2.3.

3.8 Sammanfattning av miljöeffekter

För vissa av de miljöeffekter som studeras i denna rapport har det visat sig vara svårt att kvantifiera skillnaderna mellan de två olika produktionssystemen. Det gäller i synnerhet effekterna på den biologiska mångfalden, men också ammoniakavgång. En stor osäkerhet råder i beräkningarna av hur stor del av ammoniakavgången som deponeras i Sverige och som har en eutrofierande effekt på de omkringliggande haven. För den biologiska mångfalden är det omöjligt att hitta ett mått på *hur stor* skillnaden är mellan ekologisk och konventionell åkermark. Vidare blir resonemanget än mer orimligt när man vill kvantifiera skillnaderna per kg spannmål som produceras. Det enda möjliga i detta fall är att uttala sig om effekten i stort, utan att kvantifiera och utan att relatera till biologisk mångfald per kg spannmål.

I ovanstående avsnitt har litteraturen sammanställts och den tillgängliga statistiken nyttjats för att belysa och kvantifiera generella skillnader mellan de två produktionssystemen. Tabellen sammanfattar resultaten från denna genomgång.

Tabell 22. Sammanställning av skillnader i miljöeffekter

Företeelse	Effekt per hektar	Effekter per kg livsmedel.
Kväveläckage	+	0
Ammoniakläckage	+	-
Diversitet i flora och faunan	+	Ej relevant
Diversitet av habitat	0	Ej relevant
Landskapseffekter	0	Ej relevant
Klimatgaser:		
- Koldioxid	+	+
- Metangaser	0	0
- Dikväveoxid	0	0
Gifter i miljön:		
- Pesticider	+	+
- Kadmium	+	+
Fosforanvändning	+ (?)	+ (?)

(+) anger en positiv effekt av ekologisk drift jämfört med ett motsvarande konventionellt jordbruk; (-) anger en negativ effekt jämfört med ett motsvarande konventionellt jordbruk; (0) anger ingen indikerad skillnad; + (?) anger en positiv effekt med viss osäkerhet

De stora (naturvetenskapliga) skillnaderna mellan ekologiska och konventionella produktionssystem visar sig avseende den biologiska mångfalden, pesticidanvändningen och kadmiumupplagringen, till det ekologiska systemets fördel. Endast för dessa tre parametrar finns det klara skillnader i systemen. Skillnaden (i naturvetenskapligt hänseende) i ammoniakavgång och koldioxidutsläpp är liten mellan de två systemen. Effekterna av användningen av fosfor från handelsgödsel är inte helt entydiga utan forskning finns som visar på både för- och nackdelar med varje produktionssystem. Hittills har det dock inte påvisats några problem med fosforförsörjningen till ekologisk odling. Lagren i marken är fortfarande tillräckliga.

Inte alla effekter på miljön som respektive system kan tänkas orsaka finns inkluderade i denna rapport. Främst tre effekter är uteslutna. Det gäller för det första försurningen som orsakas av ammoniaknedfall, surgörande gödselmedel och förbränning av fossila bränslen. Jordbruket bedöms här stå för en relativt liten andel av försurningen i Sverige jämfört med andra sektorer. Vidare har inte fosfor behandlats som problematiskt ur övergödningssynpunkt i denna rapport. Fosfor orsakar över-

gödning i främst insjöar och vattendrag. Detta problem har dock bedömts som litet jämfört med övergödningen i våra omkringliggande havsvatten. Till sist har effekter på markkvaliteten uteslutits. Flera studier visar att det biologiska innehållet i ekologiskt odlad mark är högre än för motsvarande konventionella mark och att bördigheten därmed är högre i det försträmda systemet (Stolze et al., 2000). Med en hög humushalt har marken en större kapacitet att förhindra markskador och kan förbättra tillgängligheten på näringsämnen. Denna effekt har inte beaktats p.g.a. att det ligger i brukarens eget intresse att ha en hög bördighet i sin mark. Det har därför inte hanterats som en extern effekt utan en effekt som brukaren i tillräcklig hög grad beaktar i sitt beteende för att tillgodose även externa intressen. Det kan emellertid få konsekvenser för framtida generationer om inte tillräcklig hänsyn tas till detta idag då mullhaltsförändringar sker mycket långsamt. Förmodligen har den externa effekten underskattats med det använda betraktelsesättet.

I nästkommande kapitel görs en ekonomisk värdering av de noterade effekterna. I kapitlet analyseras *hur mycket* de uppkomna skillnaderna är värda. I innevarande kapitel har skillnader i miljöpåverkan mellan ekologisk och konventionell livsmedelsproduktion analyserats och kvantifierats; nu återstår att *värdera* dessa. Endast de effekter där en skillnad finns mellan systemen kommer att värderas.

4

Ekonomisk värdering av miljöeffekter

Den miljöekonomiska analysen är en mycket viktig del i den samhälls-ekonomiska kalkylen. Det första steget i analysen är att kvantifiera konsekvenserna eller effekterna i fysiska termer, vilket har gjorts i kapitel 3. Nästa steg blir att monetärt värdera dessa skillnader, vilket detta kapitel behandlar. Kapitlet börjar med en genomgång av vanliga metoder för att mäta det monetära värdet.

4.1 Priset på miljön

I ekonomiska kalkyler används ofta marknadspriser för att värdera olika alternativ. Detta är korrekt så länge priset återspeglar en varas alla relevanta egenskaper. I vissa fall kan marknaden, genom märkning, tillhandahålla en värdering av exempelvis etiska eller miljömässiga aspekter av varan. Dock saknar många miljövaror ägare och därmed finns det inget pris. En lösning på detta problem är att skapa ett pris som speglar samhällets värdering av varan. Människors värdering av en vara eller företeelse återspeglas i deras betalningsvilja för att erhålla varan. I teorin speglas allt som är relevant för individens subjektivt upplevda välfärd i betalningsviljan (Brännlund & Kriström, 1998). I nästa avsnitt beskrivs hur man kan mäta betalningsviljan.

I den gängse ekonomiska teorin⁵ betraktas endast subjektiva värden (Hahn, 1996). Värdet är ett antropocentriskt begrepp, vilket innebär att endast det människorna värdesätter har ett värde. Natur eller djur är värdefulla för att människor tillskriver dem ett värde. Det samhällsekonomiska värdet av exempelvis rent hav är summan av alla individers subjektiva värdering av rent hav (Hahn, 1996).

En analys av det ekonomiska värdet av en miljöförändring möter ofta en misstro mot att värderingen görs i monetära termer såsom kronor och ören. Att värdera fiskdöd i Östersjön eller en klimatförändring i pengar

⁵ Här menas den neoklassiska ekonomiska teorin.

kan tyckas cyniskt. Dock *måste* ett samhälle prioritera mellan olika projekt då inte alla åtgärder kan genomföras eftersom resurserna är begränsade och inte alla åtgärderna har lika stora effekter, exempelvis på miljön. I en samhällsekonomisk kalkyl utan effekterna på miljön missar man, ibland kanske väsentlig, information. För att väga olika handlingsätt mot varandra, krävs en värdering av sinsemellan mycket olika effekter. Vid en sådan värdering av olika effekter är det viktigt att använda samma enhet. Denna enhet kan kallas vad som helst men eftersom pengar är det normala betalningsmedlet är detta också en vanlig och bekväm enhet att använda vid jämförelser. Pengar är enbart ett mått på olika varors, eller effekters, relativa värden.

Att värdera miljökvaliteten i ekonomiska termer är svårt. För det första är allmänheten ovan att värdera dylika ting vilket gör det svårt att uppge hur mycket man är beredd att betala för att bevara eller förändra miljökvaliteten. För det andra är det svårt för individerna att bedöma effekterna av en förändring av miljökvaliteten. Svårigheten att bedöma effekterna hänger ihop med att många förändringar i en miljövariabel är långsiktiga. Om exempelvis förbrukningen av kvävegödsel inom jordbruket minskar tar det lång tid innan denna minskning ger effekter på övergödningen i Östersjön. Detta försvårar givetvis uppskattningen av värdet. Det finns således flera skäl till att vara skeptisk till om det är möjligt att med någorlunda säkerhet kunna uppskatta det ekonomiska värdet av miljöeffekter. Dels finns frågetecknen om det är möjligt att fånga alla effekter av en förändring, dels finns frågetecknen om dessa kan värderas i ekonomiska termer. Dock är detta inget skäl till att avstå från att försöka. En utebliven värdering kan tolkas som att värdet är noll, vilket inte alls är fallet (Brännlund & Kriström, 1998).

Kostnadsberäkningarna kan således i det följande avsnittet av förklarliga skäl kännas osäkra. Det är många gånger dock inte det väsentliga om själva siffrorna är exakta. Resonemangen kring värdering och att synliggöra problematiken är väl så värdefullt, medan sifferbeloppen skall tolkas med försiktighet.

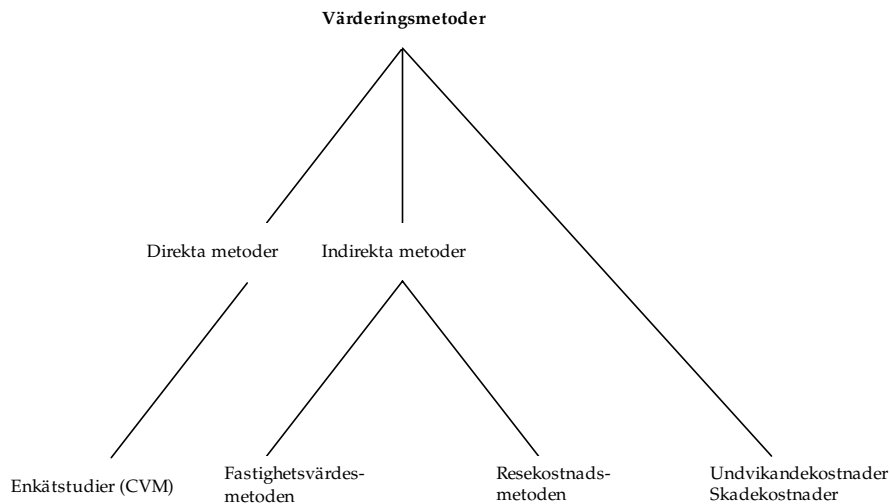
En central frågeställning vid värdering av miljöeffekter är valet av diskonteringsränta. För många miljövaror sker en förändring i kvaliteten

först på lång sikt. Vid bedömning av det monetära värdet av en sådan förändring måste således kostnader och nyttor som inträffar i framtiden relateras till nuvärdet. Tekniken man använder då kallas för diskontering. Människor har positiva tidspreferenser vilket innebär att de föredrar intäkter idag framför imorgon och kostnader imorgon framför idag (Pearce, Turner & Bateman, 1994). Orsaken till detta är osäkerhet om framtiden, en mänsklig otålighet, förväntan om ökade framtida inkomster och en förväntan om tillväxt (Hahn, 1996). Vid diskontering väger kostnader och nyttor som inträffar i framtiden lättare, vilket har stor betydelse för värdering av en förändring i miljökvaliteten. Kostnaderna för en handling som innebär en negativ miljöpåverkan om 50-100 år uppfattas som lägre än om skadan skulle uppträda idag. Detta leder till att miljökostnader väger mycket lätt i investeringskalkyler. Intäkter för framtida generationer väger likaså lättare än intäkter för dagens generation, vilket ofta leder till ett överutnyttjande av naturresurser istället för att de sparas för framtida behov. Valet av diskonteringsränta blir därmed mycket viktig vid monetär värdering. Vid en positiv diskonteringsränta värderas kostnader och nyttor lägre ju senare de inträffar, och tvärtom vid en negativ ränta. Utan diskonteringsränta (räntan=0) värderas kostnader och nyttor lika högt oavsett när de inträffar. I denna rapport är valet av diskonteringsränta väsentlig vid värdering av klimateffekten.

4.2 Metoder för monetär värdering

Det finns en mängd metoder för att mäta värdet, eller betalningsviljan, för icke prissatta miljövaror, och de brukar indelas i direkta och indirekta metoder. Figuren nedan visar en översikt utav några av de vanligaste värderingsmetoderna. Det finns ett flertal andra tekniker som används inom den nationalekonomiska forskningen, men som inte beskrivs i denna rapport.

Figur 8. Schematisk skiss över metoder för monetär värdering av miljöeffekter



En *direkt metod* är att genom en enkät fråga människor hur mycket de är beredda att betala för att exempelvis minska kväveläcket till Östersjön med 50 %. Denna metod kallas för Contingent Valuation-metoden (CV-metoden). Det finns ingen vedertagen svensk översättning men ibland används hypotetisk värderingsmetod. Metoden går ut på att introducera en hypotetisk marknad eller situation där en förändring i tillgången av en miljövara beskrivs. I en intervju eller via enkäter beskriver man problemet och en föreslagen åtgärd för problemet. Detta syftar till att informera respondenten om problemet och vad man kan göra åt det. Företeelsen måste definieras tydligt och i ett trovärdigt scenario så att respondenterna vet vad de tar ställning till (Malmberg, 1994). Därefter får respondenterna värdera förändringen, där pengar används som värderingsenhet. Betalningsviljan kan uttryckas på flera sätt, såsom ett ökat skattetryck man är beredd att acceptera eller ett frivilligt belopp man vill betala för att åtgärda problemet. Betalningsviljan är ett uttryck för individens värdering av företeelsen i fråga.

Denna metod är mycket flexibel och kan användas på alla miljövaror eller miljötjänster. CV-metoden är den enda metoden som finns för att

skatta även värden⁶ som till sin natur är orelaterade till personligt nyttjande (Bostedt, 1997). En person kan mycket väl ha en värdering för, och således en betalningsvilja för, att bevara ett ekosystem, eller en art, utan att denne vill konfronteras med naturresursen ifråga. Genom denna metod fångas alltså det totala värdet in av resursen, både användarvärden och icke-användarvärden (existensvärde).

Värdet av CV-undersökningar beror till stor del på utformningen av studien. Den svåraste frågan är om respondenterna verkligen kan uttrycka sina preferenser genom svar på hypotetiska frågor, eller om de endast ger hypotetiska svar på hypotetiska frågor (Malmberg, 1994). Vidare är det svårt att veta om respondenterna verkligen avslöjar sina sanna betalningsviljor. Det finns klara incitament till att över- eller underskatta sin betalningsvilja när inga faktiska betalningar görs. Respondenten kan mycket väl bete sig strategiskt och överdriva sin betalningsvilja om han eller hon sympatiserar med projektet i fråga. På motsvarande sätt kan respondenten underdriva sin betalningsvilja. Tillförlitligheten i dessa metoder kan därför vara mycket tveksam. Dock har hypotetiska CV-undersökningar följts upp av faktiskt betalningsbeteende. Studierna har visat att betalningsviljan som respondenterna angav via en CV-undersökning låg på 70-90 % av vad de faktiskt senare betalat (Pearce, Turner & Bateman, 1994). Respondenter hade enligt denna undersökning en tendens att underskatta sin betalningsvilja, men storleken på underskattningen är liten. Flera andra studier har också identifierat problem med strategiskt beteende där respondenterna antingen under- eller överdriver sin betalningsvilja, men att detta problem är mindre än vad man kanske kan vänta sig (Brännlund & Kriström, 1998).

Med de *indirekta metoderna* utnyttjas marknadspriser för närliggande företeelser som kan säga något om värdet på miljövaran. Exempelvis kan man studera prisskillnader mellan två motsvarande villor som skiljer sig åt vad gäller avståndet till en motorväg (fastighetsvärderingsmetoden). Vid köp av ett bostadshus beaktar köparen alla karaktäristika som på-

⁶ Det totala värdet av en naturresurs brukar delas upp i dels användarvärden, dels existensvärden. Användarvärden anger värdet en individ upplever genom direkt nyttjande av resursen medan existensvärden är orelaterade till direkt konsumtion (Brännlund & Kriström, 1998).

verkar boendekvaliteten, även miljökvatiteter (ren luft, vacker och tyst omgivning). Prisskillnaden ger en indikation på värdet av en tyst omgivning.

Ytterligare en metod är att studera vad personer är beredda att betala för att komma till ett utflyktsmål, till exempel ett naturreservat. Besökare frågas om deras kostnader för att bege sig till målet. Resekostnaden ger en uppfattning om vad resenärerna, i alla fall som minst, är villiga att betala för att uppleva eller njuta av naturreservatet. Ett problem med denna metod är att värdera restiden i monetära enheter och inte bara bussbiljetten eller bensinkostnaden. Det finns en tydlig uppskattning för ett utflyktsmål, eller betalningsvilja, bland alla de besökare som cyklar som visar sig genom den tid de tillbringar på cykeln för att komma till målet. Ytterligare ett problem uppstår när en besökare reser till flera utflyktsmål på en gång. Det blir problematiskt att avgöra hur stor del av den totala resekostnaden som spenderas på varje plats.

En stor fördel med de indirekta metoderna är emellertid att de är enkla att genomföra och grundar sig på faktiskt beteende, till skillnad från en CV-studie. Den stora nackdelen med dessa metoder är att man bara fångar en del av värdet; det som kan omsättas på en marknad. Andra värden, såsom existensvärden, fångas inte upp.

Både de direkta och indirekta metoderna mäter förändringar i nyttan eller betalningsviljan. Ett annat sätt att värdera miljön är utifrån kostnader för att undvika en kvalitetsförsämring i miljön eller för att återställa en viss miljöförsämring. Exempelvis kan kostnader för att undvika ammoniakavgång från t.ex. stallgödsel ge en indikation på vad vi är beredda att betala för att slippa förorening (undvikandekostnader). Dock finns det här ett problem där en åtgärd leder till fler önskvärda effekter. Exempelvis kan en installation av treglasfönster för att slippa buller ge en indikation på vad personen ifråga är beredd att betala för en tyst miljö. Ett treglasfönster ger emellertid också lägre energiförbrukning, vilket troligtvis också värderas positivt av husägaren.

En relativt enkel metod för att få en uppfattning om värdet av en miljövara är att använda miljöskatter/avgifter. Genom miljöskatter blir kost-

naden för miljöförstörelsen eller utnyttjandet av resurser kännbar för aktören och kommer därför att beaktas (internaliseras) i den företagsekonomiska bedömningen. Därmed minskar produktionens lönsamhet och aktören minskar förbrukningen av resursen. De skatteintäkter som genereras till staten är inte öronmärkta till att åtgärda de miljöproblem som åsyftas. Detta är dock fallet med miljöavgifter där intäkterna finansierar t.ex. reningsåtgärder eller återställandekostnader. De flesta svenska miljöskatterna är fastställda utifrån praktiska uppskattningar av kostnader för att undvika skador på naturresursen (Naturvårdsverket, 1997b). Om skatten är satt på en ekonomiskt effektiv nivå motsvarar marginalkostnaden för ytterligare utnyttjande av resursen samhällets marginalnytta av ett minskat resursutnyttjande. Att fastställa skattenivån kräver alltså i sig en nyttovärdering. Att använda sig av skatter som värdering av samhällets nytta innebär därför en rundgång och har därmed sina brister. Skattenivåerna kan emellertid fastställas genom att prova sig fram och de kan successivt justeras. En miljöskatt kan därför ses som ett mått på samhällets betalningsvilja och därmed som en värdering av resursen. Dock bör det komma ihåg att en miljöskatt inte alltid är satt på en nivå som återspeglar undvikandekostnaderna. Andra politiska överväganden kan spela en stor roll - där hänsyn tas till sysselsättning, regionalpolitik, utrikespolitik, etc.

I den samhällsekonomiska kalkylen beaktas utöver det företagsekonomiska resultatet även miljökostnaderna. Produktionskostnaderna är företagsekonomiska kostnader som är kännbara för lantbrukaren medan miljökostnaderna drabbar samhället i övrigt. I de fall en miljöeffekt är korrigerad genom en skatt, kommer denna kostnad att ingå i lantbrukarens företagsekonomiska kalkyl. Detta kapitel syftar till att beräkna kostnaderna för de miljöeffekter som inte beaktats av lantbrukaren, men som är kännbara för samhället. Kostnaderna inkluderar både de miljöeffekter som är helt oreglerade (inte skattebelagda) och de som delvis är reglerade genom en skatt.

I nedanstående avsnitt beräknas kostnaderna för de olika miljöeffekterna utifrån tillgängliga studier av monetära värden på respektive effekt. Direkta betalningsvillighetsstudier kommer att användas där sådana finns och tillförlitligheten bedöms god. I annat fall kommer miljöskatter och

avgifter att användas som ett mått på samhällets värdering av miljövaran. För vissa miljöeffekter har inte några betalningsvillighetsstudier genomförts och statliga insatser ger inte någon rättvisande vägledning på samhällets värdering. I dessa fall kan endast en kvalitativ diskussion kring värdet föras.

4.3 Ammoniakutsläpp

Avgång av ammoniakgaser kan leda till både förurning av marken och övergödning av vattensystemen. Denna rapport begränsar sig till att beakta ammoniakavgång som problematiskt p.g.a. dess övergödningseffekt.

Hur stora skadorna är och hur vi ekonomiskt värderar dessa skador är givetvis mycket svårt att beräkna. Skadornas storlek beror på var på kusten skadorna sker och den befintliga halten av kväve i havsvattnet.

Enligt avsnitt 3.2.4 varierar ammoniakavgången och skadan därav regionalt över landet, och endast en liten del av ammoniakgasen ger upphov till eutrofiering i havsvattnet. Värderingen av ammoniakavgången varierar således beroende på var utsläppen sker. En del studier finns för uppskattning av värdet av minskad eutrofiering i de omkringliggande havsområdena (se exempelvis Söderqvist, 1996; Frykblom, 1998; Söderqvist & Scharin, 2000). Söderqvist har i en studie under 1996 skattat den svenska betalningsviljan för 50 % reduktion av kväveläckaget till Östersjön till 10 500 MSEK (Söderqvist, 1996). Dock gynnas inte enbart Sverige av ett minskat läckage utan också andra länder i Östersjöregionen. I samma studie uppskattades den totala betalningsviljan för alla nio länder i regionen till 31 500 MSEK. Om man antar att reduktionen av ett kg kväve till Östersjön har samma värde oavsett var denna reduktion sker, beräknas den enhetliga marginella nyttan uppgå till ca 63 kr/kg kväve som reduceras. Den totala kvävebelastningen på Östersjön var 1995 1 miljon ton N (HELCOM, 2001).

Skadan av ett kg kväve, eller effekten av en kvävereduktion, varierar inom Östersjöns delar och därmed varierar också betalningsviljan för en kvävereduktion (Gren, 2001). Beroende på vattenströmmar transporteras inget kväve från norra Sverige (Bottenviken och Bottenhavet) till södra. I

dessas vatten är det tillgången på fosfor som styr tillväxten av alger och annan vegetation. En förändring av kvävehalten i dessa hav har inte någon biologisk betydelse, och således har kvävet ingen eutrofierande effekt här (ibid.). Den marginella nyttan av en kvävereduktion antas därmed var noll i norra Sverige.

Utöver betalningsvillighetsstudierna har beräkningar genomförts av kostnaderna för att reducera kväveläckaget till Östersjön. Resultat från Gren et al. (1997) visar att kostnaderna uppgår till ca 31 000 MSEK per år för att reducera läckaget med 50 %. I studien beräknas kostnadseffektiva lösningar bland Östersjöregionens nio länder för en total halvering av kväveläckaget. Kostnaderna och den nationella reduktionen av kväveläckaget varierar mellan de nio länderna. För Sveriges del skulle detta innebära att kväveläckaget reducerades med 42 % till en kostnad av 5300 MSEK/år. I Polen däremot, innebär den kostnadseffektiva lösningen för Östersjöregionen en minskning av kväveutsläppen med 63 %. Polens stora andel beror på att det är relativt sett billigare att rena här än i Sverige.

Studierna av Söderqvist (1996) och Gren (2001) gällde betalningsviljan för kvävehalter i Östersjön och inte i alla avrinningsområden. Eutrofieringsproblemen är dock även påtagliga i Västerhavet (Kattegatt och Skagerrak), men i betydligt mindre utsträckning i Bottenhavet och Bottenviken. I brist på en regional fördelning av värdet av en halvering av kvävehalten i Östersjön antas i denna rapport att värdet motsvarar 63 kr/kg N i hela Östersjön utom i de två nordligaste havsbassängerna (Bottenviken och Bottenhavet) där värdet är lika med noll. Vidare antas att betalningsviljan för en halvering av kvävehalterna är lika stor i Västerhavet som i Östersjön.

Ammoniakutsläppen är olika skadliga beroende på var i landet avgången sker. Som beskrivits i avsnitt 3.2.4 beräknas ammoniakutsläppen per ytenhet överstiga den kritiska belastningen i endast tre av landets åtta produktionsområden (Gss, Gmb och Gns) och det är alltså här nivåerna måste minska. Den marginella nyttan av en minskning av ammoniak i de övriga områdena är således noll. Mjölproduktionen ger alltså endast

upphov till miljökostnader, i termer av eutrofiering, i de tre Götalandsområdena.

Enligt avsnitt 3.2.4 orsakar en ekologisk djurhållning ca 10-15 % högre ammoniakutsläpp än motsvarande konventionella produktion. Skillnaden motsvarar ca 0,3 g N per kilo mjölk⁷. I tabellen nedan redovisas delar av beräkningen för kostnader som detta utsläpp orsakar.

Tabell 23. Kostnader för ökad ammoniakavgång i ekologisk djurhållning

Skillnad i ammoniakavgång mellan konventionell och ekologisk produktion	0,0003 kg N/kg mjölk
Andel som deponeras i Sverige, 30 %	0,0001 kg N/kg mjölk
Betalningsvilja för minskad eutrofiering	63 kr/kg N
Kostnad ammoniakutsläppen	0,63 öre/kg mjölk

Källa: Egen sammanställning

Med avseende på den värdering som ligger till grund för beräkningarna orsakar således produktionen av 1 kg ekologisk mjölk en merkostnad p.g.a. en större ammoniakavgången, på ca 0,63 öre. Denna miljökostnad belastar samhället vid produktion av mjölk i endast de tre Götalandsområdena. I övriga delar av landet orsakar inte ammoniakavgången någon nämnvärd eutrofiering och därmed antas miljökostnaden för ammoniakutsläppen vara noll i dessa områden.

Beloppen i tabellen ovan kan tolkas som kostnaden för den negativa miljöpåverkan som ekologisk djurdrift orsakar och beror alltså på den större andelen grovfoder i foderstaten och den lägre avkastningen per djur inom ekologisk drift jämfört med konventionell drift.

4.4 Biologisk mångfald

I avsnitt 3.3 sammanfattades resultaten av forskningen kring ekologisk odling och biologisk mångfald. Merparten, men inte all, forskning tyder på att ett ekologiskt jordbruk ger upphov till en större biologisk mångfald i åkermarken. Frågan är nu hur mycket "mer" biologisk mångfald samhället får genom en ekologisk produktion och hur högt samhället värderar denna.

⁷ Omvandling NH₃-N: 14/17

Biologisk mångfald är ett mycket brett begrepp som kan innefatta graden av artrikedom inom ett område mellan eller inom arter, eller en rikedom av ekosystemtyper. När det gäller skillnader i den biologiska mångfalden mellan ekologiskt och konventionellt odlad åkermark avser detta en artrikedom eller variation inom arter. Ekosystemtypen är alltså åkermark. Enligt ekonomisk teori uttrycks värdet som betalningsviljan per enhet av varan eller tjänsten. Det krävs således en kvantifiering av skillnaden i biologisk mångfald per hektar eller per kilo produkt. Dessutom krävs en kartläggning av funktionssambanden mellan dess ingående komponenter. Vissa arter kan vara nyckelarter som har stor betydelse för andra arters överlevnad, medan andra är mer solitära till sin karaktär. När väl en kvantifiering är klar krävs en beräkning av värdet av dessa kvantiteter. Det är givetvis omöjligt att kvantifiera alla arter detta kan gälla och även att mäta det ekonomiska värdet av varje art. Biologisk mångfald "konsumeras", eller värderas, istället som en helhet bestående av en mängd arter eller komponenter. Det är en nytta som karaktäriseras av odelbarhet då det är mycket svårt och tveksamt att särskilja dess komponenter.

I Sverige finns idag inga värderingsstudier av enbart biologisk mångfald i åkerlandskapet. Det närmaste är en betalningsvillighetsstudie med syftet att värdera det svenska jordbrukslandskapet (Drake, 1994). Denna studie handlade om betalningsviljan för att undvika att 50 % av jordbrukslandskapet växer igen med granskog, vilket inte är detsamma som betalningsvilja för den biologiska mångfalden. Enligt undersökningen är svenskarna beredda att betala mer än dubbelt så mycket för att bevara naturbetesmarker som för att bevara åkermark. I Sverige fanns vid denna tidpunkt (1986) 2,9 miljoner ha åkermark men bara 340 000 ha betesmark (Jordbruksstatistisk årsbok, 1987). Det vanligaste motivet till att vilja bevara jordbrukslandskapet var att bevara naturen och den biologiska mångfalden. Dessutom mättes den regionala variationen i värderingen för jordbruksmark. Det visade sig att en variation i landskapbildningen är viktigast för betalningsviljan. I regioner med stor andel jordbruksmark (södra Sverige) var betalningsviljan lägre för att förhindra en beskogning än i norra Sverige. Den genomsnittliga betalningsviljan för att bibehålla spannmålsproduktion på åkermark istället för granplantering

uppmättes till 860 kr, vilket motsvarar 1430 kr/ha⁸ i dagens penningvärde.

Resultaten från Drake (1994) är inte relevanta för att söka värdera skillnaden i biologisk mångfald på åkermark som odlas ekologiskt och konventionellt. Resultaten från Drake (1994) visar betalningsviljan för att förhindra en beskogning av svensk åkermark, inte för *ekologisk* mark. Vidare anger beloppen inte enbart en betalningsvilja för biologisk mångfald, utan även för andra kvaliteter såsom estetiska och för möjligheter till rekreation. Studien visar emellertid att svenska befolkningen har en hög betalningsvilja för att bevara det svenska landskapet och det visade sig att de biologiska skälen väger tyngst.

I denna studie görs därför – i brist på underlag - inga försök att kvantifiera skillnaden i biologisk mångfald mellan ekologiska och konventionella produktionssystem eller att mäta det ekonomiska värdet av denna skillnad. De slutsatser som kan dras är, för det första att åkermark med ekologisk drift har en högre biologisk mångfald än motsvarande konventionella mark och för det andra att skillnaden i biologisk mångfald i åkermarken är störst i slättbygd och mindre i skogs- och norrlandsbygderna. Värdet av dessa skillnader kan inte preciseras p.g.a. bristen på befintliga studier.

4.5 Växthusgaser

Utsläpp av s.k. växthusgaser bidrar till att temperaturen höjs på jorden, vilket kan få stora och oöverskådliga effekter för människornas välfärd. I beräkningarna i kapitel 3 redovisades ett koldioxidutsläpp på i genomsnitt ca 0,18 kg CO₂/kg konventionellt producerat spannmål, med viss regional variation.

Vid köp av ett kg handelsgödsel betalar lantbrukarna indirekt en koldioxidskatt på motsvarande 0,09 kr/kg CO₂. Denna skatt belastar tillverkarna av handelsgödsel som i sin tur tar ut detta i priset på handelsgödsel. Per kg spannmål som produceras betalar alltså lantbrukarna i ge-

⁸ I 2001 års penningvärde. Prisutveckling 1986-2001; 66,6 % (SCB, KPI)

nomsnitt en miljöskatt på motsvarande knappt 2 öre. De flesta bedömare är dock överens om att denna skatt är satt på en nivå som inte alls motsvarar miljökostnaderna (Naturvårdsverket, 1997b). Skattenivån är en kompromiss mellan många intressen där industrisektorn lyckats genomdriva en lägre skattesats för industri än för privatkonsumtion. Hänsyn har alltså inte tagits endast till miljökostnaderna vid beräkning av skattesatsen utan även till industrins internationella konkurrenskraft. Det är därför rimligt att anta att den nuvarande skatten på koldioxid inte fullt ut speglar miljökostnaderna för växthuseffekten.

I en avhandling 1996 beräknade Azar kostnaderna för mänskligheten orsakade av växthuseffekten (Azar, 1996). Många liknande studier har gjorts men Azar tar speciell hänsyn till inkomstnivåerna i olika delar av världen och till val av diskonteringsräntor. Kostnaderna för en klimatförändring är bl. a. konsekvenserna av en höjning av havsnivån, ökade extrema väderförhållanden och ekosystemförändringar. Effekterna av klimatförändringar är ojämnt fördelade och drabbar främst fattiga länder. I tabellen nedan sammanfattas resultaten från beräkningarna.

Tabell 24. Kostnader för växthuseffekten

Diskonteringsränta	0 %/år		1 %/år		3 %/år	
Tidshorisont, år	300	1000	300	1000	300	1000
Marginalkostnad utan hänsyn till inkomstskillnader, kr/kg CO ₂	0,6	1,4	0,2	0,2	0,1	0,1
Marginalkostnad med hänsyn till inkomstskillnader, kr/kg CO ₂	1,8	4,1	0,7	0,7	0,3	0,3

Alla belopp anges i 2001-års penningvärde. Prisutveckling 1996-2001; 4,75 % (SCB, KPI). Avrundade siffror.

Källa: sammanställning från Azar (1996)

I tabellen finns två mått på marginalkostnaden beroende på om inkomstskillnader mellan fattiga och rika länder medräknats eller ej. Marginalkostnaden beräknas stiga om man beaktar inkomstskillnaderna. I detta fall tar man hänsyn till att fattiga länder drabbas mer av växthuseffekten än rika länder. Fattiga länder har för det första mindre kapacitet

att kompensera för skadorna och är för det andra oftare mer beroende av verksamheter som direkt drabbas, såsom jordbruk. I avhandlingen beräknas kostnaderna vid två olika tidshorisonter, 300 och 1000 år. En skadefunktion för samhället antas gälla i 300 år. Därefter anpassar sig befolkningen till ett nytt jämviktsläge med ett nytt klimat. Dock finns det många effekter som är av mer långsiktig karaktär och som framtida generationer får bära kostnaderna för, även efter 300 år. Därför finns även en tidshorisont på 1000 år inkluderad för att beaktas även dessa långsiktiga effekter.

Som framgår av tabell 24 varierar kostnaden för växthuseffekten enormt beroende på valet av antaganden. Diskonteringsräntan väljs i denna studie till 1 %. Detta är ett försiktigt antagande som återspeglar en uppfattning att framtida generationer kommer att vara rikare än vad dagens är men att tillväxten blir mycket måttlig. Vidare utgår beräkningen från det marginalkostnadsmått som tar hänsyn till inkomstskillnaderna mellan fattiga och rika länder. Detta innebär att beloppet 0,7 kr/kg CO₂ kommer att användas som samhällets värdering av koldioxidutsläppen.

Genom skatten på koldioxid betalar lantbrukarna en del av samhällets kostnader för växthuseffekten motsvarande 0,09 kr/kg CO₂. Den externa kostnad som drabbar samhället (d.v.s. hela jorden) och som lantbrukarna inte betalar någon ersättning för, är således ca 0,6 kr/kg CO₂ vid den antagna värderingen av den totala miljökostnaden på 0,7 kr/kg CO₂. Eftersom ett kilo konventionell spannmål orsakar till ett utsläpp på 0,18 CO₂ motsvarar detta en total miljökostnad på ca 13 öre per kg. Detta är värdet av den negativa externa effekt som drabbar samhället p.g.a. användningen av handelsgödsel och därigenom ökade utsläpp av koldioxid, jämfört med motsvarande ekologiskt producerat spannmål. Av den totala miljökostnaden korrigeras endast en liten del (knappt 2 öre/kg spannmål) genom en miljöskatt, se tabell 25.

Tabell 25. Samhällsekonomiska kostnader för utsläpp av växthusgaser från produktion av handelsgödsel

Produktions- område	Kg CO ₂ /kg spannmål	Total miljökost- nad, kr/kg spannmål	Korrigerat genom skatt, kr/kg spannmål
Gss	0,184	0,129	0,016
Gmb	0,185	0,130	0,017
Gns	0,185	0,130	0,017
Ss	0,185	0,130	0,017
Gsk	0,181	0,127	0,016
Msb	0,181	0,127	0,016
Nn	0,116	0,081	0,010
Ön	0,116	0,081	0,010

Källa: egen sammanställning

4.5.1 Vad speglar miljökostnaderna?

Miljökostnaderna för koldioxidutsläppen uppskattas i denna studie till ca 0,7 kr/kg CO₂ eller i genomsnitt 13 öre/kg konventionellt spannmål som produceras. Vad speglar detta? Koldioxidutsläppen bidrar till en klimatförändring vilket kan få stora konsekvenser för människornas välfärd. Effekter såsom orkaner, översvämningar och förändrad ekosystembalans kan befaras, vilket orsakar kostnader för framtida generationer och samhällen. Dessa kostnader kan ge sig till uttryck genom minskade skördar i vissa delar av världen som idag har ett drägligt klimat, kostnader för restaurering efter dramatiska väderkatastrofer och kostnader för förlorad mark vid översvämningar. Värderingen 0,7 kr/kg CO₂ antas således motsvara dessa framtida kostnader diskonterade till nuvärde.

4.6 Pesticider

I en studie 1994 undersöktes betalningsviljan hos svenska folket för att minska användningen av bekämpningsmedel (Malmberg, 1994). Malmberg använde sig av en enkät där hushållen utfrågades om sin betalningsvilja, i form av ökade matkostnader, för att vara garanterade att all användning av bekämpningsmedel inom svenskt jordbruk upphörde. Betalningsviljan anger hur respondenterna värderar summan av alla värden förknippade med en minskad användning av bekämpningsmedel (Malmberg, 1994). En minskad användning leder till minskad risk för rester i livsmedel och vatten och till förbättrade livsbetingelser för djur

och växter, vilket i sin tur ökar den biologiska mångfalden. Ett genomsnittligt hushåll sade sig vara berett att betala hela 247 kr per månad⁹ för att användningen skulle upphöra helt, och 161 kr per månad för en halvering av användandet. Den aggregerade betalningsviljan för Sverige blir hela 10.2 miljarder kr/år. Betalningsviljan för att jordbruket helt skall upphöra med bekämpningsmedel skulle alltså, enligt denna undersökning i snitt vara 9049 kr/kg aktiv substans¹⁰ eller 3800 kr/ha¹¹. Det bör dock påpekas att betalningsviljan avser både miljö- och hälsoeffekter medan värderingen i föreliggande studie endast avser miljön.

Vid ekologisk produktion av livsmedel används inte kemiska bekämpningsmedel, vilket värderades till 3800 kr/ha enligt ovanstående refererade undersökning. En ekologiskt framställd produkt har således ett mervärde jämfört med motsvarande konventionella produkt som uppgår till 3800 kr/ha för riket i genomsnitt, utifrån denna studie. För varje hektar som odlas ekologiskt undviker man i snitt 0,42 kg aktiv substans, vilket värderas enligt Malmberg till 3800 kr.

Beloppen som skattades i Malmbergs undersökning kan tyckas orimligt höga. Enligt författaren själv kan detta bero på utformningen av enkäten och på metoden som sådan. Beloppet är även orimligt högt då respondenterna samtidigt uppgav en betalningsvilja för totala miljövården i Sverige på 314 kr/mån. Dock visade resultaten från undersökningen att många människor är oroade över bekämpningsmedlens effekter på miljön och hälsan. Kemikalierester i livsmedel bedömdes vara den allvarligaste faktorn vid rangordning av faktorer som är oroande i samband med livsmedelsförtäring (Malmberg, 1994) dvs. en hälsoaspekt snarare än omsorg om miljön. Detta kan vara ett skäl att inte använda resultatet som miljövärdering. En invändning mot trovärdigheten i resultaten från denna studie är vidare att om människor faktiskt är så oroliga för pesticidrester vid livsmedelskonsumtion motsvarande ca 250 kr/månad, så

⁹ Alla siffror hänvisade till Malmberg (1994) anges i 2001 års penningvärde. Prisutveckling 1994-2001; 7.5 % (SCB, KPI)

¹⁰ Aggregerad betalningsvilja 1994 var 9.5 miljarder kr/år och den totala mängden aktiv substans detta år var 1128.6 ton (Jordbruksstatistisk årsbok, 2001).

¹¹ 9049 kr/kg aktiv substans*0.42 kg/ha, vilket var den genomsnittliga doseringen av bekämpningsmedel på totala grödarealen 1998 (se tabell 20)

borde detta visa sig i efterfrågan på ekologiska livsmedel (vilka är producerade utan pesticider).

Med tanke på tveksamheten i tillförlitligheten på resultaten i enkätundersökningen kommer detta mått på värderingen av bekämpningsmedel i jordbruket inte att användas. I stället nyttjas miljöskatten plus statliga kostnader för kontroll av bekämpningsmedel som ett mått på värderingen av riskerna för miljön och hälsan som dessa medel kan orsaka. Staten har idag stora kostnader för att minimera riskerna med användning av bekämpningsmedel. Dessa kostnader är ett uttryck vad samhället i alla fall som minst är beredd att betala för att minska riskerna med pesticidanvändning. Det bör dock påpekas att även med denna värdering inkluderas hälsoaspekterna. Dock är det inte möjligt att utifrån dessa kostnader säga hur högt riskerna faktiskt värderas och därmed den maximala betalningsviljan.

En miljöskatt på bekämpningsmedel infördes 1984 i syfte att minska användningen och därigenom miljö- och hälsoriskerna med bekämpningsmedel. Den uppgick då till 4 kr/kg aktiv substans. Idag uppgår skatten till 20 kr/kg aktiv substans. Jordbruksverket och Kemikalieinspektionen menar att skatten är för låg för att få någon egentlig effekt på användningen av bekämpningsmedel (Naturvårdsverket, 1997b). Det finns inga fullvärdiga substitut till dagens kemikalier så därför påverkas inte efterfrågan märkbart.

Utöver att lantbrukarna betalar en skatt för användning av bekämpningsmedel, satsas det stora resurser på att minska riskerna med användningen. 1986 startades det första programmet för att minska användningen av bekämpningsmedel. Åtgärderna syftar till att minska miljö- och hälsoriskerna med spridning av bekämpningsmedel och ett övergripande mål var att halvera användningen av bekämpningsmedel, mätt i mängden aktiv substans. En mängd statliga organisationer är inblandade i arbetet kring hantering och kontroll av bekämpningsmedel, bl.a. Jordbruksverket och Kemikalieinspektionen. I verksamheten ingår information och rådgivning kring bekämpningsmedelsfrågor, försöksverksamhet, forskning, utbildning och godkännande av preparat. Detta är verksamheter och således kostnader som uppstår enbart p.g.a. de mil-

jö- och hälsorisker som bekämpningsmedel medför. Jordbruksverket bär de stora kostnaderna för programmet och dessa uppgick år 2000 till 29,3 miljoner kronor och för 2001 till 25,8 miljoner kronor (Jordbruksverket, 2002b). De totala kostnaderna för Kemikalieinspektionen uppgick år 2000 till ca 23 miljoner kr (Kemikalieinspektionen, 2001). Av dessa erhåller myndigheten ca 19,3 miljoner kronor i avgifter från kemikalieföretagen för prövning av bekämpningspreparaten. Denna kostnad belastar de lantbrukare som köper bekämpningsmedlen. De statliga kostnaderna för bekämpningsmedelsområdet inom Kemikalieinspektionen är således ca 3,7 miljoner kronor. Detta finansieras med statsbudgetmedel.

Sammanfattningsvis uppgick alltså samhällets totala kostnader år 2000 för kontroll av och information om bekämpningsmedel inom jordbruket till ca 33 miljoner kr (29,3 + 3,7). Den totala förbrukningen av kemikalier var detta år ca 1040 ton (Jordbruksstatistisk årsbok, 2001) vilket ger en kostnad motsvarande 32 kr/aktiv substans. Utöver detta tillkommer en skatt på 20 kr/kg aktiv substans, som är en transferiering mellan jordbrukssektorn och staten. Dessa kostnader kan tillsammans sägas motsvara samhällets lägsta värdering av skadorna som bekämpningsmedel kan orsaka på miljön och hälsan. Observera att beloppet inte med nödvändighet utgör samhällets *maximala* betalningsvilja för att undvika dessa skador. Beloppet anger snarare en miniminivå för vad samhället är berett att betala, i form av information, rådgivning, kontroll och forskning för att minska riskerna med användningen av bekämpningsmedel.

Användningen av bekämpningsmedel medför en kostnad för samhället i form av risker för omgivande miljön och för användaren såsom negativ påverkan på den biologiska mångfalden och risken för rester i livsmedel. Lantbrukarna "kompenserar" samhället för en del av bekämpningsmedlets effekter genom skatten. Den okompenserade delen (nettokostnaden) av de totala miljökostnaderna för bekämpningsmedel uppgår till ca 32 kr/kg aktiv substans, givet de antagande som gjorts om att kostnaderna för information o. dyl. motsvarar samhällets värdering av riskerna med pesticider .

I tabellen nedan har den regionala variationen i miljökostnader avseende pesticidanvändningen framräknats utifrån de angivna antagandena. Do-

serna varierar stort i landet och ett hektar konventionell spannmålsodling i Götalands slättbygder motsvarar en total miljökostnad på ca 64 kr, varav skatten utgör ca 25 kr. I övre Norrland är motsvarande belopp 1,6 kr (skatt motsvarar 0,6 kr/ha). Genomsnittet för landet är en kostnad på ca 3,3 kr/ha.

Tabell 26. Samhällsekonomiska kostnader för pesticidanvändning

Område	Kg aktiv substans/ha ¹	Genomsnittlig avkastning ² , kg/ha	Skattekostn. Kr/kg spannmål	Nettomiljö-kostn. Kr/kg spannmål	Total mil-jökostn., kr/kg spannmål
Gss	1,23	6032	0,004	0,007	0,011
Gmb	0,73	5184	0,003	0,005	0,008
Gns	0,35	4932	0,001	0,002	0,003
Ss	0,29	4144	0,001	0,002	0,003
Gsk	0,15	4011	0,001	0,001	0,002
Msb	0,16	3674	0,001	0,001	0,002
Nn	0,05	1533	0,001	0,001	0,002
Ön	0,03	1903	0,0005	0,001	0,0015

1) anger år 1998; 2) anger år 2000

Källa: Jordbruksstatistisk årsbok, 2001

Den största delen av bekämpningsmedlen används till spannmålsodling, mätt i antalet doser (ca 55 % (SCB, 2000c)). Potatis och sockerbeter kräver visserligen mycket bekämpningsmedel, men utgör en relativt liten andel av totaldoserna (ca 13 % (SCB, 2000c)). Den genomsnittliga avkastningen av spannmål varierar mellan olika delar av landet och anges i tabellen ovan. Dessa genomsnittliga avkastningar ligger till grund för uppskattning av miljökostnaden för användning av bekämpningsmedel per kg konventionellt producerad spannmål. Som framgår av tabellen ovan blir kostnaden per kg spannmål mycket låg. Utifrån resonemanget uppgår de totala miljökostnader i Götalands slättbygder till ca 1,1 öre/kg spannmål, varav 0,4 öre/kg spannmål är skattekostnader.

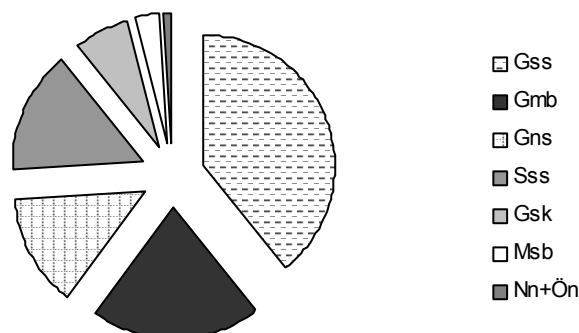
Den totala miljökostnaden för pesticidanvändningen uppgår till knappt 54 miljoner kronor per år. Av detta betalar jordbrukssektorn ca 21 MSEK per år i form av skatt på pesticider.

Tabell 27. Miljökostnader orsakade av pesticidanvändningen

Total förbrukning av pesticider, ton aktiv substans	1040
Skatt, kr per kg aktiv substans	20
Skatteintäkter, MKr	20,8
Kostnader för myndigheter, Mkr	33
Total miljökostnad, MKr	53,8
Total miljökostnad, kr per kg aktiv substans	52

I figuren nedan redovisas miljökostnaderna per produktionsområde.

Figur 9. Regional fördelning av lantbrukets miljökostnader, efter avdrag för skattekostnader.



Av den totala nettomiljökostnaden står Götalands slättbygder för merparten, ca 39 %. Norrland står för en mycket liten andel, ca 1 %.

Som tidigare påpekats är uteslutandet av pesticider i odlingen en av anledningarna till att den biologiska mångfalden är högre på ekologisk åkermark jämfört med konventionell mark (se avsnitt 3.3 och 4.5). Det finns därmed en samvariation mellan värdet av den ökade biologiska mångfalden och en pesticidfri odling, vilket gör summering av värden av de olika miljöeffekterna komplicerad.

4.6.1 Vad speglar miljökostnaderna?

Användningen av pesticider inom jordbruket kan medföra risker för flor-
an och faunan i eller i närheten av åkermarken. Exempelvis kan repro-
duktionsförmågan hos djur försämrast och vattendrag förgiftas. Dessa ef-
fekter påverkar vår välfärd dels genom att en oskadad flora och fauna
värderas högt av många människor, dels genom att människor kan
drabbas av förgiftat vatten vid bad eller genom dricksvattnet. I denna
studie har kostnaderna för dessa skador uppskattats till drygt 1 öre/kg
konventionellt spannmål i Gss. Värderingen av miljöskadorna baseras
på kostnaderna för de åtgärder som samhället vidtar för att minimera
dessa risker. För det första söker man minska förbrukningen, och där-
med riskerna, genom beskattning av bekämpningsmedel. För det andra
minimerar man riskerna genom hård kontroll av tillåtna substanser och
utbildning av dem som skall bespruta, allt för att minska risken att ke-
mikalier hamnar där de inte bör hamna.

4.7 Kadmium

Vid användning av fosforgödselmedel frigörs kadmium som lagras i
åkermarken. Konsumenter kan uppleva en välfärdssänkning genom att
djur- och växtlivet drabbas. På sikt uppstår även kostnader för jordbru-
ket och för samhället som helhet om jordbruksmarken blir otjänlig.
Mindre produktiv mark måste då tas i anspråk vilket ökar kostnaderna.

Dessutom tillkommer effekter på människors hälsa. Dessa effekter är
svåra att separera från miljöeffekter som är det egentliga fokus i förelig-
gande studie. Människor skadas av intag av livsmedel med höga kad-
miumhalter. Skador som kan uppkomma är njurskador, blodbrist och
nervskador. De samhälleliga kostnaderna består dels av minskad välfärd
eller livskvalitet för de livsmedelskonsumenter som drabbas, dels av
ökade sjukvårdskostnader och kostnader för sjukskrivning. I syfte att
sätta press på gödseltillverkarna att minska kadmiumhalten i fosforme-
del infördes 1994 en skatt på kadmium. Avgiften uppgår idag till 30
kr/g Cd, om innehållet överstiger 5 mg/kg P. Sedan avgiften infördes
har halterna av kadmium mer än halverats till idag ca 10 mg Cd/kg P
(Jordbruksstatistisk årsbok, 2001). Utifrån den teknik som fanns för att
mäta kadmiumhalten då skatten infördes definierades 5 mg Cd/kg P

som "kadmiumfri". Det finns dock inget som tyder på att skadorna av kadmium uppträder först efter 5 mg/kg P, utan varje enhet kadmium som tillförs medför ökade miljörisker (Naturvårdsverket, 1991).

Det finns idag inga svenska enkätundersökningar gjorda med syfte att uppskatta allmänhetens betalningsvilja för ett jordbruk utan rester av kadmium orsakade av fosforgödsling. En fransk studie genomfördes år 2000 med syfte att uppskatta betalningsviljan för livsmedelssäkerhet, dvs. enbart hälsoeffekter, med avseende på kadmiuminnehållet (Stenger, 2000). En grupp respondenter fick svara på frågan hur mycket de var villiga att öka sina matkostnader för att slippa produkter producerade med hjälp av rötslam. Rötslam används ofta som fosforgödningsmedel och är en restprodukt från biogasanläggningar, dock innehåller detta också kadmium. Resultatet visade att fransmännen i genomsnitt var villiga att betala 18 % mer för produkter utan kadmium.

Det finns ett antal faktorer som gör att resultat från CVM-studier inte självklart kan överföras från ett land till ett annat;

- Den nationella och kulturella kontexten är viktig; i Frankrike har eventuellt debatten om kadmium varit aktuell alldeles innan studien genomfördes vilket speglar sig i respondenternas svar.
- Problemets karaktär: i Frankrike är eventuellt problemet med kadmiumupplagring större än i Sverige.
- Inkomstfördelningen. Vid olika inkomstnivåer erhåller man givetvis olika mått på betalningsviljan. Likaså spelar andelen av inkomsten som läggs på livsmedel en stor roll för resultatet. Fransmännen lägger i genomsnitt 37 % mer av sin inkomst på mat än vad svenskarna gör (Jordbruksstatistisk årsbok, 2001).
- Den franska studien avsåg kadmium från rötslam, vilket innehåller högre halter av kadmium än fosforgödsel.

Ett indirekt mått på värdering av riskerna med kadmiumupplagring i marken och rester i livsmedel kan erhållas genom marknadens reaktioner. Svenskt Sigill är ett miljö- och kvalitetssäkringsprogram inom

spannmålsproduktion, och ägs av Lantbrukarnas Riksförbund. Grunden är en uppsättning regler som en lantbrukare måste följa för att bli certifierad, däribland krav på högsta halt av kadmium. Om kadmiumhalten understiger de av Svenskt Sigill uppsatta kraven får lantbrukaren en extra ersättning motsvarande 5 kr/ton (0,005 kr/kg) för sin spannmål. Gränserna ligger för närvarande på 0,30 mg Cd/kg lufttorr jord eller 0,10 mg Cd/kg spannmål (vattenhalt 14 %) (Svenskt Sigill, 2002). Utöver krav på låga kadmiumhalter finns strikta regler för bl.a. besprutning och gödsling som lantbrukaren måste uppfylla för att få den extra ersättningen. Dock är kadmiumhalten i spannmål avgörande för certifieringen. För de övriga reglerna gäller att ca 30 % av lantbrukarna kontrolleras medan 100 % av allt spannmål kontrolleras avseende kadmiumhalten. Kravet på låga kadmiumhalter kommer främst från de stora uppköparna av spannmål, såsom NordMills och Cerealia (Margareta Månsson, Lantmännen, pers. meddelande) och det är både riskerna för humanhälsan och miljöeffekterna som ligger bakom detta krav.

Det merpris som den Sigillcertifierade lantbrukarna får är således marknadens värdering av kadmiumskadorna. Det är, enligt marknadens bedömning, värt att betala 0,5 öre extra per kg spannmål för att halterna av kadmium skall understiger en viss nivå. Med ett genomsnittspris på spannmål på 90 öre/kg utgör detta merpris ca 0,6 %. Idag är ca 250 000 ton spannmål Sigillproducerat (Svenskt Sigill, 2002) vilket motsvarar ca 4,4 % av den totala produktionen av spannmål i landet (Jordbruksstatistisk årsbok 2001). Svenskt Sigill finns inte i hela landet, utan främst i slättbygdsområdena där merparten av all spannmål produceras.

Idag finns således två instrument som verkar för att minska/begränsa kadmiumhalterna i spannmål på den svenska marknaden, dels skatten, dels merpriset som betalas via Svenskt Sigill. Skatten infördes 1994 och Lantmännen startade arbetet med konceptet 1995. Skattesatsen och merpriset kan således tolkas som samhällets sammanlagda värdering av kadmiumskadorna. Värderingen varierar regional enligt tabellen nedan. Eftersom gränsen vid 5 mg Cd/kg P är definierad utifrån rådande mätteknik och inte avseende miljöskadorna värderas kadmium vid beräkning av skattekostnaden till 30 kr/g Cd även för första enheten kadmium.

Tabell 28. Samhällsekonomiska kostnader för kadmiumupplagring

Produk- tions- område	Kg P/ha ¹	g Cd/ha ²	Skattekostnad, kr/kg spannmål	Merpris, kr/kg spannmål	Samhällets sammanlagda värdering, kr/kg spannmål
Gss	15,3	0,138	0,00069	0,005	0,0060
Gmb	9,0	0,081	0,00047	0	0,00047
Gns	15,2	0,137	0,00083	0,005	0,0058
Ss	12,8	0,115	0,00083	0,005	0,0058
Gsk	6,4	0,058	0,00043	0	0,00043
Msb	11,3	0,102	0,00083	0	0,00083
Nn	5,8	0,052	0,00102	0	0,00102
Ön	7,0	0,063	0,00099	0	0,00099

¹ avser handelsgödsel areal (Jordbruksstatistisk årsbok, 2001).

I beräkningarna ovan inkluderas ett merpris till kadmiumfritt spannmål producerat endast i slättbygderna. Enligt de antaganden som gjorts i denna studie utgör totala kostnaderna för kadmiumupplagringen ca 0,6 öre/kg spannmål i dessa områden, varav skattekostnaden är mindre än 0,1 öre/kg spannmål. Utifrån samma antaganden i övriga områden blir kostnaderna små, ca 0,1 öre/kg spannmål och utgörs enbart av skatten på kadmium. Den del av miljökostnaderna som regleras genom skatter är således mycket liten.

4.7.1 Vad speglar miljökostnaderna?

I ovanstående beräkningar har miljöskadorna orsakade av kadmiumupplagring värderats till ca 0,6 öre/kg konventionellt spannmål i Gss. Vad betyder det? Bakgrunden är att effekterna av kadmiumupplagring har negativa konsekvenser för människornas välfärd. Denna tungmetall är skadligt för alla levande organismer. Människornas välfärd påverkas genom att jordbruksmark på sikt kan bli otjänlig för livsmedelsproduktion, vilket medför kostnader. Vidare kan kadmiumrester i naturen medföra en välfärdssänkning just för att många människor värdesätter en miljö utan gifter. Värderingsberäkningen baseras dels på kadmiumskatten i fosforgödsel, dels på marknadens merpris för kadmiumfritt spannmål.

4.8 Fosforanvändningen

Fosfor till handelsgödsel bryts idag i gruvor och med nuvarande brytningstakt kommer tillgången att räcka i 175-200 år (Naturvårdsverket, 1997d). Dock kommer inte fosfor att ta slut, utan stora resurser finns i marken, i rester från malmbrytning eller på havsbotten. Med dagens teknik är det emellertid inte lönsamt att utvinna fosfor ur marken eller havet (Naturvårdsverket, 1997d).

Som ett alternativ till brytning av fosfor i gruvor kan man idag återvinna fosfor ur rötresten från organiskt avfall. En undersökning av detta gjordes 1996 och resultaten visade att utvinning kunde ske till en kostnad av ca 63 kr/kg P¹² (Edström, 1996). Marknadspriset på ett kg fosfor från gruvbrytning är idag ca 11 kr. Så länge marknadspriset är lägre än kostnaden för återvinning ur slam kommer endast fosfor från gruvor att säljas då marknaden efterfrågar det billigaste alternativet, givet att fosfor från dessa två källor är substitut till varandra.

Fosfortillgången i gruvorna får ses som en ändlig resurs. Effekterna av uttag av sådana resurser visar sig på marknaden genom ett stigande pris då brytningen tvingas ske ur allt mindre kvalitativa källor. Det höga priset kommer att signalera till brytningsföretagen att söka efter nya reserver och att investera i ny teknik för brytning. Vidare kommer marknaden att reagera på det stigande priset och incitament skapas för att utveckla substitut till gruvbrytning av fosfor, såsom utvinning av fosfor ur havsbotten eller teknik för rening av avloppsslam vilket innehåller halter av fosfor.

Ett antal förutsättningar måste dock vara uppfyllda för att marknaden skall generera en effektiv lösning, d.v.s. att priset på fosfor skall återspegla knappheten och konsekvenserna för framtida generationer. Detta inträffar om äganderätterna är tydligt definierade, den samhällseliga diskonteringsräntan sammanfaller med marknadsräntan och inga externaliteter finns. Marknaden har som regel ett högre krav på avkastning än samhället vilket leder till ett större uttag av resursen idag än vad som

¹² Prisutveckling 1996-2001= 4,75 % (SCB, KPI)

hade varit optimal med tanke på framtida generationer. Det är vidare rimligt att anta att marginalkostnaden för gruvfosfor kommer att öka med tiden, då fosforkällor med lägre kvalitet kommer att brytas. Av resonemanget i detta avsnitt avseende uttag av fosfor som ändlig resurs kan vi dra följande slutsatser;

- Marknadspriset på fosfor från gruvor idag är för lågt för att åter spegla kostnaden för knappheten. Den totala kostnaden för fosfor torde ligga mellan dagens marknadspris på 11 kr/kg P och kostnaden för fosfor från rötresten som uppgår till ca 63 kr/kg P.
- I den ekologiska odlingen lever man idag till stor del på fosforförråden som finns i marken. Alternativkostnaden för denna är givetvis inte noll, utan motsvarar kostnaden för att återföra fosfor till marken.
- Både problemet med uttag av en ändlig resurs inom den konventionella odlingen och inom den ekologiska uppträder troligtvis först på längre sikt. Varken för ekologisk eller konventionell odling är fosforförsörjningen löst.

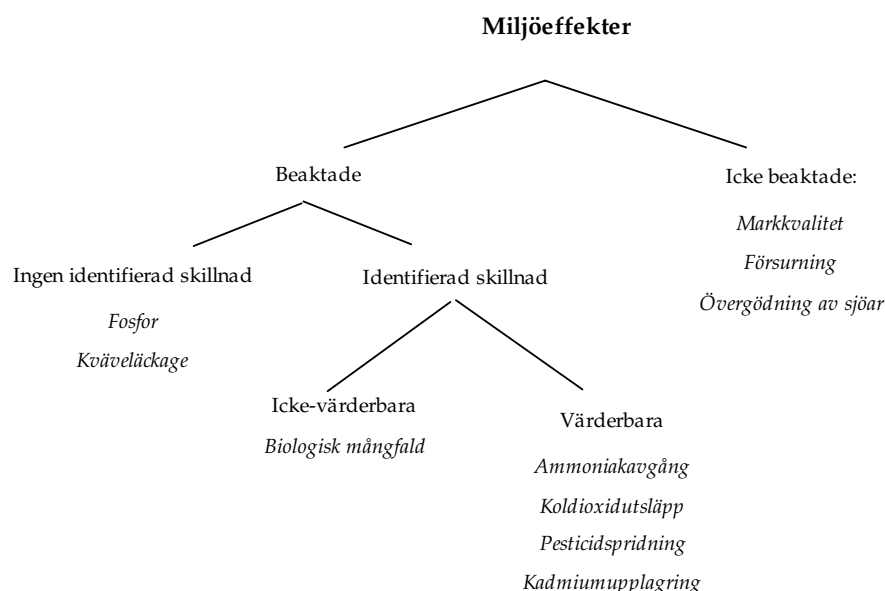
Problemet med utvinning av gruvfosfor väntas uppstå på relativt lång sikt, ca 200 år. På denna sikt är det troligt att även den ekologiska odlingen står inför stora problem då markens upplagrade resurser förväntas vara förbrukade. Osäkerhet råder om vilken alternativkostnad som fosforresursen har i marken och således kan inte någon skillnad i kostnader för fosforanvändningen mellan den konventionella och den ekologiska driften antas. På sikt finns ett stort behov av att sluta kretsloppet för fosfor mellan stad och land dvs. återföra till marken det fosfor som nu bortfors via grödorna och som så småningom hamnar i avloppet; ett behov som är lika angeläget inom båda produktionssystemen.

4.9 Sammanfattning av ekonomisk värdering av miljöeffekterna

I detta avsnitt har betalningsvillighetsstudier (CV-metoder) och kostnadsuppskattningar använts för att bedöma miljökostnaderna som uppstår vid jordbruksproduktion. Skillnaderna i miljöeffekter mellan ekolo-

gisk och konventionell drift har värderats. Det primära syftet är dock inte att erhålla en exakt siffra utan att lyfta fram resonemanget kring miljökostnader och att få en uppfattning om miljökonsekvensernas betydelse mätt i ekonomiska termer. I Figur 10 visas vilka effekter som beaktas i analysen. Nedan sammanfattas resultaten.

Figur 10. Schematisk skiss över beaktade och ickebeaktade miljöeffekter



Stallgödsel från alla nötkreatur avger ammoniakgas. De ekologiskt hållna djuren har en lägre avkastning än motsvarande konventionella djur, vilket leder till ett högre djurantal – och högre ammoniakavgång för samma produktionsnivå. Med hjälp av en CV-undersökning erhöles en skattning av värdet av ett minskat kväveläckage. Givet detta antagande och antagande om avkastningsskillnader erhöles en merkostnad för ekologisk mjölkproduktion motsvarande ca 0,6 öre/kg mjölk. Denna värdering av miljökostnaden skall således tolkas som skillnader i kostnader för de negativa externa effekter som en ekologisk mjölkproduktion inne-

bär jämfört med en konventionell produktion. Problemet med ammoniakavgång, och således miljökostnaden, är lokalt beroende och berör endast de tre Götalandsregionerna.

Den biologiska mångfalden är högre på ekologisk åkermark än på motsvarande konventionella mark. Dock är det orimligt eller omöjligt att kvantifiera och således ekonomiskt värdera denna skillnad. Värdet av ekologisk åkermark torde dock vara högre i slättbygdsområden än i skogs- och norrlandsbygd. Anledningen till detta är de större skillnaderna i intensitet mellan ekologisk och konventionell drift i högproduktiva jordbruksbygder.

Framställningen av handelsgödsel – och därmed konventionell livsmedelsproduktion – orsakar utsläpp av växthusgaser som inte har sin motsvarighet inom ekologisk produktion. Vid värdering av skadorna som detta kan innebära i form av ett förändrat klimat, har en studie av kostnadsuppskattningar använts. I den refererade studien tas hänsyn till olika diskonteringsräntor och globala inkomstskillnader. Med avseende på resultaten från denna studie och antaganden om handelsgödselförbrukning och avkastning, beräknades den totala miljökostnaden för konventionellt spannmål till ca 13 öre/kg spannmål. Miljökostnaden är lägre för det konventionella jordbruket i Norrland.

Inom ekologisk odling används inga kemiska bekämpningsmedel. Det saknas trovärdiga ekonomiska studier av betalningsviljan för att undvika de skador som pesticider kan orsaka. Istället har indirekta mått på samhällets bedömning av miljö- och hälsoriskerna använts. Samhället har kostnader för information, utbildning och kontroll av pesticidanvändningen för att minimera dess risker. Dessutom betalar lantbrukarna en skatt för användning av pesticider. Detta ger en total kostnad motsvarande 0,4 öre/kg spannmål. Dock är den regionala variationen stor där kostnaderna är högre i slättbygderna. De uppskattade beloppen kan tolkas som samhällets lägsta värdering av miljö- och hälsoriskerna med pesticider. Dock bör det påpekas att beloppen är indirekt härledda utifrån politiska insatser, vilket inte med nödvändighet behöver motsvara allmänhetens värdering av skadorna.

Inom konventionell odling används kadmiumhaltig gruvfosfor. Kadmium som upplagras i åkermarken är giftigt för allt levande och kan medför stora kostnader för samhället. Dock finns inte heller här några (svenska) ekonomiska studier av dessa kostnader, utan två indirekta "indikatorer" används för att bedöma skadorna. Den första är den skatt som lantbrukarna betalar per gram kadmium i gödselmedlet. Den andra indikatorn är ett merpris som spannmålsodlare får för kadmiumfritt spannmål. Detta är ett mått på marknadens bedömning av skadorna orsakade av kadmium. Givet dessa antaganden om samhällets värdering av miljöriskerna med kadmium erhöles en total kostnad motsvarande 0,6 öre/kg spannmål i slättbygder.

Försörjningen med fosfor är ett olöst problem inom både konventionell och ekologisk produktion. Konventionell produktion använder gruvfosfor vilket är en ändlig resurs där marknadspriset troligtvis inte återspeglar den samhällsekonomiska kostnaden för användandet. Marknaden betalar sannolikt inte för den knapphet som råder och de konsekvenser detta får för framtiden. Ekologisk produktion, å andra sidan, lever till stor del på de resurser som finns upplagrade i marken. När fosfor i marken är uttömd krävs andra fosforkällor, och vilka dessa blir är ännu olöst. Därmed kan det inte klarläggas vilket av produktionssystemen som orsakar störst miljökostnader. Båda systemen står på sikt inför ett stort och svårlöst problem.

5

Känslighetsanalys

Detta kapitel innehåller en känslighetsanalys där en del av de tidigare antagandena varieras och analyseras. Beräkningarna i kapitel 3 och 4 baseras många gånger på data som kan vara osäkra. En känslighetsanalys syftar till att kontrollera hur stabila resultaten från baskalkylen är och att testa för alternativa värderingsuppskattningar. Med baskalkyl avses beräkningar utifrån de antaganden som gjordes i kapitel 3 och 4.

5.1 Växthusgaser

De skador som växthusgaserna orsakar i form av klimatförändringar uppkommer på lång sikt. Värderingen av långsiktiga skador är starkt beroende på valet av diskonteringsränta¹³. Vid en hög diskonteringsränta blir värdet av kostnader och nyttor som inträffar längre bort i tiden helt försumbart. Behandling av effekter som inträffar på mycket lång sikt är en omstridd fråga. För projekt med kortare livslängd än 40 år, råder det en bred enighet om bland ekonomer att diskontering är ett lämpligt sätt att jämföra intäkter och kostnader som inträffar vid olika tidpunkter samt att en rimlig diskonteringsränta borde motsvara alternativvärdet för investeringskapitalet. När det gäller projekt med mycket lång livslängd saknas det konsensus om det mest lämpliga tillvägagångssättet (Portney & Weyant, 1999).

Som värdering av skadorna som växthusgaser orsakar användes resultat från Azar (1996). Baskalkylen utgick från 1 % diskonteringsränta. I känslighetsanalysen beräknas kostnaderna för koldioxidutsläppen vid antaganden om 0 % ränta respektive 3 % ränta. Vid 0 % ränta sker ingen diskontering utan kostnader och nyttor värderas lika högt oavsett när de inträffar. Det bör påpekas att även 1 % diskonteringsränta är en tämligen låg ränta att räkna med i samhällsekonomiska kalkyler. Vanligen antas diskonteringsräntan ligga i intervallet 3-8 % (Mattsson, B. 1988).

¹³ Ränta som relaterar nyttor och kostnader som inträffar vid olika tidpunkter till nuvärde.

Vid 0% ränta skattas kostnaderna, enligt Azar (1996), till 1,8 kr/kg CO₂ (jämför tabell 25, kapitel 4). I tabell 29, kolumn 2, visas de samhällsekonomiska kostnaderna för utsläpp av koldioxid vid produktion av handelsgödsel beräknade utifrån detta värde. Denna miljökostnad belastar det konventionella jordbruket. Om diskonteringsräntan istället antas vara 3 %, blir nuvärdet av kostnader som inträffar i framtiden lägre. Kostnaderna beräknas då till 0,3 kr/kg CO₂ enligt Azar (1996). I tabell 29, kolumn 3, visas motsvarande beräkningar med högre ränta.

Tabell 29. Samhällsekonomiska kostnader för utsläpp av växthusgaser från produktion av handelsgödsel, vid antagande om 0 % resp. 3% diskonteringsränta, öre per kg spannmål

Produktions- område	Kg CO ₂ /kg spannmål	Total miljökost- nad, 0% ränta	Total miljökost- nad, 3 % ränta	Skattekostnad
Gss	18,4	33,1	5,5	1,6
Gmb	18,5	33,4	5,6	1,7
Gns	18,5	33,4	5,6	1,7
Ss	18,5	33,4	5,6	1,7
Gsk	18,1	32,6	5,4	1,6
Msb	18,1	32,6	5,4	1,6
Nn	11,6	21,0	3,5	1,0
Ön	11,6	21,0	3,5	1,0

Källa: Egna beräkningar

Om samhällets framtida intäkter och kostnader diskonteras som i baskalkylen, dvs. med 1 % om året, uppgår kostnaderna pga. framtida klimatförändring till ca 0,13 kr/kg spannmål. Utan diskontering uppgår istället kostnaderna till ca 0,33 kr/kg spannmål, alltså mer än dubbelt så mycket som i baskalkylen. I Norrland blir kostnaderna lägre, ca 0,21 kr/kg. Om diskonteringsräntan istället väljs till 3 % blir givetvis kostnaderna för koldioxidutsläppen från handelsgödselproduktionen betydligt lägre och uppgår till mellan 0,035 (Norrland) och 0,055 kr/kg.

Känslighetsanalysen av kostnader för koldioxidutsläppen visar att valet av diskonteringsränta får mycket stor betydelse för utfallet av beräkningar. Detta får även konsekvenser för de slutsatser som kan dras från analysen när det gäller nivån på subventionen till ekologisk odling. Subventionen uppgår till 1300 kr per hektar, vilket motsvarar 36 öre per kg i Götalands slättbygder och till högre belopp per kg räknat i sämre jord-

bruksbygder. Om diskonteringsräntan sätts till noll blir miljövinster vid en ekologisk produktion nästan i nivå med subventionsbeloppet i de allra bördigaste bygderna. Om däremot diskonteringsräntan antas vara 3 % blir kostnaderna för koldioxidutsläppen betydligt lägre än subventionen, se vidare diskussionen i kapitel 7. Beräkningarna sammanfattas i tabell 30. Miljökostnaden i tabell 30 anger kostnaden efter avdrag av koldioxidskatten som det konventionella jordbruket redan betalar.

Tabell 30. Miljökostnader för växthusgaser och subvention till ekologisk odling, öre per kg.

Område	Subventio- nöre/kg	Miljökostnad, 0 % diskonteringsränta	Miljökostnad, 3 % diskonteringsränta
Gss	36	31,5	3,9
Ss	44	31,7	3,9
Gsk	53,5	31,0	3,8
Ön	65,5	20,0	3,8

Källa: Egna beräkningar samt SLI-skrift 2003:5 (subvention per kg)

5.2 Pesticidspridning

Som ett mått på värdering av skadorna som pesticidespridning kan orsaka användes skatten och samhällets kostnader för kontroll och rådgivning. I detta avsnitt beräknas miljökostnaderna för pesticidanvändning vid alternativa belopp på samhällets kostnader för pesticidanvändning. Till att börja med antas en fördubbling av kostnaderna från baskalkylen spegla samhällets kostnader. I baskalkylen antogs en kostnad på 52 kr/kg aktiv substans motsvara samhällets lägsta betalningsvilja för att reducera skadorna som pesticider kan orsaka. Det är mycket möjligt att beloppet är en underskattning; därför antas istället att en kostnad på 104 kr/kg aktiv substans motsvarar samhällets betalningsvilja.

I kapitel 4 avfärdades resultaten från en svensk värderingsstudie (Malmberg, 1994), då respondenterna bedömdes ha överdrivit sin betalningsvilja för att reducera pesticider inom jordbruket. Vidare omfattar studien även hälsoeffekter. Om man, trots allt, antar att resultaten från Malmbergs studie faktiskt speglar betalningsviljan, får man helt andra dimensioner på kostnaderna för pesticidanvändning. Resultaten enligt studien skulle betalningsviljan motsvara ca 9050 kr/kg aktiv substans.

I tabellen nedan beräknas kostnaderna för pesticidanvändning i varje produktionsområde, utifrån de två ovanstående antagandena.

Tabell 31. Samhällsekonomiska kostnader för pesticidanvändning (104 kr resp. 9050 kr per kg aktiv substans)

Område	Miljökostn., öre/kg spannmål (104 kr)	Miljökostn., öre/kg spannmål (9050 kr)
Gss	2,1	1,84
Gmb	1,5	1,27
Gns	0,7	1,64
Ss	0,7	0,63
Gsk	0,4	0,34
Msb	0,5	0,39
Nn	0,3	0,30
Ön	0,16	0,14

1) anger år 1998; 2) anger år 2000

Källa: Jordbruksstatistisk årsbok, 2001 och egna beräkningar

Som framgår av tabell 31 blir, även med en fördubbling av värdet för pesticidanvändning, kostnaderna mycket låga, särskilt i mindre intensiva jordbruksbygder, vilket beror på den sparsamma användningen av kemiska substanser.

Om däremot resultaten från värderingsstudien angav den faktiska betalningsviljan blir givetvis kostnaderna mycket höga. Skulle samhällskostnaderna för att använda pesticider uppgå till dessa belopp överstiger dessa med en vid marginal subventionsbeloppet i intensivare jordbruksbygder. Detta är dock inte troligt, som argumenterades tidigare. Utgår man från ett rimligare antagande om fördubblingen av miljökostnaderna blir det resulterande beloppet lågt i förhållande till subventionen till ekologisk produktion.

5.3 Kadmiumupplagring

Vid skattning av kostnader för kadmiumupplagring användes dels kadmiumskatten, dels ett merpris till lantbrukarna om de producerar spannmål utan kadmium. Även här kan skattenivån ifrågasättas; det är mycket möjligt att andra överväganden vägde tyngre än just miljöhänsen vid fastställande av skattenivån. Dock har införandet av skatten lett

till att halterna av kadmium drastiskt sjunkit i fosforgödsel. Det är emellertid svårt att uttala sig om huruvida skatten har haft en tillräcklig effekt.

I nedanstående tabell visas beräkningar där det antagits att samhällets betalningsvilja motsvarar en värdering på 45 kr/g Cd respektive 60 kr/g Cd, jämfört med dagens skattenivå på 30 kr/g Cd. Marknadens värdering av skadorna kvarstår som i baskalkylen, d.v.s. 0,5 öre/kg spannmål i slättbygden.

Tabell 32. Samhällsekonomiska kostnader för kadmiumupplagring, öre/kg

Produk- tions- område	Miljökostnad (45kr/g Cd)	Miljökostnad (60 kr/g Cd)
Gss	0,6	0,6
Gmb	0,07	0,09
Gns	0,6	0,7
Ss	0,6	0,7
Gsk	0,6	0,08
Msb	0,1	0,2
Nn	0,1	0,2
Ön	0,1	0,2

Av tabellen ovan framgår att även med en fördubbling av samhällets värdering av kadmiumskadorna till 60 kr/g Cd, så förblir miljökostnaderna låga. Vidare är den regionala variationen stor, med högre kostnader i slättbygden än i övriga områden. I det område där kadmiumupplagringen är högst per hektar, och där således den konventionella odlingen orsakar högst miljökostnader, uppgår dessa endast till 0,6 öre per kg, vilket kan motsvara 30-40 kr per hektar. Trots en hög värdering av skadorna som kadmium kan orsaka, utgör dessa kostnader endast ca 3 % av subventionen till ekologisk produktion.

5.4 Sammanfattning

I känslighetsanalysen har ett antal antaganden varierats angående värderingen av miljöskador. Beräkningar på alternativa kostnader för kadmiumupplagring i åkermark visade att resultaten från baskalkylen är stabila. Trots en fördubbling av kostnadsuppskattningen för skadorna

som kadmium kan orsaka, blir kostnaderna små. Samma resultat gäller för pesticidanvändningen. Även om kostnaderna för skadorna antas vara dubbel så höga som i baskalkylen förblir miljökostnaderna låga.

När det gäller växthuseffekten är resultaten däremot mycket känsliga för valet av diskonteringsränta. Utan diskontering (0 % ränta) stiger miljökostnaden per kg spannmål i konventionell spannmålsodling från 0,13 kr/kg i baskalkylen till 0,33 kr/kg (i Gss). Om man istället antar att diskonteringsräntan motsvarar 3 % sjunker kostnaden till 0,06 kr/kg (Gss). Används den höga värderingen, blir miljövinster med en ekologisk produktion (*enbart* pga. lägre koldioxidutsläpp) nästan i nivå med subventionen till ekologisk odling i intensiva regioner. Även den i studien använda räntenivån på 1 % är dock en mycket låg ränta i samhällsekonomiska kalkyler; i de flesta samhällsekonomiska kalkyler används en ränta mellan 3-8 %. Valet av ränta när det gäller värdering av mycket långsiktiga projekt som klimatpåverkan är en mycket svår och omstridd fråga.

6

Samhällsekonomisk analys

Syftet med den samhällsekonomiska analysen är att väga ihop samtliga effekter av en företeelse eller av olika samhällsinsatser. Den samhällsekonomiska analysen inkluderar alltså – utöver de företagsekonomiska aspekterna – även andra effekter som drabbar eller gynnar samhället och som inte återspeglas i marknadspriser. I föreliggande studie inskränker sig analysen av andra samhällseffekter till miljöeffekter.

En vanlig metod för samhällsekonomisk analys är s.k. kostnads-nyttoanalys. Metoden går ut på att kvantifiera och värdera samhällets samliga fördelar (nyttor) och nackdelar (kostnader) för att avgöra vilket projekt eller åtgärd som ger den största samhälleliga välfärden. I denna rapport är dock analysen begränsad till att analysera *ett* projekt, dvs. ekologisk odling jämfört med konventionell, och vilken nettoeffekt detta har för samhället. Ett mer heltäckande alternativ skulle vara att analysera även andra tänkbara projekt - om dessa skulle ge samma eller större miljönytta till en lägre kostnad. Exempel på projekt skulle kunna vara höjda pesticideskatter, ökad ersättning för fånggrödor och anläggning av våtmarker, ökade insatser för sprutningsfria zoner i åkermarken eller IP-odling. Eftersom endast ett projekt analyseras är inte syftet i denna studie att identifiera den samhällsekonomiskt optimala lösningen på miljöproblem i jordbruket.

En samhällsekonomisk analys består som framgått av en företagsekonomisk kalkyl kompletterad med värderingar av effekter för samhället som denna kalkyl inte beaktar. Analysen i detta kapitel startar därför med en företagsekonomisk jämförelse mellan ekologisk och konventionell produktion. Resultaten är hämtade från en av Livsmedelsekonomiska institutets studier¹⁴. Syftet med studien är att bedöma lönsamhetskillnader mellan gårdar beroende på om de drivs ekologiskt eller konventionellt. Typgårdar med samma produktionsinriktning analyseras i olika regioner. Med utgångspunkt i produktionsgrenskalkyler analyse-

¹⁴ Studien genomfördes av Håkan Rosenqvist vid SLI under 2001. Publicerad i SLI - skrift, 2003:5

ras hur kostnaderna och intäkterna skiljer sig mellan de två produktionssystemen. I dessa företagsekonomiska kalkyler inkluderas enbart de kostnader och intäkter som är direkt kännbara för lantbrukaren; positiva eller negativa miljöeffekter som påverkar samhället i övrigt beaktas inte. Studiens tillvägagångssätt samt de resultat som används i föreliggande studie redovisas först i detta kapitel. Därefter kompletteras dessa företagsekonomiska bedömningar med de miljöeffekter för samhället som har identifierats i föreliggande studie för att slutligen vägas ihop till en samhällsekonomisk bedömning.

6.1 Företagsekonomisk jämförelse mellan ekologisk och konventionell produktion

I den studie som detta avsnitt bygger på upprättades produktionsgrenskalkyler för konventionella respektive ekologiska gårdar, dels med enbart vegetabilieproduktion, dels med mjölkproduktion. Kalkylerna utgår från typgårdar med så lika förutsättningar som möjligt, rensat för andra faktorer som kan påverka det ekonomiska resultatet än just valet av produktionssystem. Kalkylerna avser arealmässigt lika stora gårdar om 100 hektar åkermark. På mjölkgårdar består djurbesättningen av 40 mjölkkor, 20 årsproducerade tjurkalvar och 20 kvigor. Kalkylerna för de ekologiska gårdarna baseras på gårdar som redan lagt om till ekologisk drift, d.v.s. ekonomin under omlägningsåret är inte beaktad.

Markkostnader inkluderas inte i kalkylerna. Detta har ingen betydelse vid jämförelse mellan de två systemen, vid beräkning av kostnader per hektar eller för typgårdarna på 100 ha, men däremot per kilo produkt. Markkostnaden höjer produktionskostnaderna per kg relativt sett mer för den ekologiska gården än för den konventionella p.g.a. en lägre produktion per hektar. Eftersom dessutom växtföljderna är olika på ekologiska och konventionella gårdar är det vid en företagsekonomisk jämförelse mer rättvisande att jämföra gårdar än produkter eller produktionsgrenar. Växtföljdskraven på de ekologiska gårdarna sänker lönsamheten relativt den konventionella gården – den ekologiska gården har en växtföljdskostnad. Eftersom produkten är utgångspunkten i föreliggande studie används här produktionsgrenskalkylerna, varvid det är viktigt att

poängtera dels att denna kostnad existerar, men inte beaktas för en produktionsgrenskalkyl, dels att effekten av markkostnaderna inte inkluderats.

Kalkylerna upprättas i fyra olika produktionsområden där det inom varje område råder liknande förutsättningar för jordbruk. Dessa områden är Götalands södra slättbygder (Gss), Svealands slättbygder (Ss), Götalands skogsbygder (Gsk) samt övre Norrland (Ön).

Ekologisk odling av spannmål ger lägre avkastning än motsvarande konventionella produktion. Avkastningsskillnaderna har bedömts till ca 30 – 45 % för växtodling (havre, korn, höst- och vårvete). I norrland är skillnaden endast 17 % för kornskördar. Skillnaden i mjölkavkastningen beräknas vara drygt 10 % över hela landet.

I tabellerna nedan redovisas produktionskostnaderna i de fyra olika områdena. Det framgår att produktionskostnaderna är högre för alla ekologiska produkter jämfört med motsvarande konventionella produkt. I tabellen redovisas en genomsnittlig kostnad för spannmålsproduktion där höstvet, vårvete, korn och havre ingår (i Ön endast korn och havre).

Tabell 33. Produktionskostnader i olika områden i kr per kilo.

	Konv. Kostnad	Eko. Kostnad exkl. stöd
Gss		
Genomsnitt spannmål	1,15	1,41
Vall	1,25	1,29
Mjök	2,79	3,29
Ss		
Genomsnitt spannmål	1,30	1,67
Vall	1,27	1,32
Mjök	2,79	3,29
Gsk		
Genomsnitt spannmål	1,52	2,01
Vall	1,30	1,38
Mjök	2,79	3,29
Ön		
Genomsnitt spannmål	2,11	2,46
Vall	1,32	1,18
Mjök	2,82	3,33

Exklusive markkostnad

Skillnaden i produktionskostnader för spannmål mellan de två produktionssystemen stiger med minskad bördighet i marken (undantaget övre Norrland). Detta hänger givetvis samman med avkastningsnivåerna i de olika produktionsområdena. Övre Norrland utgör dock ett undantag där skillnaden mellan ett konventionellt och ett ekologiskt jordbruk är liten, vilket också leder till procentuellt mindre skillnad i kostnader mellan de två systemen.

Tabell 34. Skillnader i produktionskostnader per kilo, i kronor och i procent av den konventionella kostnaden.

	Gss		Ss		Gsk		ÖN	
	kr	%	kr	%	kr	%	Kr	%
Spannmål	0,26	23	0,37	29	0,49	32	0,35	17
Mjölk	0,5	18	0,5	18	0,5	18	0,49	21

Källa: egen sammanställning

För mjölk är skillnaden i produktionskostnad i stort sett konstant över hela landet, både i absoluta tal och i procent av den konventionella kostnaden. Avkastningsskillnaderna inom mjölkproduktion för olika delar av landet är försumbar jämfört med avkastningsskillnader inom växtodling.

De största skillnaderna i produktionskostnader mellan ekologiskt och konventionellt utgörs av kostnaden för korslor samt för utsäde.

Produktionskostnaderna är alltså betydligt högre för ekologisk än för konventionell produktion. Även priserna ligger dock betydligt över prisnivån på konventionella motsvarigheter. Till detta kommer samhällets stöd till ekologisk produktion. Den samlade effekten av dessa skillnader, dvs. lönsamhetsskillnaden redovisas i tabellen nedan.

Tabell 35. Lönsamhetsskillnader mellan ekologisk och konventionell produktion i olika områden kr per kilo, exklusive och inklusive subventionen

	Gss		Ss		Gsk		ÖN	
	Exkl.	Inkl.	Exkl.	Inkl.	Exkl.	Inkl.	Exkl.	Inkl.
Spannmål	0,58	0,88	0,47	0,95	0,35	0,94	0,49	1,08
Mjölk	0,05	0,19	0,05	0,19	0,05	0,19	0,06	0,26

Eftersom ett högt merpris betalas på marknaden för ekologiska produkter blir lönsamheten i ekologisk produktion betydligt högre än i konventionell produktion även utan stöd. Ekostödet ökar lönsamhetsskillnaden ytterligare. Samtidigt bör dock åter påpekas att kostnaden för mark och mindre lönsam växtföljd inte inkluderas i kostnadsjämförelsen på produktnivå. Båda dessa faktorer gör att lönsamhetsskillnaden är överskattad. Det bör dock påpekas att slutsatsen i studien, där analysen koncentreras på gårdsnivån, är att lönsamheten för en ekologisk gård är betydligt högre än för motsvarande konventionellt driven gård. Detta gäller i samtliga områden. Det gäller i de allra flesta fall även utan samhällets stöd, dvs. redan till följd av merpriset på produkterna.

6.2 Produktions- och miljökostnader

I tidigare kapitel har det framgått att miljökostnaderna är högre för konventionell än för ekologisk produktion, medan det av ovanstående avsnitt har framgått att förhållandet är det omvända när det gäller produktionskostnaderna för företagaren. Det har också framgått att det finns en regional variation i kostnaderna per kilo produkt. Miljökostnaderna är större för både de ekologiska och de konventionella jordbruken i södra Sverige jämfört med de norra delarna, medan motsatt förhållande råder för produktionskostnaderna. Skillnaderna i miljöpåverkan mellan de två produktionssystemen är större i södra Sverige. I detta avsnitt summeras produktions- och miljökostnader. Resultaten sammanfattas i tabellen nedan för fyra produktionsområden.

Tabell 36. Skillnader i produktionskostnader och miljökostnader mellan ekologisk och konventionell produktion, kr per kilo spannmål.

	Gss	Ss	Gsk	ÖN
Produktionskostnader	0,26	0,37	0,49	0,35
Miljökostnader	-0,12	-0,12	-0,11	-0,07
Samhällsekonomiska Kostnader	0,14	0,25	0,38	0,29

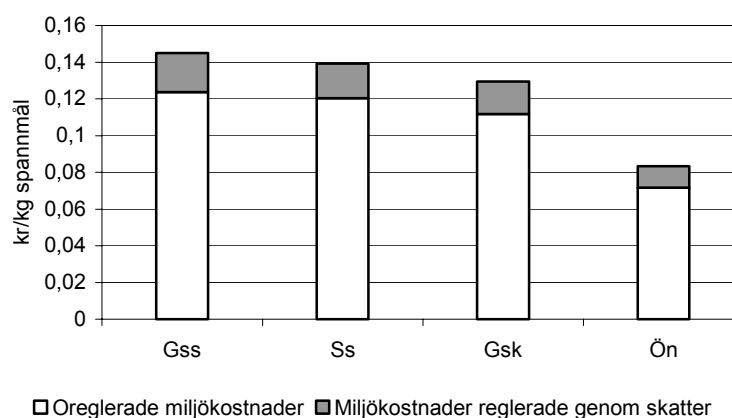
Miljökostnader = beaktade, kvantifierade och värderade miljökostnader

Källa: Egen sammanställning

Tabellen ovan anger skillnaderna i kostnader mellan de två produktionssystemen. Miljökostnaderna motsvarar de kostnadsskillnader i olika miljö kvalitet som idag inte korrigeras genom skatter. De avser alltså inte de totala miljö kostnaderna. En viss del av de totala miljö kostnaderna betalar det konventionella lantbruket i form av skatter, varför de ingår i produktionskostnaderna. I nedersta raden i tabellen redovisas skillnaderna i de samhällsekonomiska kostnaderna genom summering av skillnaderna i produktions- och miljö kostnaderna för respektive område. Det framgår att de samhällsekonomiska kostnaderna beräknas bli ca 0,14 kr högre per kilo för ekologisk spannmål jämfört med konventionellt odlad spannmål i Gss och hela 0,38 kr högre i Gsk. Miljö kostnaderna för konventionell produktion är högre på slättbygderna än i mindre intensiva jordbruksbygder. I norrlandsregionerna är miljö kostnaderna som den konventionella produktionen orsakar värderade till ca 0,07 kr per kilo spannmål jämfört med 0,12 kr i slättbygderna i Götaland. Med avseende på de miljö effekter som är beaktade och monetärt värderade i denna studie är de samhällsekonomiska kostnaderna högre för ekologisk spannmålsproduktion i alla fyra områdena. Lägst är skillnaden i kostnader i de södra slättbygderna.

I tabell 36 ovan redovisas endast den del av de miljö kostnader som bärs av samhället medan den internaliserade delen ingår i produktionskostnaderna. Inkluderas även den del av de totala miljö kostnaderna som regleras genom en skatt uppgår den totala miljö kostnaden till drygt 14 öre/kg spannmål i Gss och ca 8 öre/kg spannmål i Ön. I nedanstående figur visas de totala miljö kostnaderna, d.v.s. både miljö skatter och de oreglerade kostnaderna, per kg spannmål, för koldioxidutsläpp, pesticidanvändning och kadmiumupplagring.

Figur 11. Totala miljökostnader vid konventionell spannmålsproduktion



Det framgår av figuren ovan att de kostnader som motsvaras av skatter endast utgör en liten del av de totala merkostnaderna för samhället i sämre miljö kvalitet av konventionell produktion. En övervägande del utgörs således av negativa externa effekter som inte är internaliserade genom skatter.

6.3 Samhällsekonomisk kostnadsjämförelse

De samhällesekonomiska kostnaderna är högre för ekologisk än för konventionell odling på grund av att skillnaden i (värderade) miljöeffekter inte uppväger skillnaderna i produktionskostnader. Nettokostnaden till ekologisk produktions nackdel varierar mellan lägst 0,14 kr/kg spannmål i Gss och högst 0,38 kr/kg i Gsk. Detta innebär att värdet av de ovärderade miljöeffekterna måste vara minst 0,14 kr högre per kg ekologisk spannmål än för konventionell, i Gss, för att uppväga de högre produktionskostnaderna. I Gsk måste de ovärderade miljöeffekterna dvs. värdet av den biologiska mångfalden uppgå till ännu mer nämligen till 0,38 kr/kg.

Det har tidigare hävdats i studien att skillnaden för den biologiska mångfalden mellan produktionssystemen är större i intensiva jordbruksbygder än i mindre intensiva bygder. Därmed kan man anta att även ekologisk odlings värde för den biologiska mångfalden i dessa bygder är lägre än i de intensiva bygder, även om ingen värdering har

gjorts. Enligt resonemanget ovan borde detta lägre värde motsvara 0,38 i Gsk och 0,29 kr/kg i Norrland för att uppväga produktionskostnadskillnaderna. Jämförelsen visar vidare att det är betydligt lättare att motivera ekologisk produktion i södra Sverige med bättre jordbruksbygder. Här åstadkommer ekologisk produktion större nytta till en lägre kostnad för samhället, jämfört med i sämre jordbruksbygder. Omvänt kan sägas att det krävs en betydligt högre värdering av skillnaden i biologisk mångfald för att motivera samhällets merkostnad för ekologisk produktion i sämre jordbruksbygder än i bättre bygder i södra Sverige.

6.4 Samhällekonomisk lönsamhetsjämförelse

Enligt de beräkningar som har redovisats ovan är den privatekonomiska lönsamheten (exklusive subventioner) av ekologisk spannmål 0,58 kr högre (i Gss). Motsvarande skillnad för mjölk är 0,05 kr. Anledningen till den högre lönsamheten är det höga merpriset som mer än väl uppväger kostnadsnackdelen. Jämförelsen av den privatekonomiska lönsamheten inkluderade inte markkostnaden vilket innebär en överskattning av den privatekonomiska lönsamheten av ekologisk odling. Detta har dock ingen betydelse i den samhällsekonomiska analysen eftersom markkostnader inte inkluderas i samhällsekonomiska kostnadsberäkningar. Ett sätt att uppskatta den samhällsekonomiska lönsamheten är att utgå från det privatekonomiska utfallet, exkl. det ekologiska stödet (intäkter av pris minus kostnader) och korrigera detta för externa effekter. Från det privatekonomiska resultatet skall således värdet av de negativa effekter som inte är beaktade på marknaden reduceras respektive värdet av de positiva effekterna adderas. Eftersom alla kostnader inte är beaktade bör resultatet tolkas som en partiell jämförelse relativt den konventionella produktionen.

Eftersom ekologisk odling är företagsekonomisk lönsam (utan stöd) och värdet av de externa effekterna är dessutom positivt är produktionen också samhällsekonomisk lönsam. Däremot är det svårt att exakt beräkna nivån på den samhällsekonomiska lönsamheten. Det som försvårar beräkningen (korrigeringen av den privatekonomiska kalkylen) är det faktum att konsumenterna genom det merpris som betalas för ekologiska livsmedel redan kan ha beaktat vissa miljöeffekter, som därmed inte

längre är att betrakta som externa effekter. Denna fråga diskuteras utförligare i nästa kapitel. Om merpriset enbart uttrycker konsumenternas betalningsvilja för hälsoeffekter och hänsyn till djurskydd mm., och inte för miljöeffekter, är korrigeringen inget problem. I detta läge bör den beräknade skillnaden i miljökostnaden som inte reglerats av skatten, dvs. ca 12 öre per kg spannmål till den ekologiska odlingens fördel (i Gss) läggas till skillnaden i det privatekonomiska utfallet. Om däremot en del av merbetalningen är för skillnader i miljöeffekter ger en sådan korrigering en dubbelräkning.

6.5 Sammanfattning

I detta kapitel har resultaten från de företagsekonomiska och miljöekonomiska beräkningarna sammanförts. De miljöekonomiska beräkningarna innefattar de faktorer som kan tänkas påverka miljön. Tidigare kapitel har visat att miljökostnaderna för ekologisk produktion är lägre än för motsvarande konventionella produktion, men att produktionskostnaderna är betydligt högre. De samhällsekonomiska (totala) kostnaderna för livsmedelsproduktion är således högre för ett ekologiskt produktionssystem. Värdet av den bättre miljökvaliteten av ekologisk livsmedelsproduktion uppväger inte de högre produktionskostnaderna. De höga produktionskostnaderna för ekologisk produktion förklaras av den låga avkastningen. Dock bör man tolka resultaten från analysen med stor försiktighet. Det finns ett flertal effekter som inte är beaktade i studien samt effekter som inte har kvantifierats och monetärt värderats. Den viktigaste effekten som inte har värderats bedöms vara skillnader för den biologiska mångfalden. Därför har också gjorts en beräkning av hur högt den skillnaden behöver värderas i olika områden för att nytto-skillnaden skall överstiga kostnadsskillnaden.

Utifrån de beräkningar som gjorts i denna studie är skillnaden i samhällsekonomisk kostnad mellan ekologisk och konventionell produktion minst i Götalands slättbygder. I detta område är "miljövinsten" med ekologisk odling högre i Gss än i andra områden. Vidare är skillnaden i produktionskostnader mellan de två systemen lägst i de södra intensiva jordbruksbygderna (Gss).

Eftersom merpriset på ekologiska produkter är större än merkostnaden i produktionen är den privatekonomiska lönsamheten för ekologisk produktion (även utan subventioner) högre än för konventionell produktion. Eftersom ekologisk produktion medför positiva miljöeffekter som inte beaktas i den företagsekonomiska kalkylen blir skillnaden i samhällsekonomisk lönsamhet ännu större. Korrigeras den privatekonomiska kalkylen för de externa effekterna (netto), blir alltså den samhällekonomiska lönsamheten för ekologisk produktion klart högre än för konventionell produktion.

7

Ekonomiska värdet av miljöpåverkan och politik för ekologisk livsmedelsproduktion

Sedan 1989 har det ekologiska lantbruket subventionerats genom extra arealersättning från staten. Motiven till subventioner är och har varit med avseende på de positiva, eller minskade negativa, konsekvenserna för den omgivande miljön som ekologiskt lantbruk antas orsaka.

I detta kapitel diskuteras effektiviteten i dagens ersättningsprogram för ekologisk odling. Kapitlet inleds med ett avsnitt angående motiven till ersättning för ekologisk livsmedelsproduktion. I nästa avsnitt relateras resultaten från denna studie avseende det monetära värdet av den positiva miljöpåverkan till politiken. Här analyseras hur väl den monetära värderingen stämmer med ersättningsens storlek och den geografiska variationen.

7.1 Samhällekonomiska motiv för statligt ingripande

Under förutsättning att priset signalerar om varans eller resursens knapphet i ekonomin leder en fri konkurrensmarknad till en effektiv allokering av samhällets resurser. Förekomsten av externaliteter (externa effekter) och kollektiva nyttigheter orsakar marknadsmisslyckanden och en från samhällets perspektiv mindre önskvärd resursallokering. Detta kan motivera ett statligt ingripande för att korrigera marknadens utfall.

Med externaliteter menas effekter som påverkar utomstående utan att denne kompenserar (vid positiva effekter) eller kompenseras (vid negativa effekter) för påverkan. Det är således effekter som inte beaktas vid handel via marknaden. Ett exempel på en positiv extern är den effekt som uppstår då biodlaren ställer sina bikupor nära fruktodlarens äppelträd. Övergödningen som drabbar fiskenäringen exemplifierar en negativ extern effekt. En kollektiv nytta är en vara eller en tjänst som många konsumenter kan nyttja samtidigt utan att nyttan för varje enskild individ påverkas (icke-rivalitet). En kollektiv vara karaktäriseras av öppenhet. Konsumtionen av varan är öppen för alla och det är, till skill-

nad från privata varor, omöjligt eller dyrt att utestänga någon. Ett vackert beteslandskap kan njutas av en individ utan det sänker en annan individs upplevelse av samma landskap.

Om producenter inte bär fulla kostnader för användning av vissa produktionsmedel tenderar förbrukningen bli för stor. Om det inte kostar något att nyttja miljön som mottagare av förstörande utsläpp kommer luften och vattnet att överutnyttjas. Det omvända är fallet när det gäller positiva externaliteter eller kollektiva nyttigheter. Då det är omöjligt att stänga ute någon från att konsumera varan eller företeelsen är det svårt att få ett tillfredsställande utbud. Det finns risk för ett s.k. gratisåkar- eller snålskjutsbeteende bland konsumenter då var och en kan nyttja tjänsten utan att behöva betala för den. Likaså tenderar producenterna att vara ovilliga att tillhandahålla dessa tjänster då de inte kan få betalt för dem. Resultatet blir, generellt sett, för stor användning av insatsvaror med negativa externaliteter, exempelvis kväve, och underproduktion av kollektiva nyttigheter eller varor med positiva externaliteter, exempelvis landskap.

För att förhindra att varor som genererar positiva externaliteter produceras i en otillräcklig kvantitet och/eller varor som skapar negativ påverkan överproduceras/överanvänds kan staten ingripa genom att subventionera de positiva externaliteterna eller beskatta de negativa.

7.2 Bör staten subventionera ekologisk produktion trots att marknaden betalar?

Den ökade miljöhänsyn som den ekologiske lantbrukaren tar resulterar i högre produktionskostnader. Om ingen vill betala för denna produktion och man lämnar avgörandet till den fria marknaden finns det därmed risk att produktionen blir lägre än den samhällekonomiskt önskvärda. På livsmedelsmarknaden kan man dock idag hitta en mängd ekologiska produkter och dessa säljs för det mesta till ett högre pris än motsvarande konventionella produkter. Konsumenterna kan alltså avgöra om de vill konsumera de ekologiska produkterna till ett högre pris eller de konventionella till ett lägre. Bör då staten subventionera det ekologiska lantbruket i form av arealersättning när konsumenten själva kan välja dessa livsmedel om de anser att de är värda sitt pris?

Det faktum att konsumenten visar betalningsvilja för ekologiska produkter behöver inte nödvändigtvis betyda att ingen subvention skall betalas ut. Vad som är avgörande för denna fråga är om/ i vilken utsträckning miljöeffekterna skall ses som externa (icke internaliserade).

Vissa konsumenter kan motivera ett merpris med avseende på hälsoaspekter (man tror att ekologiska produkter är mer hälsosamma), medan andra motiverar sitt köp av djurhänsyn (man anser att en ekologisk djurhållning har bättre djuretik). I synnerhet kan konsumenterna vilja betala för en mindre miljöskadlig livsmedelsproduktion jämfört med en konventionell motsvarighet. Om konsumenter skulle göra detta upphörde de externa effekterna att vara externa och finns därmed beaktade i det företagsekonomiska resultatet. Följaktligen bortfaller behovet av subventionering. Beaktas däremot enbart hälsoeffekter sker ingen internalisering alls. Det finns olika uppfattningar om konsumenternas beteende.

Å ena sidan kan det hävdas att inte finns någon anledning för den enskilde konsumenten att betala ett högre pris för sina livsmedel om denne ändå kan dra nytta av de positiva miljöeffekterna från ekologisk produktion, givet att andra konsumenter betalar ett högre pris eller genom att samhället ger stöd till produktionen. Man kan om man så vill agera gratispassagerare. Tidigare har det beskrivits varför marknaden inte själv kan tillhandahålla "miljövaror" eller "miljötjänster" i den omfattning som motsvarar den faktiska efterfrågan. Orsaker kan vara karaktärer såsom icke-rivalitet och en omöjlighet att utestänga någon från att nyttja varan även om personen inte betalat för den.

Å andra sidan ökar de positiva effekterna med omfattningen av ekologisk produktion. Konsumenten kan då med sitt köp bidra till att dessa blir större. Effekterna av en enda individs köpbeteende är naturligtvis mycket små men inte helt obefintliga vilket kan ge en miljöintresserad individ en känsla av att bidra. Vidare skulle konsumenterna kunna motivera sitt köp av ekologiska produkter utifrån ett bidragande synsätt, där mitt agerande kan förmå andra att bete sig på samma sätt. Den positiva effekt som kollektivets (alla miljöintresserade) handlande åstadkommer blir då en följd av den egna handlingen. Den rikliga förekomsten av etisk- och miljömärkning samt konsumenternas köp av dylika

produkter är ett tydligt bevis på att åtminstone vissa konsumenter omsätter sina preferenser för hur den köpta varan har producerats i ett faktiskt köpbeteende.

Det har visat sig i undersökningar att det främsta motivet till att köpa ekologiska produkter är hälsoskäl följt av miljöskäl; konsumenterna tror alltså att ett ekologiskt livsmedel är mer hälsosamt och mindre skadligt för miljön (Jørgensen, 2001). Livsmedelsverket anger att hälsoriskerna av pesticidrester i livsmedel är små (Livsmedelsverket), men de långsiktiga effekterna är naturligtvis osäkra. De konsumenter som köper ekologiskt av hälsoskäl är troligtvis riskobenägna och vill inte acceptera ens små hälsorisker. Det faktum att en relativ liten grupp köper relativt mycket (Jørgensen, 2001) tyder på att så kan vara fallet.

Eftersom konsumenterna uppger (bl.a.) miljöskäl som ett köpmotiv och merpriset på ekologiska produkter är högt är det troligt att det *faktiskt* har skett, åtminstone partiellt, en "internalisering" av de externa effekterna. Det är dock också troligt att det finns konsumenter som har betalningsvilja för de miljövärden som ekologiskt jordbruk representerar men som väljer att åka fripassagerare. Således är det inte sannolikt att miljöeffekter är fullt internaliserade. Därmed kvarstår ett visst subventionsbehov från statens sida.

7.3 Offentliga motiv för ekologisk produktion i Sverige

I Regeringens skrivelse fastslås att "den ekologiska produktionen från en samhällelig utgångspunkt, bl.a. är ett medel i arbetet med att nå vissa av de nationella miljömålen..." (Skr. 1999/2000:14). Andra skäl än miljö-mässiga omnämns inte. Däremot framhålls det som viktigt att skapa förutsättningar för en marknadsutveckling där konsumenternas efterfrågan på ekologiska livsmedel kan tillgodoses och där produktionen på sikt kan ske utan statliga subventioner. Här framhåller alltså regeringen att konsumenternas efterfrågan på sikt skall upprätthålla den ekologiska produktionen och därmed internaliseras de positiva miljöeffekterna.

Konsumentefterfrågan på ekologiska livsmedel har ökat stadigt sedan 1980-talet (Jørgensen, 2001). Regeringen har angett att en förutsättning för att nå det uppsatta 20 % -målet är att efterfrågan och konsumtionen av ekologiska livsmedel ökar (Skr. 1999/2000:14). Stödet till ekologisk produktion verkar inte generera samma ökning av produkter som av arealen. Huruvida detta är problematiskt ur samhällsekonomiskt perspektiv beror på motiven till statliga insatser. Om motivet grundar sig enbart på miljömässiga orsaker, bör en effektiv politik motsvara samhällets värdering av de ökade nyttor i termer av positiva eller minskade negativa miljöeffekter, som ett ekologiskt lantbruk ger upphov till. Då spelar efterfrågan och konsumtionen ingen roll. Avgörande i detta fall är då hur produkterna framställs, inte hur dom säljs. Flera skäl talar dock för att det finns fördelar med att produkterna även säljs som ekologiska. Vissa konsumenter köper ekologisk av hälsoskäl. Som tidigare påpekats kan detta vara ett uttryck för riskovilja. Vidare kan de konsumenter som skulle vilja köpa ekologiska produkter av miljöskäl inte visa sin betalningsvilja i fall dessa inte säljs som ekologiska.

7.4 Skatt eller subvention

Motivet till statligt ingripande när det gäller ekologisk produktion är som påpekats ovan förekomsten av markandsmisslyckanden. Annorlunda uttryckt kan man säga att konkurrens mellan ekologisk och konventionell produktion är "orättvis" eftersom den förra bidrar med "obetalda" positiva värden. Balansen kan återställas antingen genom subventionering av ekologisk odling eller beskattning av konventionell produktion så att denna bär sina kostnader.

Påverkan på miljökvaliteter och ersättningsprinciper är intimt förknippade med rättighetsdefinitioner. Har allmänheten rätt till en ren och giftfri miljö, eller har lantbrukaren rätt att bruka sin mark som han eller hon behagar? Inom miljöområdet råder idag en bred enighet om principen att "förorenaren skall betala", vilket innebär att de aktörer som försämrar miljökvaliteten skall ersätta samhället för detta (se exempelvis prop.1997/98:2). En motsvarighet finns också för tillhandahållande av positiva externa effekter och kallas då för "förskönaren-skall-kompenseras-principen" (Jordbruksdepartementet, 1997). De som försämrar miljötillståndet skall således betala för detta medan de som för-

bättrar tillståndet skall erhålla en kompensation. Detta sker ofta via politiken med hjälp av skatter respektive subventioner.

Att ersätta en aktör för att man inte orsakar lika stora skador strider mot den rättighetsuppfattning som beskrivits ovan. Ersättning till lantbrukare som driver ett ekologiskt lantbruk följer således inte principen om att förorenaren skall betala, förutom för de positiva effekter som detta brukningssätt medför, exempelvis den större biologiska mångfalden (se kapitel 3). Principen kan dock tolkas olika och uttryckas som en basnivå under vilken näringen själv skall betala för de kostnader som den orsakar (prop. 1997/98:2). Vill samhället gå längre får den ersätta näringen för att vidta ytterligare åtgärder. Ersättningen till en ekologisk livsmedelsproduktion kan därmed tolkas som en önskan från allmänheten att stimulera en produktion som är mindre skadlig för miljön, utöver de skatter och avgifter som det konventionella jordbruket redan betalar.

7.5 Resultat från den monetära värderingen och effektivitet i dagens politik

Enligt ekonomisk teori om samhällsekonomisk effektivitet skall subventioner motsvara det monetära värdet av de positiva externaliteterna. Då skapas korrekta incitament för att tillhandahålla dessa positiva effekter så att nyttan i samhället maximeras. Vid en för hög ersättningsnivå stimuleras en överproduktion, d.v.s. *mer* odlas efter ekologiska principer än vad som kan försvaras med hänsyn till de kostnader detta skulle innebära. Vid en för låg ersättningsnivå ges inte tillräckliga incitament till lantbrukarna att lägga om till ekologisk odling, och *för lite* positiva externa effekter tillhandahålls.

Av diskussionen i avsnitt 7.2 framgår att bedömningen av subventionsbehovet försvåras av det faktum att konsumenter delvis köper ekologiska produkter av miljöskäl. Därmed sker det, troligtvis, åtminstone partiell internalisering av de externa effekterna. Omfattningen av denna internalisering är naturligtvis okänd. Analysen görs därför under olika förutsättningar. I detta avsnitt antas det att konsumenterna *inte* betalar för miljöeffekter. I nästa avsnitt diskuteras konsekvenser av internaliseringen.

Kostnaderna för negativ miljöpåverkan som orsakas av en konventionell livsmedelsproduktion, dvs. miljönytta av ekologisk produktion där dessa kostnader undviks, har värderats utifrån ett antal antaganden till mellan 8öre/kg och 14 öre/kg spannmål (inkl. miljöskatter). Miljönyttan är lägst för jordbruken i norra Sverige, medan ekologisk produktion i slättbygden i södra Sverige ger den högsta miljönyttan. Miljönyttan kan jämföras med stöd till ekologisk odling. Beräkningarna avser de miljökostnader som inte reglerats genom skatter.¹⁵ Stödet ges per hektar men kan med hjälp av hektaravkastningar i ekologisk produktion omräknas per kilo. I tabellen nedan kan miljönyttan jämföras med stödbeloppen, enligt Rosenqvists (2003) beräkningar.

Tabell 37. Miljökostnad (exkl. miljöskatter) per kg konventionell produktion och stöd till ekologisk odling, öre kg

	Gss	Ss	Gsk	Ön
Miljönytta kr/kg ekologisk spannmål	12	12	11	7
Ekologiskt stöd kr/kg	36	44	54	66

Källa: Egna beräkningar samt SLI-skrift 2003:5 (subvention per kg)

Ersättningen genom åtgärdsprogrammet är således högre än det miljöekonomiska värdet av de effekter som beaktas i denna studie, speciellt för Norrlandsregionerna. I slättbygden, där de förväntade positiva miljöeffekterna av en ekologisk drift är högst i landet, uppgår det miljöekonomiska värdet till ca 33% % av ersättningsbeloppet. I skogsbygderna uppskattas värdet av de förväntade positiva miljöeffekterna till endast 20 % av subventionen och inte mer än 10 % i Norrlandsregionerna.

Till detta kommer givetvis värdet av de miljöeffekter som inte beaktats eller inte kunnat värderas. Värdet av en större biologisk mångfald på ekologisk åkermark skall exempelvis adderas till de ovanstående beräkningarna. Den biologiska mångfalden mm. borde om miljövärdena i ovanstående tabell jämförs med subventionsbeloppet motsvara 0,24 kronor/kg i Gss och hela 0,59 kronor/kg i Ön för att motivera dagens nivå på subventionering. Det är dock naturligare att tänka på den biolo-

¹⁵ Beräkningen av miljökostnader för kadmium omfattar merpriset på marknaden för kadmiumfri spannmål. Eftersom denna effekt redan är internaliserad, är miljövärdet överskattad med motsvarande belopp.

giska mångfalden i relation till hektar än till kilo producerad vara. Om genomsnittliga avkastningar för ekologisk spannmål i de olika områdena används kan dessa belopp aggregerats till en kostnad per hektar. Resultatet blir att den biologiska mångfalden bör värderas till omkring 1000 kronor per hektar för att motivera dagens nivå på subventionering. En exakt beräkning är svår att göra då beloppen i tabellen ovan anger de relativa miljökostnaderna. För en exakt uppskattning krävs bl.a. de absoluta miljökostnaderna för respektive produktionsform. Det uppskattade beloppet får därför betraktas som en indikation av storleksordningen.

Kan man härav dra slutsatsen att ersättningsnivån är alltför hög och att politiken är ineffektiv? Som framgått av analysen hittills tyder mycket på att svaret på frågan är ja. Det bör dock erinras att det finns en mängd miljöfaktorer som inte har beaktats i denna studie eller som inte kunnat monetärt värderas, i huvudsak den större biologiska mångfalden. Det finns faktorer som talar till det ekologiska lantbrukets fördel såsom förbättring av jordbruksmarkens kvalitet och minskad fosforövergödning av insjöar och vattendrag (se exempelvis Stolze et al. 2000, Morris et al., 2001). Den slutsats som kan dras från denna rapport är att med hänsyn till de faktorer som har beaktats (koldioxidutsläpp, pesticidanvändning och kadmiumupplagring) överstiger ersättningen till ekologisk odling det ekonomiska värdet av den förväntade miljönyttan.

Resultaten visar alltså att miljökostnaderna för ett konventionellt jordbruk jämfört med motsvarande ekologiska drift skiljer sig åt regional och är högst i slättbygdsområdena. Det är i dessa högproduktiva och intensiva områden som en ekologisk produktion får störst positiv miljöeffekt jämfört med konventionell produktion. En omläggning till ekologisk drift, och därmed en produktion utan pesticider, gruvfosfor och handelsgödsel blir mer betydelsefull i dessa områden. Däremot är produktiviteten högre i intensiva jordbruksområden så att avkastningen per insatsmedel blir hög. I norrlandslänen drivs ett konventionellt jordbruk många gånger på ett sätt som ligger nära det ekologiska jordbrukets principer. Dock är anslutningen till ersättningsprogrammet lägst i de intensiva jordbruksområdena, på många håll mindre än 5 % av åkerarealen (Jordbruksverket, 2002a). Störst anslutning finns i övre och nedre Norrland (se avsnitt 2.2), med 57 % i Jämtland och 48 % i Västernorrland

(Kommunförbundet, 2002). Ersättningsprogrammet riktas således inte till de områden där miljönyttan med den ekologisk produktion är som störst, utan till områden där det ekonomiska värdet av externaliteterna väsentligt understiger ersättningsbeloppen. För ökad effektivitet i politiken så att maximal miljönytta erhålls givet de ekonomiska satsningar som görs, bör således insatserna mer intensivt riktas mot slättbygdsområden istället.

7.6 Om konsumenterna betalar miljönyttan

I det föregående avsnittet beaktades inte konsumenternas miljömotiv vid köp av ekologiska produkter. Konsumenterna kan ha olika motiv till sina köp och merpriset utgör en sammanlagd värdering av alla nyttor, däribland olika miljöfördelar, som ekologiska produkter ger. Pga. denna sammanblandning valdes det i denna studie att studera de olika miljökomponenterna var för sig baserade på olika direkta och indirekta metoder. Den fråga som uppkommer är hur dessa värderingsmetoder förhåller sig till det faktum att konsumenten faktiskt betalar ett merpris. Intressant att notera är vidare att merpriset är relativt högt (84 öre för spannmål samt 55 öre för mjölk) dvs. betydligt mer än den betalningsvilja som har erhållits genom att analysera olika nyttor var för sig. Vad betyder detta för subventionsbehovet? Skulle konsumenterna genom sina köp av ekologiska produkter betala för de miljövärden som beräknades och betraktades som externa, minskar subventionsbehovet. Skulle konsumenten internalisera samtliga miljöeffekter bör subventionen bli noll. Som påpekades tidigare är det inte troligt att miljöeffekterna fullständigt har internaliserats. Mycket tyder dock på att en betydande internalisering har ägt rum. Det är troligt att miljöintresserade konsumenter anlägger ett bidragande synsätt, opinionsundersökningar tyder på miljömotivet och merpriset är dessutom högt. Skulle bara en tredjedel av merpriset uttrycka betalningsviljan för miljöeffekter blir betalningsviljan uppskattad på detta sätt högre än den skattning som analysen i kapitel 4 gav. Det bör dock påpekas att det höga merpriset också kan tyda på att den beräkning som gjordes i kapitel 4 kan innebära en underskattning.

Några exakta beräkningar låter sig inte göras pga. osäkerheten om hur stor del av merpriset kan hänföras till konsumenternas olika köpmotiv. I första hand är det troligt att konsumenten värderar att produkterna är

”giftfria”(inga pesticidrester eller kadmium) samt att dessa främjar den biologiska mångfalden eftersom dessa effekter är mest kända och oomstridda och därmed lättast att förknippa med ekologisk odling. Förhåller det sig på detta sätt bör den tidigare beräknade skillnaden i miljökostnader mellan ekologisk och konventionell produktion reduceras att enbart omfatta ammoniakavgång samt koldioxidutsläpp. I baskalkylen har dessa värderats till –1.2 öre (enbart i de tre Götalandsområden) respektive +11,3 öre. I Gss motsvarar den en subvention på 609 kronor.

Koldioxidutsläppet framstår som den i särklass största effekten av de effekter som separat har kunnat värderas. Att inkludera denna effekt är egentligen ett avsteg från principen att endast beakta de miljöeffekter där jordbruket är den främsta ”syndaren”. Motivet har varit klimatförändringarnas stora potentiella betydelse för ekonomin. Samtidigt blir det tveksamt att motivera subventioner till ekologisk odling huvudsakligen ur behovet att minska koldioxidutsläppen eftersom problemet kräver generella lösningar som omfattar hela ekonomin.

7.7 Sammanfattning

Syftet med analysen i detta kapitel har varit att relatera värdet av de positiva nettoeffekterna av den ekologiska produktionen till den subvention som utgår till denna. Analysen visar att ersättningen till ekologisk odling är högre än det miljöekonomiska värdet av de effekter som beaktas i denna studie, speciellt i Norrlandsregionerna. Dock finns det en mängd faktorer som inte beaktats i denna studie. Analysen kompliceras vidare av att konsumenten delvis köper ekologiska produkter av miljöskäl och därmed till viss del internaliserar den externa miljöeffekterna. Skulle internaliseringen vara fullständigt behövs inga subventioner. Det är dock inte troligt att så är fallet. Har det inte skett en internalisering, måste förbättringen den biologiska mångfalden pga. övergång till ekologisk drift vara värd ca. 600 kr i Skåne och 1200 i Norrland. Detta förefaller vara ett högt belopp, i synnerhet när det gäller Norrland där skillnader mellan ekologisk och konventionell drift är förhållandevis små. Den i särklass största värderade effekten hänför sig till ett generellt miljöproblem - koldioxidutsläppen. Det är tveksamt om subventionering av ekologisk produktion utgör en effektiv lösning av detta generella miljöproblem.

9

Sammanfattning och slutsatser

8.1 Sammanfattning

Syftet med denna studie är att samhällsekonomiskt analysera ekologisk livsmedelsproduktion med avseende på miljöpåverkan. Som jämförelse till ekologisk livsmedelsproduktion har konventionell produktion valts. De grundläggande frågeställningar som studien söker besvara är följande:

- Vilka konsekvenser för miljön medför en ekologisk livsmedelsproduktion till skillnad från motsvarande konventionella produktion?
- Vilket ekonomiskt värde tillmäter samhället dessa konsekvenser?
- Är det, utifrån en samhällsekonomisk analys, motiverat att ekonomiskt stödja ekologisk odling?
- Med avseende på resultaten från denna studie och med de antagande som ligger bakom, vad kan man säga om effektiviteten i dagens politiken för främjande av ekologisk odling?

Jordbrukets påverkan på omgivningen omfattar en mängd effekter och enbart ett fåtal inkluderas i studien. Eftersom studien avser att relatera de samhällekonomiska kostnaderna för ekologisk produktion till stödet till denna produktion och motivet från politiskt håll till att stödja produktionen är dess miljöpåverkan begränsas analysen till effekterna på miljön. Det innebär att hälsoeffekter inte beaktas i studien. Inte heller beaktas de djuretiska aspekterna.

Analysen omfattar fem miljöaspekter: övergödning, klimateffekter, påverkan på den biologiska mångfalden, oönskad spridning av gifter i jordbruksmarken (pesticider och kadmium) och förbrukning av ändliga resurser. Dessa effekter har valts utifrån följande kriterier: jordbruket står för en betydande del av effekten, effekten bedöms som allvarlig (vid

negativ effekt) eller angelägen (vid positiv effekt) samt att påverkan sker i första på hand tredje part. Att främst koncentrera analysen på de effekter där jordbrukets påverkan är stor motiveras med att det i dessa fall är berättigat med riktade åtgärder inom jordbruket för att lösa problemet.

Att värdera miljönyttor i pengar kan vara kontroversiellt. Samhällets resurser är dock begränsade och en värdering möjliggör en effektivare användning av dessa. En utebliven värdering kan tolkas som att miljönyttor saknar värde.

Att dra en klar gräns mellan ett ekologiska och ett konventionellt jordbruk avseende miljöeffekter har visat sig vara mycket svårt. Variationen mellan konventionella jordbruk kan många gånger vara större än mellan ett konventionellt och ett ekologiskt jordbruk. I studien har det vanligaste sättet att producera inom varje system valts för jämförelse. Ambitionen har också varit att kvantifiera de regionala skillnaderna i miljöpåverkan mellan de två systemen.

Befintlig forskning angående påverkan på miljön orsakad av livsmedelsproduktion har sammanställts för ett antal miljöfaktorer. Eftersom skillnader mellan ett ekologiskt och ett konventionellt jordbruk skiljer sig markant mellan länder baseras analysen huvudsakligen på svenska studier.

Beräkningsenheterna i analysen är produktionen av 1kg mjölk och 1 kg spannmål. Utgångspunkten är alltså skillnaden mellan två sätt att producera livsmedel. Det kan hävdas att ekologisk odling bidrar till att hålla marken öppen eftersom en större areal går åt för samma produktionsmängd. Om man vänder på resonemanget, dvs. om syftet är att hålla marken öppen, finns det dock flera andra sätt att åstadkomma detta på. Samma nytta, i form av odlad mark, uppnås oavsett produktionsform medan nyttan i form av livsmedelsproduktion blir olika. Effekten på landskapet är dock inte en effekt utav ekologiska odlingsprinciper utan av jordbruksproduktion i största allmänhet.

Miljöpåverkan har antagits vara konstant per producerad enhet. Detta är givetvis en stark förenkling eftersom marginaleffekten av ökad ekologisk produktion kan vara mycket olika vid olika nivåer. Vissa företeelser

kan få helt andra effekter om odlingen sker i stor skala jämfört med ett par procent av marken. Tyvärr finns det inga data som gör det möjligt att ta hänsyn till skalan. Analysen bygger således på genomsnittliga och inte på marginella effekter.

Generellt sett är det svårt att kvantifiera miljöpåverkan. Det gäller i synnerhet effekterna på den biologiska mångfalden, men också på ammoniakavgång. En stor osäkerhet råder i beräkningarna av hur stor del av ammoniakavgången som deponeras i Sverige och som har en eutrofierande effekt på de omkringliggande haven. För den biologiska mångfalden är det omöjligt att hitta ett mått på *hur stor* skillnaden är mellan ekologisk och konventionell åkermark. Vidare blir resonemanget än mer tveksamt när man vill värdera skillnaderna per kg spannmål som produceras. Det enda rimliga i detta fall är att uttala sig om effekten i stort.

De stora (naturvetenskapliga) skillnaderna mellan ekologiska och konventionella produktionssystem är avseende den biologiska mångfalden, pesticidanvändningen och kadmiumupplagringen, till det ekologiska systemets fördel. Effekterna av användningen av fosfor från handelsgödsel är inte helt entydiga utan forskning finns som visar på både för- och nackdelar med varje produktionssystem. Användningen och behovet av *fosfor* är ett olöst problem inom både konventionell och ekologisk produktion. Därmed kan det inte klarläggas vilket av produktionssystemen som orsakar störst miljökostnader.

Skillnader i de flesta miljöeffekter som är knutna till användningen av externa insatsmedel, såsom effekter av pesticidespridning, kadmiumupplagring och koldioxidutsläpp, är givetvis större i områden där jordbruket bedrivs mer intensivt. Ett ekologiskt och konventionellt jordbruk skiljer sig därför betydligt mindre åt i skogs- och norrlandsbygderna än i de intensiva slättbygderna. Vidare medför en ekologisk produktion betydligt högre vallandel i växtföljden vilket är positivt i slättbygderna. Dessa skillnader är mindre i lågintensiva bygder.

Inte alla effekter på miljön som respektive system kan tänkas orsaka är inkluderade i denna rapport. Främst tre effekter är uteslutna. Det gäller för det första försurningen som orsakas av ammoniaknedfall, surgöran-

de gödselmedel och förbränning av fossila bränslen. Jordbruket bedöms här stå för en relativt liten andel av försurningen i Sverige jämfört med andra industrisektorer. Vidare har inte fosfor behandlats som problematiskt ur övergödningssynpunkt. Till sist har effekter på markkvaliteten uteslutits eftersom det ligger i brukarens eget intresse att ha en hög bördighet i sin mark.

Samhällets värdering av en försämrad miljö kvalitet visar sig inte alltid till fullo på en marknad genom ett pris utan andra indikatorer måste användas. Det finns en mängd metoder för att mäta värdet, eller betalningsviljan, för icke prissatta miljövaror. I denna studien baseras beräkningar främst på befintliga CV-studier (enkätstudier) samt undvikandekostnader i kombination för skatter.

Att ekonomiskt uppskatta värdet av en förändrad miljö kvalitet är förknippat med många problem. Om individer tillfrågas efter deras värdering av en förändrad miljö kvalitet finns incitament att, beroende på den egna inställningen eller intresse, över- eller underdriva betalningsviljan. Människor är också vanligtvis ovana att värdera miljö påverkan. Kostnadsuppskattningar anger oftast inte hela värderingen utan ger en indikation på vad samhället *minst* är beredd att betala för att undvika kostnader orsakade av en miljö försämring. På grund av dessa problem är de uträknade sifferbeloppen osäkra. Det primära syftet är dock inte att erhålla en exakt siffra utan att lyfta fram resonemanget kring samhällsekonomisk värdering av miljö effekter och att få en uppfattning om miljökonsekvensernas betydelse mätt i ekonomiska termer.

Studien utgör en partiell analys av de totala samhällsekonomiska kostnaderna. Den omfattar endast miljö kostnader och beaktar inte kostnader för hälsopåverkan, djurhälsopåverkan samt socio-ekonomiska kostnader. Vidare jämförs endast två alternativ: produktion av konventionella och ekologiska livsmedel. Det är mycket möjligt att obeaktade alternativ skulle kunna ge en högre miljö nytta. Nedan sammanfattas resultaten av den ekonomiska värderingen av miljö effekter.

När det gäller *ammoniakavgången* uppskattades värdet av ett minskat kväveläckage med hjälp av en CV-undersökning. Givet detta antagande

och antagande om avkastningsskillnader erhöles en merkostnad för ekologisk mjölkproduktion motsvarande ca 0,6 öre/kg mjölk. Merkostnaden, de negativa externa effekter som en ekologisk mjölkproduktion innebär jämfört med en konventionell produktion är ett resultat av att de ekologiskt hållna djuren har en lägre avkastning vilket leder till ett högre djurantal per producerad enhet.

Tillverkningsprocessen av handelsgödsel, som används inom konventionell livsmedelsproduktion, orsakar stora *utsläpp av växthusgaser*. För en ekonomisk värdering av dessa skador har en modellstudie av kostnadsuppskattningar använts. Resultaten från denna studie och antaganden om handelsgödselförbrukning och avkastning, ger en beräkning av den totala miljökostnaden för konventionellt spannmål till ca 13 öre/kg spannmål. Miljökostnaden är lägre för det konventionella jordbruket i Norrland.

Det saknas trovärdiga ekonomiska studier av betalningsviljan för att undvika de skador som *pesticider* kan orsaka. Istället har indirekta mått på samhällets bedömning av miljö- och hälsoriskerna använts. Samhället har kostnader för information, utbildning och kontroll av pesticidanvändningen för att minska dess risker. Dessutom betalar lantbrukarna en skatt för användning av pesticider. Detta ger en sammanlagd miljökostnad motsvarande 0,4 öre/kg spannmål. Dock bör det påpekas att beloppen är indirekt härledda utifrån politiska insatser, vilket inte med nödvändighet behöver motsvara allmänhetens värdering av skadorna.

Det finns inte heller några (svenska) ekonomiska studier av kostnader för *kadmium*. Två indirekta "indikatorer" används för att bedöma skadorna: den skatt som lantbrukarna betalar per gram kadmium i gödselmedlet och det merpris som spannmålsodlare får för kadmiumfritt spannmål. Detta är ett mått på marknadens bedömning av skadorna orsakade av kadmium. Givet dessa antaganden erhöles en total kostnad motsvarande 0,6 öre/kg spannmål i slättbygder.

Forskningen visar att ekologiskt odlad åkermark har en högre biologisk mångfald än motsvarande konventionella åkermark, vilket beror på avsaknad av pesticider och en mer varierad växtföljd. Vidare torde värdet

av ekologisk åkermark vara högre i slättbygdsområden än i skogs- och norrlandsbygd. Anledningen till detta är de större skillnaderna i intensitet mellan ekologisk och konventionell drift i högproduktiva jordbruksbygder. Däremot är det tveksamt att mäta *hur stor* skillnaden i den *biologiska mångfalden* mellan de två odlingssystemen är, i synnerhet uttryckt per kg producerad vara. Därmed blir det inte heller möjligt att göra en ekonomisk värdering.

De stora *naturvetenskapliga* skillnaderna mellan ekologisk och konventionell drift är som nämnts biologisk mångfald, pesticidupplagning och kadmiumupplagning. Enligt de värderingar som genomförts innebär biologisk mångfald och koldioxidutsläpp de största *ekonomiska* skillnaderna.

Utifrån de beräkningar som redovisas medför en ekologisk livsmedelsproduktion mindre negativa miljöeffekter, och därmed lägre miljökostnader än motsvarande konventionell produktion. Trots att ekologisk livsmedelsproduktion har lägre miljökostnader är de samhällsekonomiska kostnaderna högre för detta produktionssystem. Orsaken är de höga produktionskostnaderna. Avkastningen är väsentligt lägre, varför kostnaderna per kg produktion blir höga. Miljökostnaderna utgör vidare en mycket liten del av de samhällsekonomiska kostnaderna. Den regionala variationen i samhällsekonomiska kostnader är betydande. Kostnaderna, både för konventionell och ekologisk produktion, är högst i mindre bördiga områden. I dessa bygder är produktionskostnaderna högst samtidigt som de relativa miljövinster för ekologisk odling är som minst.

Producenterna av ekologiska produkter erhåller ett merpris på marknaden. Detta leder till att ekologisk produktion är företagsekonomisk lönsam (utan subventioner). Eftersom merpriset mer än väl uppväger de högre produktionskostnaderna uppvisar den ekologiska produktionen högre lönsamhet än konventionell produktionen. Även utan beaktande av de lägre miljökostnaderna blir den samhällekonomiska lönsamheten högre för ekologisk odling. Kalkylen omfattar inte markkostnader vilket kan innebära att den relativa privatekonomiska lönsamheten för ekolo-

gisk odling överskattas. Detta påverkar dock inte den samhällekonomiska analysen där markkostnaden inte skall inkluderas.

Förändringar i miljökvaliteten återspeglar inte alltid människornas önsknings genom marknadens priser. P.g.a. egenskaper hos miljöföreteelser finns en rad faktorer som gör att marknadsmekanismen inte fungerar. Därmed finns ett motiv till statligt ingripande genom olika typer av styrmedel. För ekologisk odling har staten valt att främja en produktion genom ekonomiska subventioner. För ekologiska produkter betalas dessutom ett merpris på marknaden. Enligt attitydundersökningar köper konsumenter ekologiska produkter av hälso-, djuromsorgs- och miljöskäl. Det faktum att konsumenten visar betalningsvilja för ekologiska produkter är inte ett argument för att ingen subvention skall betalas ut så länge staten inte betalar för sådant som konsumenten redan har finansierat genom sina köp. En effektiv politik bör sträva efter att ersättningen skall motsvara värdet av de ökade (obetalda) miljövinster.

De förväntade miljöeffekterna är som störst i slättbygderna vilket beror på störst skillnad mellan konventionell och ekologisk produktion i dessa bygder. Dock verkar politiken stimulera den största anslutningen till ekologisk odling i skogs- och norrlandsbygder. I några norrländska län utgör andelen ekologisk åkermark mer än 40 % av totala arealen, medan anslutningen i Skåne och Halland är betydligt lägre (5 respektive 10 % av åkerarealen). För att öka politikens effektivitet bör således insatserna styras till de områden där den förväntade nyttan är som högst, d.v.s. till slättbygdsområden.

Ersättningen till ekologiska lantbrukare uppgår idag till 1300 kr/ha. Det politiska motivet till stödet är de positiva miljöeffekterna. Värdet av de effekter som finns beaktade i denna studie understiger vida ersättningsbeloppet, speciellt i norrlandsregionerna. Kalkylen omfattar dock inte alla effekter.

8.2 Slutsatser och diskussion

Det främsta syftet med denna studie är att relatera miljöeffekterna av ekologisk produktion värderade i ekonomiska termer till stödet för den-

na produktionsform. Samhället betalar 460 miljoner i stöd men bör samhället stödja odlingen och i så fall hur mycket? För att avgöra denna fråga har ett antal miljöeffekter beaktats och värderats *var för sig*. Effekterna som inkluderas bedöms som omfattande och i stor utsträckning orsakade av jordbruket. Beräkningarna tyder på att produktion av ekologisk spannmål eller mjölk innebär miljöfördelar jämfört med konventionell produktion av motsvarande kvantitet. Den huvudsakliga ekonomiska skillnaden ligger i en högre biologisk mångfald och i lägre koldioxidutsläpp.

Samhället har anledning att subventionera ekologisk produktion om konsumenter inte är beredda att betala för miljövärden. Ett merpris betalas på marknaden för ekologiskt odlade produkter. Konsumenterna är alltså beredda att betala ett mycket högre pris för ekologiska produkter än konventionella. Detta merpris är ett uttryck för konsumenternas värdering av ekologiska produkters *sammanlagda mervärde* (hälsa, djurskydd, olika miljöeffekter) jämfört med konventionella motsvarigheter vid den nuvarande produktionsvolymen. Eftersom merpriset överstiger merkostnaden är produktionen företagsekonomiskt lönsam även utan stimulans från samhället vid nuvarande nivå på produktionen. Produktionen är även samhälleekonomiskt lönsam eftersom det beräknade värdet av miljöfördelarna bättrar på kalkylen från samhällets synpunkt.

Den ekologiska produktionen är således samhälleekonomisk lönsam vid den nuvarande nivån. Men finns det anledning för staten att subventionera ekologisk produktion med hänsyn till det höga merpris som betalas på marknaden? Subventionen, som alla statliga ingripanden, är motiverad om marknaden inte fungerar dvs. om det finns positiva externa effekter som ingen betalar för. Svaret blir alltså beroende av motivet till konsumenternas merbetalning för ekologiska produkter.

Det är sannolikt att miljöeffekter är en del av orsaken till konsumenternas betalningsvilja eftersom de är mest erkända konsekvenserna av ekologisk produktion. Enligt konsumentundersökningar är också hälso- och miljöskäl de viktigaste bevekelsegrunderna för att köpa ekologiskt. Eftersom varje kilo som produceras ekologisk ökar de positiva effekterna kan de miljöintresserade konsumenterna känna sig delaktiga i de positiva

konsekvenserna som uppstår om de köper. Det är därmed ganska troligt att miljövärdet täcks av merpriset i synnerhet som merpriset på marknaden är så pass högt. Skulle *samtliga* konsumenter som har en betalningsvilja för ekologisk produktion omsätta denna i ett faktiskt köpbeteende vore det därmed tveksamt om stimulans från samhället behövs givet att miljöeffekter är samhällets enda bevekelsegrund för att uppmuntra ekologisk produktion.

Även om det är troligt att konsumenter betalar för miljö finns det risk för fripassagerarbeteende. Vissa konsumenter nöjer sig kanske med att andra betalar. De som köper gör det kanske i mindre utsträckning eftersom andra också köper. De positiva nyttigheter som skapas, i synnerhet den biologiska mångfalden, är tillgänglig även för icke betalande även om mängden blir större för varje köpbeslut. På så sätt blir den totala betalningsviljan lägre än den som kommer till uttryck på marknaden. Eftersom fripassagerare torde finnas återstår motiv för samhällsstimulans. Om samtliga konsumenter beter sig som fripassagerare eller enbart betalar för annat än för miljöeffekter, betalar ingen för miljövärden om inte samhället gör det. I denna situation är ett samhällsstöd motsvarande miljöeffekten motiverat. I detta läge indikerar dock SLI:s analys att nuvarande nivå på stimulansen är för hög om inte värdet av den biologiska mångfalden motsvarar omkring 1000 kronor per hektar. Det bör dock påpekas att trots alla osäkerheter i beräkningar framstår det som klart att stödets fördelning över landet inte motsvarar fördelningen av miljönyttan. Stödet har störst effekt i regioner där miljönyttan är lägst.

Merpriset på marknaden är tvetydigt och avspeglar många bakomliggande motiv som är svåra att separera. Därför valdes det att beskriva, granska och värdera de olika miljöfördelarna var för sig. Syftet med detta var även att synliggöra problematiken kring värdering även om siffrorna var osäkra. Samtidigt kan man inte borste från det höga merpriset. Ser man merpriset som konsumenternas värdering av miljöskillnaden är denna betydligt större än det summerade värdet av enskilda miljöaspekter som beräknades i rapporten. Detta skulle tyda på att beräkningen innebär en underskattning av miljöfördelar.

Svaret på frågan om och i så fall hur mycket samhället bör subventionera ekologisk produktion är enkelt i teorin men svårt att omsätta i en faktisk beräkning av volymer och nivåer. För att svara på frågan hade man behövt räkna på marginalen eftersom kostnaderna och i synnerhet nyttan dvs. medborgarnas betalningsvilja för de fördelar den ekologiska produktionen ger sannolikt sjunker med produktionsvolymen. Även samhällets strävan är baserad på marginalresonemanget. Det tillgängliga dataunderlaget gör dock omöjligt att räkna annat än genomsnittseffekter/kostnader vid nuvarande omfattningen på produktionen. Resultatet bör därför tolkas med försiktighet. Eftersom merpriset gäller vid nuvarande produktionsnivå, bygger denna värdering av betalningsviljan på ett marginalresonemang, medan värderingen av miljöfördelarna i studien bygger på ett genomsnittsresonemang. Betalningsviljan sjunker sannolikt med produktionsvolymen. Vid en högre produktionsnivå skulle alltså merpriset vara lägre än idag och en mindre del av miljövärdet (på den sist producerade enheten) skulle täckas av merpriset.

Om externa miljöeffekter trots allt kvarstår när konsumenterna har betalat, visar analysen att – fränsett effekter på den biologiska mångfalden – handlar skillnader i miljöeffekter i huvudsak om koldioxidutsläpp, där jordbruket är en av många samhällssektorer som står för utsläppen. Effekten av koldioxidutsläppen är vidare starkt beroende på valet av diskonteringsränta och osäker. Även om skillnaden mellan odlingssystem är tydlig är jordbrukets andel en förhållandevis liten del, varför skillnaden totalt sett också blir liten.

SLI ifrågasätter därför om åtgärder speciellt riktade till jordbruket har möjlighet att vara effektiva när det gäller koldioxidutsläpp samt om i så fall just stimulanser till ekologiskt jordbruk är den mest effektiva åtgärden inom jordbruket. (Alltså: generella åtgärder, som också riktar sig mot jordbruket, borde kunna ha en större effektivitet, samtidigt som det torde finnas effektivare riktade åtgärder i jordbruket.) Om det tyngst vägande skälet till subventioner visar sig vara skillnader i koldioxidutsläpp bör detta hanteras inom ramen för generella åtgärdsprogram som omfattar flera sektorer.

En viktig bevekelsegrund torde dock vara den biologiska mångfalden. Den biologiska mångfalden är svår att värdera ekonomiskt. Svenska värderingsstudier saknas. Denna studie pekar därför på behovet av fler naturvetenskapliga och ekonomiska analyser. På grund av de principiella problem som värderingen innebär är det dock inte enkelt att åtgärda. Däremot är det lättare att kostnadsvärdera alternativa sätt att uppnå likvärdiga förbättringar av mångfalden som olika metoder ger. Fler alternativ bör därför inkluderas i jämförelsen, t.ex. våtmarker, IP-odling, fånggrödor.

Sammanfattningsvis kan det trots all osäkerhet i beräkningar konstateras att stödet är ineffektivt i bemärkelsen att det är felfördelat över landet, för högt i de mindre bördiga regionerna där skillnader mellan ekologisk och konventionell drift inte är så stora samt troligtvis för högt även i söder.

Referenser

Ahnström, J., 2002. Ekologiskt lantbruk och biologisk mångfald. Centrum för Uthålligt Lantbruk, SLU. Ännu i tryck.

Aronsson, H., 2000. Nitrogen turnover and leaching in cropping systems with ryegrass catch crops. *Agraria* 214, Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.

Azar, C. 1996. Long-term environmental problems; economic measures and physical indicators. Avhandling vid Institutionen för fysisk resurst teori, Chalmers Tekniska Högskola.

Bergström, L. & Kirschman, H., 2000. Minskar ekologisk odling utlakningen av kväve? *Fakta Jordbruk* 2002:20. SLU.

Brännlund, R. & Kriström, B., 1998. Miljöekonomi. Studentlitteratur, Lund.

Bäckman et al., 1999. Ökar ekoodlingen biodiversiteten i ett vårsädesfält? *Forskningsnytt om ekologiskt landbruk i Norden*, nr 2 April 1999.

Bostedt, G., 1997. Att mäta existensvärden. En tillämpning på den svenska vargstammen. *Fakta Skog* nr 9. SLU.

Cederberg, C., 1998. Life cycle assessment of milk production – A comparison of conventional and organic farming. SIK-Rapport nr 643. Gothenburg.

Davis, J. & Haglund, C., 1999. Life cycle inventory of fertiliser production. SIK-Report No 654, Chalmers University of Technology.

Databoken för driftsplanering, 1996. SLU.

Dock Gustavsson A-M., 1999. Hur kan vi gynna mångfalden på ekologiska gårdar? *Forskningsnytt om ekologiskt landbruk i Norden*, nr 2 April 1999.

Drake, L., 1994. Relations among environmental effects and their implications for efficiency of policy instruments. Rapport 74. Institutionen för Ekonomi, SLU.

Drake, L. & Björklund, J., 2002. Effekter av olika sätt att producera livsmedel – en inventering av jämförelser mellan ekologisk och konventionell produktion. Centrum för Uthålligt Lantbruk, SLU.

Edström, M., 1996. Biogas och växtnäring kretslopp stad – land. Rötningförsök med organiskt avfall i Uppsala. JTI rapport nr 2.

Frykblom, P., 1998. Questions in the contingent valuation method – five essays. Agraria 100, Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.

Granstedt, A., 1999. Växtnäringens flöde genom jordbruk och samhälle – vägar att sluta kretsloppen. Ekologiskt lantbruk nr 29. Centrum för Uthålligt Lantbruk, SLU.

Gren, I-M., Söderqvist, T. & Wulff, F., 1997. Nutrient reductions to the Baltic Sea: Ecology, Costs and Benefits. Journal of Environmental Management 1997(51), p.123-143

Gren, I-M., 2001. International versus national actions against nitrogen pollution of the Baltic Sea. Environmental and Resource Economics, 20:41-59.

Hahn, T., 1996. Miljöekonomi och ekologisk ekonomi – en teoretisk introduktion. Småskriftserien nr 101. Institutionen för Ekonomi, SLU.

HELCOM (Helsinki Commission), 2001. " Environment of the Baltic Sea area 1994-1998". Baltic Sea Environment Proceedings no. 82 A.

Hessel, K., Kreuger, J. & Ulén, B., 1997. Kartläggning av bekämpningsmedelsrester i yt-, grund- och regnvatten i Sverige 1985-1995. Ekohydrologi 42, SLU.

IFOAM, 2002. Internet:

<http://www.ifoam.org/whoisifoam/generel.html#What%20is%20organic%20agriculture>.

Jordbruksdepartementet, 1997. EU:s jordbrukspolitik, miljön och regional utveckling. SOU 1997:74.

Jordbruksdepartementet, 1999. Jordbruk och miljönytta. Nytt miljöprogram för jordbruket. SOU 1999:78.

Jordbruksstatistisk årsbok 1987. SCB.

Jordbruksstatistisk årsbok 1999. SCB.

Jordbruksstatistisk årsbok 2000. SCB.

Jordbruksstatistisk årsbok 2001. SCB

Jordbruksverket, 1994. Utvärdering av alternativodlingsstödet. Rapport 1994:12.

Jordbruksverket, 1996. Ekologiskt lantbruk. Jordbruksinformation 6 – 1995. 2:a upplagan 1996.

Jordbruksverket, 1997. Förslag till åtgärdsprogram för att reducera ammoniakavgången i jordbruket. Rapport 1997:16.

Jordbruksverket, 1999a. Svenskt lantbruk inför 2000-talet – en uppföljning av aktionsplanen. Rapport 1999:10.

Jordbruksverket, 1999b. Ammoniakförluster från jordbruket: förslag till delmål och åtgärder. Rapport 1999:23.

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

Jordbruksverket, 2001b. Ekologiska jordbruksprodukter och livsmedel – aktionsplan 2005. Rapport 2001:11.

- Jordbruksverket, 2002a. Miljöeffekter av EU:s jordbrukspolitik. Rapport 2002:2.
- Jordbruksverket, 2002b. Om kostnader för pesticider. Ännu i tryck.
- Jordbruksverket, 2002c. Försäljning av handelsgödselmedel 2000/01.
- Jørgensen, C., 2001. Prisbildning och efterfrågan på ekologiska livsmedel. Rapport 2001:1. Livsmedelsekonomiska institutet, Lund.
- Kemikalieinspektionen, 2001. Årsredovisning år 2000.
- Kommunförbundet, 2002. Internet: www.svekom.se/samhplan/g-nyck/
- KRAV, 2000. Internet: www.krav.se/arkiv/statistik/Stat2000.pdf
- KRAV, 2002. Internet: www.krav.se.
- Livsmedelsverket, 2001. Bekämpningsmedelsrester i vegetabilier 2000. Rapport 16.
- LRF, 2001. Miljöredovisning för svenskt jordbruk 2000.
- Lundström, S., 1997. Bör vi dricka ekologisk mjölk? Rapport 109. Institutionen för Ekonomi, SLU.
- Malmberg, J., 1994. Attityder till bekämpningsmedel och betalningsviljan för en minskad användning av dessa i det svenska jordbruket. Examensarbete nr 126, Institutionen för Ekonomi, SLU.
- Mattsson, B., 1988. Cost-Benefit kalkyler. Esselte Studium, Göteborg.
- Miljödepartementet, 2000. Förslag till svensk klimatstrategi. SOU 2000:23.
- Morris et al., 2001. Comparison of the social, economic and environmental effects of organic, ICM and conventional farming. Final report to the Countryside Agency.

Myrbeck, Å. 1999. Växtnäringsflöden och –balanser på gårdar med olika driftsinriktningar – En studie av 1300 svenska gårdar. Meddelande från Jordbearbetningsavdelningen, nr. 30. Institutionen för markvetenskap, SLU.

Mäder et al., 2002. Soil fertility and biodiversity in organic farming. Science vol. 296, p. 1694-1697.

Naturvårdsverket, 1991. Nickel-cadmium batteries. Cadmium in phosphorus fertilizers. Rapport nr 3914.

Naturvårdsverket, 1997a. Det framtida jordbruket. Rapport 4755.

Naturvårdsverket, 1997b. Miljöskatter i Sverige – ekonomiska styrmedel i miljöpolitiken.

Naturvårdsverket, 1997c. Sverige mot minskad klimatpåverkan. Rapport 4786.

Naturvårdsverket, 1997d. Fosfor – livsnödvändigt, ändligt och ett miljöproblem. Rapport 4730.

Naturvårdsverket, 1998. Från ax till avfall. Rapport 4946.

Naturvårdsverket, 2002a. Internet:
www.naturvardsverket.se/dokument/natresur/bekampme/bekamp.html

Naturvårdsverket, 2002b. "TRK-belastning på havet". Ännu i tryck.

Ng, Y-K., 1983. Welfare economics; introduction and development of basic concepts. Macmillan Ltd, London.

Pearce, D., Turner, R. K. & Bateman, I., 1994. Environmental Economics. An elementary introduction. Prentice Hall, Essex.

Portney, P.R. & Weyant, J., 1999. Chapter 1 (Introduction) in Portney, P.R. & Weyant, J(eds). Discounting and Intergenerational Equity. Resources for the Future.

- Regeringens proposition 1989/90:146. Livsmedelspolitiken.
- Regeringens proposition 1997/98:2. Hållbart fiske och jordbruk.
- Rosenqvist, H., 2003. Ekologiskt jordbruk – lönsamt för jordbrukaren?. SLI-SRIFT 2003:5. Livsmedelsekonomiska institutet. Lund.
- Salomon, E. 2000. Ekologiskt lantbruk. Hushållning med växtnäring-växtnäringsförluster.
- Sandberg E, Erlandsson, B. & Rosling, D., 1996. Pesticide residues in selected drinking water supplies in Sweden. Vatten 1996; 52;9-23.
- SCB, 1996. Naturmiljön i siffror 1996. 3:e utgåvan.
- SCB, 2000a. Naturmiljön i siffror 2000. 6:e utgåvan.
- SCB, 2000b. Utsläpp till luft av ammoniak i Sverige. Serie MI 37 SM 0001.
- SCB, 2000c. Bekämpningsmedel i jordbruket 1999. Serie MI 36 SM 0001.
- Schönning, M. & Richardsdotter-Dirke, M., 1996. Ekologiskt och konventionellt jordbruk – skillnader i biologisk mångfald och livsmedelskvalitet. Naturskyddsföreningen rapport 9304
- Skr. 1999/2000:14. Regeringens skrivelse. En hållbar utveckling av landsbygden bl. a.
- Stenger, A., 2000. Experimental valuation of food safety. Application to sewage sludge. Food Policy 25 (2000), p. 211-218.
- Stolze et al., 2000. The Environmental Impacts of Organic Farming in Europe. In Organic Farming in Europe: Economic and Policy, vol. 6.
- Sundin, P., Kreuger, J. & Ulén, B., 2002. Undersökning av bekämpningsmedel i sediment i jordbruksbäckar år 2001. Ekohydrologi, 64. SLU.
- Svensk mjölk, 2002. Internet: www.svenskmjolk.se/
- Svenskt Sigill, 2002. Internet: www.svensksigill.com/

Söderqvist, T., 1996. Contingent valuation of a less eutrophicated Baltic Sea. Beijer Discussion Paper Series No. 88.

Söderqvist, T. & Scharin, H. 2000. The regional willingness to pay for a reduced eutrophication in the Stockholm archipelago. Beijer Discussion Paper Series No. 128.

Torstensson et al., 2000. Utredning om effekter på kväveutlakning vid övergång till ekologisk odling. Ekohydrologi, 56. SLU.

Törner, L., 1999. Energibalans i ekologisk och anpassad – integrerad växtodling. Erfarenheter från tre odlingsförsök i Skåne. Odling i Balans, Vallåkra.

Vail et al., 1994. The greening of agricultural policy in industrial societies. Swedish reform in comparative perspective. Cornell University Press. New York.

Weibull, A- C., 1999. Finns det fler fjärilar på ekologiska gårdar? Forskningsnytt om ekologiskt landbruk i Norden, nr 2 April 1999.

Weibull, A-C., 2002. Diversity in agricultural landscape – species richness and composition in relation to farm management, landscape structure and habitat. Agraria 326, Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.

Personliga meddelanden

Dock Gustavsson, A-M., Jordbruksverket. Augusti 2002

Fredriksson, P., KRAV. April 2002

Gustafsson, A., KRAV. Mars 2002.

Månsson, M., Lantmännen. Augusti 2002.