



RAPPORT 2010:3

Maria Berglund

Sören Höjgård

Eva Kaspersson

Ewa Rabinowicz

Anna Wall

Fredrik Wilhelmsson

Jordbruket, växthusgaserna och effektiva styrmedel

AgriFood Economics Centre

Jordbruket, växthus- gaserna och effektiva styrmedel

M Berglund^a, S Höjgård^b, E Kaspersson^b, E Rabinowicz^b, A Wall^a
och F Wilhelmsson^c

^aHushållningssällskapet Halland, ^bSveriges Lantbruksuniversitet,
^cLunds Universitet

För mer information kontakta:
Ewa Rabinowicz 046-222 07 83
Maria Berglund 035-465 22
Anna Wall 035-465 11
E-post: ewa.rabinowicz@ekon.slu.se
E-post: maria.berglund@vxa.se
E-post : anna.wall@vxa.se

AgriFood Economics Centre

Box 730

220 07 Lund

<http://www.agrifood.se>

M Berglund, S Höjgård, E Kaspersson, E Rabinowicz, A Wall och F Wilhelmsson

Rapport 2010:3

Tryckt av JMS Mediasystem AB Vellinge, 2010

FÖRORD

Det finns knappast en fråga som väcker större uppmärksamhet i dagens samhälle än klimatförändringen. Söker man på Internet på ”climate change” blir antalet träffar 46 miljoner. Få tvivlar på att mänsklig aktivitet leder till att klimatet blir varmare och att den mänskliga aktiviteten snart måste förändras för att konsekvenserna på sikt inte ska bli ödesdigra. Eftersom jordbruket svarar för 15 procent av utsläppen av växthusgaser i Sverige är det naturligt att fråga sig vad sektorn kan göra för att bidra till en minskning.

För att begränsa klimatförändringarna måste utsläppen av växthusgaser minskas kraftigt. Kraftiga reduktioner innebär naturligtvis kostnader och uppoffringar från samhällets sida. Väljer man kostnadseffektiva sätt att begränsa utsläppen på behöver uppoffringarna inte så bli så betungande. Det är därför viktigt att identifiera de kostnadseffektiva åtgärderna. Växthusgasutsläppen har samma skadliga effekt oavsett var de sker. Kostnader för utsläppsreduktioner bör därför jämföras med varandra och de billigaste lösningarna väljas. I denna rapport reses tre viktiga frågor: vilka åtgärder kan jordbruket vidta, hur mycket kostar utsläppsminskningar i jordbruket jämfört med andra sektorer samt vilka styrmedel krävs för att åtgärderna skall komma till stånd.

Lund i maj 2010

Ewa Rabinowicz
Forskningsledare

Helena Johansson
Föreståndare

Sveriges lantbruksuniversitet

Lunds universitet

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

FÖRORD	3
INNEHÅLLSFÖRTECKNING	5
SAMMANFATTNING OCH SLUTSATSER	9
EXECUTIVE SUMMARY AND CONCLUSIONS	13
1 INLEDNING	17
1.1 Syfte, metod och avgränsningar	22
2 JORDBRUKETS KLIMATPÅVERKAN	25
2.1 Totala växthusgasutsläpp från svenskt jordbruk	25
<i>Trend för utsläppen</i>	26
2.2 Olika sätt att beräkna och rapportera växthusgasutsläpp	28
<i>Livscykelanalys</i>	28
<i>Klimatrapportering</i>	29
2.3 Hur uppstår jordbrukets utsläpp av växthusgaser?	30
<i>Lustgas bildas av kväve</i>	30
<i>Metan är kopplat till djurhållning</i>	33
<i>Koldioxid kommer från fossil energi och mark</i>	34
2.4 Utsläpp från enskilda gårdar	37
2.5 Utsläpp från olika livsmedel och jordbruksprodukter	38
2.6 Hur kan man mäta jordbrukets växthusgasutsläpp?	40
2.7 Summering	41
3 ÅTGÄRDER MOT JORDBRUKETS KLIMATPÅVERKAN	43
3.1 Gårdsperspektivet	43
3.2 Vad är en åtgärd?	44
3.3 Åtgärder inom växtodlingen	46
<i>Minskad lustgasavgång från mark</i>	46
<i>Ökad kolinlagring i mark</i>	49
<i>Anpassat traktorarbete i fält</i>	51
<i>Samverkande åtgärder</i>	52
3.4 Åtgärder inom djurhållningen	53
<i>Minskade utsläpp från djurhållning</i>	53
<i>Minskade förluster från stall och stallgödsellager</i>	55
<i>Effektiviserad energianvändning inomgårds</i>	56
3.5 Åtgärder avseende inköpta insatsvaror	57
<i>Fodermedel</i>	58
<i>Gödselmedel</i>	61
<i>Energi</i>	61
3.6 Åtgärder för ökad produktivitet	63
3.7 Summering	63

4	FÖRVÄNTADE EFFEKTER AV ÅTGÄRDER	65
4.1	Förutsättningar för analysen	65
4.2	Växtodlingen	66
	<i>Effekt av bättre utnyttjande av kväve i stallgödsel</i>	66
	<i>Effekt av platsspecifik kvävegödsling</i>	69
	<i>Effekt av olika jordbearbetningssystem</i>	71
	<i>Effekt av fånggrödor och vårbearbetning</i>	76
4.3	Åtgärder i djurhållningen	78
	<i>Effekt av lägre inkalvningsålder</i>	78
	<i>Effekt av bättre foderutnyttjande</i>	81
	<i>Effekt av rötning av gödsel</i>	83
	<i>Effekt av ändrad stallgödsellagring</i>	86
	<i>Effekt av ändrade foderstater</i>	89
	<i>Effekt av byte av uppvärmningssystem</i>	92
4.4	Finns det målkonflikter mellan klimatmål och andra miljömål?	95
4.5	Summering	96
5	OLIKA STYRMEDEL	103
5.1	Administrativa styrmedel	105
5.2	Marknadsbaserade styrmedel	108
	<i>Skatt på produktion som leder till utsläpp av växthusgaser</i>	108
	<i>Subventioner av åtgärder som minskar växthusgasutsläpp</i>	111
	<i>Handel med utsläppsätter</i>	113
5.3	Stöd till forskning och utveckling av ny teknologi	120
5.4	Överlappande styrmedel	121
5.5	Märkning	122
5.6	Summering	123
6	PRISER PÅ VÄXTHUSGASUTSLÄPP	125
6.1	Kostnader för minskade utsläpp	125
6.2	Priser på växthusgasutsläpp	127
	<i>Olika prisers effekter på jordbrukets växthusgasutsläpp</i>	129
6.3	Simuleringar av olika styrmedel	130
6.4	Summering	131
7	KOPPLING AV STYRMEDEL TILL ÅTGÄRDER	133
7.1	Styrmedel riktade mot gårdens verksamhet i sin helhet	134
7.2	Styrmedel riktade mot specifika aktiviteter på gården samt mot gårdens resursanvändning och management	136
7.3	Styrmedel kopplade till åtgärder för att påverka användningen av insatsvaror	138
	<i>Fossil energi</i>	138
	<i>Mineralgödsel</i>	139
7.4	Styrmedel kopplade till åtgärder för att påverka hur aktiviteter utförs	140
	<i>Sparsam körning</i>	140

<i>Reducerad jordbearbetning</i>	141
<i>Dränering</i>	142
<i>Odling av foder</i>	142
<i>Optimering av gödselgivan</i>	143
<i>Anläggning av fånggröda i kombination med vårbearbetning</i>	144
<i>Lagring av stallgödsel</i>	145
7.5 Styrmedel kopplade till åtgärder avsedda att påverka produktionens omfattning	146
<i>Minskad animalieproduktion</i>	146
7.6 Summering	148
REFERENSER	150
BILAGOR	159
TIDIGARE UTGIVET AV AGRIFOOD	164

Sammanfattning och slutsatser

Syftet med rapporten är att identifiera effektiva åtgärder för att minska utsläpp av växthusgaser från jordbruket och koppla dessa till styrmedel som skulle kunna få åtgärderna att komma till stånd. Fokus i analysen ligger på det enskilda jordbruksföretaget och de åtgärder som skulle kunna vidtas där. Analysen fokuserar huvudsakligen på direkta utsläpp, d.v.s. utsläpp som sker på gården. Motivet för detta är för det första att analysera vad som kan göras för att motverka dem på gårdsnivå. För det andra krävs det, för att analysera indirekta effekter, modellering av det globala handelssystemet för energi, livsmedel och insatsvaror. Alla sådana modeller bygger dock på antaganden, ofta mycket förenklade sådana, om förhållandena på gårdsnivå. I denna rapport lyfts dessa förhållanden fram.

I rapporten identifieras hur stor minskning av utsläppen ett enskilt företag kan åstadkomma om det genomför de analyserade åtgärderna. En översiktlig diskussion förs också om vilka typer av företag/situationer som respektive åtgärd kan vara lämplig för. Däremot görs det ingen strikt bedömning av hur många företag som kan komma ifråga. En sådan analys är nödvändig för att kunna bedöma den totala besparingspotentialen men är svår att göra eftersom det inte enbart handlar om yttre observerbara kännetecken som gårdsstorlek eller jordart utan även om hur effektiv driften på företaget är. På gårdar som redan i utgångsläget kännetecknas av ett optimalt resursutnyttjande kan potentialen åtminstone på kort sikt vara begränsad vid oförändrad produktion. I dessa fall är det främst utveckling och spridning av ny teknologi som kan leda till lägre utsläpp.

När det gäller såväl skatter som subventioner är diskussionen av principiell natur och fokuserar på de incitament dessa styrmedel ger. Någon beräkning av hur stor effekt en viss höjning av t.ex. bränsleskatten skulle få på användningen av bränslet och därmed utsläppen presenteras inte. Det faktum att vissa åtgärder kan vara svåra att genomföra på vissa gårdar påverkar naturligtvis hur stor effekten kan bli. Det vetenskapliga underlag som skulle behövas för att göra beräkningar av detta slag, det vill säga efterfrågeelasticiteter, finns inte tillgängligt.

När det gäller utsläpp av växthusgaser skiljer sig jordbruket från andra sektorer på flera punkter vilket har relevans för vilka styrmedel som kan vara lämpliga. Utsläppskällorna är många och utsläppsnivåerna varierar mellan gårdar samti-

dig som det också finns åtgärder som kan leda till inlagring av kol i mark. En stor del av utsläppen kommer från biologiska processer och består av lustgas och metan. Utsläppen är svåra att kvantifiera och verifiera, i synnerhet lustgas. I många fall är kunskapsläget otillräckligt för att omfattningen och t.o.m. nettoeffekten med säkerhet ska kunna fastställas. Dessa omständigheter talar mot tanken att införliva jordbruket i ett system för utsläppshandel baserad på gårdarnas faktiska utsläpp och utsläppsförändringar. Osäkerheterna och transaktionskostnaderna förefaller vara för stora. Av samma skäl är det inte heller lämpligt med beskattning av gårdarnas totala utsläpp.

På grund av jordbrukets särart kan det i många fall vara lämpligt med styrmedel som riktar sig mot specifika processer inom sektorn. Däremot är det svårt att finna argument för att särbehandla de utsläpp av koldioxid från fossila bränslen som jordbruket genererar. Dessa utsläpp bör beskattas på samma sätt som i andra sektorer d.v.s. genom generella koldioxidskatter. Ur effektivitetssynpunkt är generella styrmedel alltid att föredra när det underliggande problemet är av generell natur. Som analysen visat kan förbrukning av fossil energi på gården minskas på många olika sätt (förbättrat underhåll av maskiner och byggnader, byte till förnybara bränslen, effektivisering av energianvändning, sparsam körning, minskad jordbearbetning m.m.) och alla dessa blir mer attraktiva med stigande pris på fossil energi.

Våra analyser visar vidare att optimering av gödselgivan kan minska växthusgasutsläppen. Detta kan uppnås genom att välja rätt tidpunkt, plats och teknik för gödsling, analysera växtnäringssinnehållet i den egna stallgödseln, samt beräkna skördens storlek för att undvika överoptimal kvävegiva. En ytterligare åtgärd är platsspecifik kvävegödsling och täckning/behandling av flytgödsel. Alla dessa åtgärder blir intressantare för lantbrukaren om kvävepriset ökar, vilket det gör om man lägger en växthusgasskatt på mineralgödseln.

Ur resursallokeringssynpunkt leder både skatter och subventioner (till alternativa energiformer) till att fossil energi blir relativt sett dyrare att använda. En allmänt accepterad princip är att förorenaren ska betala medan den som producerar kollektiva nyttigheter kan påräkna subventioner. Landsbygdsprogrammet bygger på principen att miljöersättningar utgår för merkostnader för åtgärder som vidtas utöver vad lagstiftningen/tvårvillkoren kräver. Subventioner som finansi-

eras med ”förorenarskatter” är också förenliga med principen om att förorenaren ska betala. Från detta följer att jordbruket bör omfattas av energi- och kväveskatter medan åtgärder som syftar till att öka kolinlagringen skulle kunna subventioneras. Utöver detta kan subventioner betalas för utveckling och spridning av kunskap om teknik, rådgivning och information (eftersom till synes lönsamma åtgärder inte alltid vidtas) samt i de fall där åtgärderna medför stora satsningar där odelbarheter föreligger. Det faktum att samma åtgärd kan ha olika effekt beroende på skillnader i lokala förhållanden talar också för att subventioner till informationsspridning och rådgivning är ett viktigt styrmedel.

Åtgärderna i rapporten har analyserats i två dimensioner: effekter på utsläpp och effekter på gårdens ekonomi. De åtgärder som både förbättrar gårdens ekonomi och minskar utsläppen borde redan ha varit vidtagna. Sådana åtgärder kan vara att förbättra kväveutnyttjandet, vidta åtgärder för platsspecifik kvävegödsling samt anläggning av fånggröda (givet att subventionen räknas in). Att de inte redan vidtagits kan ha flera orsaker. Några exempel kan vara gårdsspecifika hinder såsom t.ex. ett litet arealunderlag (fånggröda), bristande kunskap (platsspecifik kvävegödsling, sparsam körning) eller ett allmänt motstånd till förändringar i driften. Information om åtgärder kan öka kunskapen och kanske också minska motståndet mot förändringar på gårdsnivå.

När det gäller åtgärder där gårdens ekonomi försämras är det relationen mellan kostnaden för åtgärden och utsläppsminskningen på grund av denna som är av intresse. Alla åtgärder där kvoten mellan kostnad och utsläppsminskning är lägre än priset på växthusgasutsläpp är samhällsekonomisk lönsamma, eftersom reduktionen då kostar mindre i jordbruket än i andra sektorer. Sådana åtgärder är kostnadseffektiva. Marknadspriser på växthusgasutsläpp saknas men priset i EU:s utsläppshandel skulle kunna utgöra en nedre gräns (135 SEK per ton CO₂) och den svenska koldioxidskatten på fordonsbränslen (1 000 SEK per ton CO₂) en övre gräns på kort sikt. De beräkningar som presenteras i kapitel fyra är inte generellt tillämpliga på grund av variationer mellan gårdar och svårigheter att kvantifiera utsläppsförändringarna, men åtgärder såsom byte av uppvärmningssystem (från fossila bränslen), produktion av biogas genom rötning av stallgödsel, täckning av flytgödsel med halm samt syrabehandling av flytgödsel befinner sig troligtvis inom det intressanta spannet givet ovan antagna priser på växthusgasutsläpp.

En väsentlig skillnad mellan jordbruket och andra näringar är att livsmedel är en nödvändig vara. Problemet med växthusgasutsläpp kan således inte på ett enkelt sätt lösas genom att produktionen minskas. Däremot är det inte nödvändigt och kan rent av vara felaktig ur hälsosynpunkt att konsumera så mycket kött som västerländska konsumenter gör. Animalieproduktionen orsakar samtidigt höga utsläpp. Att minska denna produktion genom att beskatta lantbrukets djur är dock inte effektivt eftersom svensk produktion lätt kan ersättas med import, vilket innebär att utsläppen flyttar till andra länder i stället för att minska. För att undvika detta måste en skatt i så fall riktas mot animaliekonsumtionen och differentieras efter djurslag. Skulle Sverige som enda land i EU införa en konsumtionskatt på kött finns det risk för en ökning av privat införsel/gränshandel. Denna torde dock vara relativt begränsad eftersom animalieprodukter är färskvaror och det är inte realistiskt för konsumenter i stora delar av landet att regelbundet bege sig till grannländerna för att handla animalier.

Jordbruket svarar för en stor del av de sammanlagda utsläppen, nämligen 15 procent. Åtgärder inom jordbrukssektorn framstår därför som mycket angelägna. Samtidigt visar analysen att enkla lösningar som snabbt leder till stora besparingar inte går att finna. I stället finns det en mängd olika åtgärder som i varierande utsträckning kan vara relevanta för olika gårdar. Rådgivning har därför en viktig roll att spela. Ansträngningar görs vidare redan genom frivilliga program och satsningar inom landsbygdsprogrammet. Inom detta finns åtgärder som också påverkar klimatet men som har tillkommit av andra miljöskäl. I vissa fall finns synergier mellan dessa andra klimatmål och målet att minska växthusgasutsläppen, ett exempel på detta är åtgärder för att minska växtnäringsläckage. I andra fall finns målkonflikter, till exempel när det gäller betande djur som bidrar till biologisk mångfald kontra minskade metangasutsläpp från djuren. När målkonflikter föreligger måste en avvägning göras. Detta görs dock inte i denna rapport.

Som framgår i rapporten är osäkerheten om olika åtgärders klimatpåverkan i många fall stor på grund av otillräcklig kunskap. Ökad kunskap och utveckling av ny teknologi (biologisk så väl som teknisk) är därför väsentlig för att på sikt begränsa utsläppen. Studier indikerar att kostnader för att minska utsläpp med tiden kommer att bli väsentligt högre. Utan ny teknik och ändrade konsumtionsmönster blir utsläppsproblemen troligtvis omöjliga att lösa.

Executive summary and conclusions

The aim of this report is to identify effective measures to reduce emissions of greenhouse gases (GHG) from agriculture, and to link these measures to policy instruments that could induce application of the mitigation measures. The focus of the analysis is on options for the individual agricultural enterprise, in particular regarding direct emission, i.e., emission that takes place on the farm. The reasons for this are twofold. First, to analyse what can be done to mitigate emissions at the farm level. Second, an analysis of indirect emissions, i.e. emissions dependent on agricultural production but occurring in other sectors, requires modelling of the global trading system for energy, food and inputs. However, all such models build on assumptions, often very simplified ones, of the conditions at farm level. This report brings these conditions to the forefront.

The report identifies the potential effect in an individual enterprise if a mitigation strategy is implemented. It discusses what types of firms/situations the respective measures may be suitable for, but no estimate is made of the overall effect of mitigation that would occur in all firms. Admittedly, such an analysis is necessary for estimating the total mitigation potential, but it is difficult to do, as it is not only a matter of observable features such as size of the farm or soil type, but also of how efficiently the enterprise operates. For farms characterised by optimal resource use, the potential may well be limited, at least in the short run if production is unchanged. In these cases it is mainly the development and spread of new technology that may lead to lower emission.

When it comes to taxes and subsidies, the discussion concerns the incentives that these policy instruments provide, but does not delve into estimating how large the effect of an increase, e.g. in fuel tax, would be on the use of fuel and consequent emission. The fact that some measures can be difficult to implement on certain farms naturally influences how large the effect can be. The scientific basis needed to make such calculations, i.e., demand elasticities, is not available.

Concerning GHG emissions, agriculture differs from other sectors in several respects, which have implications for what policy instruments that are appropriate. The sources of emissions are numerous and emission levels vary between farms. At the same time, there are mitigation measures that can lead to carbon seques-

tration. Much of the GHG emissions derive from biological processes and consist of nitrous oxide and methane. Emissions from biological processes are difficult to quantify and verify, in particular nitrous oxide emission. These circumstances speak against incorporating agriculture into a system of emission trading. The uncertainties and transaction costs appear to be too large. For the same reason, taxation of the farms' total emissions would not be feasible either.

Taking into account agriculture's special characteristics, policy instruments directed at specific processes in the sector may be appropriate in many cases. However, there are no viable arguments for treating emissions of carbon dioxide in agriculture different from in other sectors. Accordingly, these emissions should be taxed in the same way as in other sectors, i.e., by means of general carbon dioxide taxes. From the perspective of efficiency, general policy instruments are to be preferred when the underlying problem is of a general nature. As the analysis shows, the farms' use of fossil energy may be reduced in different ways (improved maintenance of machines and buildings, change to renewable fuel, increased efficiency of energy use, eco-driving, decreased tillage and so on), all of which become more attractive with the rising price of fossil energy.

Our analysis also shows that improved manure management can reduce GHG emissions. This may be achieved by choosing the right time, place and technique for spreading the manure, analysing the plant nutrient content in farmyard manure and calculating the yield to avoid excessive application of nitrogen rations. Further mitigation options are site-specific nitrogen fertilization and covering/treatment of liquid manure. All these measures become more interesting for the farmer if the nitrogen price increases, which it will if a GHG tax is imposed on commercial fertilizers.

Seen from a resource allocation perspective, both taxes and subsidies (for alternative energy forms) lead to fossil energy becoming relatively more expensive to use. A generally accepted rule is that the polluter should pay, while the one who produces public goods can count on subsidies. The Rural Development Programme builds on the principle that environmental compensation will be paid for costs incurred by measures in excess of the requirements of legislation/cross-compliance. Subsidies that are financed by "polluter-taxes" are also consistent with the principle that the polluter should pay. From this it follows

that agriculture should be subject to energy and nitrogen taxes, while measures that are aimed at increasing carbon sequestration should be subsidised. In addition to this, subsidies can be paid for the development and spread of knowledge regarding technique, advisory services and information (since profitable measures are apparently not always taken), and for large measures involving indivisibilities. The fact that the same measure can have different effects, depending on differences in local conditions, speaks in favour of subsidies for the spread of information and advisory services being important policy instruments.

The mitigation strategies have been analysed in two dimensions: effects on emission and effects on the farm's economy. Strategies that both improve the farm's economy and reduce emissions should already have been implemented. Such strategies could be to improve nitrogen management, site-specific nitrogen fertilization and introduction of catch crops (given the environmental subsidy). That they have not been implemented may have several explanations; for example, there could be farm-specific obstacles such as too small acreage (catch crops), lack of knowledge (site-specific nitrogen fertilization, eco-driving) or general resistance to changes in operation. Information on options could increase knowledge and perhaps reduce resistance to changes at farm level.

Moving on to mitigation strategies that have negative effects on farm economy, it is the relation between the cost of mitigation and the resulting reduction of emissions that is of interest. All measures for which the ratio between the cost and size of emission reduction is lower than the price/tax on GHG emissions are beneficial to society since the reduction then costs less in agriculture than in other sectors. Such strategies are cost effective. Market prices of GHG emissions are not available, but the EU's emission trade price could be a lower limit (135 SEK per ton CO₂), and the Swedish carbon dioxide tax on fossil fuels used in vehicles (1000 SEK per ton CO₂) an upper limit in the short term. While the calculations in chapter 4 may not be generally applicable because of variations between farms and difficulties in quantifying emission changes, measures such as change of heating system (from fossil fuels), production of biogas by means of anaerobic digestion of manure, covering of liquid manure with straw and acid treatment of liquid manure are probably within the range of interest given the above prices for GHG emission.

An essential difference between farming and other sectors is that farming produces food, which is a necessity. Thus, solving the emission problem by simply reducing production is not an option. Notwithstanding, the amount of meat consumed by people in the western world is not necessary, and may even be harmful from a health perspective. Livestock production results in high emissions. Reducing this production by taxing farm animals would not be efficient as Swedish production can easily be replaced by imports. To avoid this, the tax should be levied on meat consumption and differentiated according to the type of animal. Introducing a tax on meat consumption in Sweden as the only country in the EU would imply a risk that private imports /border shopping would increase. Still, the effect would be limited since animal products are perishables.

Agriculture accounts for a large proportion of the total GHG emissions, 15 percent to be precise. Hence, mitigation of GHG emissions in the agricultural sector is very urgent, but, as the analysis shows, easy solutions that rapidly lead to large reductions are not available. Advisory services therefore have an important role to play. On the positive side, there are several measures that may be relevant, to varying degrees, for different farms. Efforts are already being made through voluntary programmes and the RDP, among which there are also measures that have been adopted for other environmental reasons. In some cases there are synergies between these environmental objectives and the goal of reducing GHG emissions, for instance measures to reduce plant nutrient leakage. In other cases there are conflicting goals, for example grazing animals, contributing to biodiversity versus reduced methane emission from animals. When conflicting goals are present, a balance must be struck. However, this is not done in this report.

As is evident in the report, uncertainty regarding the climate effects of various measures is due to insufficient knowledge. Greater knowledge and development of new technology are therefore essential for limiting emissions in the long run. Literature studies indicate that the costs for reducing GHG emissions will become considerably higher over time. Without new technology and changed consumption patterns, the emission problem will probably be impossible to solve.

1

Inledning

Syftet med rapporten är att analysera jordbrukets möjligheter att på ett kostnads-effektivt sätt bidra till att klimatmålen nås genom minskade utsläpp av växthus-gaser samt att diskutera olika styrmedel som kan användas för detta.

Klimatsystemet påverkas av en rad olika faktorer. Det drivs av solen där inkommande solljus absorberas av mark och vatten och omvandlas till värme eller reflekteras ut i rymden. Värmen avgår sedan, förr eller senare, från jordytan som värmestrålning till atmosfären eller som varmluft eller vattenånga (Naturvårdsverket, 2007a). Normalt råder balans mellan mängden inkommande och utgående energi från jordytan. Om mängden inkommande energi ökar, t.ex. som mer solljus, kommer temperaturen att stiga varvid värmeutstrålningen ökar och balansen så småningom återställs.

Vissa gaser i atmosfären släpper igenom solljus men absorberar värmestrålning som sedan åter sänds ut i alla riktningar (bl.a. tillbaka till jorden) vilket höjer temperaturen på jorden. Gaser med dessa egenskaper kallas växthusgaser. Några av de viktigaste är vattenånga, koldioxid (CO_2), metan (CH_4) och lustgas (N_2O). De finns naturligt i atmosfären och bidrar till att vi har en beboglig planet. Emellertid ökar halterna av koldioxid, metan och lustgas i atmosfären och nya växt-husgaser, t.ex. hårda fluorkarboner (HFC), polyfluorkarboner (PFC) och svavel-hexafluorid (SF_6), har tillkommit till följd av mänsklig verksamhet. Detta leder till en förstärkt växthuseffekt. Den största delen av de antropogena, d.v.s. av människan orsakade, växthusgasutsläppen utgörs av koldioxid från förbränning av fossila bränslen men även från avskogning och eventuellt minskande mullhalt i marken. Det sker också ett mycket stort utbyte av koldioxid mellan atmosfären och haven. Metanet kommer från många olika källor såsom myrar, risfält och andra våtmarker, avfallsdeponier, djurens fodermältning och från utvinning av naturgas och kolbrytning. Lustgas bildas bl.a. när kväve omsätts i mark och vatten och i industriella processer (Naturvårdsverket, 2007a).

De olika växthusgaserna har olika stor potentiell påverkan på klimatet (GWP, Global Warming Potential). För att kunna jämföra och summera den totala potentiella klimatpåverkan från utsläpp av olika växthusgaser anges de som kg el-

ler ton koldioxidekvivalenter (CO₂-ekv.). Detta mått anger mängden koldioxid som skulle ge samma potentiella klimatpåverkan som en viss mängd av en annan växthusgas. Eftersom olika växthusgaser har olika lång uppehållstid i atmosfären behöver man också ta hänsyn till tidshorisonten. I de flesta sammanhang anges växthusgasernas potentiella klimatpåverkan i ett hundraårsperspektiv (GWP₁₀₀), men det finns även värden för växthusgasernas klimatpåverkan på 20 och 500 års sikt. Omräkningsfaktorerna för olika växthusgaser justeras när kunskapen om deras effekter i atmosfären fördjupas. I klimatrapporeringen¹ används omräkningsfaktorerna från IPCC:s (FN:s klimatpanel) andra utvärderingsrapport från 1995. Där anges 1 kg metan motsvara 21 kg CO₂-ekv. och 1 kg lustgas motsvara 310 kg CO₂-ekv. i ett hundraårsperspektiv. I den fjärde och senaste utvärderingsrapporten anges 1 kg metan motsvara 25 kg CO₂-ekv och 1 kg lustgas motsvara 298 kg CO₂-ekv. i ett hundraårsperspektiv (IPCC, 2007a).

Växthusgasernas påverkan på klimatet är ett globalt miljöproblem, vilket innebär att effekterna på klimatet blir lika stora oavsett var utsläppen sker. Det är en viktig skillnad mot annan miljöpåverkan som t.ex. utsläpp av övergödande eller försurande ämnen som påverkar miljön lokalt och där effekterna kan variera mellan olika platser beroende på ekosystemens känslighet.² Att växthusgasutsläppen ger samma climateffekt oavsett var de sker innebär att en förflyttning av en verksamhet visserligen leder till att utsläppskällan flyttats, men att effekten på klimatet blir densamma. För att kunna ge en rättvis bild av en verksamhets eller ett samhälles totala klimatpåverkan behöver man därför ta hänsyn till export, import och konsumtionen av varor och tjänster och de växthusgasutsläpp som dessa orsakar oavsett var utsläppen sker.

Klimatet håller på att förändras. Det är en pågående process som vi redan ser effekter av och vi kommer att få se ännu större förändringar. Den globala medeltemperaturen har ökat med ca 0,7 grader Celsius de senaste hundra åren (IPCC, 2007b). Jämförelser av den årliga medeltemperaturen sedan 1800-talets mitt, varifrån vi har tillförlitliga temperaturmätningar, visar att de tio varmaste åren

¹ Länder som har ratificerat Kyotoprotokoll, och som har kvantifierade åtaganden att begränsa sina utsläpp, ska årligen uppdatera sina nationella inventeringar av växthusgasutsläpp och redovisning av utsläppsbegränsande åtgärder.

² Således kan utsläpp av växnäringsämnena fosfor och kväve i vatten leda till övergödning. Effekterna varierar dock mellan olika platser och vattendrag beroende på vilket näringsämne som är begränsande och hur mycket växnäringsämne som renas bort när vattnet transporteras genom landskapet.

har inträffat efter mitten av 1990-talet. De scenariostudier som gjorts över framtida klimatförändringar tyder på att medeltemperaturen kan öka med ytterligare 1,1–6,4°C fram till år 2100 (IPCC, 2007b). Temperaturförändringarna varierar dock mellan olika regioner och årstider och har varit större på norra halvklotet. I Sverige var årsmedeltemperaturen för perioden 1991-2005 ca en grad högre än under perioden 1960-1990, och ökningen har varit större vintertid och längs norrlandskusten (ibid.). De observationer som gjorts av klimatförändringarna visar även att havsytan stigit globalt med ca 17 cm under 1900-talet och att glaciärer samt snö- och istäcken har minskat (IPCC, 2007b). Den stigande havsnivån beror både på att vatten expanderar när det värms upp och på att mer vatten tillförs haven från smältande glaciärer och krympande landisar på Grönland och Antarktis. Andra observationer tyder på att nederbördsmonstren har ändrats med ökad nederbörd i norra Europa och i östra delarna av Nord- och Sydamerika, medan den minskat runt Medelhavet och i Sahelområdet söder om Sahara. Det finns även tecken på att extrema väderfenomen, som skyfall, värmeböljor och höga havsvattenstånd, har ökat och kommer att fortsätta öka (IPCC, 2007b, Naturvårdsverket, 2007a).

Dessa förändringar påverkar även förutsättningarna för världens livsmedelsproduktion. På kort sikt kan en ökande koldioxidhalt leda till högre avkastning för t.ex. vete, ris, potatis och sockerbetor. Högre temperatur kan på vissa platser, exempelvis i Sverige, vara gynnsamt då odlingssäsongen förlängs och nya grödor kan introduceras. I vissa områden är dock temperaturen redan idag för hög för vissa grödor. Tillgången på vatten kan bli en begränsande faktor när temperaturen ökar och/eller nederbörden minskar. Högre temperatur och fuktigare klimat kan leda till ökat tryck från skadeinsekter och andra skadegörare, som också kan utvidga sina utbredningsområden (Naturvårdsverket, 2007a; SOU, 2007a). Det är således sannolikt att livsmedelsproduktionen kommer att förskjutas norrut.

Beläggen blir allt starkare för att växthusgasutsläpp från mänsklig verksamhet bidrar till dessa klimatförändringar. FN:s klimatpanel utvärderar regelbundet det aktuella kunskapsläget och sammanställer resultaten i sina utvärderingsrapporter. För var rapport som kommer anges sannolikheten som allt högre för att de antropogena växthusgasutsläppen påverkar klimatet. I den senaste rapporten, från 2007, bedöms det som mycket sannolikt att merparten av den observerade

globala temperaturhöjningen beror på ökade antropogena utsläpp av växthusgaser (IPCC, 2007c). Analyser av bl.a. borrhärdor från inlandsisar på Grönland och Antarktis visar att koldioxidhalten uppgick till ca 280 ppm (parts per million = miljondelar), metanhalten till ca 0,7 ppm och lustgashalten till ca 0,27 ppm vid 1700-talets mitt (d.v.s. före industrialiseringen). År 2005 hade koldioxidhalten ökat till ca 379 ppm, metanhalten till ca 1,8 ppm och lustgashalten till ca 0,32 ppm (IPCC, 2007c; AirClim, 2009). Det finns emellertid en inbyggd tröghet i klimatsystemet som döljer de fulla effekterna av de växthusgasutsläpp som redan har skett. Även om de antropogena växthusgasutsläppen skulle upphöra idag kommer klimatförändringarna således att fortgå.

Kostnaderna för de förväntade klimatförändringarna är svåra att beräkna då de framtida utsläppsnivåerna är osäkra och konsekvenserna är svåra att bedöma. Kostnaderna påverkas bl.a. av klimatförändringarnas effekter på migration, på förutsättningarna för jordbruksproduktion, på människors och djurs hälsa samt på infrastruktur. Eftersom storleken på de förväntade klimatförändringarna ökar över tiden ökar också kostnaderna över tiden så att lejonparten av dem infaller i "framtiden". Kostnaderna för de förväntade klimatförändringarna ska sedan vägas mot kostnaderna för att minska utsläppen av växthusgaser och anpassa samhället till klimatförändringarna. Också dessa kostnader ändras över tiden, eftersom de påverkas av den teknologiska utvecklingen.

Effektiva lösningar för att minska den antropogena klimatpåverkan förutsätter att kostnaderna för att reducera växthusgasutsläppen inte överstiger de kostnader som utsläppen i sig själva orsakar. Detta har inte bara betydelse för vilka tekniska lösningar som bör väljas utan också för hur mycket utsläppen bör minskas. I klimatpolitiken refererar man ofta till det s.k. *tvågradersmålet* som utgångspunkt för det europeiska och svenska klimatarbetet. Tvågradersmålet innebär att temperaturen inte ska tillåtas öka med mer än 2° C till år 2100 jämfört med förindustriell nivå och har fastställts mot bakgrund av risken för oacceptabla och farliga klimatförändringar om ökningen skulle bli större. Det går dock inte att utesluta allvarliga konsekvenser även vid lägre temperaturhöjningar (EEA, 2005). För att uppnå tvågradersmålet kommer det att behövas kraftiga reduktioner av växthusgasutsläppen. Enligt vissa beräkningar bedöms utsläppen behöva minskas med ca 60 procent av nivån år 2000 fram till år 2050. Andra beräkningar visar att reduktionen skulle behöva vara ännu större (IPCC 2007a). En så stor

minskning av växthusgasutsläpp orsakade av mänsklig verksamhet kommer att leda till en minskad produktion av de varor och tjänster som verksamheterna syftar till (Stern, 2007).³ Kostnaden för att minska växthusgasutsläppen utgörs således av värdet av de varor och tjänster som inte kommer att kunna produceras på grund av minskningen. För att minimera denna kostnad är det avgörande att i första hand vidta de åtgärder som kostar minst per enhet utsläppsreduktion oavsett i vilket land eller vilken sektor de vidtas. Det är därför viktigt att utforma styrmedel så att sådana kostnadseffektiva åtgärder genomförs och att åtgärder som endast leder till en marginell minskning av utsläppen men innebär betydande kostnader undviks.

I Sverige beräknas växthusgasutsläppen från jordbruket motsvara ca 9,5 miljoner ton CO₂-ekv. eller ungefär 15 procent av landets totala utsläpp av växthusgaser (Naturvårdsverket, 2009d).⁴ Att minska utsläppen inom jordbruket kan därför ge ett viktigt bidrag till att klimatmålen uppnås. Det finns dock avgörande skillnader mellan växthusgasutsläpp från jordbruket jämfört med från andra sektorer. En mycket stor andel av jordbrukets klimatpåverkan orsakas av utsläpp av lustgas och metan som bildas i olika biologiska processer (Naturvårdsverket, 2009d). Jordbruksmarken kan dessutom både vara en källa till och en sänka för koldioxid. Utsläpp med biologiskt ursprung beror inte enbart på vad som produceras och hur produktionen sker (d.v.s. antropogen påverkan) utan också på yttre förutsättningar såsom väder och markförhållanden, och kan därför variera mycket mellan olika år och platser. Utsläpp från mark och djurhållning kan vara svåra att kvantifiera och verifiera jämfört med utsläpp från industrier eller fordon, där det finns ett enkelt samband mellan användningen av fossil energi och utsläpp av växthusgaser. En bieffekt av klimatåtgärder som stimulerar efterfrågan på bioenergi är att produktionen inom jordbruket kan komma att öka, vilket leder till att utsläppen från jordbruket också skulle öka.

³ Även om kunskaperna om hur man undviker växthusgasutsläpp kommer att öka är det osannolikt att utvecklingen går så snabbt att produktionen inte påverkas negativt om utsläppen skall reduceras med så mycket som 60 procent till år 2050. Insatser för att utveckla kunskaperna om hur utsläppen kan minskas innebär också att arbetskraft och andra resurser som hade kunnat användas på annat sätt (t.ex. för produktion av varor och tjänster) tas i anspråk.

⁴ Då ingår lustgas från mark och stallgödsel, metan från djurens fodermältning och stallgödsellager samt utsläpp från jordbrukets energianvändning. Hänsyn har inte tagits till utsläpp som rapporteras i sektorn markanvändning eller förändrad markanvändning. Lustgas och metan har räknats om till koldioxidekvivalenter med konverteringsfaktorn 310 respektive 21.

1.1 Syfte, metod och avgränsningar

Av presentationen ovan framgår att samhället står inför en stor utmaning när det gäller behovet att minska växthusgasutsläppen. Frågan är vad detta betyder för jordbruket och i synnerhet hur jordbruket kan bidra till att minska den negativa klimatpåverkan? Är det möjligt att minska sektorns utsläpp och hur kostsamt är detta jämfört med andra sektorer, d.v.s. hur effektiva är åtgärder för att minska växthusgasutsläpp i jordbruket jämfört med åtgärder i andra sektorer? Hur kan jordbruket styras för att de önskvärda utsläppsminskningarna ska nås?

I rapporten analyseras olika sätt att minska utsläppen av växthusgaser från jordbruket. Analysen görs i ett policyperspektiv och kopplas till olika styrmedel, främst inom landsbygdsprogrammet⁵. Fokus i analysen ligger på direkta utsläpp som sker på gården, se gränsdragningen i figur 2.1. Utsläpp som sker i produktionen av gårdens insatsvaror och i produktions- och konsumtionsled efter gården berörs endast marginellt. Kostnads kalkylerna bygger på antaganden om att priserna förblir oförändrade, d.v.s. gårdens agerande påverkar inte marknader för produkter eller insatsvaror nämnvärt. För de analyserade åtgärderna är detta ett fullt rimligt antagande, som har sina begränsningar men också sina fördelar. Gårdsperspektivet ger möjligheter till en detaljerad analys där de osäkerheter och variationer som föreligger mellan olika gårdar kan belysas. Fokusering på enskilda gårdar motiveras vidare av syftet att knyta styrmedel till åtgärder i jordbruket. I allmänhet är det effektivast att påverka problemen, i detta fall utsläppen, direkt där de äger rum. Utsläpp som sker i andra delar av samhället hanteras lämpligen med generella styrmedel eller med styrmedel riktade till de aktuella sektorerna (se t.ex. Stiglitz 2000).

För att beakta effekter i andra sektorer eller andra länder bör analysen baseras på globala modellstudier, eftersom de sammanlagda effekterna annars blir svåra att överblicka. Samtidigt är modellbaserade globala analyser beroende av realistiska antaganden om förhållanden på mikronivån, d.v.s. på det enskilda jordbruket. Makro- och mikroperspektivet kompletterar på så sätt varandra.

⁵ Landsbygdsprogram för Sverige 2007-2013. Regeringskansliet, Jordbruksdepartementet 2007.

Rapportens fokus är på utsläpp av växthusgaser från produktionen inom jordbrukssektorn och på hur de metoder som används i produktionen påverkar utsläppen. Effekterna av hur olika jordbruksprodukter används efter att de producerats belyses således inte. Detta medför att effekterna på utsläppen av växthusgaser då jordbruksprodukter används som energi inte behandlas.⁶

Rapporten är disponerad enligt följande. I kapitel 2 beskrivs och förklaras de biologiska och tekniska samband som ligger till grund för jordbrukets klimatpåverkan. I kapitel 3 beskrivs olika åtgärder som kan vidtas på gårdsnivå för att minska klimatpåverkan. I kapitel 4 presenteras kostnadskalkyler för ett flertal av dessa åtgärder. I kapitel 5 diskuteras ekonomiska styrmedel som kan användas för att påverka lantbrukarnas beteende i riktning mot minskade utsläpp. Kapitel 6 presenterar, baserad på tillgänglig litteratur och för jämförelsens skull, kostnader att minska utsläpp i andra sektorer än jordbruket. I kapitel 7 kopplas åtgärderna för att minska växthusgasutsläppen ihop med olika styrmedel.

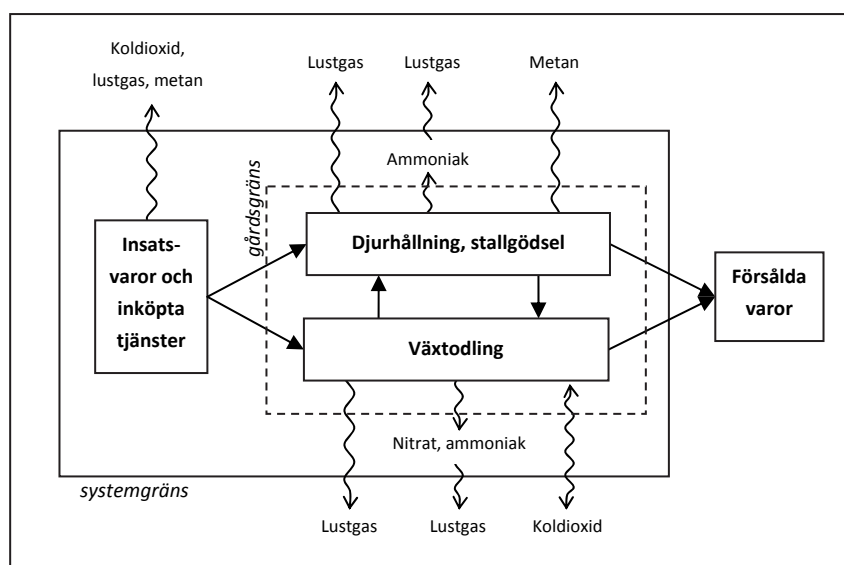
⁶ Användningen av bioenergi från jordbruket behandlas utförligt i en kommande rapport från AgriFood Economics Centre.

2

Jordbrukets klimatpåverkan

Jordbruket beräknas stå för ca 15 procent av de växthusgasutsläpp som rapporteras ske i Sverige (Naturvårdsverket, 2009d). Jordbruket skiljer sig dock från andra samhällssektorer när det gäller vilka växthusgaser och utsläppskällor som ger störst klimatpåverkan. I andra sektorer är oftast koldioxid från användning av fossil energi den enskilt största källan till växthusgasutsläpp (Naturvårdsverket, 2009d). Inom jordbrukssektorn är två andra växthusgaser minst lika viktiga, nämligen lustgas och metan. En annan viktig skillnad gentemot andra sektorer är att utsläppen från jordbruket främst sker från olika biologiska processer. I figur 2.1 åskådliggörs jordbrukets växthusgasutsläpp.

Figur 2.1: Olika växthusgasutsläpp från jordbruksverksamhet

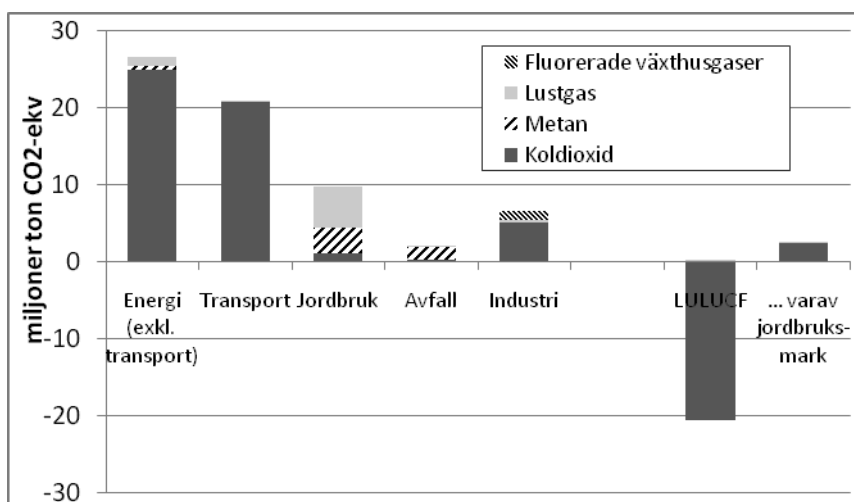


2.1 Totala växthusgasutsläpp från svenskt jordbruk

I nationell statistik brukar växthusgasutsläppen redovisas exklusive ”Markanvändning, förändrad markanvändning och skogsbruk” (på engelska Land Use, Land-Use Change and Forestry (LULUCF)). Där ingår bl.a. effekter av förändrat kolförråd i jordbruksmark och koldioxid som avgår vid kalkning. Kunskapen är begränsad och osäkerheterna stora om vilka utsläpp som sker på grund av hur

marken används och vilka förändringar som sker i markanvändningen. De långsiktiga effekterna av t.ex. inlagring av kol i mark påverkas dessutom av hur marken brukas i framtiden. Beräkningar tyder på att det sker en nettoinlagring av kol i naturbetesmark de flesta år, men också att koldioxidavgången från organogen jordbruksmark (mulljordar) är betydande. Totalt uppskattas nettoavgången av koldioxid från jordbruksmark till några miljoner ton CO₂-ekv. per år. Nettotillväxten inom det svenska skogsbruket innebär emellertid att det binds in mer kol i växande träd än vad som frigörs från annan markanvändning (Naturvårdsverket, 2009d).

Figur 2.2: Utsläpp av växthusgaser i Sverige 2007 uttryckt i miljoner ton CO₂-ekv. De totala utsläppen uppgick till 65,4 miljoner ton CO₂-ekv. (exkl. LULUCF).



Källa: Naturvårdsverket (2009d)

I statistiken ovan ingår inte utsläpp som sker vid produktion och distribution av insatsvaror som används i jordbruket, exempelvis importerat foder och mineralgödsel. Växthusgasutsläppen från tillverkning av mineralgödselkväve som används i jordbruket beräknas till 1 miljon ton CO₂-ekv. (Tynelius, 2008).

Trend för utsläppen

Mellan åren 1990 och 2006 beräknas den svenska jordbrukssektorns utsläpp av lustgas och metan ha minskat med nästan 10 procent (Naturvårdsverket, 2009d). Detta förklaras främst med minskat djurantal och därmed lägre metanutsläpp.

Vidare har användningen av mineralgödselkväve sjunkit något, främst till följd av en minskad åkerareal, vilket beräknats ge lägre lustgasutsläpp (Naturvårdsverket, 2009d; SCB, 2009). Metan- och lustgasutsläppen från jordbrukssektorn har också minskat i EU-27. Minskningen var 20 procent mellan 1990 och 2007, vilket förklaras av bl.a. ökad produktivitet i animalieproduktionen, minskat djurantal (-25 procent nötkreatur) och minskad kvävegödsling (European Commission, 2009).

I en studie från SIK, Institutet för livsmedel och bioteknik, har klimatpåverkan från den svenska produktionen respektive konsumtionen av animalieprodukter jämförts mellan åren 1990 och 2005 (Cederberg et al, 2009a; b). I studien togs hänsyn till utsläpp från produktion av insatsvaror, utsläpp på gårdarna samt från import och export av livsmedel. Resultaten visar att växthusgasutsläppen från den svenska produktionen av mjölk, kött och ägg har minskat med 14 procent sedan 1990. Minskningen beror främst på en ökad effektivitet⁷ men även på att produktionsvolymerna har minskat under perioden. Ett undantag är dock nötkött där utsläppen per kg beräknas ha ökat. Beräkningarna för nötkött avser ett viktat medelvärde för kött både från mjölkkor och från specialiserad nötköttsuppfödning, där utsläppen är högre per kg kött från kött djursraser.⁸ Den pågående strukturförändringen inom mjölk- och nötköttsproduktionen innebär färre mjölkkor och en större andel kött djur.

Växthusgasutsläppen från den svenska konsumtionen av mjölk, kött och ägg har å andra sidan ökat med 16 procent per person under samma period, och med 50 procent om man enbart studerar köttkonsumtionen (Cederberg et al, 2009b). År 2005 konsumerades ca 250 procent mer kyckling och 50 procent mer nötkött per person än 1990. Den svenska produktionen har inte utvecklats i samma takt som konsumtionen, vilket inneburit att efterfrågeökningen tillgodosetts genom ökad import. Eftersom växthusgasutsläppen från den svenska animalieproduktionen är relativt låga vid en internationell jämförelse, har detta bidragit till att köttkonsumtionens klimatpåverkan ökat. Dagens genomsnittliga konsumtion av kött, mjölk och ägg i Sverige ger växthusgasutsläpp om ca 1,1 ton CO₂-ekv. per per-

⁷ Avkastningen per djur har ökat och foderutnyttjandet har blivit bättre. Vidare har foderproduktion blivit effektivare och stallgödselhantering förbättrats. Slutligen har andelen oljeuppvärmning minskat.

⁸ Eftersom kött djurens klimatpåverkan läggs helt på köttet, medan mjölkens belastning fördelas mellan mjölk och kött.

son och år. Det kan jämföras med att växthusgasutsläppen från all konsumtion av varor och tjänster enligt vissa beräkningar inte kan tillåtas överstiga 2 ton CO₂-ekv. per person år vid slutet av detta århundrade för att halten växthusgaser i atmosfären ska stabiliseras på 400 ppm (ibid.).

Enligt Smith *et al* (2007a) visar trenden att produktiviteten i jordbruket kommer att fortsätta att öka globalt, dock i lägre takt än hittills. Detta innebär en ökad användning av konstbevattning och mineralgödsel vilket ökar behovet av energi vid tillverkningsprocessen. Jordbearbetningsmetoderna kommer att förändras och gå mot reducerad jordbearbetning. Av trenderna att döma ökar också efterfrågan på kött vilket kommer att öka djurantalet och därmed också utsläppen av metan och lustgas från djurhållningen. En ökad djurhållning innebär vidare att mer mark måste avsättas för odling av foder. Å andra sidan förväntas en mer intensiv produktion leda till att utsläppen per enhet produkt minskar.

2.2 Olika sätt att beräkna och rapportera växthusgasutsläpp

Uppgifter om jordbrukets klimatpåverkan brukar hämtas från två typer av undersökningar, nämligen från livscykelanalyser, eller andra typer av systemanalytiska studier som har ett livscykelperspektiv, och från den nationella klimatrapporteringen. Klimatrapporteringen står i detta fall för den årliga inventeringen och rapporteringen till FN:s klimatkonvention om ett lands växthusgasutsläpp (se t.ex. Naturvårdsverket (2009d)). Det finns dock viktiga skillnader i syfte, avgränsningar, detaljeringsgrad etc. mellan dessa huvudtyper av undersökningar, vilket medför att resultaten inte alltid är direkt jämförbara.

Livscykelanalys

Livscykelanalys (LCA) är en metod för att bedöma miljöpåverkan och resursanvändning i en produkts hela produktionskedja, från "vaggan" (t.ex. utvinning av råvaror), till "graven" (studiens borte gräns som kan vara avfallshantering eller vid gårdsgrunden). I en LCA ingår miljöpåverkan⁹ som orsakas av de in-satsvaror som används i systemet, t.ex. utsläpp från produktion och distribution

⁹ I en LCA ingår flera olika miljöpåverkanskategorier, som t.ex. potentiell klimatpåverkan, förorening, övergödning och toxiska effekter. Om man bara analyserar en miljöpåverkanskategori, som t.ex. klimatpåverkan. Används ibland begreppet "livscykelperspektiv" istället för LCA för att betona att studien inte är en fullständig LCA.

av mineralgödsel som används i växtodlingen på en gård, och från olika processer i systemet, t.ex. utsläpp av lustgas när kväve omsätts i marken. Resultaten från en LCA anges som miljöpåverkan (exempelvis potentiell klimatpåverkan uttryckt som kg CO₂-ekv.) per funktionell enhet som t.ex. 1 kg brödvete eller 1 kWh el levererat till slutkund.

Det finns två huvudprinciper för en LCA, nämligen bokföringsinriktade analyser och förändringsorienterade analyser. I de *bokföringsinriktade* analyserna beräknas produktens totala miljöpåverkan, och alla miljömässigt relevanta flöden till och från en produkts hela livscykel beskrivs. Generellt används medeldata (som speglar den genomsnittliga miljöpåverkan av t.ex. en insatsvara) och man tar inte hänsyn till vad som händer i omvärlden om t.ex. efterfrågan på en insatsvara ändras. Bokföringsinriktade analyser har ett tillbakablickande perspektiv och kan användas för att jämföra olika produkters miljöpåverkan. I de *förändringsorienterade* analyserna beskrivs konsekvenserna av förändringar eller skillnader mellan olika alternativ. I dessa analyser ingår bara de delar som påverkas av en förändring i systemet, men även en analys av vad som kommer att hända i omvärlden vid t.ex. ändrad efterfrågan på insatsvaror. De förändringsorienterade analyserna har ett framåtblickande perspektiv och kan användas för jämförelser av miljöpåverkan mellan olika framtida produktionsalternativ eller konsekvenser av förändringar.

Klimatrapportering

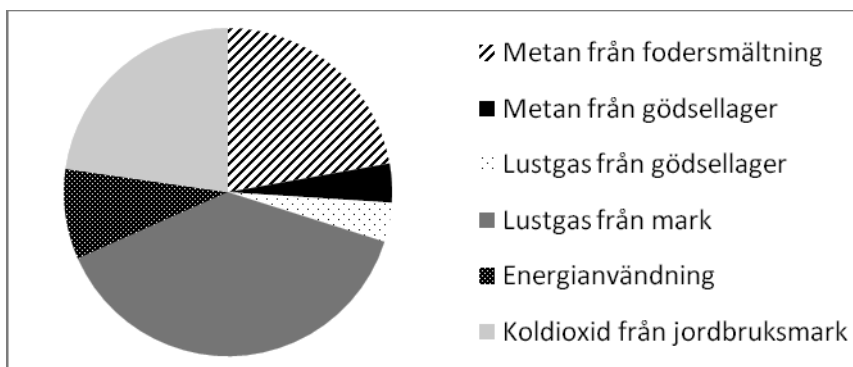
I klimatrapporteringen inventeras alla växthusgasutsläpp som sker inom ett lands gränser. Det finns mycket utförliga riktlinjer från FN:s klimatpanel för hur rapporteringen och inventeringarna av enskilda processer ska utföras (IPCC, 2006). I klimatrapporteringen beräknas utsläppen för olika sektorer, bl.a. energi, industri och jordbruk. De givna riktlinjerna innebär att resultaten från olika länder och/eller sektorer blir jämförbara och adderbara. Å andra sidan beaktas inte import av varor mellan länder eller sektorer. Växthusgasutsläpp från produktion av mineralgödsel kommer t.ex. att rapporteras under industriprocesser även om gödseln används i jordbruket och den eventuellt exporteras till annat land. För Sveriges del innebär detta att Sverige inte rapporterar några växthusgasutsläpp från produktion av mineralgödsel, eftersom all mineralgödsel importeras. I en LCA kan däremot produktionen av mineralgödselkväve stå för en mycket stor andel av en konventionellt odlad jordbruksgrödor totala klimatpåverkan. I kli-

matrapporteringen ställer man heller inte klimatpåverkan i relation till mängden varor eller tjänster som sektorn producerat. I den svenska klimatrapporteringen beräknas således jordbrukssektorns växthusgasutsläpp ha minskat sedan 1990, vilket förklaras av ett minskat djurantal och färre hektar odlad jordbruksmark.

2.3 Hur uppstår jordbrukets utsläpp av växthusgaser?

De växthusgaser som diskuteras inom jordbruket är metan, lustgas och koldioxid. Då ingår koldioxid med fossilt ursprung samt från markanvändning och förändrat kolförråd i marken. Den temporära kolinlagring som sker via fotosyntesen i växande grödor tillgodosräknas inte som en kolsänka, eftersom koldioxid som binds i grödorna återgår till atmosfären när grödan konsumeras. Av samma anledning ingår inte heller koldioxidutsläpp som sker vid förbränning av biobränslen eller kompostering och rötning av organiskt material i jordbrukets koldioxidutsläpp. Figur 2.3 visar hur växthusgasutsläppen från det svenska jordbruket fördelas mellan olika växthusgaser och utsläppskällor (se även avsnitt 2.1).

Figur 2.3: Fördelning av jordbrukssektorns utsläpp av växthusgaser år 2007, inklusive energianvändning och utsläpp av koldioxid från mark



Källa: Naturvårdsverket (2009d).

Not: Totalt utsläpp 12,3 milj ton CO₂-ekv

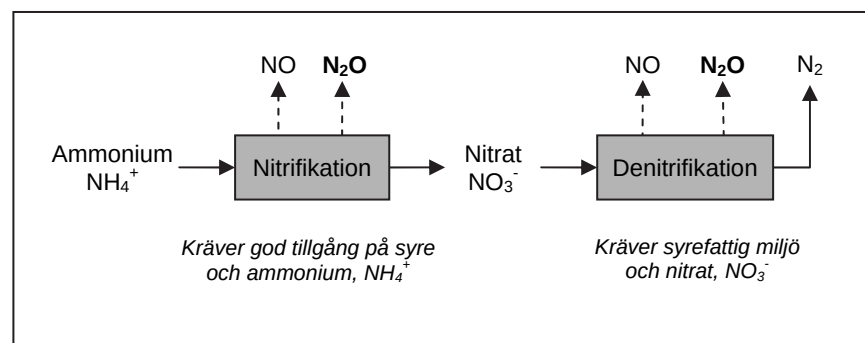
Lustgas bildas av kväve

Lustgas (N₂O) är en mycket kraftig växthusgas, ca 300 gånger kraftigare än koldioxid, och står för en stor del av jordbrukets klimatpåverkan. Lustgas är en kväveförening som bildas när mikroorganismer bryter ner och omvandlar andra

kväveföreningar som finns i mark, gödsel och vattendrag. Det är en naturlig process som inte går att undvika helt. Kvävet kan vara bundet i organiskt material, löst i vatten, markvätska, stallgödsel etc. som t.ex. ammonium (NH_4^+) eller nitrat (NO_3^-), eller förekomma som gas, t.ex. ammoniak (NH_3), kvävedioxid (NO_2), kvävgas (N_2) och lustgas. De gasformiga föreningarna kan dessutom i varierande grad lösas i och transporteras med vatten. Kväve är ett viktigt näringsämne för växter och en viktig beståndsdel i protein. Det är framför allt nitrat och ammonium som är direkt tillgängliga som näringskälla för växterna.

Den mesta lustgasen bildas i den s.k. denitrifikationen, d.v.s. när nitrat omvandlas till gasformiga kväveföreningar (figur 2.4). Denitrifikationsprocessen sker i flera steg där lustgas är en av mellanprodukterna och kvävgas slutprodukten. En förutsättning för denitrifikation är att det finns nitrat tillgängligt. Denitrifikation sker bara när syretillgången är dålig. Vid syrebrist kan nämligen vissa bakterier använda nitrat att andas med istället för syre. Om syrgaskoncentrationen är mycket låg går denitrifikationsprocessen hela vägen till kvävgas, men om det inte är helt syrefritt avstannar processen i större utsträckning vid lustgas, vilket kan leda till utsläpp av lustgas (Kasimir Klemedtsson, 2009).

Figur 2.4: Schematisk skiss av nitrifikations- och denitrifikationsprocesserna samt förutsättningar för processerna.



En mindre mängd lustgas bildas även i den s.k. nitrifikationen, d.v.s. när ammonium omvandlas till nitrat. Det måste finnas syre tillgängligt för att nitrifikationen ska ske eftersom processen förbrukar syre. Om det uppstår syrebrist, t.ex. till följd av stor förbrukning av syre i nitrifikationsprocessen och dålig tillförsel av syre från luften, hämmas nitrifikationen och risk finns då att lustgas bildas och läcker ut (Kasimir Klemedtsson, 2009).

Det mesta av jordbrukets utsläpp av lustgas till atmosfären sker direkt från marken (Naturvårdsverket, 2009d). Marken innehåller stora mängder kväve (ca 6 ton kväve per hektar i matjord på sandjordar och 12 ton per hektar på lerjordar) som är bundet i organiska föreningar, men även lättomsättbart kväve som är en förutsättning för lustgasbildning. God tillgång på lättnedbrytbart organiska materialet gynnar en hög biologisk aktivitet och omsättning av kväve. Risken för lustgasavgång från mark är större om marken innehåller mycket lättillgängligt kväve (nitrat och ammoniak) och lättnedbrytbart organiskt material samt vid syrebrist (Kasimir Klemetsson, 2009). Syrebrist kan t.ex. uppstå om marken är blöt eller packad så att syret har svårare att tränga ner i marken eller om den biologiska aktiviteten är hög.

De mätningar som gjorts i fält visar att lustgasavgången kan variera mycket mellan olika platser och år och beroende på hur marken brukas. En sammanställning av europeiska mätningar visar att lustgasavgången från gödslad åkermark uppgår till runt 3 kg lustgaskväve¹⁰ (ca 1 400 kg CO₂-ekv.) per hektar och år. Avgången är lägre från ogödslad åkermark (ca 1 kg lustgaskväve per hektar och år) och från ogödslade gräsmarker (ca 0,3 kg lustgaskväve per hektar och år, Kasimir Klemetsson, 2009).

En del lustgas bildas även vid lagring av stallgödsel. Den direkta lustgasavgången från stallgödsellagren påverkas av faktorer som gödselns innehåll av kol och kväve, vattenhalt, syretillgång, temperatur och lagringstid (IPCC, 2006; Berglund et al, 2009a). Lustgasavgången gynnas om det finns både syrerika och syrefria zoner i gödseln, som t.ex. i fastgödsel eller i svämtäcket på flytgödsel.

Lustgas kan även bildas av ammoniak och nitrat som förlorats från jordbruket och som omsätts i andra delar av ekosystemet (Naturvårdsverket, 2009d). Ammoniakförluster uppstår exempelvis i djurstallar och vid lagring och spridning av stallgödsel. Förlusterna är dock lägre från system med flytgödsel än från system med fastgödsel. Utlakning av kväve från jordbruksmark sker främst under vinterhalvåret. Lustgas bildas också vid produktion av mineralgödsel som inne-

¹⁰ Måttet "kg lustgaskväve" anger mängden kväve i lustgasutsläppet. Ett kg lustgaskväve (N₂O-N) = 44/28 = 1,57 kg lustgas (N₂O). Om man räknar om lustgasutsläppen i koldioxidekvivalenter blir då ett kg lustgaskväve = 1,57*310 = 487 kg CO₂-ekv

håller nitratkväve, men dessa utsläpp minskar i takt med att gödselindustrin successivt inför lustgasrening vid sina fabriker (Davis & Haglund, 1999; Jenssen & Kongshaug, 2003; Yara, 2008)

Metan är kopplat till djurhållning

Metan (CH_4) är en kraftig växthusgas, drygt 20 gånger starkare än koldioxid. När mikroorganismer bryter ner organiskt material i en syrefri miljö bildas metan och koldioxid som restprodukter. Sådana syrefria miljöer och sådan nedbrytning sker bl.a. i vommen hos idisslare, i flytgödsellager, myrmarker och risfält. Om det finns syre vid nedbrytningen, som t.ex. i en välluftad kompost, eller vid fullständig förbränning bildas istället koldioxid och vatten som restprodukter.

Jordbrukets metanutsläpp är starkt kopplat till djurhållning, där utsläppen till största del orsakas av djurens fodersmältning. Metanproduktionen varierar dock mellan olika djurslag beroende på hur fodersmältningssystemen är uppbyggda och hur de tar upp energin ur fodret. Fodret innehåller flera typer av kolhydrater som är olika lätta att bryta ner för djuren. Djuren kan genom enzymatisk spjälkning tillgodogöra sig energiinnehållet i lättnedbrytbara kolhydrater som socker och stärkelse. För att kunna tillgodogöra sig energin i cellulosan är det dock nödvändigt med mikrobiell nedbrytning av fodret eftersom djuren inte själva kan spjälka cellulosan enzymatiskt. Vid den mikrobiella nedbrytningen bildas metan som en biprodukt.

Den mikrobiella nedbrytningen och därmed metanproduktionen är särskilt hög hos idisslare, t.ex. nötkreatur, får och getter, där den sker i vommen som är den första magdelen i deras fodersmältningssystem. Mängden metan per djur påverkas av hur mycket foder som behövs för att täcka djurets energibehov och av fodrets sammansättning. Djur med stort energibehov, t.ex. mjölkkor med hög avkastning eller köttjur av tunga raser, producerar generellt mer metan än djur med litet energibehov, t.ex. lättare mjölk- eller köttjursraser. Foder med hög smältbarhet, t.ex. spannmål eller ett bra grovfoder, beräknas ge lägre metanproduktion än ett dåligt grovfoder med låg smältbarhet och som därför behöver längre uppehållstid i vommen för att brytas ner (IPCC, 2006). Det har även gjorts mätningar på nötkreatur som tyder på att metanproduktionen kan variera mellan individer som utfodras på samma sätt (se t.ex. Danielsson, 2009).

Hästar tillhör gruppen grovtarmsjäsare vilket innebär att den mikrobiella nedbrytningen sker efter tunntarmen. Hästar tar dock upp de mest lättillgängliga näringsämnena redan i magsäck och tunntarm. Därmed finns bara de mer svårnedbrytbara fraktionerna kvar till jäsningen, och metanbildningen blir relativt låg. Metanproduktionen hos enkelmagade djur som t.ex. grisar är låg eftersom de får sin energi huvudsakligen via enzymatisk spjälkning av stärkelse och socker. Grisars nedbrytning av cellulosa är mycket låg.

Tabell 2.1: Schablonvärden för metanproduktion från husdjurens fodersmältning.

Djurslag	Metanproduktion (kg CH ₄ /djur och år)
Mjölkkö	120-140
Di- eller amko	70-90
Övriga nötkreatur (kvigor, tjurar)	50-60
Hästar	18
Får	8
Grisar	1,5

Källor: IPCC (2006), Berglund et al. (2009a).

Det bildas också metan i stallgödsellagren, speciellt från flytgödsel eftersom den, till skillnad från fastgödsel, i princip är syrefri. Gödsel från grisar ger generellt mer metan än gödsel från nötkreatur eftersom grigödseln innehåller mer lättnedbrytbart organiskt material som kan brytas ner till metan. Metanproduktionen är högre vid hög temperatur. Små mängder metan kan även bildas i t.ex. översvämmad mark. Metan kan också konsumeras av mikroorganismer i marken, som då fungerar som en sänka för metan (IPCC, 2006).

Koldioxid kommer från fossil energi och mark

Jordbrukets koldioxidutsläpp kan härledas dels till det tekniska systemet och dels till förändringar av markens mullhalt.

Koldioxidutsläpp från jordbrukets tekniska system härrör från energianvändningen men även från produktionen av insatsvaror, speciellt mineralgödselkväve. De svenska lantbruksföretagen beräknades år 2007 förbruka 3,1 TWh för uppvärmning, belysning etc. (exklusive energi till bostäder och växthus), varav

1,4 TWh elektricitet, knappt 1,2 TWh biobränslen och 0,57 TWh olja. Dessutom förbrukades 2,9 TWh drivmedel till fordon, mest diesel (SCB, 2008). Växthusgasutsläppen från denna energianvändning beräknas till drygt 1 miljon ton CO₂-ekv. per år.

Energianvändningen i jordbrukssektorn varierar från år till år, bl.a. beroende på variationer i väder, vilket påverkar energibehovet vid torkning av spannmål, och på strukturella förändringar.¹¹ Energiåtgången varierar också mellan gårdar och påverkas av en rad olika faktorer. När det gäller dieselåtgången vid fältarbeten varierar den mellan olika aktiviteter och påverkas av utrustning och förhållanden i fält såsom jordart, vattenhalt och markstruktur. Jordbearbetning, framför allt plöjning, är generellt sett det mest energikrävande momentet i växtodlingen. Bränsleförbrukningen är i allmänhet högre vid plöjning på lerjordar än på lätta jordar samt vid blöta förhållanden och större arbetsdjup. Dieselåtgången är även relativt hög vid skörd av spannmål och påverkas av skördens storlek.

Energiförbrukningen varierar också mycket inomgårds (d.v.s. i stall samt vid lagring och hantering av foder och gödsel), mellan olika gårdar och mellan driftsinriktningar. I mjölkproduktion är energiåtgången vanligen störst vid utfodring och mjölkning. Vid smågris- och kycklingproduktion används den mesta energin vid uppvärmning och utfodring. Vid slaktsvinsproduktion används mest energi för utfodring och ventilation (Hörndahl, 2007; Neuman, 2009). Hög andel uppvärmning med fossila bränslen och dieseldrivna processer för exempelvis utfodring och utgödsling bidrar till höga växthusgasutsläpp och hög energianvändning.

Marken innehåller ett stort förråd av organiskt material, ofta kallat mull. Den svenska åkermarken utgörs till största delen av s.k. mineraljordar, som typiskt innehåller 40 till 70 ton kol per hektar (Berglund et al, 2009a). Årligen tillförs stora mängder organiskt material via rötter, skörderester, stallgödsel och andra organiska gödselmedel. Detta organiska material har ursprungligen bildats via fotosyntesen varvid koldioxid från atmosfären bundits in. Men det sker också en

¹¹ En sådan strukturell förändring rör uppvärmning av kycklingstall. I början av 1990-talet värmdes runt 80 procent av dessa stallar med olja och resten med biobränslen, medan förhållandena är de omvända idag.

stor nedbrytning och omsättning av det organiska materialet i marken varvid koldioxid avgår. Den totala effekten på mullhalten påverkas av en rad faktorer såsom odlingshistorik, jordbearbetning, klimat samt tillförsel och bortförsel av organiskt material. Omfattande jordbearbetning och bortförsel av halm eller annat organiskt material kan bidra till låg eller minskade mullhalten medan långliggande vallar, gödsling med t.ex. stallgödsel och låg temperatur kan bidra till hög eller ökande mullhalt. Om mullhalten ökar innebär det att koldioxid binds in och att marken därmed fungerar som kolsänka. Mätningar av koldioxidutbytet mellan mark och atmosfär på permanenta betesmarker har visat att betesmarkerna kan vara betydande kolsänkor och binda in upp till drygt 1 ton kol, vilket motsvarar 3,7 ton koldioxid, per hektar och år (Soussana et al, 2007). I den svenska klimatrappporteringen räknar man med att permanenta betesmarker de flesta år i genomsnitt bundit in upp till 500 kg kol per hektar och år, men även att betesmarkerna vissa år varit en källa till koldioxidutsläpp (Naturvårdsverket, 2009d).

Mulljordar (organogena jordar) och deras förhållandevis stora klimatpåverkan diskuteras ofta i klimatsammanhang. De består av torv- och gyttejordar som bildats när organiskt material ansamlats i fuktig miljö och när sjöar vuxit igen. När mulljordar dikas ut ökar syretillgången i marken, och därmed nedbrytningen av det organiska materialet, vilket ger hög koldioxid- och lustgasavgång. Mulljordarna utgör inte mer än drygt 7 procent av den svenska jordbruksmarken (Berglund et al, 2009b). Klimatpåverkan från koldioxidutsläpp från dessa marker är dock i samma storleksordning som klimatpåverkan från metanutsläppen från nötkreaturens fodermältning eller som hälften av påverkan av lustgasavgången från svensk jordbruksmark (Naturvårdsverket, 2009d).

Det är mycket svårt att kvantifiera förändringar av markens kolinnehåll och de långsiktiga effekterna av åtgärder för att öka eller bevara mullhalten. De årliga förändringarna av markens kolinnehåll är små i förhållande till markens totala kolförråd. En förändring på ett par hundra kg kol per hektar i en mineraljord kan jämföras med dess totala kolförråd på runt 40-70 ton per hektar. Modellerna för att beräkna förändringarna är grova och resultaten påverkas starkt av ingående värden på mullhalt, vilka kan variera mycket även inom ett fält. Det är inte heller säkert att inlagring av kol i mark blir en beständig kolsänka eftersom orga-

niskt material ständigt omsätts i marken och den långvariga effekten bestäms av hur marken kommer att brukas i framtiden.

2.4 Utsläpp från enskilda gårdar

Om man studerar växthusgasutsläpp på enskilda gårdar kommer nivåer och utsläppsmönster att variera stort beroende på gårdarnas driftsinriktning och de naturgivna förutsättningarna. I figur 2.5 ges exempel på fördelning av de totala växthusgasutsläppen fram till gårdsgrinden, vilket inkluderar produktion av insatsvaror samt utsläpp på gården fram till dess att produkterna lämnar gården, på tre konventionella gårdar med olika driftsinriktning (Berglund et al., 2009a). Värdena har hämtats från beräkningar som gjorts på tre av Odling i Balans¹² pilotgårdar. Fördelningen hade sett annorlunda ut om andra gårdar med samma driftsinriktning hade studerats, och därmed går det inte dra allt för långtgående slutsatser om de absoluta utsläppen för olika driftsinriktningar. Det är även viktigt att komma ihåg att möjligheterna att säkert kvantifiera utsläppsnivåerna varierar mellan utsläppskällorna. Utsläppen från energianvändningen kan bestämmas med stor säkerhet, medan osäkerheterna och variationerna mellan år är betydande när t.ex. lustgasavgången från marken ska bedömas.

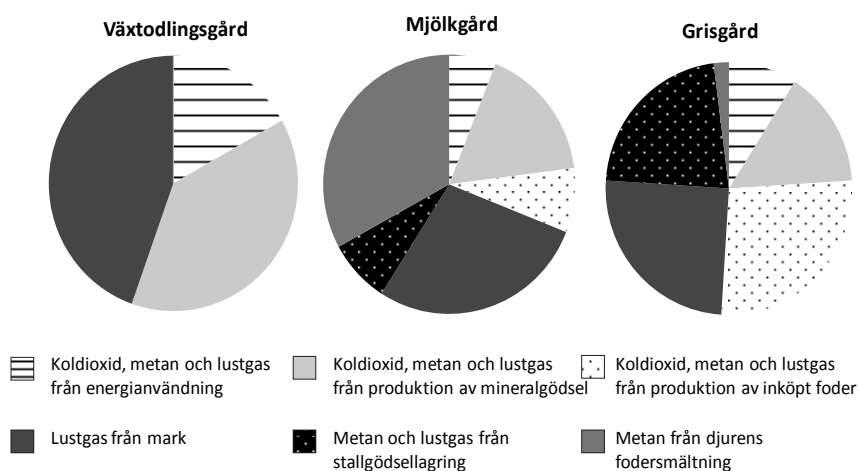
Det allra mesta av växtodlingsgårdens klimatpåverkan har att göra med kväve. Klimatpåverkan av produktionen av mineralgödsel (i detta fall kväve, fosfor och kalium) kan nästan helt kopplas till kvävet. Produktionen av kvävegödsel ger, relativt fosfor och kalium, höga utsläpp av koldioxid och lustgas och man gödslar med många gånger fler kg kväve än med kalium och fosfor per hektar. Dessutom orsakar kvävet omsättning i mark avgång av lustgas. Den energianvändning på gården som ger mest växthusgasutsläpp är diesel till traktorer följt av olja för torkning av spannmål och oljevaxter.

Djurgårdarna är mer komplexa. Även här orsakas en stor del av gårdens klimatpåverkan av den egna växtodlingen och de växthusgasutsläpp som användningen av diesel, olja och gödsel samt kvävet omsättning i mark ger upphov till.

¹² Odling i Balans är en ideell förening med 27 intressenter, bland andra branschorganisationer, rådgivningsföretag, livsmedelsindustri, jordbrukets leverantörer, banker och försäkringsbolag. Föreningens uppdrag är att genom sina s.k. pilotgårdar (totalt 17 stycken) vinna insikt om hur man balanserar lönsamhet inom jordbruket med miljö- och hållbarhetsfrågor. I uppdraget ingår även att förmedla kunskapen till intressenterna. Odling i Balans ska även fungera som brygga mellan forskning och praktik.

Många djurgårdar köper även in foder för att täcka djurens foderbehov. Grisgårdar i figur 2.5 köper in en relativt stor andel av sitt foder, vilket bidrar till att inköpt foder står för en stor del av gårdens totala utsläpp. På gårdar med en högre andel egenproducerat foder kan istället växthusgasutsläpp från den egna växtodlingen få större genomslag. På djurgårdarna tillkommer även utsläpp från själva djurhållningen. Karaktäristiskt är att metanavgången från nötkreaturens idisslande får stort genomslag på mjölkgårdens totala växthusgasutsläpp, medan metan- och lustgasavgång från stallgödseln är mer betydande på grisgårdar.

Figur 2.5: Fördelning av totalt växthusgasutsläpp på tre konventionella gårdar med olika driftsinriktning, omräknat till ton CO₂-ekv



Källa: Berglund et al. (2009a)

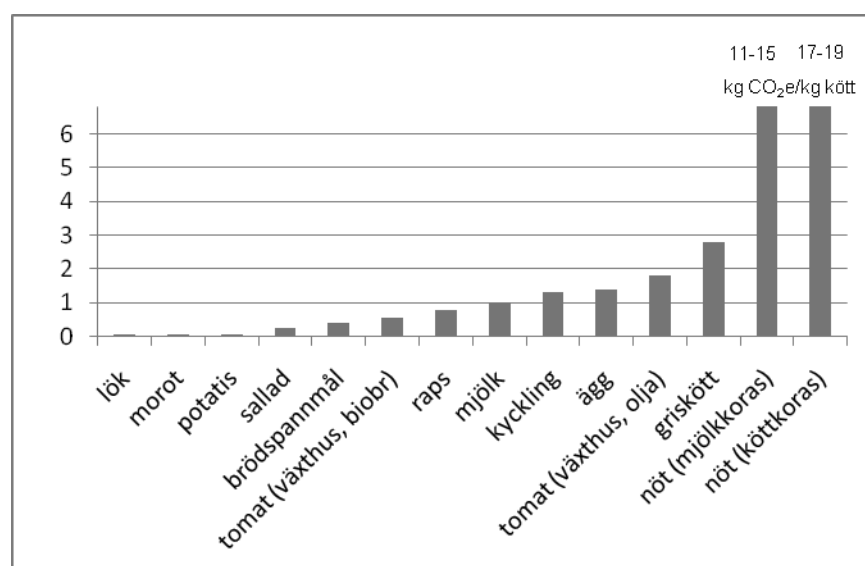
Not: I beräkningarna ingår de totala utsläppen för hela gården fram till och med gårdsgrinden.

2.5 Utsläpp från olika livsmedel och jordbruksprodukter

Växthusgasutsläppen varierar även mycket mellan olika livsmedel, både vad gäller totala utsläpp och avseende vilken del av produktionskedjan som ger störst påverkan (figur 2.6). I allmänhet sker en mycket stor del av de totala utsläppen i primärproduktionen. Detta gäller speciellt kött och mjölk där växthusgasutsläppen fram till och med gårdsgrinden kan stå för 90-95 procent av samtliga utsläpp i livsmedelskedjan fram till avfallshanteringen (Angervall et al, 2008). Generellt står lustgas från mark för en stor del av klimatpåverkan från vegetabilier och kött från enkelmagade djur (gris och kyckling), medan metan

från idisslarnas fodermältning har större betydelse för påverkan från nötkötts- och mjölkproduktion. Koldioxid från fossila bränslen kan i vissa fall utgöra en stor andel av ett livsmedels klimatpåverkan. Det gäller t.ex. oljeuppvärmda växthus eller kycklingstallar samt transport av frilandsodlade grönsaker och rotfrukter. Utsläppen från odlingen av grönsaker och rotfrukter är mycket låga per kg gröda, och transporterna får därmed större procentuell betydelse. Globalt sett ger avskogning betydande koldioxidutsläpp. Idag påskyndas mycket av avskogningen på södra halvklotet av ökad efterfrågan på betesmark, foder och livsmedel. Avskogning beräknas stå för en tredjedel av de globala växthusgasutsläppen från animalieproduktionen (Steinfeld et al, 2006).

Figur 2.6: Växthusgasutsläpp vid produktion av olika livsmedel.



Källor: Berglund et al (2009a), Livsmedelsverket (2008) och Sonesson et al (2009)

Not: Värdena är hämtade från olika livscykelanalyser och avser utsläpp fram till och med gårdsgården. Utsläppen för kött anges per kg slaktvikt.

Växthusgasutsläppen är generellt högre per kg kött än per kg vegetabiliska livsmedel. De är också högre per kg nötkött än per kg kyckling- och griskött. Det beror bl.a. på att metan från idisslarnas fodermältning ger stort genomslag på nötköttets klimatpåverkan och att en ko får en kalv per år. En höna respektive

en sugga får många avkommor per år som moderdjurets klimatpåverkan ska fördelas mellan.

2.6 Hur kan man mäta jordbrukets växthusgasutsläpp?

Idag har vi inte fullständig kunskap om alla biologiska processer som sker, vilket gör det svårt att verifiera och kvantifiera växthusgasutsläppen från jordbruket. Utsläppen kan dessutom variera mycket över tiden och mellan platser beroende på naturliga variationer som t.ex. årsmån och platsspecifika förutsättningar. Ett illustrativt exempel är lustgas från mark. Normalt ligger lustgasavgången från åkermark på några kg lustgaskväve per hektar och år, men kan variera mycket mellan år och dessutom vara mycket ojämnt fördelad inom fältet. De mätningar som gjorts visar att lustgasavgången från mark karaktäriseras av kraftiga och relativt kortvariga emissionstoppar. Sådana toppar uppstår t.ex. i samband med att marken tinar efter vintern eller vid kraftig nederbörd efter kvävegödning.

Att göra lustgasmätningar på jordbruksmark är svårt och arbetskrävande, och görs bara i forskningssyfte på ett fåtal platser i landet. Idag används huvudsakligen två tekniker för att fysiskt mäta lustgasavgången från mark. Med mikrometeorologisk teknik ställer man ut en mast i fält som kontinuerligt mäter lustgaskoncentrationen i luften och luftens rörelser mellan marken och ovan grödan. Denna metod ger fortlöpande bra data över året, men ställer krav på homogena fält utan hinder för luftens rörelser och tekniken är känslig för störningar. Lustgasavgången kan även mätas med s.k. kammarteknik där man placerar ramar i marken och sedan tar manuella luftprov efter att man täckt ramarna med gastäta huvar. Det är en enkel men arbetskrävande mätteknik som kan användas på många olika platser. Det krävs dock många kammare för att representera variationen i ett fält och en stor nackdel är att mätningarna inte kan göras kontinuerligt.

Det finns också matematiska modeller för att beräkna lustgasavgången från mark men osäkerheterna i beräkningarna är stora. I en typ av enkla statistiska modeller utgår man från att en viss andel av kvävet som tillförs marken eller som förloras som nitrat eller ammoniak omvandlas till lustgas. De bygger på resultat från lustgasmätning i fält från vilka man beräknat kvoten mellan lustgasavgången och mängden tillfört kväve. Modellerna är enkla att använda men ger stora

osäkerheter och speglar inte de faktiska orsakssamband som styr lustgasavgången från mark. Sådana modeller har tagits fram som stöd för lustgasberäkningarna i den nationella klimatrappporteringen, men har också, i brist på bättre underlag, kommit att användas i LCA även om de är anpassade för landsomfattande beräkningar och inte för att bedöma utsläppen från enskilda fält eller effekter av åtgärder för att minska lustgasavgången. Med de enkla statistiska samband som de bygger på skulle minskad kvävegiva vara den enda åtgärden för att minska lustgasavgången från mark. I praktiken påverkas lustgasavgången emellertid av fler faktorer. I tidigare studier har man inte alltid sett något tydligt samband mellan kvävegiva och lustgasavgång. Detta gäller särskilt vid låga kvävegivor (under 100 kg kväve per hektar, Kasimir Klemetsson, 2009).

Det finns och utvecklas också mer avancerade processbaserade beräkningsmodeller som främst används i forskningssyfte, varav Coup-modellen utvecklas i Sverige (CoupModel, 2009; Norman et al., 2008). Dessa modeller ger värdefulla insikter om orsakssamband kring lustgasavgången, men kräver specialkompetens och är för avancerade för att idag kunna användas för uppföljning, i rådgivning eller i enklare LCA-beräkningar.

Resonemanget ovan gäller även flera andra viktiga källor till växthusgasutsläpp från jordbruket, bl.a. metan från idisslare, metan- och lustgasavgång från stallgödsellager samt koldioxidavgång eller kolinlagring i mark. Det pågår mycket forskning för att öka förståelsen för dessa processer och få fram bättre underlag för att kunna bedöma utsläppen i olika situationer.

2.7 Summering

Jordbrukets klimatpåverkan är inte som andra samhällssektors påverkan. Jordbruket har många och till karaktären olika utsläpp och utsläppskällor. Det finns också en stor variation mellan lantbruksföretag beträffande driftsinriktning, storlek och platsspecifika förutsättningar som påverkar utsläppen. Det innebär att det finns en lång rad åtgärder att arbeta med, men även att åtgärderna lämpar sig olika väl på olika platser och lantbruksföretag.

3

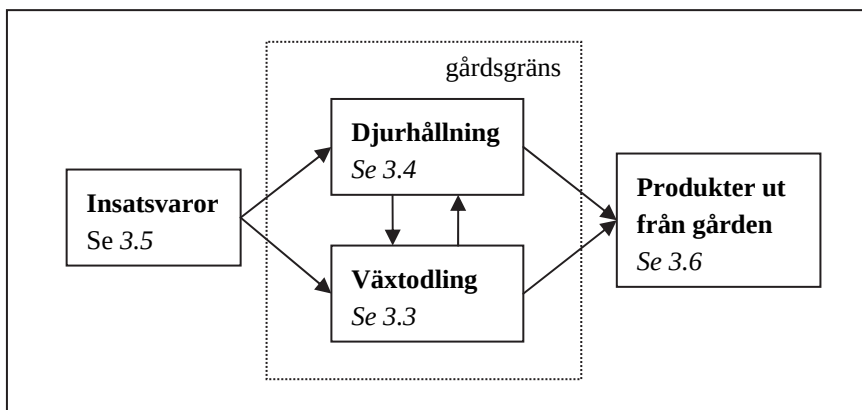
Åtgärder mot jordbrukets klimatpåverkan

Det finns en mängd olika åtgärder för att minska jordbrukets klimatpåverkan. Det beror dels på det stora antalet utsläppskällor och dels på att det finns många olika sätt att minska utsläppen från varje källa. I praktiken är dock inte alla åtgärder relevanta på alla gårdar. Detta gäller t.ex. flera genomgripande förändringar, såsom biogasproduktion eller reducerad jordbearbetning, som kräver speciella förutsättningar. Många åtgärder handlar dock om effektiviseringar och ständiga förbättringar, som t.ex. att förbättra kväve-, energi- och foderutnyttjandet. Sådana förändringar ger var och en för sig relativt små utsläppsminskningar, men är möjliga att vidta på alla lantbruksföretag.

3.1 Gårdsperspektivet

I detta kapitel beskrivs åtgärder utifrån ett gårdsperspektiv. Det är viktigt att förstå och vara tydlig med vilka systemgränser och perspektiv som används när åtgärder, kostnader och utsläppsförändringar inom jordbruket ska diskuteras och kvantifieras. I denna rapport ingår i första hand utsläpp som sker på gården, d.v.s. inom gårdsgränsen i figur 3.1, och hur dessa påverkas av en åtgärd. Det innebär att de fortsatta analyserna inte omfattar förändringarna som sker hos slutkunden, t.ex. livsmedelskonsumenten eller elkunden, när en åtgärd påverkar mängden eller typen av produkter ut från jordbrukssektorn. I analysen ingår inte heller styrmedel och åtgärder för att minska utsläppen vid produktion av inköpta insatsvaror, som t.ex. mineralgödsel och inköpt foder. I vissa fall måste dock sådana utsläpp beaktas för att undvika suboptimeringar och risk för att en åtgärd på gårdsnivå bara medför att utsläppskällan flyttas. Det gäller t.ex. förändringar i foderstaten där ökad andel inköpt foder som möjliggör större försäljning av avsalugrödor skulle kunna minska utsläppen per enhet produkt som lämnar gården om man bortser från utsläppen från odling och produktion av det inköpta fodret.

Figur 3.1: Gårdsperspektivet och åtgärdsområden för att minska jordbrukets växthusgasutsläpp



Åtgärder har grupperats i fyra underrubriker; växtodling, djurhållning, produkter ut från gården och insatsvaror (se figur 3.1). Indelningen har gjorts utifrån de processer där växthusgasutsläppen uppstår och börjar med de åtgärder som kan genomföras på gården, eftersom fokus ligger på jordbrukets möjligheter att minska sina egna växthusgasutsläpp. Växtodlingen beskrivs först eftersom den utgör grunden för all jordbruksproduktion. I växtodlingsavsnittet diskuteras åtgärder kring lustgas från mark, kol i mark samt drivmedel för fältarbete. I djurhållningsavsnittet beskrivs åtgärder som rör utfodring, management, stallgödsel och energianvändning inomgårds. Därefter diskuteras åtgärder för att minska de växthusgasutsläpp som sker vid produktion av inköpta insatsvaror. Sist diskuteras effektiviseringar och driftsförändringar som påverkar mängden och typen av produkter som gården producerar. Det finns åtgärder som berör flera av de granskade processerna samtidigt och hänvisningar görs då mellan avsnitten.

3.2 Vad är en åtgärd?

En åtgärd definieras som en aktivitet som utförs med syfte att minska växthusgasutsläppen fram till och med gårdsgrunden. Utsläppen kan dock relateras till olika enheter, t.ex. ton CO₂-ekv. per gård eller per ton produkt, vilket påverkar tolkningen av resultaten. I en studie av Andersson & Wall (2009) simulerades

vilka förändringar en lantbrukare skulle göra i nudriften¹³ om det kom krav på att minska gårdens växthusgasutsläpp med en viss procentsats. Det mest kostnadseffektiva alternativet på en djurgård kunde då under vissa förutsättningar vara att minska antalet djur eftersom djurhållning i sig bidrar till höga växthusgasutsläpp jämfört med gårdens växtodling, och har låg eller måttlig lönsamhet. Om inte efterfrågan på livsmedel minskar i motsvarande grad kommer produktionen, och därmed utsläppen, att ske någon annanstans. Dessutom kan utsläppen per enhet produkt öka om anpassningen till utsläppskraven innebär att produktionen minskar relativt mer än utsläppen.

Växthusgasutsläppen kan som sagt anges per område (t.ex. gård eller region), per krona produktvärde eller per produkt (t.ex. per kg, MJ). Fördelen med det senare alternativet, är att man kan analysera om en åtgärd verkligen lett till lägre utsläpp per producerad enhet. Efterfrågan på varor och tjänster är avgörande för vad som produceras och därmed för samhällets totala klimatpåverkan. Om en åtgärd medför att produktionsvolymerna minskar och detta kompenseras genom ökad import innebär det bara att utsläppskällan flyttats.

Här finns inte utrymme att analysera effekterna i omvärlden av en förändring som påverkar mängden eller typen av produkter ut från gården eller av ändrade konsumtionsmönster. Konsumtionen av jordbruksprodukter har dock avgörande betydelse för hur stora växthusgasutsläppen från jordbruket blir eftersom efterfrågan styr produktionen. Valet av livsmedel har stor påverkan eftersom skillnaderna i utsläpp mellan livsmedel är stora. Då det finns begränsningar i hur stora utsläppsminskningar som kan göras i jordbruket kommer det även att krävas anpassningar av konsumtionen för att utsläppen ska kunna minskas kraftigt.

När det gäller att minska jordbrukets klimatpåverkan är det viktigt att sträva efter en hög, jämn och resurseffektiv produktion. Det är dock ingen åtgärd i sig utan ett mål. För att uppnå målet kan det behövas flera olika förändringar som dessutom måste anpassas till förutsättningarna och förhållandena på den enskilda gården. Det kan t.ex. handla om naturgivna förutsättningar, produktionsinriktning, vilken förbättringspotential som finns på den enskilda gården och inom

¹³ Studien utgår från optimal nudrift. Förändringar kan utföras i växtföljden, förfrukter, foderstat, insatser (kväve, fosfor, kalium, foder). Inga större investeringar kan göras för att minska växthusgasutsläppen.

vilka områden förbättringarna kan göras. I denna rapport analyseras åtgärder framför allt utifrån hur utsläppen ändras per producerad enhet. Åtgärderna kan då innebära att produktionen är oförändrad men att utsläppen per hektar eller djur minskar. I dessa fall kan det vara relevant att uttrycka förändringen t.ex. per m³ stallgödsel eller per kWh värme som används i stallet om förändringen inte påverkar slutprodukten. Andra åtgärder går ut på att öka produktiviteten utan att utsläppen per hektar eller per djur ökar i motsvarande grad, t.ex. en ökad skörd med samma insatser.

3.3 Åtgärder inom växtodlingen

De växthusgasutsläpp som sker i växtodlingen utgörs av i) lustgas från mark, ii) koldioxid från mark och iii) utsläpp från traktorer och andra arbetsmaskiner som används i fältarbetet. Det finns många olika åtgärder och strategier för att minska utsläppen av växthusgaser från växtodlingen. Vissa av dessa åtgärder, som t.ex. reducerad jordbearbetning, kommer dessutom att påverka utsläppen på flera olika sätt.

Minskad lustgasavgång från mark

Lustgasavgången från mark påverkas av tillgången till lättomsättbart kväve och organiskt material, syrehalt och temperatur. Dessa faktorer påverkas i sin tur av typ av och tidpunkt för jordbearbetning, gödsling (spridningsteknik, spridningstidpunkt, typ av gödselmedel, gödselgiva), markpackning, nederbörd och dränering (Snyder et al., 2009). Ett allmänt råd för att minska risken för lustgasavgång från mark är att undvika förhållanden med mycket fritt kväve, dvs. nitrat och ammonium, i marken när den är blöt och det finns mycket färskt organiskt material i marken (Kasimir Klemetsson, 2009). De åtgärder som föreslås för att minska lustgasavgången kan delas in i två huvudkategorier: åtgärder för att effektivisera kväveanvändningen och åtgärder för att minska risken för syrebrist i marken.

Många av de aktiviteter som föreslås handlar om att *effektivisera kväveutnyttjandet och anpassa kvävegivan* till grödans behov. Tillgång till lättomsättbart kväve är en förutsättning för att lustgas ska bildas. Om grödan då kan plocka upp och tömma markprofilen på det mesta lättillgängliga kvävet innan vintersäsongen kan risken för lustgasavgång minskas. I åtgärderna ingår även att minska förlusterna av nitrat och ammoniak från jordbruksmarken eftersom dessa kväve-

föreningar kan omvandlas till lustgas i andra delar av ekosystemet. Nedan redovisas åtgärder för att effektivisera användningen av kväve:

- Fastställ den verkliga skördenivån för att kunna anpassa den totala kvävegivan efter faktisk skörd. Överskattas skörden kommer man att gödsla med mer kväve än vad som behövs för att täcka grödans behov.
- Analysera flytgödseln regelbundet med avseende på kväveinnehåll och anpassa den totala gödselgivan efter resultatet från gödselanalysen. Stallgödselns kväveinnehåll kan variera mycket mellan gårdar och mellan år. Innehållet påverkas bl.a. av utfodring, förluster i stall och lager, mängd vatten från nederbörd, spolvatten etc. som tillförts gödseln och om den blandats med annat organiskt material. Man kan hitta schablonvärden för kväveinnehåll i gödsel från olika djurslag, men dessa värden stämmer sällan överens med verkligheten. Schablonvärdet för svinflytgödsel anges t.ex. till 3,4 kg kväve per m³ gödsel i Jordbruksverkets rådgivningsprogram STANK in MIND. Sammanställningar som gjorts av olika gödselanalyser visar dock på mycket stor variation mellan olika prov, med allt mellan 1 till 6 kg kväve per m³ svinflytgödsel (Greppa, 2010).
- Sprid gödseln vid lämplig tidpunkt och när grödan behöver näringen. Undvik om möjligt att sprida gödsel när marken är vattenmättad eller vid risk för packningsskador då detta i kombination med en stor mängd kväve ökar risken för lustgasavgång.
- Sprid gödseln med lämplig teknik. Radmyllning av mineralgödsel kan ge lägre kväveförluster än att bredsprida den. Vid spridning av stallgödsel kan man minska ammoniakförlusterna genom snabb nedbrukning eller spridning med släpslang eller myllningsaggregat. Fältförsök tyder dock på att den direkta lustgasavgången i vissa fall kan vara något högre när flytgödseln sprids med myllningsaggregat än med släpslangspridare. Det förklaras med att syretillgången är sämre i gödsel som myllas än i gödsel som sprids på ytan, vilket gynnar lustgasavgången.

- Delad kvävegiva till ettåriga grödor. På så sätt kan man ta hänsyn till grödans utveckling när den andra kvävegivan ska läggas och anpassa givan efter grödans behov.
- Platsspecifik kvävegödsling (med N-sensor) vilket innebär att gödselgivan anpassas och varieras inom fält utifrån grödans behov istället för att samma medelgiva läggs över hela fältet. Detta kan ge skördeökning och bättre kvalitet på grödan utan att den totala kvävegivan ökar per hektar.
- Minska kväveläckaget t.ex. genom vinterbevuxen mark, odla fånggrödor, vårbearbetning eller sen höstbearbetning istället för tidig höstbearbetning. Delar av nitraten kan omvandlas till lustgas i andra delar av ekosystemet.

Flera av åtgärderna ovan, som t.ex. att analysera stallgödseln och sprida gödseln med lämplig teknik, kan även minska behovet av mineralgödsel. Det innebär även lägre utsläpp från produktionen av den mineralgödsel som används på gården.

Den andra kategorin av åtgärder handlar om att *minska risken för syrebrist*, t.ex. genom att säkerställa god dränering och minskad risk för markpackning, vilket minskar risken för lustgasavgång från denitrifikationsprocessen. Dessa åtgärder gynnar även grödan, vilket är fördelaktigt ur klimatsynpunkt eftersom en bra och frisk gröda som ger hög skörd kan plocka upp mycket kväve samt att växthusgasutsläppen från växtodlingen kan slås ut på en större kvantitet.

En *god dränering* minskar risken för markpackning, ger jämnare upptorkning på våren vilket möjliggör tidigare sådd och därmed ökat skördeutbyte, bättre kväveutnyttjande och skördeförhållanden samt minskat arbetsbehov vid jordbearbetning. Dräneringen kan förbättras t.ex. genom att öppna diken rensas, ny eller kompletterande täckdikning läggs samt rensning av stamledningar och brunnar i befintliga täckdikningssystem.

Andra åtgärder mot *markpackning* är att undvika körning i fält när marken är för blöt, köra med låg axelbelastning samt planera för och använda fasta eller delvis fasta körspår. Det är även viktigt att bygga upp markstrukturen t.ex. genom till-

försel av stallgödsel och att ha en bra växtföljd¹⁴ med grödor med stort och djupt rotsystem.

Ökad kolinlagring i mark

Marken innehåller ett stort förråd av kol i form av organiskt material. Den svenska åkermarken består huvudsakligen av mineraljordar som i genomsnitt innehåller 2,6 procent kol, men variationen är stor (Eriksson et al, 1997). Det finns även organogena jordar (mulljordar) som utgörs av torv- och gyttjejordar och som har ett mycket högre kolinnehåll. Växthusgasutsläppen per hektar organogen jord bedöms vara mycket högre än utsläppen per hektar mineraljord (se t.ex. Naturvårdsverket, 2009d), vilket gjort att de organogena jordarna fått stor uppmärksamhet i klimatdebatten. I praktiken kan det dock vara svårt att skilja mellan en mullrik mineraljord och en mulljord, då gränsen är diffus och då jordarten och mullhalten i ett fält kan variera stort.

Uppbyggnaden och nedbrytningen av *mineraljordarnas* kolförråd styrs av hur mycket kol som tillförs marken via t.ex. rötter, skörderester, stallgödsel och andra organiska gödselmedel, samt hur snabbt det organiska materialet bryts ner. Mängden tillfört kol och nedbrytningen påverkas av en rad faktorer som odlingshistorik, jordbearbetning, gröda, gödsling, typ av kolkälla och klimat. Åtgärder för att öka kolinlagringen i mark kan då delas in enligt:

- *Ökad tillförsel av kol.* Tillförsel av organiskt material kan vara ett sätt att öka kolförrådet, men det finns skillnader i sammansättningen av olika organiska material som påverkar hur stor andel av dess kolinnehåll som långsiktigt finns kvar i marken. Stallgödsel, torv och avloppsslam är exempel på kolkällor som innehåller relativt stabila kolföreningar, medan halm och grüngödslingsgrödor innehåller större andel lättomsättbart organiskt material som kan brytas ner snabbt. Gödsling kan i vissa fall ge en viss ökning av kolförrådet eftersom skörden och därmed mängden kol i rötter och skörderester som stannar kvar i marken ökar.

¹⁴ Växtföljden anger i vilken tidsordning grödor odlas på ett fält. Genom att växla mellan olika grödor kan man minska risken för växtsjukdomar och för att skadegörare uppföras. Dessutom kan en bra växtföljd bidra till en ökad skörd av vissa grödor tack vare grödors olika förfruktsvärde.

- *Minskad nedbrytning av organiskt material.* Vid jordbearbetning bryts jordaggregat i marken upp så att mer organiskt material blir tillgängligt för nedbrytning varvid koldioxid avgår. Reducerad jordbearbetning eller odling av fleråriga grödor (t.ex. vall) kan därför vara fördelaktigt ur koldioxidsynpunkt.

Balansen mellan tillförsel av kol och nedbrytning av organiskt material kommer att variera mellan olika platser och odlingsbetingelser. Nedbrytningen är långsammare i ett kallt och fuktigt klimat, och markens kolförråd kan därför vara större i ett sådant klimat än i ett varmare och torrare, även om odlingen är likartad. Effekterna av olika odlingsåtgärder kommer även att variera mellan olika jordar bl.a. beroende på markens aktuella kolinnehåll och odlingshistorik. På marker med lågt kolinnehåll kan tillförsel av kol via t.ex. halm eller stallgödsel bygga upp markens kolförråd, medan effekten kan utebli på jordar med högre mullhalt. En övergång från odling med stor andel flerårig vall och tillförsel av stallgödsel, som båda är positiva ur mullhaltssynpunkt, till mer ettåriga grödor kan minska mullhalten.

De *organogena jordarna* har andra egenskaper än mineraljordarna och generellt betydligt högre koldioxid- och lustgasutsläpp. Dessutom är det stora skillnader i egenskaper mellan olika mulljordar, t.ex. med avseende på pH och mullskiktets tjocklek, vilket påverkar växthusgasavgången per hektar. När man dikat ut organogena jordar för att få ny jordbruksmark kommer mer syre in i marken och stora mängder organiskt material kan då bryts ner varvid koldioxid och lustgas bildas. Efter dräneringen kommer markytan att sjunka, bl.a. till följd av nedbrytningen av organiskt material (även kallat mineralisering) och jordlagren trycks ihop. Mineraliseringen kan stå för 10-90 procent av sänkningen. Ytsänkningen är hög direkt efter dräneringen, men hastigheten påverkas också av odlingsintensitet och grundvattennivån.

Mineraliseringen påverkas av flera faktorer. Vid jordbearbetning på mineraljordar bryts jordaggregat upp så att mer organiskt material blir tillgängligt för nedbrytning. De organogena jordarna innehåller dock så mycket organiskt material att det inte är en begränsande faktor. Troligtvis har syre- och vattentillgången större betydelse. Om det är torrt i marken blir nedbrytning liten. Nedbrytningen gynnas även av hög temperatur. Några förslag på åtgärder för att minska växthusgasutsläppen från organogena jordar är att återigen lägga marken under vat-

ten eller plantera skog, men avgången kan ändå vara hög. Försök från Finland tyder på att koldioxidavgången från organogena jordar som fått växa igen passivt kan vara förhållandevis hög under lång tid (Maljanen *et al*, 2007). Ett annat alternativ är att fortsätta med öppen odling, men med målet att ha så hög skörd som möjligt givet de utsläpp som ändå sker. Marken bör då också vara bevuxen så stor del av året som möjligt.

Anpassat traktorarbete i fält

En stor del av gårdens utsläpp av fossil koldioxid kommer från traktorer och andra arbetsmaskiner som används i fält och för transporter. Det finns två huvudsakliga strategier för att minska dessa utsläpp, nämligen dels att minska den totala drivmedelsanvändningen och dels att ersätta fossila drivmedel med förnybara drivmedel. Den totala drivmedelsförbrukningen kan effektiviseras genom:

- *Underhåll och anpassning.* Här ingår service och underhåll av traktorer och utrustning, att undvika tomgångskörning och hög slirning samt att köra med rätt varvtal och med högt effektuttag. Rätt anpassat däcktryck minskar dieselförbrukningen något. Det är även viktigt att anpassa redskapen till storleken på traktorn.
- *Sparsam körning.* Det hålls allt fler utbildningar i sparsam körning med traktorer. I sparsam körning ingår bl.a. att välja bästa växel och motorbelastning för arbetsuppgiften, minimera tomgångskörningen och undvika onödigt arbete. Genom att tillämpa sparsam körning vid traktorarbeten kan man minska dieselförbrukningen med runt 20 procent (Fogelberg *et al.*, 2007). Besparingarna har varit betydligt högre vid enstaka utbildningstillfällen och dessutom har tidsåtgången minskat när körningen planerats bättre.
- *Effektiva transporter.* Bränsleåtgången vid vägtransporter kan minskas genom att andra alternativ än traktor väljs. Vägtransporter med lastbil är mindre energikrävande än transport med traktor. Ett annat alternativ kan vara att pumpa flytgödseln från gården till fältet eller till satellitbrunnar. Pumpning av flytgödsel, speciellt med eldrivna pumpar, är mer energieffektivt än transport med traktor.

Idag är diesel det dominerande drivmedlet i jordbruket. Traktorerna kan dock drivas helt eller delvis med *biodrivmedel*. Det mest realistiska alternativet idag

är låginblandning av biodrivmedel, t.ex. 5 procent rapsmetylester (RME), i dieseln. Det ger dock marginella utsläppsminskningar eftersom bara några procent av dieseln byts ut och odling, processning och distribution av biodrivmedlet kan ge betydande växthusgasutsläpp. Sett ur ett livscykelperspektiv skulle växthusgasutsläppen från en traktor som drivs med ren diesel bara sjunka från 3,25 kg CO₂-ekv per liter till 3,20 kg CO₂-ekv per liter vid låginblandning med 5 procent RME (tabell 3.1). Mer renodlade biodrivmedelsalternativ kräver större anpassningar, t.ex. tändförbättrare för att använda etanol i en dieselmotor eller trycktankar för biogas. Dagens lagstiftning om typgodkännande av traktorer omfattar dessutom endast flytande drivmedel, vilket hindrar användning av biogas till traktorer. Det kan även vara svårt att hitta lämpliga system för gårdsproducerad biogas som traktorbränsle eftersom gasproduktionen är relativt konstant under året medan traktorens bränslebehov varierar över året och långtidslagring av biogas innebär höga kostnader.

Samverkande åtgärder

Reducerad jordbearbetning, som bl.a. kan omfatta grund eller ingen plöjning, är ett exempel på en åtgärd som påverkar växthusgasutsläppen från växtodlingen på flera sätt. Det kan vara ett alternativ för att minska dieselförbrukningen och kostnaderna för jordbearbetning, men även för att förbättra markstrukturen och bevara mullhalten. Olika jordar och grödor lämpar sig dock olika väl för reducerad jordbearbetning, där lerjordar med god struktur och höstveten kan vara några bra exempel, medan andra system inte alls är lämpade. Mätningar i fält visar att dieselförbrukningen för jordbearbetningen kan minska med mellan 15-60 procent beroende på jordbearbetningssystem (Ericsson, 2004; Olesen *et al*, 2005), men det finns även exempel där dieselanvändningen ökar då det kan krävas mer arbetskrävande körningar för att få tillfredsställande förhållanden för sådd. Ändrad jordbearbetning kan även påverka lustgasavgången och kolhalten i marken. Jordbearbetning stimulerar den mikrobiella aktiviteten i marken och därmed omsättningen av organiskt material. Minskad jordbearbetning kan då leda till minskad nedbrytning av organiskt material och att mindre koldioxid avgår från marken. Effekten på lustgasavgången påverkas av jordens luftningskapacitet och av hur väl syre kan komma ner i jorden. På packningskänsliga eller dåligt dränerade jordar kan reducerad jordbearbetning öka risken för lustgasavgång eftersom syretillgången blir dålig. På jordar med hög luftningskapacitet

kan lustgasavgången istället minska vilket kan bero på lägre mineralisering av organiskt material.

En annan åtgärd som ger potentiella klimat- och produktionsfördelar är *rötning av skörderester och grödor* (biogas från stallgödsel diskuteras i avsnitt 3.4). I områden som domineras av spannmålsodling och där man inte har tillgång till stallgödsel kan ökad vallodling vara fördelaktigt. Vallodlingen i sig kan förbättra bördigheten och bygga upp mullhalten på dessa jordar, vilket är bra ur växtodlingssynpunkt, och gör att marken fungerar som en kolsänka. När vallgrödan rötats och rötresten återförts tillförs ännu mer organiskt material. Man har även diskuterat möjligheterna att röta skörderester, t.ex. sockerbetsblast. En fördel är att mindre kväve blir kvar i marken över vintern när skörderesterna bärgas i samband med skörd, vilket minskar risken för kväveförluster. Rötningen ger även biogas som kan användas för energiändamål.

3.4 Åtgärder inom djurhållningen

Det finns flera olika sätt att arbeta inom djurhållningen för att minska dess klimatpåverkan. Här grupperas åtgärderna utifrån utsläppskällor, d.v.s. utsläpp från djuren, stallgödseln och energianvändningen. Flera åtgärder överlappar varandra och griper över flera utsläppskällor. Generellt är det viktigt att arbeta med management och att uppnå en god produktivitet för att utnyttja insatta resurser väl och få ett högt utbyte av produkter. Specifika frågeställningar kring inköpt foder tas upp i avsnitt 3.5.

Minskade utsläpp från djurhållning

De åtgärder som samlats under denna rubrik handlar dels om att förbättra foderutnyttjandet, djurhälsan, fruktsamheten etc. med målet att minska utsläppen per producerad enhet och dels om att minska metanutsläppen från idisslarnas foder-smältning för att minska utsläppen per djur.

Växthusgasutsläpp som sker vid odling, processning och transport av *foder* har stor betydelse för animalieproduktionens klimatpåverkan. Tidigare genomförda livscykelanalyser tyder på att inköpt och egenproducerat fodret står för ca 60-80 procent av växthusgasutsläppen fram till och med gårdsgrind för gris- och kycklingkött. Motsvarande siffror för nötkött och mjölk är lägre, ca 35-45 procent,

vilket beror på att metanproduktionen från idisslarnas fodersmältning ger stort genomslag (Cederberg, 2009).

Utsläppen per kg foder varierar mycket mellan olika fodermedel. För att minimera den negativa klimatpåverkan räcker det dock inte med att se på växthusgasutsläppen från produktionen av enskilda fodermedel. Det avgörande är fodereffektiviteten samt foderstatens sammansättning och hur den dels påverkar tillväxten och mjölkavkastningen och dels utsläppen per kg slutprodukt. Tidigare livscykelanalyser av grisproduktion med olika foderstater tyder på att en hög kväveeffektivitet i växtodlingen och djurhållningen samt hög andel lokalproducerat proteinfoder är fördelaktigt ur klimatsynpunkt då det minskar växthusgasutsläppen per kg kött (Sonesson et al, 2009). De viktigaste potentiella fördelarna med att producera mer proteinfoder själv eller i samverkan med en närliggande växtodlingsgård är att växtföljden kan förbättras genom att en ny gröda tas in och att stallgödseln kan utnyttjas bättre om den även sprids på växtodlingsgården. Mer närproducerat foder kan även minska transporterna. En hög kväveeffektivitet innebär dels att ta till vara på kvävet i stallgödseln och minimera kväveförlusterna och dels att sträva efter ett lågt kväveinnehåll i fodret vilket minskar mängden kväve i stallgödseln och därmed risken för kväveförluster i senare led. Kvävet kommer från proteinet i fodret. Genom att anpassa foderstatens sammansättning efter djurens behov av olika essentiella aminosyror kan den totala mängden protein hållas nere. Detta kan t.ex. göras genom att syntetiska aminosyror tillsätts i foder till gris och kyckling.

Andra åtgärder för att effektivisera foderutnyttjandet handlar om att minska foderspillat vid lagring och i stall. Det är även viktigt att minska överutfodringen, d.v.s. inte ge djuren mer foder än de beräknas behöva, genom uppföljning av foderförbrukningen relativt produktionen av mjölk eller kött samt att analysera fodret så man vet vad det innehåller.

Åtgärder för att *förbättra djurhälsan*, fruktsamheten samt öka tillväxten, mjölkavkastningen eller antalet överlevande avkommor per moderdjur kan också minska växthusgasutsläpp per kg produkt. Det finns olika djuromsorgsprogram som lantbrukarna kan ansluta sig till inom flera branscher och program för att bekämpa sjukdomar som t.ex. salmonella. När det gäller mjölkproduktion diskuteras ibland sänkt inkalvningsålder som en klimatåtgärd. Sänkt inkalvningsålder

medför lägre foderåtgång, minskad gödselproduktion och minskad metanproduktion från vommen fram till och med att kvigan kalvar in och innebär därmed troligtvis lägre klimatpåverkan. En förutsättning är dock att kvigan växer tillräckligt snabbt för att uppnå rätt vikt. Om kvigan går på naturbete, vilket är bra ur klimatsynpunkt, kommer hon inte växa tillräckligt för att kunna kalva in redan vid 24 månaders ålder.

För att minska *metanproduktionen från idisslare* har olika typer av fodertillsatser eller andra förändringar av foderstatens sammansättning diskuterats. Det handlar t.ex. om preparat som hämmar de metanbildande mikroorganismerna i vommen eller om högre andel fett eller mindre andel grovfoder i foderstaten. Vissa av dessa alternativ, exempelvis vissa hormoner och antibiotika, är inte tillåtna i svensk mjölk- eller nötköttsproduktion. Det är också oklart om de verkligen ger någon minskning av metanproduktionen eller är praktiskt genomförbara. Mindre andel grovfoder skulle kunna minska metanproduktionen eftersom svårnedbrytbart foder har längre uppehållstid i vommen och därmed hinner mer av fodret processas av de metanbildande mikroorganismerna. I nya metanmätningar på svenska mjölkkor kunde man dock inte se någon skillnad i metanproduktion per ko med olika andelar grovfoder i foderstaten (Danielsson, 2009). Det kan ha berott på att grovfodret var av hög kvalitet.

Minskade förluster från stall och stallgödsellager

Här ingår dels att minska de direkta utsläppen av lustgas och metan och dels minska ammoniakförlusterna i stallet och vid lagring av stallgödsel som kan leda till indirekta lustgasemissioner.

Några exempel på åtgärder för att minska förluster i stall och vid lagring av stallgödsel är:

- *Sänka temperaturen, minska lufterörelsen över gödsel i stallet och lagret samt minska gödsels yta mot luften vilket minskar risken för att ammoniakavgång.*
- *Täcka flytgödsel- och urinbrunnar för att minska ammoniakavgången.* Täckning kan t.ex. ske med tak, duk, torv eller halm.

- *Surgöra flytgödseln genom tillsats av syra.* Sänkt pH-värde minskar risken för ammoniakförluster och därmed de indirekta lustgasemissionerna. Dessutom är de metanbildande mikroorganismerna känsliga för lågt pH och metanproduktionen kan därmed minska kraftigt.
- *Minskad överutfodring med protein* vilket minskar stallgödselns kväveinnehåll och därmed risken för kväveförluster i form av ammoniak och lustgas. Det kan uppnås genom foderanalys så man kan anpassa foderstaten efter djurens behov, anpassning av aminosyrasammansättningen utifrån djurens behov och fasutfodring (till grisar).

En åtgärd som fått stor uppmärksamhet på senare tid är att *röta stallgödseln*. Rötning av stallgödsel ger flera potentiella klimatnyttor då metanemissionerna från stallgödsellagret kan reduceras, kväveutnyttjandet effektiviseras och biogasen kan ersätta fossila bränslen. Försök från Danmark tyder på att metanförlusterna från nöt- och svinflytgödsel reducerats med 30-50 procent när den rötas (Sommer et al, 2001). Svenska mätningar tyder dock på att metanemissionerna från flytgödsellager i vårt klimat kan vara lägre än vad man tidigare räknat med och att denna vinst då kunnat överskattas. Den rötade gödseln kan även vara ett bättre kvävegödselmedel än orötad gödsel eftersom den innehåller en högre andel direkt växttillgängligt kväve i form av ammonium och är mer lättflytande och därmed kan tränga ner lättare i marken. Om detta mervärde utnyttjas väl i växtodlingen kan det även minska behovet av kvävegödselmedel. Det gäller dock att minimera riskerna för växthusgasutsläpp från biogasproduktionen och t.ex. verkligen samla upp den biogas som produceras för att undvika utsläpp av metan. Risken för ammoniakförluster, vilket kan ge indirekta lustgasemissioner, kan vara högre eftersom den rötade gödseln innehåller mer ammoniumkväve, har högre pH-värde och ett sämre svämtäcke.

Effektiviserad energianvändning inomgårds

En gårds energianvändning påverkas av en rad faktorer så som driftsinriktning, systemlösningar och naturgivna förutsättningar. Därmed kommer även den totala energianvändningen och förutsättningarna för energieffektivisering att variera mycket. Energieffektivisering handlar dels om att minska den totala användningen av energi och dels om att ersätta fossil energi med förnybar energi. Det är vidare viktigt att välja rätt kvalitet på energikälla, d.v.s. inte högre kvalitet än nödvändigt, till rätt ändamål. Det kan t.ex. handla om att utnyttja spillvärme från

stallgödsel eller mjölk tank för uppvärmning istället för direktverkande el eller olja. Spillvärmen kan inte nyttjas till just mer än uppvärmning, medan högvärdig el och olja har många användningsområden.

Byte till förnybar energi kan ha stor betydelse för att minska växthusgasutsläppen i de fall uppvärmning av t.ex. kyckling- och smågrisstallar sker med olja eller direktverkande el. Växthusgasutsläppen från uppvärmning med biobränslen är mycket lägre än från oljeuppvärmning (se tabell 3.1), även när man tar hänsyn till utsläpp från produktion och eventuell odling av bränslet och skillnader i verkningsgrad mellan olika uppvärmningssystem.

En viktig del i energieffektiviseringen är att *arbeta med den befintliga driften*. Det handlar om service och underhåll, rätt inställd styr- och reglerutrustning och att stänga av utrustning som går i onödan.

Det är även viktigt att *välja rätt vid nyinvesteringar*, dimensionera utrustningen efter det verkliga behovet och prioritera energieffektiva lösningar. Ett sätt att identifiera bra lösningar är att beräkna och jämföra livscykelkostnaderna för olika alternativ. Då tar man hänsyn både till investeringskostnaden och driftskostnaden, inklusive kostnader för energi och underhåll under produktens beräknade livslängd.

En *energikartläggning* på gården ökar kunskapen om var energin används och om möjliga förbättringspotentialer. En sådan kartläggning bör omfatta genomgång av gårdens nuvarande energianvändning, hur den fördelas mellan olika delprocesser, beräkning av nyckeltal och förslag på åtgärder som effektiviserar energianvändningen.

3.5 Åtgärder avseende inköpta insatsvaror

Det finns två huvudsakliga strategier för att minska växthusgasutsläppen som beror på gårdens användning av inköpta insatsvaror, nämligen att i) välja insatsvaror som ger låga växthusgasutsläpp i hela produktkedjan från produktion till slutanvändning och ii) utnyttja insatsvarorna effektivt så att produktutbytet blir högt per enhet insatt insatsvara.

Det är dock inte helt enkelt att värdera effekterna av att byta eller minska användningen av insatsvaror och det finns olika synsätt på hur en sådan värdering ska göras. Ett byte till miljö- eller klimatomärkt el, foder eller kvävegödselmedel behöver inte påverka de totala utsläppen från produktionen av dessa insatsvaror. Sådan märkning kan bygga på att den miljömässigt bästa produktionen certifierats och marknadsförs separat. Den resterande produktionen behöver inte nödvändigtvis påverkas om utbudet av miljömärkta produkter är större än efterfrågan. I så fall kommer den genomsnittliga produktionens miljöpåverkan inte att förändras nämnvärt.

En ökad eller minskad efterfrågan på insatsvaror kommer, i varje fall på sikt, att påverka produktionen. Effekten på växthusgasutsläppen beror då på vilken produktion som tillkommer/försvinner när den totala efterfrågan ökar/minskar. För att avgöra detta behöver man ta hänsyn till produktionskostnader, tidshorisont eller produktionsområde. Man kan även behöva ta hänsyn till hur olika styrmedel kommer att påverka produktionssystemet. I en scenariostudie från Elforsk har man analyserat hur den framtida elproduktionen skulle förändras om elanvändningen i Sverige ökade med 5 TWh givet olika ekonomiska och administrativa styrmedel (Sköldborg & Unger, 2008). I de flesta scenarion skulle växthusgasutsläppen för den nya elproduktionen vara ca 600-700 g CO₂-ekv. per kWh el, men beroende på vilka styrmedel som tillämpas varierar utsläppen mellan 0 och 800 g CO₂-ekv. per kWh el (ibid.).

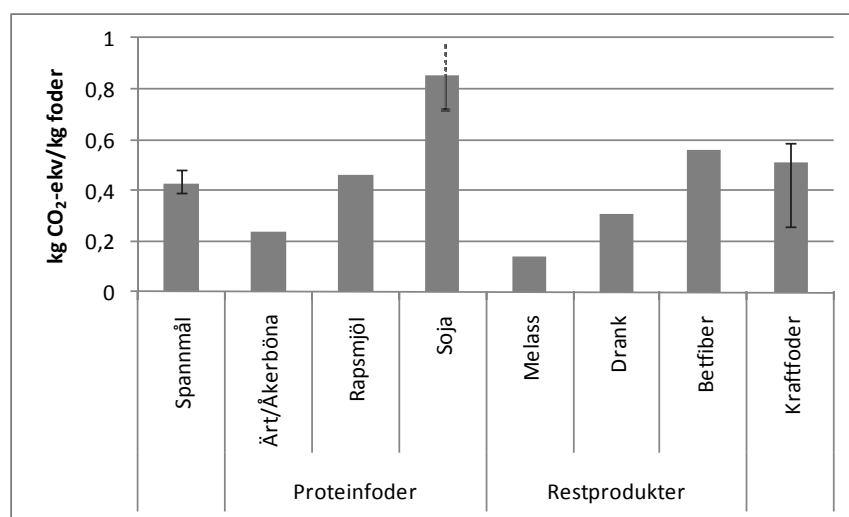
Fodermedel

Djurgårdarna köper i varierande grad in olika typer av fodermedel, beroende på tillgången till jordbruksmark i förhållande djurhållningen och förutsättningarna för att odla olika grödor. Generellt är mjölk- och nötköttproducenterna självförsörjande på grovfoder och köper in kraft- och proteinfoder i varierande utsträckning. I norra Sverige är det vanligt att mjölkproducenterna köper in en stor andel av kraftfodret eftersom klimatet är mer gynnsamt för vallodling än för odling av t.ex. spannmål. Soja, som är ett bra proteinfoder, odlas inte i Sverige och därför importeras allt sojamjöl.

Växthusgasutsläppen från odling, processning och transport varierar mycket mellan olika fodermedel (se figur 3.2). Generellt uppstår de största utsläppen i växtodlingen, framför allt som lustgas från kvävet omsättning i marken men

även koldioxid från dieselanvändningen. I konventionell växtodling kan produktionen av mineralgödselkväve bidra med betydande klimatpåverkan. Kvävet har stor betydelse för fodrets klimatpåverkan, och det är därför fördelaktigt med ett bra kväveutnyttjande eller att odla grödor som kan fixera kväve ur luften (t.ex. klöver, ärt och åkerböna).

Figur 3.2: Exempel på totala växthusgasutsläpp för olika konventionella fodermedel fram till och med foderfabrik



Källor: Flysjö et al (2008) och Berglund et al (2009a).

Not: För vissa kategorier, som spannmål och kraftfoder, finns det värden för flera olika sorter/recept eller odlingsområden vilket då indikeras med en felstapel. Växthusgasutsläpp p.g.a. avskogning ingår inte i beräkningarna.

Proteinfodret, och då oftast soja från Brasilien, beskrivs ofta som ett foder med relativt stor klimatpåverkan. Växthusgasutsläppen från sojaproduktion utgörs främst av koldioxid från marken, transporter men framför allt från eventuell avskogning för att få ny mark till odlingen. Det är dock mycket svårt att kvantifiera och verifiera hur stora utsläppen från avskogningen är per hektar, och för att kunna bedöma utsläppen per kg foder behöver man även ta hänsyn till vad marken kommer att användas till under åren efter avskogningen, och därmed hur de totala växthusgasutsläppen av avskogningen ska fördelas mellan efterkommande grödor (Flysjö et al, 2008). Det pågår arbete för att ta fram kriterier och märkningssystem för hållbara sojaprodukter (Cederberg, 2009). Genom att

välja miljöcertifierad soja, när den kommer ut på marknaden, kan den negativa miljöpåverkan av sojaproduktionen minskas. Det förutsätter dock att det verkligen sker en förändring i den totala sojaproduktionen och att det inte enbart innebär en omfördelning av utsläppen. En fördel med soja är att den har en bra sammansättning av aminosyror. Om man använder andra proteinkällor, som t.ex. rapsmjöl eller baljväxter, vid grisproduktion kan man behöva komplettera med syntetiska aminosyror för att täcka behovet av essentiella aminosyror utan att öka den totala mängden proteinfoder.

Ur klimatsynpunkt finns det fördelar med att använda rest- och biprodukter från t.ex. sockerindustrin (melass, betfiber, betfor och HP-massa), mejerier (vassle) och etanolproduktion (drank) som fodermedel. Om en tillverkningsprocess ger flera produkter kan miljöpåverkan fördelas mellan produkterna. I LCA-sammanhang allokeras utsläppen ofta utifrån produkternas ekonomiska värde och en stor del av miljöpåverkan läggs då på huvudprodukten, t.ex. socker eller etanol. Genom att använda rest- och biprodukt kan produkter med lågt värde omvandlas till kött eller mjölk. Mängden restprodukter är dock begränsad och mycket av livsmedelsindustrins restprodukter används redan idag som foder.

Det finns potential att minska växthusgasutsläpp som sker till följd av produktion av inköpta fodermedel genom att byta till fodermedel med lägre klimatpåverkan. Idag finns det klimatdeklarerade fodermedel på marknaden där det anges hur stora utsläppen är per kg foder sett ur ett livscykelperspektiv. När man ska sätta ihop en foderstat som ger låga utsläpp per kg kött eller mjölk räcker det dock inte med att se på utsläppen för de enskilda fodermedlen utan man behöver även ta hänsyn till den totala fodereffektiviteten samt tillväxten eller mjölkavkastningen (se även avsnitt 3.4).

Sammanfattningsvis redovisas några åtgärder för att minska de växthusgasutsläpp som sker vid produktion av inköpta fodermedel:

- Byt, om möjligt, till fodermedel med lägre klimatpåverkan eller minska inköpen av fodermedel med särskilt hög klimatpåverkan.
- Utnyttja restprodukter från livsmedelsindustrin.
- Välj klimatdeklarerade fodermedel.

- Minska mängden soja i foderstaten, om det kan göras utan att klimatvinsten går förlorad till följd av minskad produktion eller sämre foderutnyttjande.

Gödselmedel

De mesta växthusgasutsläppen från produktion av mineralgödsel sker vid framställning av kväve (se avsnitt 2.2). I det första steget vid denna framställning omvandlas kvävgas från luften och vätgas till ammoniak. Denna process ger stora koldioxidutsläpp eftersom den är energikrävande och man idag använder fossila bränslen. Dessa koldioxidutsläpp uppgår idag till drygt 2,5 kg per kg kväve (gäller Västeuropa) (Davis & Haglund, 1999; Jenssen & Kongshaug, 2003). Ammoniaken kan sedan omvandlas till salpetersyra. I den processen bildas även lustgas som kan bidra till betydande klimatpåverkan om ingen rening sker i fabriken. Gödselindustrin har nu börjat införa lustgasrening som kan minska dessa lustgasutsläpp med 70-90 procent (Yara, 2008). De genomsnittliga lustgasutsläppen uppskattas idag till ca 4,2 kg CO₂-ekv. per kg kväve vid produktion av ammoniumnitrat (det vanligaste kvävegödselmedlet) i Västeuropa (Davis & Haglund, 1999; Jenssen & Kongshaug, 2003). Växthusgasutsläpp vid produktion av kvävegödselmedel minskar dock kraftigt i takt med att gödselindustrin installerar katalysatorer för att rena bort lustgasen och även arbetar med att effektivisera energianvändningen.

Än så länge finns det få analyser av växthusgasutsläpp från produktion av gödselmedel som är godkända för ekologisk produktion. Sådana gödselmedel utgörs dock ofta av restprodukter som därmed har relativt låga växthusgasutsläpp sett ur ett livscykelperspektiv. Utbudet av ekologiskt godkända gödselmedel är begränsat och man arbetar mer med väl utnyttjande av stallgödsel, kvävefixerande grödor och växtföljdseffekter.

Energi

Växthusgasutsläppen varierar mycket mellan olika energislag (se exempel i tabell 3.1). Effekterna av att byta till ett annat energislag eller genomföra åtgärder för att minska energianvändningen kommer därmed att påverkas av vilka energislag som omfattas av åtgärden. Fossilbränslebaserad el (kol, olja, naturgas) ger t.ex. upphov till runt hundra gånger högre växthusgasutsläpp än el från vind-, vatten- eller kärnkraft. Byte till ett elavtal med enbart förnybar el kan därmed

kraftigt minska utsläppen kopplade till gårdens elanvändning, men å andra sidan står elanvändningen generellt för en mycket liten del av gårdens totala klimatpåverkan. Hänsyn behöver även tas till om ett sådant avtalsbyte verkligen bidrar till att mer el med låga utsläpp börjar produceras.

Tabell 3.1: Växthusgasutsläpp vid produktion och slutanvändning av olika energislag

Energislag	Växthusgasutsläpp (g CO ₂ -ekv/kWh)		
	Produk-tion	Slutan-vändning	Totalt
<i>Fordonsbränslen</i>			
Diesel, lastbil	40	260	300
Diesel, traktor	40	290	330
Bensin	65	265	330
RME	190	n.a.	>190
<i>Bränslen för värmeproduktion</i>			
Eldningsolja	36	270	310
Flis, ved	4	25	29
Halm	7	25	32
Spannmål	120	25	145
<i>Elektricitet</i>			
Vind, vatten, kärnkraft			4-7
Biobränsle, kraftvärme			16
Naturgas			500
Kol, kolkondens			1 060
Svensk medelel			39
Nordisk medelel			110
Europeisk medelel			470

Källor: Berglund et al (2009a); ELCD (2008); EUCAR et al., (2007); Flodström et al (2004) och Naturvårdsverket (2007b)

3.6 Åtgärder för ökad produktivitet

De växthusgasutsläpp som sker på gården bör alltid relateras till mängden produkter som lämnar gården för att det ska gå att bedöma om en åtgärd verkligen gett önskad effekt. Flera studier förordar en resurseffektiv produktion som ett sätt att minska klimatpåverkan per producerad enhet (se t.ex. Olesen *et al.*, 2006; Smith *et al.*, 2007a; Snyder *et al.*, 2009). Aktiviteter som kan ses över, och som diskuterats i tidigare avsnitt, är kväve-, energi- och foderanvändning i förhållande till bl.a. skördenivå, värmebehov respektive avkastning per djur. Här kan även ingå att arbeta för att hålla nere kassation och spill av grödor och animalieprodukter, hålla en låg dödlighet och ha friska djur och grödor.

Det finns även möjlighet för jordbruket att leverera bioenergi eller industriråvaror som kan ersätta andra produkter med större klimatpåverkan. Det ingår dock inte i denna rapport att bedöma hur stor denna potential är och vilka effekter det skulle få på samhällets totala växthusgasutsläpp.

3.7 Summering

Som framgått finns det en rad åtgärder för att minska jordbrukets klimatpåverkan. Åtgärderna har olika karaktär och påverkar växthusgasutsläppen på olika sätt och i varierande grad. Många åtgärder handlar om ett kontinuerligt arbete med att effektivisera kväve-, foder- och energianvändningen och att öka produktiviteten i växtodlingen och djurhållningen. Den typen av åtgärder är viktiga på alla gårdar och potentialen för att minska växthusgasutsläppen påverkas av den enskilda gårdens utgångsläge och aktuella förutsättningar.

Vissa åtgärder är möjliga att genomföra i samband med större investeringar, som att t.ex. välja det mer energieffektiva alternativet vid en nyinvestering. Andra åtgärder handlar mer om unika beslut vid investeringstillfället och är bara praktiskt och ekonomiskt realiserbara under speciella förhållanden. Exempel på det senare är t.ex. byggnation för gårdsbaserad biogasproduktion som kan bidra till kraftigt minskade växthusgasutsläpp.

Ofta behövs en genomgång av hela jordbruksföretaget för att hitta effektiva åtgärder som spänner över flera verksamhetsgrenar. Annars finns risk att utsläppen minskar i en verksamhetsgren på bekostnad av kraftigt ökade utsläpp inom en annan.

4

Förväntade effekter av åtgärder

I detta kapitel beskrivs de ekonomiska konsekvenserna för gården av att utföra en viss åtgärd. Eftersom beräkningarna utgår från dagens situation och de produktionsförutsättningar som råder tar beräkningarna hänsyn till de styrmedel i form av skatter och subventioner som finns idag. Samtliga åtgärder som redovisats i kapitel 3 analyseras dock inte. De åtgärder som analyseras bedöms ha potential att minska växthusgasutsläppen från jordbruket och vara möjliga att kvantifiera (någorlunda väl) ur ekonomisk och växthusgassynpunkt. Vissa åtgärder ger större effekt på växthusgasutsläppen än andra.

4.1 Förutsättningar för analysen

För att kunna bedöma om en åtgärd är relevant att vidta eller bäst lämpad måste en grundlig kostnadsanalys utföras på respektive gård. De ekonomiska analyserna i detta kapitel ska *inte* uppfattas som generella för jordbruket. På grund av stora variationer i förutsättningar och driftsinriktning kommer resultatet alltid att variera kraftigt för olika gårdar. Utfallet av en åtgärd kan också variera stort beroende på om en gård har goda respektive mindre goda förutsättningar för en speciell åtgärd. *Beräkningarna exemplifierar* istället det ekonomiska utfallet av en viss åtgärd och visar kostnaderna för att utföra den på gårdsnivå under vissa förutsättningar. Även om resultaten av beräkningarna inte mekaniskt kan överföras till situationer där kalkylförutsättningar inte är uppfyllda ger analysen en insikt i och stimulerar till diskussion om åtgärdernas ekonomiska och klimatologiska effekter: vilka kostnads- och intäktsposter som påverkas samt vilka storleksordningar det rör sig om etc. Avslutningsvis i detta kapitel diskuteras också översiktligt i vilka situationer och under vilka omständigheter respektive åtgärd kan vara lämplig.

Åtgärder som *försämrar* gårdens ekonomiska utfall behöver rangordnas efter kostnadseffektivitet för att kostnaden för en utsläppsminskning ska kunna minimeras. Detta görs, i den mån det är möjligt, genom att kostnaden relateras till den utsläppsminskning som sker till följd av åtgärden i enheten *kr/kg minskade CO₂-ekv*. Kvoten bör ligga så nära noll som möjligt eftersom ju närmare noll, desto lägre kostnad per kg utsläppsreduktion. Om en åtgärd *förbättrar* gårdens ekonomiska resultat behövs ingen rangordning eftersom det inte finns något

som hindrar gården från att genomföra alla åtgärder som både förbättrar det ekonomiska resultatet och minskar utsläppen. Vi kommer emellertid att redovisa kvoten mellan förbättringen av det ekonomiska resultatet och utsläppsreduktionen även för sådana åtgärder. Det bör dock noteras att kvoterna i dessa fall inte kan användas för att säga något om önskvärdheten av sådana åtgärder. Alla är önskvärda.

Analyserna tar inte hänsyn till förändringar i kringsystemet av att en viss åtgärd genomförs. De tar inte heller hänsyn till prisförändringar som sker då en viss produkt får en högre efterfrågan. Ett exempel kan vara en ökad efterfrågan på närodlat proteinfoder som påverkar priserna på proteinfoder och spannmål. De åtgärder som analyseras avser inte heller stora förändringar i systemet såsom en omläggning från konventionell produktion till ekologisk produktion.

I exemplen i detta kapitel har alla effekter av en åtgärd (kostnader, alternativa intäkter samt utsläppsförändringar) allokerats och tillskrivits jordbrukets klimatpåverkan. Det finns dock åtgärder som genomförs för att uppfylla flera olika mål. Vid exempelvis insådd av fånggrödor, som primärt syftar till att minska växtnäringsförlusterna från åkermarken, är minskade växthusgasutsläpp en bieffekt. Ett annat exempel är surgörning av gödsel som förutom att minska utsläppen av växthusgaser från stallgödseln också minskar luktproblemen. En fråga man kan ställa sig är hur kostnaderna egentligen ska fördelas mellan de olika målen. Detta utreds dock inte i denna rapport.

4.2 Växtodlingen

Effekt av bättre utnyttjande av kväve i stallgödsel

Att utnyttja stallgödselns kväveinnehåll kan minska kostnaderna i produktionen eftersom det kan minska behovet av att tillföra mineralgödsel. När kvävet utnyttjas effektivt och om förlusterna av reaktivt kväve minskar kan även risken för lustgasavgång till atmosfären minska.

Faktorer som påverkar utnyttjandet av kväve är tid för nedbrukning, nederbörd i samband med spridning, lufttemperatur samt spridningsteknik. När man planerar gödslingen är det viktigt att utgå från realistiskt förväntad skörd och stallgödselns verkliga kväveinnehåll för att kunna anpassa kvävegivan efter grödans

verkliga behov. I exemplet nedan jämförs två alternativ med dåligt respektive bra utnyttjande av kvävet i svinflytgödsel, se tabell 4.1.

Tabell 4.1: Förutsättningar för kalkylen av stallgödselns utnyttjande

	Bra utnyttjande	Dåligt utnyttjande
Växtföljd	korn, korn, rågvete, havre	korn, korn, rågvete, havre
Förväntad skörd (ton per hektar)	5/ 5/ 6/ 4,5	6/ 6/ 7/ 5
Kvävegiva (kg N per hektar)	173, 173, 221, 163	210, 210, 261, 205
Antaget N-innehåll i stallgödseln	2,4 kg NH ₄ -N	2,0 kg NH ₄ -N
Verkligt N-innehåll	2,4 kg NH ₄ -N	2,4 kg NH ₄ -N

Vid dåligt utnyttjande av kvävet i stallgödseln har den beräknade skörden överskattats och stallgödselns innehåll av kväve underskattats, vilket lett till att man tillfört för mycket mineralgödsel. Vid bra utnyttjande av kvävet i stallgödseln har skörden beräknats som tidigare års medelavkastning och stallgödselns innehåll av kväve har analyserats.

Lustgasemissionerna från mark har, i brist på bättre alternativ, beräknats med klimatpanelens riktlinjer (Tier 1, IPCC 2006). Där utgår man från att 1 procent av allt kväve som tillförs marken via stallgödsel, mineralgödsel och skörderester avgår som lustgas. Lustgasavgången från ammoniakförluster och nitrutförluster beräknas till 1 respektive 0,75 procent. Detta är dock ett grovt sätt att beräkna lustgasavgången från mark och inte anpassat för att jämföra olika gödslingsstrategier. Förändringen av utsläpp av växthusgaser presenteras i tabell 4.2, se även bilaga 1.

Tabell 4.2: Utsläpp vid ett bra respektive dåligt kväveutnyttjande¹⁵

	Bra utnyttjande (kg CO₂- ekv/ha)	Dåligt utnyttjan- de (kg CO₂-ekv/ha)
Lustgas från kväve som tillförts marken	889	1 079
Lustgas från ammoniakförluster	15	24
Lustgas från utlakat kväve	106	179
Utsläpp vid produktion av mineralgöd- sel ¹⁶	400	578
Summa	1 409	1 860

Skillnaden i resultat mellan ett bra och ett dåligt kväveutnyttjande redovisas i tabell 4.3.

Tabell 4.3: Kalkyl över förändringar per hektar vid olika kväveutnyttjande

	Bra utnyttjande (SEK/ha)	Dåligt utnyttjande (SEK/ha)
Tillfört N från stallgödsel	-279	-331
Spridning av stallgödsel	-400	-475
Tillfört N från mineralgödsel	-426	-617
Spridning mineralgödsel	-218	-315
NH ₄ -förluster	-17	-29
Utlakning	-189	-320
Totalt resultat	-1 530	-2 087

¹⁵ 1 kg lustgas = 310 kg CO₂-ekv

¹⁶ Ett bättre utnyttjande av stallgödsel kan minska behovet av mineralgödsel och därmed i ett längre tidsperspektiv minska utsläppen från produktion av mineralgödsel.

Ammoniumkvävet i stallgödseln värderas till 80 procent av marknadsvärdet på mineralgödselkvävet. Nitratkvävet är beräknat som ett medelvärde av priset på ammoniumkväve och mineralgödselkväve. Marknadspriset på mineralgödsel är uppskattat till 1,97 SEK per kg gödselmedel vilket ger en kostnad på 7,26 SEK per kg mineralgödselkväve. Spridningskostnaden per ton stallgödsel och per kg mineralgödselkväve är beräknat till 20 SEK/ton stallgödsel respektive 4 SEK/kg mineralgödselkväve.

Detta exempel visar att om kväveutnyttjandet ökar eller blir bättre har det inte bara en god effekt på klimatet utan också på ekonomin. Lantbrukaren sparar ca 560 SEK per hektar och utsläppen uppskattas minska med ca 450 kg CO₂-ekv. per hektar när hänsyn även tas till de utsläpp som sker vid produktion av mineralgödsel. Detta ger en intäkt på ca 1,20 SEK per kg CO₂-ekv. Om man inte räknar med utsläppen vid produktion av mineralgödsel minskar utsläppsreduktionen till 270 kg CO₂-ekv. per hektar och intäkten per kg CO₂-ekv. blir istället 2,00 SEK. Observera dock att den större kvoten inte innebär att effekten av åtgärden kan betraktas som större om vi bortser ifrån utsläpp vid produktionen.

Effekt av platsspecifik kvävegödsling

Platsspecifik kvävegödsling innebär att kvävegivan anpassas mellan och inom fält. Detta kan generera en högre skörd med samma insatser av kväve. Ett stort europeiskt försök visar att 25 procent av fältet har behov av medelgivan (Frostgård, 2009). Resterande, 75 procent av fältet kan vara i behov av antingen en högre eller lägre kvävegiva.

Resultat från 182 internationella försök visar på en skördeökning på 2,4 procent vilket motsvarade en skördeökning på 187 kg per hektar (Yara, 2009a). Förutom intäkten från en skördeökning kan också positiva effekter uppnås tack vare mindre liggsäd, en jämnare kvalitet på spannmålen, ökad tröskkapacitet och annan information om fältet (Larsolle & Hansson, 2008; Agroväst, 2009; Yara, 2009a).

Kalkylen baseras på en avkastning på 6 500 kg per hektar. Skördeökningen är beräknad till 2,4 procent. I dagsläget finns det två typer av N-sensorer som används vid platsspecifik kvävegödsling, dels en som kräver dagsljus och dels en som kan användas utan tillgång på dagsljus. I tabell 4.4 presenteras de totala kostnaderna för de olika sensorerna.

Tabell 4.4: Totala kostnader för investering i N-sensor som kräver dagsljus (sensor A) respektive inte kräver dagsljus (sensor B)

	Sensor A	Sensor B
N-Sensor och Kalksalpetermätare	171 500	293 500
Support och uppdatering (engångskostnad)	29 000	29 000
Totala kostnader	200 500	347 500

Källa: Nissen (2009)

Maskinstationstaxa för hyra av N-sensor kan ligga runt 120 till 160 SEK per hektar och då ingår gödnings-spridare, N-sensor, traktor, förare och diesel (Wolrath, 2009; Karlsson, 2009). Kostnaden för endast N-sensorn kan uppskattas till ca 70 SEK per hektar. Denna kostnad ska jämföras med den årliga kostnaden för investeringen. Avskrivningstid i kalkylen är satt till 5 år och räntan till 6 procent. Resultatförändringen per hektar presenteras i tabell 4.5 för tre olika arealunderlag.

Tabell 4.5: Resultatförändring i SEK per hektar vid investering i N-sensor samt inhyrning av maskinstation (enbart med hänsyn till skördeökning),

	Sensor A	Sensor B	Maskinstation
100 hektar	-305	-643	86
300 hektar	2	-110	86
500 hektar	64	-4	86
700 hektar	90	42	86

Utsläppen av växthusgaser påverkas på två sätt. Dels kan utsläppen per hektar minska på grund av att kvävegivan anpassas mellan och inom fält vilket bl.a. kan minska kväveutlakningen och dels minskar utsläppen per producerad produkt då skörden ökar givet samma insatser.

Enligt Yara (2009b) kan behovsanpassning utifrån årsmånsvariation samt skillnader i kvävebehov mellan och inom fält minska utlakningen med ca 3 kg kväve per hektar på en växtodlingsgård på lerjord och upp till 8 kg kväve per hektar på en djurgård på lättjord. Andra beräkningar visar på lägre effekt på utlakningen av platsspecifik kvävegödsling och uppskattar utlakningsreduktionen till mellan

1,5 och 3 kg per hektar (Naturvårdsverket, 2009b; Albertsson, 2010). Ett effektivare kväveutnyttjande skulle även kunna minska de direkta lustgasemissionerna till atmosfären, men det finns inte underlag för att kvantifiera effekterna av detta.

Om de indirekta lustgasemissionerna från utlakning baseras på FN:s klimatpanelens riktlinjer beräknas utsläppen motsvara 0,0075 kg N₂O-N per kg N som utlakas (IPCC, 2006). Om utlakningen uppskattas minska med 3 kg till 8 kg kväve per hektar då behovsanpassad gödsling används beräknas utsläppen av lustgas från utlakning minska med 10 kg till 30 kg CO₂-ekv per hektar¹⁷. Om utlakningen istället minskar med 1,5 kg till 3 kg per hektar minskar utsläppen med 5 kg till 10 kg CO₂-ekv per hektar.

Resultatet per hektar i detta exempel varierar mellan en kostnad på ca 129 SEK per kg minskad CO₂-ekv. (-643/5, sensor B, 100 hektar) och en intäkt på 18 SEK (+90/5, sensor A, 700 hektar). Observera att den mycket stora spridningen i resultat beror på att förändringarna i växthusgasutsläpp per hektar här beräknats vara små.

Genom att använda N-sensor kan skörden per hektar öka med oförändrade insatser. Resultaten från tidigare genomförda livscykelanalyser av odling av brödspannmål visar att växthusgasutsläppen ligger på ca 0,43 kg CO₂-ekv. per kg spannmål. Skördeökningen (ca 156 kg spannmål per hektar) skulle då motsvara 67 kg CO₂-ekv. per hektar (Cederberg et al, 2008).

Effekt av olika jordbearbetningssystem

Jordbearbetningen på ett jordbruksföretag kan behöva varieras mellan olika år. Detta beror t.ex. på variationer i jordart, förfrukt och växtföljd, höst- eller vårsådd, ogrästryck och årsmånsvariationer.

När ett reducerat jordbearbetningssystem tillämpas kan mängden skörderester i markytan öka vilket kan öka förekomsten av svampangrepp (Jordbruksverket, 2008b). Beroende på årsmånen kan växtföljdssjukdomar få stor betydelse för

¹⁷ 1 kg lustgas = 310 kg CO₂-ekv

skördeutfallet och därmed även det ekonomiska utfallet. Detta problem uppstår speciellt på lättare jordar. Plöjning passar bra på torrare jordar, under fuktiga förhållanden och efter en mindre gynnsam förfrukt medan ett plöjningsfritt system passar bra på t.ex. tyngre jordar, vid torra förhållanden och höstsådd (Jordbruksverket, 2008b). I praktiken kan det vara svårt att tillämpa helt plöjningsfri jordbearbetning på grund av exempelvis ogräsproblem.

Plogen är ett effektivt redskap vid problem med t.ex. spillsäd, fröogräs, kvickrot och åkertistel. Dock är tidpunkten för jordbearbetningen egentligen viktigare än redskapet när det gäller spillsäd och fröogräs. Fröogräs kan även bekämpas kemiskt med samma preparat och/eller kanske något ökade doser jämfört med konventionell jordbearbetning. Däremot behövs en omfattande och noggrann jordbearbetning för att bekämpa kvickrot och här kan extra kostnader uppkomma vid reducerad jordbearbetning (Jordbruksverket, 2008b). Det ekonomiska utfallet av vilket jordbearbetningssystem som används beror på;

- Hur reducerat jordbearbetningssystemet är (plöjningsfritt eller inte)
- Skördeförändringen (och därmed intäkterna vid försäljning av grödan)
- Maskinkostnader för de olika jordbearbetningssystemen
- Dieselåtgång vid olika jordbearbetningssystemen
- Förändrat ogrässtryck

Försök under många år och på olika platser visar att ett förändrat jordbearbetningssystem ofta genererar skördeminskningar, men ibland också skördeökningar (se t.ex. Arvidsson et al., 2007; Arvidsson et al., 2008; Mellansvenska försökssamarbetet 2001-2008). Skördeminskningen kan bero på ett ökat tryck av växtpatogener eller ökad ogräsmängd (Jordbruksverket, 2008b).

Olika jordbearbetningssystem har olika maskinkostnader. Maskinkostnaderna beror på om jordbearbetningssystemet är dynamiskt eller inte samt om tjänster köps in eller tillhandahålls på egen gård. Maskinkostnaderna kan antingen beräknas utifrån verklig maskinpark eller utifrån maskinstationstaxa. Om kostnaderna beräknas utifrån verklig maskinpark där jordbearbetningssystemet är dynamiskt kanske alla maskiner ändå ingår i maskinparken. Det kan t.ex. finnas svårigheter med att tillämpa reducerad jordbearbetning innan eller efter vissa

grödor. Maskinkostnaderna kan också värderas utifrån maskinstationstaxa. Dock kan marknadens värdering av maskintjänsterna vara relativt hög i jämförelse med att ha en egen maskinpark. För att bedöma hur jordbearbetningsmetoderna påverkar ekonomin analyseras en hel växtföljd på styvare jord.

Förutsättningarna för analysen (se tabell 4.6) är konventionell jordbearbetning (plöjningsdjup 20 cm) i jämförelse med ett reducerat jordbearbetningssystem med enbart stubbearbetning, se bilaga 2. Systemet avser en växtföljd med höst-vete, sockerbetor, korn och höstraps där det antas att det reducerade jordbearbetningssystemet kräver en extra besprutning av kvickrot i hela växtföljden. Maskinkostnaderna beräknas utifrån maskinstationstaxa och underlaget baseras på en verklig gård (Törner, 2009), se bilaga 2.

Tabell 4.6: Förutsättningar för baskalkylen

	Skörd kg per hektar	Priser
Höstvete	8 200	1,20 SEK/kg
Sockerbetor	45 000	0,26 SEK/kg
Korn	6 000	1,00 SEK/kg
Höstraps	4 100	2,50 SEK/kg
Besprutning		-404 SEK/dos och hektar

Baskalkylen ger ett resultat på drygt +200 SEK per hektar då det reducerade jordbearbetningssystemet används jämfört med konventionell jordbearbetning.

Resultatet kan dock variera relativt mycket mellan olika gårdar. Maskinkostnaderna kan t.ex. vara överskattade då de är beräknade utifrån maskinstationstaxa och kostnaderna för besprutning kan vara underskattade. Därför presenteras en känslighetsanalys med förändrade avsalupriser, en ökad skördeminskning, ökade kostnader för bekämpning och minskade maskinkostnader, se tabell 4.7. Notera att högre avsalupriser ökar kostnaden för den skördeminskning som sker då reducerad jordbearbetning tillämpas. Detta försämrar resultatet per hektar gentemot utgångsläget, d.v.s. baskalkylens resultat. Lägre maskinkostnader försäm-

rar också resultatet gentemot utgångsläget, eftersom det minskar värdet av den besparing som det reducerade jordbearbetningssystemet resulterar i.

Tabell 4.7: Ekonomiskt resultat SEK/hektar av reducerad jordbearbetning vid olika förutsättningar

Känslighetsanalys	Förändring av resultat (SEK/ha)	Resultat SEK/ha, reducerad jordbearbetning jfr med konventionell
Baskalkyl		200
Prisökning alla avsalugrödor med 50 %	-81	119
Prisminskning alla avsalugrödor med 50 %	107	307
Ökad åtgång av växtskydd med 50 %	-88	112
Minskad skörd med 7 %	-457	-257
Minskade maskinkostnader med 50 %	-238	-38

Resultatet av känslighetsanalysen visar på stora variationer. Lantbrukare är olika duktiga på tekniken, den passar bättre på vissa jordar än andra, det sker en förändringen av avkastningen, bekämpningsintensiteten kan öka och dessutom påverkar avsalupriser, maskinkostnader och årsmånsvariationer resultatet. Vissa gårdar kan generera en intäkt medan andra gårdar, där tekniken inte passar, visar en förlust. Reducerad jordbearbetning påverkar växthusgasutsläppen på flera olika sätt. Det är möjligt att minska dieselåtgången per hektar. Men det finns även situationer då dieselåtgången kan öka, t.ex. då det kan krävas fler körningar i fält för att få tillfredsställande förhållanden för sådd. Ett jordbearbetningssystem där plöjningen är grund definieras också som ett reducerat jordbearbetningssystem. Vid användning av mindre reducerade system kan det finnas risk för en relativt liten skillnad i maskinkostnader och dieselåtgång och ibland till och med ökade kostnader.

Utsläpp vid produktion av och användning av 1 liter diesel i traktor är ca 3,3 kg CO₂-ekv. Ska bara utsläppen vid förbränningen på gården beräknas ger det utsläpp om 2,9 kg CO₂-ekv per liter diesel. Jordbearbetningen stimulerar även mineraliseringen av organiskt material i marken och påverkar syresättningen, vil-

ket i sin tur påverkar koldioxid- och lustgasavgången från marken. Byte till reducerad jordbearbetning kan minska koldioxidavgången från mark alternativt öka kolförrådet. Det är dock svårt att verifiera och kvantifiera dessa effekter eftersom marken är så heterogen och förändringarna mycket små jämfört med markens totala kolförråd. Dessutom beror de långvariga effekterna på hur marken kommer att brukas i framtiden. Lustgasavgången kan både minska och öka beroende på förutsättningarna. Risk för ökad lustgasavgång finns bl.a. om marken är blöt och packningskänslig, vilket ökar risken för syrebrist vilket i sin tur kan ge mer lustgas vid denitrifikation.

Dieselåtgången i kalkylen har enligt uppgifter från gården minskat med ca 31 liter i snitt per hektar för systemet med reducerad jordbearbetning. Utsläppen per hektar till följd av en lägre dieselåtgång beräknas minska med i genomsnitt 100 kg CO₂-ekv. per hektar för reducerad jordbearbetning i jämförelse med konventionell bearbetning, se tabell 4.8.

Tabell 4.8: Minskade utsläpp per hektar till följd av en lägre dieselåtgång

	Minskad bränsleåtgång (liter/ha)	Minskade utsläpp (kg CO₂-ekv/ha)
Sockerbetor	13	42
Malkorn	40	130
Raps	30	98
Höstvete	39	127
Medelvärde	31	99

Enligt mätningar och modelleringar i Danmark baserade på försök med reducerad jordbearbetning och direktsådd i jämförelse med konventionell jordbearbetning ökar inlagringen av kol i mark med motsvarande 330 kg och 1170 kg CO₂ per hektar (Chatskikh *et al*, 2008; FVM, 2008). Resultaten är inte direkt överförbara till svenska förhållanden då grödor, skördenivå och gödslingsstrategier kan skilja mellan Sverige och Danmark. Dessutom spelar den ingående mullhalten en stor roll.

Resultatet av baskalkylen visade att reducerad jordbearbetning i det enskilda fallet förbättrar gårdens ekonomiska resultat med ca 200 SEK per hektar och utsläppen minskar med i genomsnitt 100 kg CO₂-ekv per hektar, vilket ger en intäkt på 2 SEK per kg CO₂-ekv. Det sämsta scenariot ger en kostnad på 257 SEK per hektar, vilket leder till en kostnad på 2,57 SEK per kg CO₂-ekv.

Värdet av dieselbesparingen på gården kommer antagligen att öka då restitutionsen på koldioxidskatt på diesel för jordbruksmaskiner planeras att minska från dagens 2,38 kr per liter diesel till 0,90 kr per liter diesel till år 2015 (Prop. 2008/09:162).

Effekt av fånggrödor och vårbearbetning

En övervintrande fånggröda kan sås in i t.ex. höstvet eller korn. Efter skörd av spannmålen ligger fånggrödan kvar och bryts efter vintersäsongen. Odlingen kräver vårbearbetning vilket kan vara enkelt på lättare jordar men svårare på lerjordar. Idag finns miljöersättning för fånggröda och för vårbearbetning som en åtgärd inom landsbygdsprogrammet för att minska växtnärläckage. Miljöersättning för fånggröda och/eller vårplöjning gäller under ett femårigt åtagande, grödan måste vara tillräckligt etablerad och brytning av fånggrödan ska ske enligt vissa tidsbestämmelser.

Praktiska problem med åtgärden kan vara att gården har ett begränsat arealunderlag. Djurgårdar måste avsätta viss areal till foder vilket försvårar insådd av fånggröda. En annan aspekt är skadedjur som uppkommer till följd av gräs i växtföljden, t.ex. kan fånggröda före potatis vara ett mindre bra alternativ med tanke på uppkomsten av knäpparlarver. Vid insådd kan det finnas risk för skördeminskning till följd av konkurrensen mellan spannmålen och den insådda grödan. Om en vall sås in kan denna situation uppstå men relativt sällan då en fånggröda sås in. Vallen skördas och används till foder vilket innebär att den är mer produktionsinriktad än fånggrödan som inte skördas.

Kalkylen nedan avser engelskt rajgräs insått i korn jämfört med enbart korn. Skörden och mängd tillfört kväve beräknas vara oförändrat mellan alternativen. Priserna avser november 2009. Det antas utgå miljöersättning motsvarande 1 300 SEK per hektar för vårbearbetning och fånggröda på samma mark (Jordbruksverket, 2007). Resultatet presenteras i tabell 4.9 och bilaga 3.

Tabell 4.9: Resultat per hektar med och utan övervintrande fånggröda

Odlingsstrategi	Resultat SEK/ha
Korn	273 SEK
Korn m fånggröda	1 167 SEK
<i>Skillnad i resultat</i>	<i>894 SEK</i>

Med dessa antaganden leder insådd av fånggröda i kombination med vårbearbetning således till att gårdens ekonomiska resultat förbättras med 894 SEK per hektar.

Beträffande effekterna på kväveutlakningen har det gjorts försök med fånggrödor och olika tidpunkter för jordbearbetning under många år (Aronsson & Torstensson, 2009). En sammanställning visar bl.a. att senarelagd jordbearbetning till sent på hösten eller ända till våren har en påtaglig utlakningsdämpande effekt på lätt jord och då särskilt i kombination med en insådd fånggröda. På styv lerjord har dock senarelagd jordbearbetning på hösten inte medfört minskat läckage. Däremot kan kväveupptaget hos en fånggröda minska under hösten och då även kväveutlakningen från styv lera. Bäst effekt har fånggröda på lätt jord i samband med vårplöjning, men läckaget minskar även på en höstplöjd fånggröda. Den fånggröda som har gett bäst resultat är engelskt rajgräs.

Fånggrödor med sen jordbearbetning kan minska utlakningen vilket också minskar risken för lustgasavgång. Den minskade utlakningen beräknas i medeltal uppgå till 50 procent (Aronsson & Torstensson, 2009). Genom en senarelagd jordbearbetning och insådd av fånggrödor kan jordens mullhalt bevaras. Detta har bl.a. positiva effekter på markens kvävelevererande förmåga på sikt (Aronsson & Torstensson, 2001). Dock är det i dessa försök svårt att se några långsiktiga effekter på skördar och utlakning i odlingssystemen med stallgödsel eller fånggrödor. Detta kan bero på att de mullhaltsförändringar som sker är små jämfört med markens totala förråd av organiskt bundet kväve som i detta fall uppgick till ca 8 000 kg N/ha.

Om de indirekta lustgasemissionerna från utlakning baseras på FN:s klimatpanelens riktlinjer beräknas utsläppen motsvara 0,0075 kg N₂O-N per kg N som ut-

lakas (IPCC, 2006). Om utlakningen uppskattas vara 10 kg kväve per hektar på en lerjord och 40 kg kväve per hektar på en lätt jord skulle den minskade kväveutlakningen, som motsvarar 50 procent beräknas till 5 respektive 20 kg kväve per hektar. Utsläppen beräknas i detta fall minska med 18 kg till 73 kg CO₂-ekv per hektar¹⁸.

Fånggrödor och vårbearbetning har en positiv ekonomisk effekt för lantbrukaren. Effekten beror dock på att det utgår miljöersättning, en subvention, till jordbrukaren för anläggning av fånggrödor. Med subvention ger åtgärden en intäkt på mellan 12,75 och 49,67 SEK per kg CO₂-ekv. Exkluderar man subventionen skulle odling av fånggrödor leda till en förlust på 406 SEK per hektar, och då hamnar kostnaden för utsläppsreduktion per kg CO₂-ekv mellan 5,5 och 22,5 SEK per kg CO₂-ekv. d.v.s. ganska högt.

Analyseras åtgärden ur ett samhällsekonomiskt perspektiv bör subventioner i allmänhet inte räknas med eftersom de utgör en kostnad för samhället. I detta fall är syftet med subventionen emellertid att underlätta åtgärder för att minska övergödningen av havet. Eftersom betalningen för fånggrödor introducerades långt tidigare och utifrån andra mål än klimat antar vi i denna rapport att effekten på havsmiljön motsvarar subventionen. I så fall blir minskningen av växthusgasutsläppen en extra positiv effekt som beräknas motsvara 10 till 50 SEK per kg CO₂-ekv.

4.3 Åtgärder i djurhållningen

Effekt av lägre inkalvningsålder

Kostnaden för att föda upp en inkalvningsfärdig kvinga är unik för varje gård. Resultatet av kalkylerna kan därför se olika ut. Nordgren (1998) visar på en högre nettointäkt för kvingan med lägst inkalvningsålder både efter första och tredje laktationen (2 718 SEK respektive 2 538 SEK per kvinga). Beräkningarna har baserats på en lägre årlig avkastning för en kvinga som kalvar in vid 24 månaders ålder men en längre avkastningsperiod än normalt.

¹⁸1kg lustgas = 310 kg CO₂-ekv

När inkalvningsåldern sänks kan uppfödningsekostnaderna minska som en följd av mindre foder och arbete. Dessutom påbörjar kvigan sin första laktation vid en lägre ålder och platsbehovet per år minskar. Ett mål för inkalvningsålder kan vara ca 22,5 till 25 månader (Nilsson, 2009).

Om intäkter från betesskötsel och värdet av stallgödsel medräknas i kalkylen kan resultatet förändras. Kvigan med lägst inkalvningsålder får en lägre intäkt från betesskötsel eftersom hon går på åkerbete för att växa tillräckligt snabbt för att kunna kalvas in vid 24 månader. Kvigan som kalvar in vid 24 månaders ålder går på stall en kortare tid än kvigan som kalvar in vid 30 månaders ålder varvid intäkten från stallgödseln också blir lägre.

Ett exempel visas nedan, se tabell 4.10. I exemplet är kvaliteten på grovfodret mycket bra vilket minskar åtgången. Foderkostnaden kan därför vara lite lågt beräknad. Resultatet beräknas endast för själva kvigan. Därtill ska mjölkavkastning, livslängd och rekryteringsgrad jämföras. När avkastningen jämförs mellan kvigor som kalvar in vid 24 respektive 30 månaders ålder kan avkastningen per år eventuellt vara högre för kvigan med högre inkalvningsålder. En lägre avkastning för kvigan med 24 månaders inkalvningsålder kan dock vägas upp av en längre avkastningsperiod. Ingen hänsyn tas till skillnader i kommande mjölkavkastning för kvigorna på grund av olika inkalvningsålder.

Tabell 4.10: Kostnader för en kvinga med olika inkalvningsålder (se även bilaga 4)

Kostnadspost	24 mån	30 mån
Direkta kostnader	6 472	6 949
Övriga produktionskostnader	2 242	2 593
Arbetskostnader	2 580	3 655
Summa kostnader	11 294	13 197

Uppfödningsekostnaderna kan enligt dessa kalkyler alltså kvantifieras till ca 11 300 SEK respektive 13 200 SEK per kvinga. Dessutom ska en skötselintäkt i form av miljöersättning för bete på naturbetesmark¹⁹ medräknas för betesdjuren vilket kan betyda + 950 SEK i kalkylen med en inkalvningsålder på 30 månader

¹⁹ Notera dock att naturbetesmark inte finns tillgänglig på alla mjölkgårdar.

jämfört med en inkalvningsålder på 24 månader. Denna uteblivna intäkt utgör en kostnad som tillkommer för kvigan vid inkalvningsålder på 24 månader.

Ett gödselvärde på ca 240 SEK (24 månaders inkalvningsålder) respektive 300 SEK (30 månader) tillkommer per kviga. Detta är ett nettovärde efter spridningskostnader och är värderat enligt marknadspriset på växttillgänglig näring. Dessutom kan ett resonemang föras om tillgången på stallgödsel beroende på djurtätheten i regionen. Betalningsviljan varierar mellan regioner och därmed även värdet av gödseln.

Resultatet per kviga och månad är ca -1 900 SEK för en inkalvningsålder på 24 månader respektive -2 800 SEK vid en inkalvningsålder på 30 månader. Därtill ska mjölkavkastning, livslängd och rekryteringsgrad jämföras. Resultatet beror alltså på sambandet mellan avkastning och inkalvningsålder, foderåtgång och foderpriser, om kvigan ska ta del av betesintäkten och om ett gödselvärde för kvigan ska beräknas. En gård skulle spara ca 900 kr per inkalvningsfärdig kviga vid 24 månaders ålder jämfört med inkalvning vid 30 månader (se bilaga 4) vilket, med en gård på 100 mjölkkor och 40 procents rekrytering, motsvarar ca 36 000 kr per år.

Ur klimatsynpunkt har en lägre inkalvningsålder flera fördelar sett till de totala växthusgasutsläppen fram till inkalvningen. Metanproduktionen från vommen blir lägre då metan inte produceras under lika lång period, foderåtgången blir lägre vilket ger mindre utsläpp från odlingen av foder och gödselproduktionen är lägre. En kviga som kalvar in vid 30 månaders ålder producerar ca 15 kg mer metan fram till inkalvningen än en kviga som kalvar in vid 24 månader, vilket motsvarar drygt 300 kg CO₂-ekv. (Berglund et al, 2009a). Skillnaderna i foderbehov uppskattas motsvara ytterligare 200-300 kg CO₂-ekv. från odling, processning och transport av fodret²⁰ (Berglund et al, odat). Nackdelen med en tidig inkalvning är att naturbete inte är ett alternativ eftersom tillväxten inte blir tillräckligt hög. Det finns flera miljömässiga fördelar med naturbeten, bl.a. att de kan binda in stora mängder kol per hektar. Utsläppen från stallgödsel på stall

²⁰ I praktiken kan en viss del av fodret odlas på gården och en viss del köpas in. Beroende på hur fodret är producerat kommer växthusgasutsläppen för fodret att variera. Här antas att det mest relevanta sättet att bedöma fodrets klimatpåverkan är att använda LCA-data.

och bete på grund av en längre uppfödningstid ökar också för den kviiga som har högst inkalvningsålder, se tabell 4.11.

Tabell 4.11: Förändring av utsläpp som härrör från kviigens gödselproduktion

	Gödselproduktion t o m inkalvning		Andel göd- sel, %		Växthusgasutsläpp (kg/kviiga totalt)		
	kg N	kg orga- niskt ma- terial	stall	bete	CH ₄	N ₂ O	kg CO ₂ - ekv
Kviiga 24 månader	68	1 276	75	25	11,9	0,94	540
Kviiga 30 månader	92	1 680	60	40	13,0	1,58	763
Differens					1,0	0,6	222

En lägre inkalvningsålder förbättrar det ekonomiska resultatet per kviiga med 900 SEK och minskar utsläppen med ca 740 kg CO₂-ekv. per kviiga.²¹ (hänsyn även tagen till utsläpp som sker vid odling och produktion av allt foder, dock inte till ändrat kolförråd i naturbetes- och åkermark). Detta genererar en intäkt på 1,20 SEK per kg CO₂-ekv. Även denna kalkyl kompliceras av det utgår miljöersättning, en subvention, till att hålla betesmarker. Resultaten gäller givet att de positiva effekterna av miljöersättningen/subventionen på den biologiska mångfalden exakt motsvarar subventionsbeloppet. Räknas subventionen bort förbättras det ekonomiska resultatet till 1 850 SEK per kviiga och intäkten till 2,5 SEK/kg CO₂-ekv. Notera dock att en sänkt inkalvningsålder från 30 månader till 24 månader är svårt att uppnå på kort tid.

Effekt av bättre foderutnyttjande

Foderkostnaden per kg mjölk varierar mycket mellan olika gårdar och kan uppskattas till mellan 1 och 2 SEK per kg ECM²² beroende på foderstat och avkastning (IndividRAM, 2008-2009). Om utfodringen kostar mer än det ger intäkter i

²¹ 1 kg metan = 21 kg CO₂-ekv, 1 kg lustgas = 310 kg CO₂-ekv

²² ECM = Energi- och fettkorrigerad mjölk. Motsvarar mjölk som innehåller ca 4,0 % fett och 3,3 % protein

form av mjölkavkastning är den inte lönsam och detta benämns som överutfodring.

Enligt statistik (IndividRAM, 2008-2009) ligger överutfodringen av energi på mellan 4 och 9 procent och överutfodringen av protein (AAT - Aminosyror Absorberade i Tunntarmen) på mellan 9 och 18 procent. Enligt statistiken hamnar foderkostnaderna på mellan 1,28 och 1,35 SEK per kg ECM. Utifrån uppgifter från IndividRAM går det att uppskatta en kostnad för överutfodring, se tabell 4.12.

Tabell 4.12: Kostnad för överutfodring

	Medel (IndividRAM, 2009)
Foderkostnad kr/MJ	0,181
Utfodrad energi MJ/ko och dag	229
Utfodrad energi % av behov	105 %
Överutfodring MJ/ko och dag	11,45
Kostnad överutfodring SEK/ko och dag	2,07

Både kostnaderna för och utsläppen från överutfodring beror på vilket fodermedel som överutfodras. Kostnaden för överutfodringen i detta exempel kan skattas till ca 2 SEK per ko och dag vilket ger ca 760 SEK per ko och år. Beräkningen av utsläppen från överutfodringen baseras på att överutfodringen består av 50 procent grovfoder (282 g CO₂-ekv./kg ts) och 50 procent kraftfoder (515 g CO₂-ekv./kg) och uppgår således till 135 kg CO₂-ekv. per år enbart från produktion av foder.²³ Minskad överutfodring resulterar således i att gårdens ekonomiska resultat förbättras samtidigt som växthusgasutsläppen minskas.

Beräkningar visar att utsläppen av metan från ämnesomsättningen tenderar att öka ju större överutfodringen är. Totalt utsläpp av metan per ko då överutfodringen är 5 respektive 10 procent kan beräknas till 135,4 respektive 136,2 kg metan per ko och år (Clason, 2009). Detta innebär ökade utsläpp om 17 kg CO₂-

²³ I praktiken kan en viss del av fodret odlas på gården och en viss del köpas in. Beroende på hur fodret är producerat kommer fodret att släppa ut olika mycket växthusgaser. Här antas att det mest relevanta sättet att bedöma fodrets klimatpåverkan är att använda LCA-data.

ekv. per ko och år på grund av överutfodring. Om dessa utsläpp adderas till beräkningarna ovan, blir totalt utsläpp per ko och år på grund av överutfodring 152 kg CO₂-ekv. Dessutom kommer gödselproduktionen att öka och därmed utsläppen av metan och lustgas från stallgödselhanteringen, effekterna av detta kvantifieras dock inte här. I beräkningarna i tabell 4.12 antas att överutfodringen kan reduceras utan kostnader. Det kan dock finnas kostnader förknippade med att minska överutfodringen på grund av att det kräver ändrade utfodringsstrategier och system för utfodring. Då dessa kostnader inte har kunnat kvantifieras här har det inte gått att beräkna vad en minskad överutfodring skulle motsvara per kg CO₂-ekv.

Effekt av rötning av gödsel

På grund av höga priser på biogasproducerad el som levereras ut på nätet, investeringsstöd och behov av ökad hushållning med växtnäring har intresset för biogasproduktion ökat de senaste åren, framför allt i Tyskland men också i Danmark, Schweiz och Österrike (Edström *et al.*, 2005). I Sverige är inte förutsättningarna de samma då priserna på producerad energi för tillfället är relativt låga och den svenska kronan förhållandevis svag. Detta innebär att investeringskostnaden för en biogasanläggning blir hög (BiogasSyd, 2009). Dessutom är gårdsenheterna relativt små i Sverige vilket dels ger ett mindre inflöde av råvaror och dels innebär att gården sällan har behov av all den värme som produceras vid kraftvärmeproduktion. Detta är några av anledningarna till svag lönsamhet i produktionen av biogas. I det svenska landsbygdsprogrammet ingår dock från år 2009 investeringsstöd för investering i gårdsbiogasanläggningar²⁴ (Jordbruksverket, 2009b). Kravet är minst 50 procent stallgödsel som substrat som rötas och stödet är 30 procent av investeringskostnaden alternativt högst 1,8 miljoner SEK under en treårsperiod.

Lönsamheten i en biogasanläggning varierar och beror på en rad parametrar;

- Investeringskostnaden
 - Rötkammaren

²⁴ Syftet med stödet är primärt att öka landbygdsföretagandet men att röta gödsel minskar också jordbrukets klimatpåverkan och ökar växtnäringens utnyttjandet. Kraven på de stöd som delas ut har också sänkts, t.ex. har kravet om att 50 % av substratet ska vara gödsel förändrats. Det sker dock en rangordning av de projekt som söker stöd för att se till att de krav som ställts upp efterlevs i den mån det går.

- o Pumpbrunn
- o Lagring
- o Materialval
- o Takkonstruktion
- o Täckning av rötrestlager
- o Förbehandlingsval
- o Höjning av kvaliteten på gasen
- o Markarbeten, framdragning, elektricitet, vatten, vägar
- o Valutakurser
- o Investeringsstöd
- Energipriser
- Avsättning för biogasen
- Tillgång till substrat

Resultatet per m³ rötad gödsel för några olika typer av gårdar presenteras i tabell 4.13. Beräkningarna baseras på att lantbrukaren säljer gasen för uppgradering till ett pris till 2,30 kr per Nm³ (normalkubikmeter) CH₄ (Swedish Biogas, 2010). Gårdens eget värmebehov antas vara 20 procent av produktionen vilket innebär att 80 procent av biogasen skulle gå till försäljning. Växthusgasutsläppen från den värme och el som ersätts av den producerade biogasen har inte beaktats. Utsläppen av lustgas antas i beräkningarna vara oförändrade eftersom det finns studier som tyder på både ökad och minskad lustgasavgång från lager och i fält vid rötning av gödsel (Lantz et al, 2009).

Tabell 4.13: Sammanställning av resultat per m³ rötad gödsel (egen bearbetning av Lantz, 2004 uppräknat med index)

	Årlig kostnad	Årliga intäkter från försäljning av biogas	Rötad gödsel ton/år	Nettoresultat för rötning av 1 m ³ gödsel exkl investeringsstöd	Nettoresultat för rötning av 1 m ³ gödsel inkl. investeringsstöd 30%
Slaktsvin	94 918	84 456	2 550	-4	11
Suggor + Slaktsvin	328 260	189 778	5 730	-24	2
Suggor + slaktsvin+ mjölk	761 984	632 960	21 500	-6	10

Rötningen påverkar växthusgasutsläppen från stallgödseln på flera sätt. Metanförlusterna från lagring av svinflytgödsel beräknas minska med 40 procent vilket innebär en reduktion med knappt 13 kg CO₂-ekv per m³ rötad gödsel. Risken för ammoniakförluster ökar dock vilket beror på att det finns mer ammoniumkväve i den rötade än den orötade gödseln, att pH-värdet stigit och att den rötade gödseln bildar ett sämre svämtäcke. Om mängden ammoniumkväve antas öka från 2,4 till 2,9 kg ammoniumkväve per m³ svinflytgödsel bedöms de indirekta lustgasemissionerna var i storleksordningen drygt 1 kg CO₂-ekv per m³ gödsel. Nettoresultatet blir ca 12 kg mindre växthusgasutsläpp per m³ gödsel.

Resultatet av denna åtgärd på gården med suggor och slaktsvin beräknas till en kostnad på 2 SEK per kg minskade CO₂-ekv. (exklusive investeringsstöd) och en besparing på 0,16 SEK per kg minskade CO₂-ekv (inklusive ett investeringsstöd på 30 procent). Vid ett ökat pris på gasen för uppgradering till 3,5 SEK per Nm³ (normalkubikmeter) CH₄ skulle resultatet beräknas till -1 SEK per kg minskade CO₂-ekv (exklusive investeringsstöd) och +2 SEK per kg minskade CO₂-ekv (inklusive ett investeringsstöd på 30 procent).

Då andelen ammoniumkväve i gödseln ökar när den rötas kan det minska behovet av mineralgödsel. Om mängden ammoniumkväve i svinflytgödsel antas öka från 2,4 till 2,9 kg NH₄-N och 50 procent av detta kan utnyttjas i växtodlingen

så skulle mineralgödselbehovet kunna minskas med 0,25 kg kväve per m³ gödsel. Utsläppen från den potentiellt ersatta gödseln skulle då uppgå till knappt 2 kg CO₂-ekv per m³ gödsel.

Effekt av ändrad stallgödsellagring

Kostnaden för stallgödsellagring varierar mellan gårdar beroende på bl.a. typen av stallgödselsystem, producerade gödselmängder, storleken på stallgödselbrunnen och vilken typ av täckning som används. Gödseln innehåll av växtnäringsämnen varierar också mellan olika djurslag. Kalkylen är därför beroende av vilket gödselslag som avses.

Förutsättningarna för beräkningarna är en gödselbrunn på 2 000 m³. Mängden gödsel som förs till brunnen beräknas till ca 1 950 m³ stallgödsel av typen svinflyt. Tvättvatten och spillvatten tillkommer och beräknas till 11 liter per slaktsvinsplats och 10 månader. Uträkningen baseras på ca 880 slaktsvinsplatser, 3,2 omgångar, 1,83 m³ gödsel per slaktsvinsplats och 10 månaders lagringskapacitet (Jordbruksverket, 2001). Nederbördsmängd och avdunstning uppskattas till 700 mm respektive 100 mm per år. Ett utrymme om 5 procent av totalvolymen är avsatt som felmarginal.

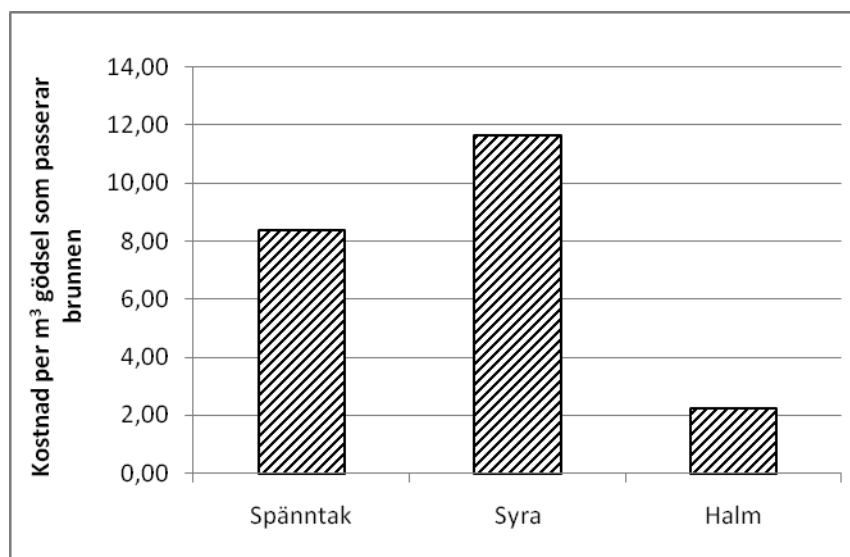
Gödseln kväveinnehåll uppskattas till 3,4 kg totalkväve (N-tot) per m³ svinflytgödsel, varav 2,4 kg ammoniumkväve (NH₃-N) per m³ (avser efter kväveförluster i stall). Kväveförlusterna vid lagring och spridning kommer att påverkas av vilket täckningsmaterial och vilken behandling av gödseln som väljs. Mängden kväve per m³ gödsel som kommer växterna till godo kommer därmed att variera mellan de olika alternativen. Lagringsförlusterna beräknas till 8 procent utan täckning, till 4 procent för täckning med halm, till 1 procent vid täckning med spänntak och 2 procent för syrabehandling (Jordbruksverket, odat).

Andra effekter av täckning är den förändrade volymen. När ett tättslutande tak används, som t.ex. ett spänntak i plast, undviks att nederbörden blandas in i gödseln. Det sker inte heller någon avdunstning. Totalt innebär detta ändå att stallgödselvolymen minskar. En minskad volym stallgödsel innebär också minskade transport- och spridningskostnader för stallgödseln. Om halm eller syra används ökar istället volymen som ska spridas vilket leder till ökade kostnader för transport och spridning.

Mängden stallgödsel som passerar brunnen kan beräknas utifrån befintlig anläggning där ett heltäckande tak skulle öka lagringsvolymen. Dock är brunnen dimensionerad för aktuell produktion, vilket innebär att mängden gödsel (inklusive tvätt- och spillvatten exklusive regn) som passerar ut från brunnen minskar i jämförelse med om brunnen varit utan täckning.

Jordbruksverket har kommit med förslag om föreskriftsändringar i Jordbruksverkets föreskrifter (SJVFS 2004:62) om miljöhänsyn i jordbruket och ändringar i Jordbruksverkets allmänna råd om lagring och spridning av gödsel (Jordbruksverket, 2009c). Detta innebär nya restriktioner för spridning av stallgödsel som kan resultera i ett ökat behov av lagringsutrymme. Extra lagringskapacitet kan t.ex. behövas för den stallgödsel som sprids i vårbruket då det inom känsliga områden blir förbud mot att sprida i december. Med detta i åtanke kan investering i ny lagringskapacitet kanske undvikas med ett tättslutande tak som gör det möjligt att lagra mer stallgödsel då volymen hålls nere på grund av att uppblandning med nederbörd undviks. Beräkningarna nedan tar dock inte hänsyn till detta. De totala kostnaderna för olika typer av täckning redovisas i figur 4.1.

Figur 4.1: Kostnader för olika typer av täckning per m³ stallgödsel som passerar brunnen per år



Kväveutnyttjandet vid spridning av stallgödsel beräknas till 80 procent. Detta innebär att 1 m³ stallgödsel kan ersätta (2,4 kg NH₃-N *80 % =) 1,92 kg mineralgödselkväve. Vid ett kvävepris på 7,26 SEK per kg kväve blir detta 5,80 SEK per kg sparad mineralgödselkväve.

I stallgödselsystemet sker även lustgas- och metanförluster från lagret. Dessa utsläpp har uppskattats utifrån modellerna enligt klimatpanelens riktlinjer (IPCC, 2006) och värden för stallgödselns innehåll av kväve och organiskt material. Lustgasavgången från svinflytgödseln beräknas då med svämtäcke bli ca 8 kg CO₂-ekv. per m³ gödsel. Beräkningarna baseras på att 0,5 procent av totalkvävet i flytgödsel med svämtäcke omvandlas till lustgas, och att totalkväveinnehållet i gödseln är 3,4 kg kväve. Lustgasbildningen antas dock vara försumbar om flytgödseln saknar svämtäcke (IPCC, 2006). Svenska mätningar av lustgasavgången vid lagring av svingödsel visar på liknande resultat (Rodhe, 2009).

Enligt klimatpanelens riktlinjer (Tier 2) beräknas metanavgången från stallgödsellager utifrån gödseln innehåll av organiskt material, maximal metanproduktionspotential för gödsel från det aktuella djurslaget samt hur stor del av denna potential som uppnås beroende på lagringssystem och lagringstemperatur. Vid lagring under 10°C av svinflytgödsel utan svämtäcke skulle metanproduktionen bli drygt 50 kg CO₂-ekv. per m³ gödsel. Det baseras på antaganden om att gödseln innehåller 50 kg organiskt material från träck per m³ svinflytgödsel, att varje kg organiskt material i svingödsel maximalt kan ge 0,3 kg metan (IPCC, 2006) och att 17 procent av denna potential uppnås när gödseln lagras som flytgödsel utan svämtäcke (ibid.). Vid lagring med svämtäcke anges det i riktlinjerna att metanavgången reduceras med 40 procent. Svenska mätningar av metanavgången från lagring av nöt- och svinflytgödsel visar på betydligt lägre avgång för svenska förhållanden än de som beräknas med klimatpanelens riktlinjer (Rodhe m fl, 2008, Rodhe, 2009). Därmed är det troligt att metanavgången från svenska stallgödselsystem överskattas när de beräknas enligt ovan.

En dansk studie visar på minskade utsläpp från lagring av svinflytgödsel när man tillsatt 5 kg koncentrerad svavelsyra (H₂SO₄) per m³ svinflytgödsel (Danska EPA, 2009 s 203-204). Metanemissionerna minskade med 32 procent då de metanbildande mikroorganismerna missgynnas av ett sänkt pH. Förlusterna av ammoniak reducerades med 70 procent. Kostnaderna för olika täckning och till-

sats av syra i jämförelse med beräknade minskade utsläpp redovisas i tabell 4.14.

Tabell 4.14: Sammanställning av resultat samt förändrade växthusgasutsläpp per m³ gödsel beroende på typ av behandling eller täckning av svinflytgödsel²⁵

Typ av täckning/behandling	Besparing av kväve (kg NH ₄ -N/ m ³)	Växthusgasutsläpp			Bruttokostnad (kr/m ³ gödsel)	Nettokostnad	
		Lustgas (kg CO ₂ -ekv/ m ³)	Metan (kg CO ₂ -ekv/m ³)	Totalt kg CO ₂ -ekv/m ³		(SEK/ m ³ gödsel)	(SEK/ minskade kg CO ₂ -ekv.)
Ingen		0,98	53,55	54,53			0
Spänntak	0,133	0,12	53,55	53,67	9,35	8,37	-9,77
Syra	0,106	0,29	36,41	36,71	12,45	11,67	-0,65
Halm	0,076	8,77	32,13	40,90	2,81	2,25	-0,17

Not: Kvävebesparingen beräknad med hänsyn tagen till spridningsförlust på 20 procent

Eftersom mer kväve är kvar i stallgödseln efter behandling eller täckning kan mineralgödselanvändningen minska. Om man antar att efterfrågan på mineralgödsel på sikt kommer att minska kommer också utsläppen från produktionen av mineralgödsel att minska.

Effekt av ändrade foderstater

Foderstater kan komponeras på olika sätt. Foderstaten kan bestå av färdigfoder eller också baseras på egenproducerad spannmål eller proteinfoder. Efterkalkyler för 2008 visar på en odlingskostnad för åkerböna per hektar på 5 000 SEK, eller 1,24 SEK per kg åkerböna, se tabell 4.16. Vid beräkning av kostnaden för odling av eget foder ska även alternativkostnad för marken tas med samt en riskfaktor för produktionen. Kostnaden per kg proteingröda som ska användas i foderstaten kan därför värderas till ett högre pris än enbart produktionskostnaden som redovisas i tabell 4.15.

²⁵ GWP lustgas = 310, GWP metan = 21

Tabell 4.15: Odlingskostnader SEK per hektar och kg för åkerböna

Kostnadspost	Kostnad
Direkta kostnader	3 002 SEK/hektar
Övriga rörliga kostnader	2 613 SEK/hektar
Summa arbete och fasta maskinkostnader	1 200 SEK/hektar
Frikopplat stöd	-1 861 SEK/hektar
SUMMA KOSTNADER	4 954 SEK/hektar
Kostnader per kg	1,24 SEK/kg

För att utreda hur bra en foderkomponent är måste den relateras till den totala foderstaten, se tabell 4.16. Kostnaden för foder är utslagen per ko och år eller per kg ECM. Utsläppen består av utsläpp från produktion av fodermedel samt metanproduktionen för kon. Metanproduktionen antas vara densamma oavsett vilken foderstat som används.

Enligt dessa beräkningar varierar utsläppen per kg ECM relativt lite mellan foderstaterna. Lägst är utsläppen per ko och år om foderstaten baseras på mer raps och åkerböna. Kostnaden för fodret varierar mellan 1,18 SEK per kg ECM och 1,48 SEK per kg ECM. Lägst är kostnaden för foderstaten baserad på raps och åkerböna.

Tabell 4.16: Kostnader för olika foderstater samt utsläpp vid produktion av olika fodermedel (Clason, 2009; Flysjö et al., 2008)

	Spannmål & koncentrat	Spannmål & koncentrat (odlat i Europa)	Färdigfoder	Raps & åkerböna
Avkastning kg ECM	9 000	9 000	9 000	9 000
Ensilage kg ts	110	110	110	110
Hp-massa kg				113
Spannmål kg	109	109		110
Koncentrat kg	110		111	
Koncentrat kg, närodlat		110		
Raps Expro kg				110
Åkerböna kg				109
Färdigfoder kg			110	
Mineral kg	110	110	108	108
Utsläpp från foder ²⁶	2 637	2 564	2 502	2 316
Totala utsläpp per ko och år	5 463	5 391	5 329	5142
Utsläpp per kg ECM	0,61	0,60	0,59	0,57
Foderkostnad per ko och år	1 1595	1 1096	13 284	10 622
Foderkostnad per kg ECM	1,29	1,23	1,48	1,18

²⁶ Avser växthusgasutsläpp ur ett livscykelperspektiv (Flysjö et al, 2008)

Avgörande för foderkostnaderna är hur andra grödor konkurrerar med protein-grödorna. Aspekter att ta hänsyn till vid en ökad odling av inhemskt proteinfo-der är att viss areal måste undvaras till denna produktion. Beroende på arealun-derlag kan det kanske finnas svårigheter att odla eget proteinfo-der.

Det ekonomiska resultatet av att gå från ett färdigfoder till ett foder baserat på raps och åkerböna genererar en besparing som uppgår till 14 SEK per kg mins-kade CO₂-ekv. I detta exempel är det alltså både ekonomiskt och klimatomåttigt fördelaktigt för lantbrukaren att använda eget eller närproducerat proteinfo-der i foderstaten jämfört med ett färdigfoder.

Effekt av byte av uppvärmningssystem

Uppvärmningslösningarna är mycket individuella för olika gårdar. Det beror bl.a. på effektbehovet, värmebehov, hur många byggnader som ska värmas upp och vilken produktion som avses. Investeringar som avses i denna kalkyl är halm- eller flispanna samt värmepump. Kalkylen bygger på kostnader för drift, underhåll och kapital vid byte från ett system med olja till ett system som värms med biobränsle eller värmepump. Driftskostnaderna beräknas utifrån behovet av värme motsvarande 30 m³ eldningsolja.

Kostnaden för flis och halm ligger på 146 SEK/MWh (Skogsaktuellt, 2009) re-spektive 180 SEK/MWh (se Tabell 4.18 och 4.19). Kostnader för halmbärgning beror på maskinkostnad, lagringskostnad, växtnäringssinnehåll samt bördighets-effekter. Maskinkostnaden baseras på maskinstationstaxa (inklusive förare och diesel). Lagringskostnaden för rundbal uppskattas till 0,212 SEK per kg (Ber-nesson och Nilsson, 2005). Växtnäringssvaret är marknadsvärdet för innehållet av kväve, fosfor och kalium i halmen. Beräkningar av växtnäringssvaret presen-teras i tabell 4.17.

Tabell 4.17: Beräkning av växtnäringsvärdet i halm

	Andel växtnäring i halm	Pris (nov 2009)	Värde 1 kg halm
Kväve	0,7 %	7,30 SEK/kg	0,05 SEK/kg
Fosfor	0,1 %	17,60 SEK/kg	0,02 SEK/kg
Kalium	1,0 %	10,00 SEK/kg	0,10 SEK/kg
Summa			=0,17 SEK/kg

De totala kostnaderna halm presenteras i tabell 4.18. När halmen förs bort minskar återföringen av organiskt material. Detta påverkar bördigheten negativt. En kostnad för minskad bördighet har därför uppskattats till 0,10 SEK per kg bortförd halm.

Tabell 4.18: Kostnader för halm som biobränsle på den egna gården

Kostnader	SEK per kg
Bärgning maskinkostnader	0,249
Lagring (inomhus)	0,212
Minskat växtnäringsvärde NPK	0,170
Minskad bördighet	0,100
Totala kostnader	0,729

Beroende på väderleken under bärgningsperioden varierar möjligheterna till halmbärgning mellan gårdar. Dessutom finns det en konkurrenssituation med djurhållningen när det gäller användning av halmen.

Kalkylerna nedan avser en satseldad halmpanna, kontinuerlig flispanna samt en jordvärmepump. En panna kräver mer arbete än en värmepump på grund av tillsyn och hantering av bränsle. Värmefaktorn från värmepumpen antas vara 3,5 d.v.s. för varje kWh inmatad el får man 3,5 kWh värme. I kalkylen antas samma verkningsgrad för alla värmesystem. Kostnaderna per kWh värme avser en gård med bränslebehovet 300 000 kWh per år och ett effektbehov på 300 kW. Effekten för flis-, halmpanna och värmepump ligger på 300 kW, 950 kW respektive 270 kW. En satspanna bör dimensioneras så att den täcker 2 till 3 gånger effekt-

behovet för att kunna hålla värmen under dagen och natten. Dock är halmpannan i denna kalkyl något överdimensionerad (3,16 ggr) då det saknas pannor som är något mindre. I tabell 4.19 presenteras kostnader för investering i halm- eller flispanna samt värmepump.

Tabell 4.19: Uppskattade kostnader vid nyinvestering i uppvärmningssystem på en gård med värmebehov motsvarande 30 m³ olja och ett effektbehov på 300 kW

	Eldningsolja	Flis	Halm	Värmepump
Investering	569 000	1 782 400	1 609 889	1 500 000
Energikostnad	191 216	44 566	55 633	87 364
Drift - och underhållskostnad	11 380	53 472	64 396	15 000
Kapitalkostnader	55 003	172 299	155 623	145 000
Summa kostnader/år	257 599	270 337	275 651	247 364

Kostnaderna varierar mycket beroende på hur värmebehovet på gården ser ut, vilken leverantör som används samt vad som redan finns att tillgå på gården i form av byggnader, lager och så vidare. Dessutom är den ekonomiska livslängden och underhållskostnaderna en faktor som kan förändra resultatet relativt mycket. Investeringskostnaderna för biobränslepannorna och värmepumpen är höga i jämförelse med oljepannan, men å andra sidan är de rörliga kostnaderna för oljepannan högre. Det innebär att biobränsle- och värmepumpsalternativen faller bättre ut i en jämförelse med olja om värmebehovet är ännu större i förhållande till effektbehovet.

I detta exempel skiljer sig kostnaderna relativt lite per producerad kWh förutom för värmepumpen som ligger lite lägre. Växthusgasutsläppen beräknas till 310, 29, 32 respektive 39 gram CO₂-ekv per kWh eldningsolja, flis, halm och svensk medelel. Kostnaden eller besparingen per minskade kg CO₂-ekv presenteras i tabell 4.20. Skillnaden i utsläppsminskningen är relativt stor medan skillnaden i kostnaden är relativt liten. Detta gör att kvoten kostnad per kg minskade CO₂-ekv blir relativt liten i detta exempel.

Tabell 4.20: Kostnad för att minska utsläppen genom ett byte av värmesystem från eldningsolja, SEK

Sammanställning	Eldnings- olja	Flis	Halm	Värme- pump
Kostnad per år	257 599	270 337	275 651	247 364
Skillnad i kostnader jämfört med eldningsolja		12 737	18 052	10 235
Utsläpp per år kg CO ₂ -ekv	93 000	8 700	9 600	19 830
Skillnad i utsläpp per år kg CO ₂ -ekv		-84 300	-83 400	-73 170
Kostnad SEK per kg minskad CO ₂ -ekv per år		0,15	0,22	-0,14

4.4 Finns det målkonflikter mellan klimatmål och andra miljösmål?

Att minska klimatpåverkan är bara ett av flera miljösmål som samhället strävar efter. Man kan då fråga sig hur klimatåtgärder inom jordbruket påverkar andra miljösmål för sektorn i synnerhet miljö kvalitetsmålen: Ingen övergödning, Giftfri miljö och Biologisk mångfald. Finns det fall där målkonflikter förekommer eller går det i stället att identifiera vad man kan kalla för multifunktionella åtgärder (Gren *et al.*, 2006) eller samverkande åtgärder? Med detta menas att åtgärden på mer än ett sätt genererar positiva effekter.

Det finns åtgärder som har fler positiva effekter än bara minskade växthusgas-emissioner (Smith *et al.*, 2007a). T.ex. kan en ökad produktivitet trygga livsmedelsförsörjningen. Åtgärder som t.ex. sparsam körning och byte av energisystem är positiva för klimatet utan att påverka något av de andra miljömålen. Inlagringen av kol i mark ger en ökad bördighet vilket kan öka produktiviteten ytterligare på dessa marker. Åtgärder som syftar till ökad kväveeffektivitet kan både minska risken för lustgasavgång, vilket är positivt för klimatet, och risken för utlakning vilket bidrar till att uppfylla målet om en minskad övergödning.

Reducerad jordbearbetning kan däremot innebära en målkonflikt. Syftet med åtgärden är som beskrevs tidigare att bearbeta minimalt, vilket under rätt betingel-

ser minskar dieselanvändningen för jordbearbetningen och omsättningen av organiskt material i marken vilket, i sin tur, minskar risken för koldioxidavgång men även lustgasavgång förutsatt att syretillgången är fortsatt god. Denna bearbetningsstrategi kan däremot ge mer problem med ogräs och således ett större behov av ogräsbekämpning. En större användning av kemiska bekämpningsmedel talar dock emot målet om en giftfri miljö. Även sänkt inkalvningsålder kan stå i konflikt med andra miljömål om den leder till minskat bete på naturbetesmark vilket i sin tur påverkar den biologiska mångfalden negativt.

Exemplen ovan visar att både målkonflikter och synergier kan förekomma. Att ge ett uttömmande svar på den inledningsvis ställda frågan är således svårt och faller utanför ramen för denna rapport. Frågan diskuteras nedan i relation till de klimatåtgärder som tidigare analyserades i detta kapitel.

4.5 Summering

De åtgärder som troligtvis kommer att ha störst inverkan på det ekonomiska resultatet är de beslut som är unika, d.v.s. de som endast tas en gång (Lunneryd, 2003). Sådana åtgärder kan vara rötning av gödsel eller byte av uppvärmningssystem. Åtgärder som platsspecifik kvävegödsling och täckning av stallgödselbrunnar innebär unika beslut om de avser en investering i en N-sensor eller i ett tak till stallgödselbrunnen.

Åtgärder som borde vara av mindre ekonomisk betydelse är beslut som tas repetitivt, alltså återkommande beslut. Dessa åtgärder kan vara att odla fånggröda eller eget proteinfoder samt att förändra foderstaten eller jordbearbetningssystemet. Sedan finns det de åtgärder som präglas av mer repetitiva beslut såsom åtgärder som syftar till ett ökat kväve- och foderutnyttjande samt arbetet med en lägre inkalvningsålder där uppföljning sker kontinuerligt. Dessa åtgärder torde, var för sig, ha en mindre inverkan på ekonomin. Av tabell 4.21 framgår vilka åtgärder som kan antas ha större eller mindre betydelse för lantbrukarens ekonomi.

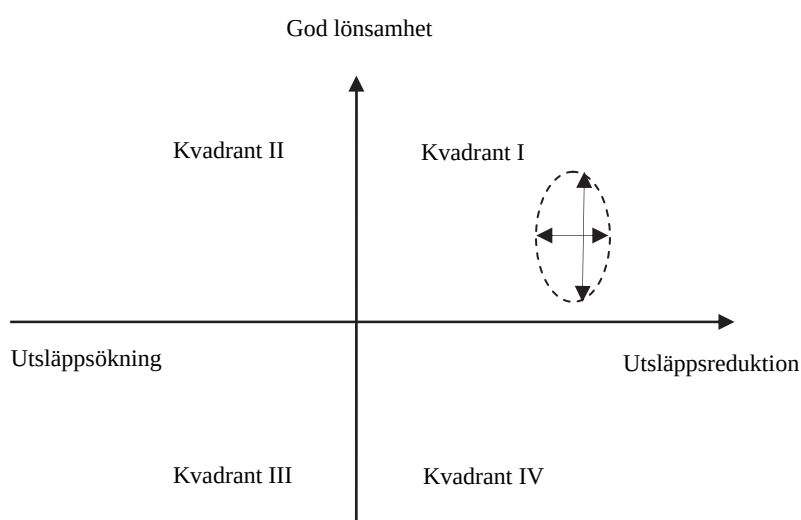
Åtgärderna analyserades i två dimensioner: effekt på lantbrukarens lönsamhet och effekt på utsläpp. Resultaten med de *förutsättningar* som gäller för respektive kalkyl sammanfattas i tabell 4.21. Notera att en ”negativ kostnad” i den sista kolumnen betyder att åtgärden *förbättrar* gårdens ekonomiska resultat.

Tabell 4.21: Resultat av analys av åtgärder för att minska jordbrukets utsläpp av växthusgaser. Notera att dessa beräkningar endast gäller under de förutsättningar som beskrivs i kalkylerna för respektive åtgärd.

Åtgärd	Förutsättning i kalkylen	Typ av beslut	Inverkan på ekonomin	Kostnad per ton CO ₂ -ekv.
Ökat kväveutnyttjande	Inklusive utsläpp vid produktion av gödsel Exklusive utsläpp vid produktion av gödsel	Mer repetitivt	Mindre	- 1 200 SEK - 2 000 SEK
Minskad inkalvningsålder	Inkl. betessubvention till 30 mån kviga Exkl. betessubvention till 30 mån kviga	Mer repetitivt	Mindre	-1 200 SEK - 2 500 SEK
Odling av proteinfoder	Övergång till raps och åkerböna	Repetitivt	Relativt	- 14 000 SEK
Fånggröda och värbäring	Exklusive subvention Inklusive subvention	Repetitivt	Relativt	5 500 till 23 000 SEK - 13 000 till -50 700 SEK
Reducerat jordbearbetningssystem	Skördeminskning 7 procent Baskalkyl	Kan vara unikt om investering men ofta dynamiskt system, repetitivt	Relativt	2 600 SEK - 2 000 SEK
Täckning av flytgödsel	Späntak Syra Halm	Kan vara unikt om investering	Relativt	9 800 SEK 650 SEK 170 SEK
Platsspecifik kvävegödsling	Inköpt sensor B, 100 hektar Tjänst hyrd från maskinstation Inköpt sensor A, 700 hektar	Kan vara unikt om investering	Relativt	>100 000 SEK - 17 000 SEK - 18 000 SEK
Byte av uppvärmningssystem	Från eldningsolja till halm Från eldningsolja till flis Från eldningsolja till värmepump	Unikt	Stor	220 SEK 150 SEK - 140 SEK
Rötning av stallgödsel	Slaktsvin, exkl. inv.stöd Slaktsvin, inkl. inv.stöd Suggor+slaktsvin, exkl. inv.stöd Suggor+slaktsvin, inkl. inv.stöd Suggor+slaktsvin+mjölk, exkl.stöd Suggor+slaktsvin+mjölk, inkl.stöd	Unikt	Stor	330 SEK - 920 SEK 2 000 SEK -170 SEK 500 SEK - 830 SEK

Detta skulle också kunna illustreras i ett fyrfältsdiagram, se figur 4.2 nedan. Varje åtgärd skulle i princip kunna representeras av en unik punkt (resultatet av kalkylen för åtgärden) och osäkerheten skulle då kunna illustreras som en cirkel runt punktskattningen. Ju större osäkerhet, desto större cirkel.

Figur 4.2: Principskiss över en åtgärds effekt på lönsamhet och växthusgasutsläpp.



Åtgärder med positiv effekt på både utsläpp och lönsamhet (negativa kostnader) som hamnar i första kvadranten vinner både samhället och lantbrukaren på. Åtgärder där båda parter förlorar, sämre lönsamhet (positiva kostnader) och ökade utsläpp som hamnar i tredje kvadranten är sällsynta och torde bero på misstag. Det kan dock finnas åtgärder som är bra för lantbrukaren men ger ökade utsläpp och tvärtom, är positiva för samhället på bekostnad av sämre lönsamhet för lantbrukaren. Det är i de två sistnämnda fallen politiska styrmedel kan behövas, se vidare kapitel 5.

Beroende på svårigheter att kvantifiera osäkerheten presenteras resultatet i stället i en tabell med kommentarer, se tabell 4.22 nedan.

Tabell 4.22: Effekt av åtgärder på lönsamhet och växthusgasutsläpp

Åtgärd	Kvadrant				
	I	II	III	IV	
Ökat kväveutnyttjande	X ^a				Kommentarer ^a Möjlig åtgärd för alla med stall- eller mineralgödsel
Minskad inkalvningsålder	X ^c			X ^d	^c Vid tillgång till bra bete, beror på värdering av stallgödseln på stall och på bete, stort värde av en minskad foderåtgång ^d Ej tillgång till bra bete, beror på värdering av stallgödseln på stall och på bete, stor kostnad för omläggning av befintligt system, mindre värde av en minskad foderåtgång
Odling av proteinfoder	X ^e			X ^f	^e Gårdar med lågt alternativvärde för marken, god avkastning på proteingrödan, ej begränsande arealunderlag ^f Gårdar med högt alternativvärde på marken, låg avkastning på proteingrödan, begränsande arealunderlag
Fånggröda och vårbearbetning	X ^g			X ^h	^g Bra arealunderlag, passande jordart för vårbearbetning ^h Gårdar som t.ex. odlar potatis där sjukdomar kan uppkomma i växtföljden, skördeminskning på grund av konkurrens
Reducerat jordbearbetningssystem	X ⁱ	X ^j	X ^{i,k}	X ^k	ⁱ Gårdar med lerjordar, stora maskinkostnadsbesparingar, mindre kostnader för en ökad bekämpning, mindre skördesänkning ^j Dåligt luftade jordar ^k Gårdar med sandjord, liten maskinkostnadsbesparing, stora kostnader för en ökad bekämpning, större skördesänkning

Täckning av flytgödsel	X ^l			X ^m	^l Gårdar med stora kväveförluster som kan reduceras, tillgång till billigt täckningsmaterial ^m Gårdar med låga kväveförluster som kan reduceras och dyrt täckningsmaterial
Platsspecifik kvävegödsling	X ⁿ			X ^o	ⁿ Främst växtodlingsgårdar med brödspannmål, raps, potatis och majs, med stort arealunderlag och en rimlig skördeökning ^o Gårdar med litet arealunderlag och en mindre skördeökning
Byte av uppvärmningssystem	X ^p			X ^q	^p På djurgårdar med stort värmebehov t.ex. med smågris- eller kycklingproduktion ^q T.ex. på spannmålgårdar med högt effektbehov och lågt värmebehov
Rötning av stallgödsel	X ^r			X ^s	^r Stora gårdar med tillgång till en stor mängd substrat samt avsättning för gas och energi, värderar rötresten högt, lägre investeringskostnader på grund av skalfördelar ^s Mindre gårdar med liten mängd substrat, har ej avsättning för all gas och energi, värderar ej rötresten högt, högre investeringskostnader

Alla de analyserade åtgärderna visar sig kunna hamna i kvadrant I under vissa förutsättningar. d.v.s. åtgärden är lönsam för lantbrukaren och bidrar till en utsläppsminskning. Värt att notera är att åtgärderna för att öka kväveutnyttjandet enbart hamnar i kvadrant I. Vid ett antagande om ett rationellt beteende borde denna åtgärd redan vara vidtagen, men i verkligheten ser det inte riktigt ut så. Detta kan bero på kunskapsbrist och/eller en felaktig uppfattning om förutsättningarna på den egna gården.

De flesta åtgärder hamnar dock både i kvadrant I och kvadrant IV, vilket tydligt illustrerar betydelsen av de lokala förutsättningarna. Styrmedel för att få jordbruket att vidta åtgärder för att minska växthusgasutsläppen måste därför lämna utrymme för jordbrukarna att välja de åtgärder som passar bäst på den enskilda gården. Detta talar för styrmedel som verkar genom att påverka kostnaderna för olika handlingsalternativ på liknade sätt för alla jordbrukare. Olika styrmedel diskuteras närmare i kapitel 5.

5

Olika styrmedel

Som konstaterats i inledningen påverkar växthusgasernas climateffekter alla i större eller mindre omfattning. Då det är svårt för en enskild att kräva ersättning för kostnader som uppstår på grund av andras utsläpp tar de som släpper ut växthusgaser emellertid sällan hänsyn till annat än sina egna kostnader. Detta leder till att de släpper ut mer än vad som vore önskvärt ur ett samhälleligt perspektiv (se t.ex. Stiglitz, 2000 eller Stern, 2007). Politiska beslut som minskar utsläppen av växthusgaser kan därför öka samhällsnyttan. Beslutet att minska växthusgasutsläppen så att temperaturökningen begränsas till två grader fram till år 2100 kan ses som en avvägning mellan nyttan av fortsatt tillväxt och kostnaderna för de utsläpp av växthusgaser som genereras av tillväxten. Det finns en rad olika instrument som kan användas för att få individer att vidta åtgärder för att minska utsläppen. Dessa kan i delas in i två övergripande grupper, administrativa styrmedel och marknadsbaserade styrmedel.

Administrativa styrmedel kan vara lagstiftning som reglerar utsläppen av vissa ämnen eller reglerar vissa aktiviteter. Man skulle t.ex. kunna besluta att fabriker som producerar mineralgödsel bara får släppa ut en viss mängd lustgas och koldioxid. Alternativt kan man lagstifta om att minska användningen av råvaror som leder till utsläpp eller om att förbjuda produktion av varor som leder till utsläpp. Exempel på administrativa styrmedel som används är kravet att all bensin ska innehålla fem procent etanol, förbudet mot vanliga glödlampor som syftar till att minska energianvändningen och, inom jordbrukssektorn, förbud mot att sprida flytgödsel vid vissa tidpunkter på året för att därigenom minska utlakningen av kväve och fosfor till vattendrag.

Marknadsbaserade styrmedel påverkar utsläppen genom att höja kostnaderna för produktionen (konsumtionen) av varor som ger upphov till utsläpp eller genom att sänka kostnaderna för åtgärder som minskar utsläpp. Ett exempel på detta är den svenska koldioxidskatten på fordonsbränsle som gör att priset på bl.a. bensin är högre än vad det annars skulle ha varit. Ett annat exempel är den skatt på kväve i mineralgödsel som fanns fram till år 2010 (denna skatt syftade till att minska övergödningen, men hade också indirekta effekter på växthusgasutsläppen) och ett tredje EU:s handelssystem med utsläppsrätter som gör att fö-

retag måste betala för ökade utsläpp eller kan sälja utsläppsrätter om de minskar utsläppen. Ett exempel på styrmedel som sänker kostnaden för utsläppsminskande åtgärder är subventioner till produktion av biobränslen, så att de kan konkurrera med fossila bränslen. Andra sådana exempel är stödet till fånggröda inom landsbygdsprogrammet (även om dess primära syfte är att minska läckaget av växtnäring) och stöd till kurser som ökar kompetensen hos lantbrukarna när det gäller gårdens miljöpåverkan.

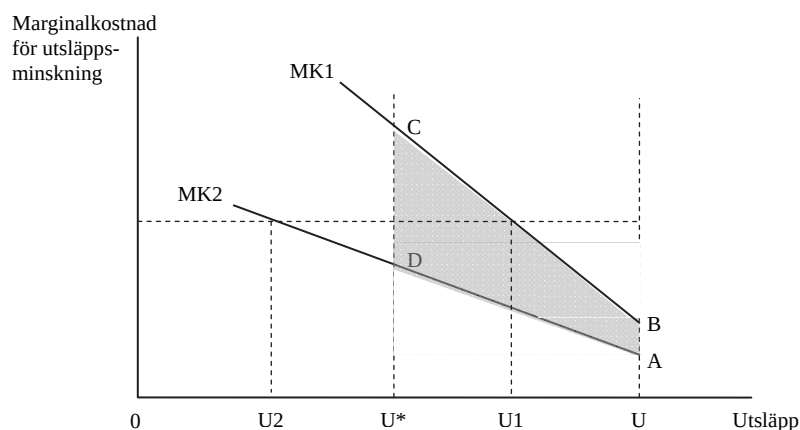
Trots att det i princip går att minska växthusgasutsläppen lika mycket oavsett vilket av ovan nämnda styrmedel som används är valet av styrmedel viktigt. Detta beror dels på att olika styrmedel påverkar samhällets kostnader för en given utsläppsminskning olika eftersom kostnaderna för att minska utsläppen kan vara olika inom olika företag, sektorer eller länder och dels på att olika styrmedel påverkar utvecklingen över tiden olika. I detta kapitel jämförs och diskuteras de olika instrumenten utifrån dessa aspekter.

Ytterligare en aspekt på valet av styrmedel är att principen ”förorenaren betalar” är vägledande för EU:s miljöarbete (se EU-kommissionen 2002). *Administrativa styrmedel* i form av påbud (förbud) om att utföra (inte utföra) specifika aktiviteter är förenliga med denna princip om de som berörs av lagstiftningen inte kompenseras för dess ekonomiska konsekvenser. *Skatter* på utsläpp av växthusgaser är naturligtvis också förenliga med principen. Detsamma gäller *handelssystem* med utsläppsrätter, särskilt om den ursprungliga tilldelningen sker genom någon form av auktionsförfarande. *Subventioner* till åtgärder för att minska växthusgasutsläpp kan dock tyckas oförenliga med principen då de kan uppfattas som kompensation till förorenaren för att inte förorena. Om de finansieras av skatter på utsläpp, som mottagaren av subventionen betalar i det fall inga eller otillräckliga åtgärder vidtas, kan de emellertid försvaras som ett sätt att öka verkningsgraden hos skatteinstrumentet. Subventioner kan också försvaras om de utgår för åtgärder som leder till produktion av kollektiva nyttigheter (t.ex. ökad kolinlagring i mark) som minskar utsläppen från naturliga processer. Slutligen kan de motiveras om det är svårt att avgiftsbelägga växthusgasutsläpp (t.ex. sådana som är svåra att mäta på grund av att de orsakas av naturliga processer i marken).

5.1 Administrativa styrmedel

Figur 5.1 nedan visar effekterna av administrativa styrmedel på samhällets kostnader för att minska utsläppen av växthusgaser i det statiska fallet (d.v.s. utan hänsyn till att kostnaderna för såväl utsläpp som utsläppsminskningar ändras över tiden). Det förutsätts att det är möjligt att beräkna hur stora de totala utsläppen högst får vara för att uppnå tvågradersmålet samt att det går att beräkna hur många ton CO₂-ekv. olika företag släpper ut. Anta således att de totala utsläppen högst får vara U ton CO₂-ekv. För att förenkla resonemanget antas vidare att det bara finns två företag och att vart och ett av dem redan från början släpper ut U ton CO₂-ekv., dvs. att de totala utsläppen är dubbelt så stora som de får vara. Om det bestäms att varje företag måste reducera sina utsläpp lika mycket får vart och ett av dem högst släppa ut U* ton CO₂-ekv. Utsläppsminskningarna räknas från kvantiteten U på utsläppsaxeln och åt vänster i figuren.

Figur 5.1: Effekterna av att reglera växthusgasutsläpp genom lagstiftning.



Marginalkostnaden för utsläppsminskning är vad det kostar företaget att reducera utsläppen med ytterligare ett kg CO₂-ekv.²⁷ Företag 1:s kostnad för att minska utsläppen med det första kg CO₂-ekv. utgörs av avståndet från punkten U på utsläppsaxeln till punkten B på dess marginalkostnadskurva (MK1) och kostnaden

²⁷ T.ex. värdet av de resurser som går åt för att investera i ny teknologi som minskar utsläppen samt uteblivna försäljningsintäkter om företagets produktion måste minskas. Marginalkostnaden för utsläppsminskning kallas också för "marginal abatement cost".

för att minska utsläppen med det sista kg CO₂-ekv. av avståndet från punkten U* på utsläppssaxeln till punkten C på dess marginalkostnadskurva. Motsvarande resonemang gäller för företag 2 vars marginalkostnadskurva representeras av MK2.²⁸

Företagets totala kostnader för att minska utsläppen från U till U* ton CO₂-ekv. utgörs av ytan under dess marginalkostnadskurva från punkten U till punkten U* på utsläppssaxeln. Om företagens marginalkostnader för att minska utsläppen är olika, som i Figur 1, kommer samma utsläppsreduktion att kosta dem olika mycket. Företag 1:s kostnad för att minska utsläppen från U till U* ton CO₂-ekv. utgörs således av ytan (U-B-C-U*) medan företag 2:s kostnad för samma utsläppsminskning utgörs av ytan (U-A-D-U*). Företag 1:s kostnad överstiger därmed företag 2:s med ytan (A-B-C-D).

Samhällets kostnad för utsläppsminskningen är summan av företagens kostnader. Eftersom företag 1:s marginalkostnadskurva lutar brantare än företag 2:s, ökar kostnaderna för utsläppsminskning snabbare i företag 1 än i företag 2. Samhällets kostnader för samma totala utsläppsminskning skulle därmed bli lägre om man minskade reduktionskravet på företag 1 med ett, två eller tre ton CO₂-ekv. och ökade det lika mycket för företag 2. Att kräva samma kvantitet utsläppsreduktion av alla företag leder således inte till att kostnaderna för utsläppsminskningen minimeras om företagens marginalkostnader för att minska utsläppen inte utvecklas lika.

Det skulle naturligtvis vara möjligt att ändra kraven så att företag som har högre marginalkostnader för utsläppsminskning inte behöver reducera utsläppen lika mycket som företag med låga marginalkostnader för utsläppsminskning. Av resonemanget ovan kan man sluta sig till att samhällets kostnad för en bestämd utsläppsminskning minimeras om kraven utformas så att marginalkostnaden för utsläppsminskning blir lika i alla företag samtidigt som summan av utsläppen inte överstiger den tillåtna mängden. I Figur 5.1 skulle detta inträffa om företag 1 tilläts släppa ut U1 ton CO₂-ekv. medan företag 2 begränsade sina utsläpp yt-

²⁸ Att marginalkostnaden ökar när utsläppsminskningen ökar kan bero på att det blir allt svårare att hitta metoder att minska utsläppen ytterligare ju mer de redan har reducerats. Att marginalkostnaden är olika och ökar olika mycket för de båda företagen kan bero på att de har olika kunskaper om hur utsläppen kan reduceras eller att de släpper ut olika slags växthusgaser som är olika kostsamma att reducera.

terligare till U2 ton CO₂-ekv. Att utforma sådana optimala utsläppsregleringar på företagsnivå kräver emellertid kunskap om hur marginalkostnaderna utvecklas i olika företag och det är inte säkert att lagstiftarna har den kunskapen (särskilt inte vad beträffar jordbruket, där variationen i lokala förhållanden spelar så stor roll, se kapitel 3 och 4).

Trots att administrativa styrmedel kan vara ett kostsamt sätt att minska utsläppen är de mycket vanliga. Deras fördelar är att de ofta är relativt enkla att hantera och att de vanligen ger en säkrare effekt ur miljösynpunkt. En regel som kräver en bestämd kvantitativ minskning av utsläppen från alla jordbruk har stor sannolikhet att uppnå, eller åtminstone nästan uppnå målet. En skatt ger inte lika säkra kvantitativa effekter (se nästa avsnitt). Det kan också vara lättare att reglera och kontrollera vissa aktiviteter än att mäta/beräkna utsläppen av växthusgaser i varje företag. Vidare är det enkelt att förbjuda eller påbjuda specifika produktionsmetoder. Om ny evidens således visar att en viss teknik har tidigare okända och allvarliga negativa effekter (t.ex. freoners skadliga inverkan på ozonlagret) kan administrativa styrmedel som förbud mot användning av tekniken vara effektivare än försök att få bort den med hjälp av marknadsbaserade styrmedel. Påbjuder man att en viss teknik används kan detta påskynda införandet av ny effektivare teknik. Påbud innebär också större sannolikhet att vissa rutiner följs, t.ex. miljöföreskrifter, hygienåtgärder eller djurhänsyn. Nackdelen med administrativa styrmedel är att de kräver en ingående kännedom om produktionsteknologier och om kostnaderna för utsläppsminskningar i olika företag/sektorer/länder för att kunna utnyttjas effektivt (minimera kostnaderna för utsläppsreduktionen).

Figur 5.1 beskriver effekter av administrativa regleringar i ett statiskt perspektiv. Det är värt att notera att en administrativ reglering i form av högsta tillåtna utsläpp enligt ovan också ger upphov till dynamiska effekter (förändringar av utsläpp över tiden) eftersom företagen skulle kunna öka sin produktion förutsatt att de kan minska utsläppen ytterligare. De har därför incitament att försöka hitta effektivare lösningar att reducera utsläppen. I Figur 5.1 skulle detta ta sig uttryck i att marginalkostnadskurvorna för utsläppsminskning skiftade nedåt över tiden. Det förhåller sig dock annorlunda om regleringen, vilket är vanligare, är utformad som ett absolut inblandningskrav (5 procent etanol i all bensin) eller som ett förbud mot viss produktion (glödlampor) eller vissa aktiviteter (sprid-

ning av flytgödsel under viss period). I så fall finns det ingen anledning för företagen att ändra sitt beteende över tiden om inte den administrativa regleringen också ändras över tiden. Detta skulle förutsätta att lagstiftarna med jämna mellanrum uppdaterade kunskapsläget om konsekvenserna av växthusgasutsläpp och ändrade kraven på utsläppsminskning, vilket är en tidskrävande och kostsam process i sig självt.

Eftersom koncentrationen av växthusgaser i atmosfären ökar över tiden även vid konstanta årliga utsläpp (pga. att tillförseln är större än nedbrytningen och annan bortförsel) vore det önskvärt om företagen också strävade efter att minska utsläppen ytterligare över tiden. Beroende på hur regleringen utformats kan den ge företagen incitament att göra detta. Emellertid kan det finnas skäl att förstärka incitamenten genom att underlätta utvecklandet av ny och effektivare teknologi. Detta ställer krav på finansiering av sådana åtgärder och det vore fördelaktigt om ett styrmedel kunde bidra till det. I det perspektivet kan administrativa styrmedel också vara problematiska eftersom de inte genererar några intäkter i sig själva.

5.2 Marknadsbaserade styrmedel

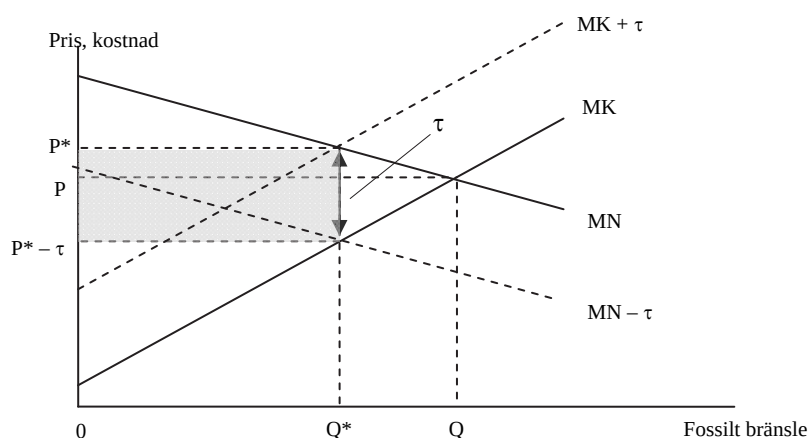
Skatt på produktion som leder till utsläpp av växthusgaser

Som nämndes ovan är den svenska skatten på fossila fordonsbränslen ett exempel på ett marknadsbaserat styrmedel för att reducera utsläpp av växthusgaser.

Figur 5.2 nedan illustrerar effekterna av skatten på fossilt fordonsbränsle i det statiska fallet (skatten på mineralgödsel som tidigare belastade jordbruket fungerar på samma sätt). Konsumenterna tjänar på att köpa fordonsbränsle så länge nyttan av ytterligare en enhet (marginalnyttan) är minst lika hög som dess kostnad. Marginalnyttan antas vanligen sjunka när konsumtionen ökar (eftersom konsumenterna förutsätts tillfredställa sina viktigaste behov först). Marginalnytto-
kurvan lutar därför nedåt. Om konsumenterna inte tar hänsyn till kostnaderna för de växthusgasutsläpp som användningen av fossilt fordonsbränsle resulterar i, anges marginalnyttan för bränslet av kurvan MN i Figur 5.2. Marginalkostnaden för produktion av fossilt fordonsbränsle anges av linjen MK. Varje enhet av varan som kostar företagen mindre att producera än priset den kan säljas för ökar deras vinst medan varje enhet av varan som kostar mer att producera än priset den kan säljas för minskar vinsten. Detta innebär att företagen kommer att

producera och sälja Q enheter fossilt fordonsbränsle till priset P , vilket också är vad konsumenterna är beredda att betala för den mängden fossilt fordonsbränsle.

Figur 5.2: Effekterna av en skatt på fossila bränslen.



Givet att Q enheter fossilt fordonsbränsle leder till för stora växthusgasutsläpp för att uppnå tvågradersmålet förutsätts, som tidigare, att man kan beräkna hur stor konsumtionen högst får vara. Säg att den inte får vara större än Q^* enheter. Detta kan uppnås med hjälp av en skatt på τ kronor som läggs på det pris konsumenterna får betala för bränslet (som är fallet i Sverige). Konsumenternas marginalnytta, efter avdrag för skatten, faller då till $MN - \tau$, vilket innebär att efterfrågan minskar till Q^* och marknadspriset ökar till P^* .²⁹ Samma effekt kan emellertid uppnås om skatten dras från producenternas intäkter från försäljning av bränslet (detta ökar producenternas marginalkostnad till $MK + \tau$). Oavsett vem som formellt betalar skatten resulterar den också i intäkter för staten motsvarande den markerade ytan i figuren.

²⁹ Om en skatt på τ kronor läggs på det ursprungliga priset P kostar den sista enheten mer än den är värd för konsumenterna. Efterfrågan på fordonsbränsle minskar därför, vilket leder till att produktionen också minskar. Vid kvantiteten Q^* är marginalkostnaden, dvs. det som producenterna minst kräver i ersättning för den sist producerade enheten, $P^* - \tau$ samtidigt som P^* är det pris som konsumenterna högst är beredda att betala för den. Skillnaden mellan det pris producenterna kräver och det pris konsumenterna är beredda att betala räcker således precis till att täcka skattekostnaden för denna enhet.

Slutsatsen att det inte spelar någon roll om det är konsumenterna eller producenterna som betalar skatten gäller i en sluten ekonomi eller om skatten är lika stor i alla länder. Oavsett vem som formellt betalar skatten kommer skattebördan då att delvis vältras över på den andra parten och på så sätt delas mellan producenter och konsumenter. Den administrativa kostnaden för skatteuppbörden blir i regel avgörande för vem som formellt får betala skatten. Eftersom producenterna vanligen är färre till antalet än konsumenterna är det mer praktiskt att lägga skatten på produktionen.

I en öppen ekonomi kan konsumenterna emellertid undvika effekterna av en skatt som läggs på (den inhemska) produktionen genom att köpa importerade varor. På samma sätt kan konsumenterna undvika (delar av) en skatt som läggs på produktionen om den är olika hög i olika länder. Detta skulle kunna innebära att produktionen flyttade till länder med låg ”klimatskatt”, vilket inte leder till minskade växthusgasutsläpp. Om skatten skall ha den avsedda effekten måste importerade varor således omfattas av den i samma grad som inhemska varor och beskattningen därför riktas mot konsumtionen. Notera att detta också är fallet med skatten på fossila bränslen (och den tidigare skatten på mineralgödsel) i Sverige.

Generellt sett är en global lösning (d.v.s. en lösning där klimatskatten är lika för alla företag i alla sektorer och alla länder) nödvändig eftersom lokala lösningar alltid innebär en risk att produktion med höga utsläpp av växthusgaser flyttar till länder där kostnaden för utsläppen är låga.

Fördelen med skatten, jämfört med den administrativt bestämda begränsningen av växthusgasutsläppen i föregående exempel, är att lagstiftarna inte behöver bekymra sig om att olika konsumenter kan ha olika marginalnytta av fordonsbränsle, eller att olika producenter kan ha olika marginalkostnad för produktionen av fordonsbränsle. Om skatten är lika för alla kommer nämligen de konsumenter som har lättast att anpassa sig att reducera sin konsumtion av fossilt bränsle mest (genom att t.ex. välja andra transportsätt som använder mindre fossilt bränsle) och de producenter av fordonsbränslen som har lättast att anpassa sig att reducera sin produktion av fossilt bränsle mest (genom att gå över till produktion av alternativa bränslen).

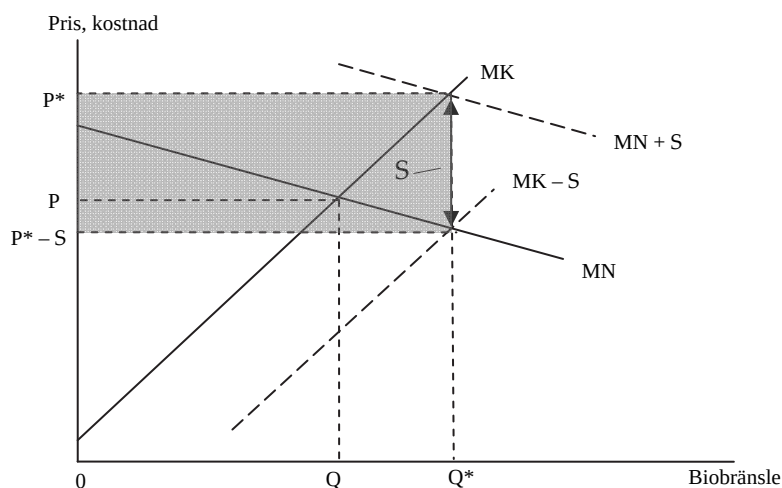
Detta gäller i det statiska fallet. Sett över tiden har skatten ytterligare en fördel jämfört med de administrativa regleringarna eftersom den ger konsumenterna incitament att även fortsättningsvis hitta andra lösningar på transportbehovet (t.ex. fordon som använder mindre fossilt bränsle). Likaledes ger den producenterna av fordonsbränsle starkare incitament att fortsätta ansträngningarna att ta fram drivmedel som innehåller mindre fossil energi och producenterna av fordon incitament att ta fram bränslesnålare fordon. Sådana ansträngningar från producenternas sida kan dessutom understödjas genom att använda de intäkter som genereras av skatten på fossila bränslen för att subventionera dem.

Om det vore möjligt att beskatta växthusgasutsläppen i sig skulle det ge jordbrukare möjlighet att välja åtgärdsstrategi efter vad som ger störst effekt till lägst kostnad givet de lokala förhållandena. Detta är en stor fördel jämfört med regleringar som innebär att alla måste vidta samma åtgärder och minska utsläppen med samma kvantitet. Problemet är, som framgått av kapitel 2 och 3, att det inte är möjligt att beskatta utsläppen i sig då de ofta beror på naturliga biologiska processer och att de inte går att undvika helt, ibland inte ens om verksamheten upphör (gäller t.ex. koldioxid- och lustgasutsläpp från organogena jordar). Dessutom varierar utsläppen med lokala förutsättningar och mellan år (t.ex. lustgas från mark). Om man istället beskattar vissa aktiviteter eller vissa insatavaror har jordbrukaren emellertid fortfarande möjlighet att välja i vilken utsträckning han eller hon vill ändra sitt beteende eller betala skatten. Detta är bättre än att tvinga fram ett visst beteende genom lagstiftning. I praktiken finns det dock inte alltid alternativ till nuvarande aktiviteter som markant minskar utsläppen – t.ex. av metan från idisslarnas fodersmältning.

Subventioner av åtgärder som minskar växthusgasutsläpp

Subventioner har motsatt effekt mot skatter. Om det är konsumenterna som subventioneras innebär det att deras faktiska pris för varan eller tjänsten minskar med värdet av subventionen. Om det är producenterna som subventioneras innebär det att deras marginalkostnad minskar med värdet av subventionen. Effekterna i det statiska fallet visas i Figur 5.3 nedan där vi exemplifierar med en subvention riktad till biobränslen.

Figur 5.3: Effekterna av en subvention på biobränslen.



Utan subvention anges konsumenternas marginalnytta av biobränslen av kurvan MN och producenterna marginalkostnad för produktion av biobränslen av kurvan MK . Detta innebär att konsumenterna är beredda att köpa Q enheter biobränsle till priset P , vilket är precis vad producenterna kräver för att tillhandhålla dem. Om detta leder till för låg konsumtion av biobränsle (dvs. den ersätter inte tillräckligt mycket fossilt bränsle för att tvågradersmålet skall nås) förutsätts, som tidigare, att man kan beräkna hur stor användningen av biobränslen minst måste vara. Vi antar därför att konsumtionen av biobränsle måste uppgå till minst Q^* enheter.

Som framgår av Figur 5.3 kan detta uppnås genom en subvention på S kronor per enhet biobränsle till antingen konsumenter eller producenter. Om subventionen betalas till konsumenterna är de beredda att betala ett pris motsvarande marginalnyttan plus subventionen. Marginalnyttokurvan skiftar således till kurvan $MN + S$. Om subventionen betalas till producenterna sjunker marginalkostnaden med värdet av subventionen. Marginalkostnadskurvan skiftar därmed till kurvan $MK - S$. I båda fallen blir resultatet att biobränsleanvändningen stiger till Q^* medan priset faller till $P^* - S$. Eftersom den verkliga marginalkostnaden uppgår till P^* , leder det också till att kostnaden för subventionerna motsvaras av den markerade ytan i figuren.

I exemplet ovan avser subventionen stöd till användning av en bestämd insatsvara. Subventioner kan dock också utgå till informationsåtgärder eller kompetensuppbyggnad.

I ett statiskt perspektiv kan subventioner till klimatvänliga produktionsmetoder ha samma effekt på reduktionen av växthusgasutsläpp som administrativa regleringar och skatt på växthusgasutsläpp. Jämfört med administrativa regleringar har subventioner som är lika för alla den fördelen att man inte behöver bekymra sig om att olika konsumenter (företag) kan ha olika nytta (kostnader) av den klimatvänliga teknologin. Åter gäller att de som har lättast att anpassa sig (de som har lägst kostnader för att byta teknologi) kommer att öka sin konsumtion av biobränslen och minska sin konsumtion av fossila bränslen mest. Jämfört med skatter på växthusgasutsläpp har subventioner emellertid den nackdelen att de måste betalas och därmed tar resurser i anspråk som kan behövas för andra statliga utgifter (under förutsättning att subventionerna inte betalas av intäkter från en skatt på växthusgasutsläpp).

I det dynamiska perspektivet har subventioner också den nackdelen jämfört med skatter på växthusgasutsläpp att de inte ger konsumenter eller producenter samma incitament försöka hitta bättre lösningar. Visserligen ger de konsumenter incitament att sträva efter lösningar som ersätter mer fossil energi med bioenergi. Det är dock möjligt att det finns andra lösningar på energiproblemet än just bioenergi (teknologier som är effektivare och använder mindre bioenergi eller energiformer som påverkar klimatet ännu mindre än bioenergi). Om subventionerna till klimatvänlig teknologi kombinerades med skatter på växthusgasutsläpp skulle incitamenten för teknologiutveckling och konsumtionsförändringar öka. Hur effektiv lösningen blir beror dock fortfarande på vilka teknologier som subventioneras. Om lagstiftarna saknar information om olika teknologiers effekt på växthusgasutsläppen finns risk att man väljer att subventionera sådana som inte ger lägst kostnad per ton minskade CO₂-ekv. Detta kan vara särskilt relevant för åtgärder för att reducera jordbrukets växthusgasutsläpp eftersom deras effekter är så beroende av lokala förhållanden (jämför kapitel 3 och 4).

Handel med utsläppsrätter

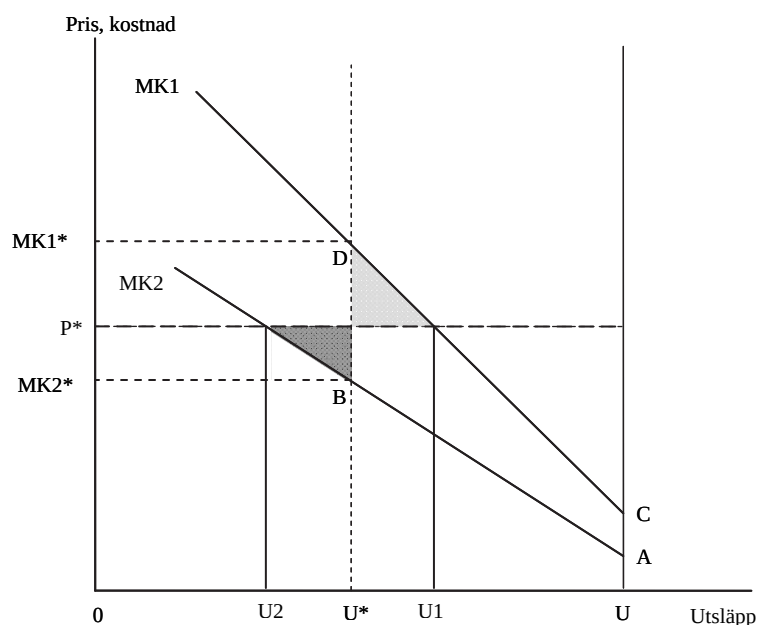
Ovan förutsattes att det dels var möjligt att beräkna hur mycket utsläppen av växthusgaser behöver reduceras för att uppnå tvågradersmålet och dels möjligt

att beräkna hur stor skatten (subventionen) behöver vara för att uppnå den önskade reduktionen av växthusgasutsläppen. Det är emellertid inte säkert att kunskaperna är tillräckliga för detta eftersom det förutsätter att man vet hur känslig efterfrågan (utbudet) är för prisförändringar.

Varje skatt (subvention) som påverkar kostnaden för åtgärder som ökar (minskar) växthusgasutsläpp påverkar naturligtvis också mängden växthusgasutsläpp. Om den sätts för högt (lågt) leder det till att reduktionen blir för stor (liten) i den meningen att kostnaden för minskningen blir högre (lägre) än värdet av minskningen. Som en möjlig lösning på detta informationsproblem har införsel av överförbara utsläppsrätter föreslagits. Hur dessa är tänkta att fungera visas i figur 5.4 nedan.

Förutsättningen är fortfarande att det är möjligt att beräkna hur stora de totala utsläppen högst får vara, t.ex. U ton CO_2 -ekv. Om beslutsfattarna inte känner till företagens marginalkostnader för utsläppsminskning kan det, som i fallet med administrativa styrmedel ovan, vara rimligt att ge dem lika många utsläppsrätter var, d.v.s. motsvarande kvantiteten U^* ton CO_2 -ekv. (utsläppsrätterna kan naturligtvis fördelas efter andra principer, se nedan). Som förut antas också att båda företagen från början släpper ut lika mycket växthusgaser (d.v.s. båda släpper ut den totalt tillåtna kvantiteten U ton). Båda företagen måste således reducera sina utsläpp från U till U^* ton CO_2 -ekv. Som tidigare mäts mängden utsläppsminskning från linjen som markerar kvantiteten U ton CO_2 -ekv. och åt vänster i figuren.

Figur 5.4: Effekterna av överförbara utsläppsrätter för växthusgaser.



Eftersom företag 1:s marginalkostnader för utsläppsminskning (MK1) är högre och växer snabbare än företag 2:s (MK2), är företag 2:s kostnader för reduktionen (ytan U-A-B-U*) lägre än företag 1:s kostnader (ytan U-C-D-U*). Det skulle därmed löna sig för företag 1 att köpa utsläppsrätter av företag 2 om priset är lägre än företag 1:s marginalkostnad för utsläppsreduktion (MK1* om utsläppen måste minska till U*) och för företag 2 att sälja utsläppsrätter till företag 1 om priset är högre än företag 2:s marginalkostnad (MK2* om utsläppen måste minska till U*).

Om företag 2 reducerar sina utsläpp till U2 ton CO₂-ekv. stiger företag 2:s marginalkostnad för utsläppsreduktion från MK2* till P*. Samtidigt kan det sälja rätten att släppa ut (U* – U2) ton CO₂-ekv. till företag 1 som då kan öka sina utsläpp till U1 ton CO₂-ekv. Företag 1:s marginalkostnad för utsläppsreduktion skulle då minska från MK1* till P*. Lösningen skulle ligga i båda företagens intresse eftersom företag 2 gör en vinst motsvarande den mörkare triangeln (priset på utsläppsrätter ”överkompenserar” företaget för kostnaderna för den extra ut-

släppsreduktionen för alla ton CO₂-ekv. utom den sista) och företag 1 gör en vinst motsvarande den ljusa triangeln (eftersom priset på utsläppsrätter är lägre än företagets marginalkostnad för utsläppsminskning för alla ton CO₂-ekv. utom den sista). Lösningen ligger också i samhällets intresse eftersom de totala utsläppen ($U_1 + U_2$) inte överstiger U ton CO₂-ekv. samtidigt som den totala kostnaden för utsläppsreduktionen minskat eftersom företag 1:s marginalkostnad ($MK_1^* - P^*$) har minskat mer än företag 2:s marginalkostnad har ökat ($P^* - MK_2^*$).

Fördelen med överförbara utsläppsrätter, jämfört med klimatskatter, är således att de inte kräver att beslutsfattarna vet vilket pris (skatt) som skall tas ut för att uppnå den önskade reduktionen av växthusgasutsläpp. Detta problem löses av handeln med utsläppsrätter. Beslutsfattarna kan bestämma mängden utsläpp genom att kontrollera det totala antalet utsläppsrätter. På så sätt finns likheter med administrativa styrmedel som också bygger på kvantitetsstyrning. Utsläppsrätterna – som innebär att varje företag tilldelas en rätt att släppa ut en viss mängd växthusgaser (ton CO₂-ekv.) under en viss tidsperiod – kan antingen fördelas mellan företagen via auktionsförfarande eller genom att skänkas bort. Eftersom de kan överlåtas kan företag som har svårare att begränsa sina utsläpp köpa utsläppsrätter från företag som har lättare att göra det. På så sätt bildas ett pris på utsläppsrätter. Genom att successivt minska den totala mängden utsläppsrätter som delas ut kan utsläppsbegränsningarna skärpas på ett smidigt sätt.

Den viktigaste fördelen med handel med utsläppsrätter är att kopplingen mellan vem som utför utsläppsminskningen och vem som betalar för den tas bort. Utsläppsminskningarna kommer att göras av den som klara detta till lägst kostnad medan vem som till sist betalar kommer att bero på hur utsläppsrätterna fördelas. Ett handelssystem kan därför användas för att fördela kostnaden för utsläppsminskningar mellan olika företag i olika sektorer och olika länder genom att ge vissa företag/sektorer/länder en större tilldelning av utsläppsrätter.

Detta gäller i det statiska fallet. I ett dynamiskt perspektiv kan det noteras att företagens incitament att sträva efter att reducera kostnaderna för utsläppsreduktion ytterligare genom att investera i effektivare teknologi bevaras. Om företag 2:s marginalkostnad för utsläppsminskning faller skulle det kunna sälja ännu fler utsläppsrätter till företag 1 och om företag 1:s marginalkostnad för utsläpps-

reduktion faller behöver det inte köpa så många utsläppsrätter av företag 2. De som tilldelats utsläppsrätter kommer också att ha ett intresse av att systemet bibehålls. Detta gör att det kan vara lättare att finna en global lösning än med ett system som bygger på klimatskatter.

Som framgår av diskussionen ovan har utsläppshandel många fördelar och förordas därför av många (se t.ex. SOU 2008:105). Systemet tillämpas också i EU (se fakta ruta nedan) men det har kritiserats. Kan det fungera smidigt i praktiken?

Nackdelen med överförbara utsläppsrätter är att de förutsätter att det är möjligt att övervaka hur mycket växthusgaser respektive företag faktiskt släpper ut. Det är inte säkert att så alltid är fallet, särskilt inte när det gäller jordbrukets utsläpp (se diskussionen i kapitel 2). Vidare är kostnaden för utsläppsminskning mer osäker än vid ett system som bygger på klimatskatter eftersom den beror på priset på utsläppsrätter som avgörs på marknaden. Slutligen kan prisförändringar på marknaden för utsläppsrätter bidra till en större osäkerhet om vilka investeringar i utsläppsminskningar som är lönsamma för enskilda företag.

Utsläppshandel som ekonomiskt styrmedel skapades och implementerades i USA 1995 i samband med lagstiftning om reduktion av svaveldioxid (surt regn). Systemet blev mycket framgångsrikt. I synnerhet blev kostnaderna betydligt lägre än de ursprungliga uppskattningarna. Framgången har fungerat som en förebild för alla som förordar införandet av utsläppshandel för växthusgaser. Kritikerna påpekar dock att det är betydligt svårare och mer komplicerat att införa ett motsvarande system när det gäller växthusgaser än i fallet med svaveldioxid. Man kan vidare peka på andra tillämpningar där utsläppshandel misslyckades, (USEPA, 2002).

Ett antal villkor måste vara uppfyllda för att systemet kan fungera i praktiken, APX (2008), i synnerhet i en internationell kontext. Ett välfungerande och trovärdigt system för rapportering och verifiering av utsläppen är helt avgörande. De utfärdade utsläppsrätterna måste vara spårbara för att skapa förtroende på marknaden. Kännbara böter, dvs. betydligt högre än marknadspriset på utsläppsrätterna bör dömas ut vid överskridande. I annat fall kan det löna sig att betala en bot i stället för att köpa en utsläppsrätt. Utdömda böter måste drivas in vilket

inte alltid är en självklarhet i länder med ett svagt rättssystem. Prisförändringar på marknaden för utsläppsrätter kan bidra till ökad osäkerhet om vilka investeringar i utsläppsminskningar som är lönsamma för enskilda företag. Därför måste marknaden för utsläppsrätter fungera smidigt med någorlunda stabila priser på kort sikt och förutsägbarhet på lång sikt. Möjligheter att spara icke utnyttjade utsläppsrätter samt möjligheter att låna från nästa års tilldelning kan jämna ut tillfälliga svängningar i utbud och efterfrågan och därmed kraftiga prisvariationer. Marknadstransparens genom aktuell marknadsinformation, framtidsprognoser och dylikt är vidare väsentligt för att undvika marknadsmanipulation.

Faktaruta: Utsläppshandel i EU

EU introducerade 2005 ett system för handel med utsläppsrätter för koldioxid kallat EU-ETS. Idag deltar förutom EU-länderna även Norge, Liechtenstein och Island. Systemet är begränsat till företag inom energisektorn och energiintensiv industri. Trots denna begränsning omfattas ca 50 procent av de totala utsläppen av CO₂. (40 procent av de totala utsläppen av växthusgaser) av handelssystemet. EU-ETS består av tre delar: 1) handel med utsläppsrätter, 2) mekanismen för ren utveckling (CDM) och 3) gemensamt genomförande (JI). Den första delen innebär att de företag som omfattas av EU-ETS måste ha utsläppsrätter som motsvarar sina utsläpp under ett år. Utsläppsrätter kan köpas och säljas på marknaden för utsläppsrätter. De senare två delarna innebär att utsläppsminskningar kan genomföras utanför EU men att företag inom EU-ETS bidrar till finansieringen. CDM omfattar projekt i u-länder medan JI täcker projekt i andra länder som har åtaganden enligt Kyotoprotokollet (Annex B länderna).

Den totala mängden utsläppsrätter i systemet fastställs via nationella allokeringsplaner som ska godkännas av EU-kommissionen. I den första fasen av EU-ETS (2005-2007) utprovades systemet men när fas 2 (2008-2012) inleddes minskades antalet utsläppsrätter med 6,5 procent jämfört med 2005 och ytterligare minskningar är att vänta i fas 3 (2013-2020). Varje land fördelar sina utsläppsrätter till företagen i enlighet med den nationella allokeringsplanen. Större delen av utsläppsrätterna har getts bort gratis till företagen men det är tänkt att en allt större andel ska säljas via auktioner i framtiden. Företag som underlåter att skaffa tillräckligt många utsläppsrätter tvingas köpa utsläppsrätter nästkommande år för att täcka underskottet och de bötfälls med 100 Euro per ton koldioxid som de saknar utsläppsrätter för.

2012 utvidgas systemet till att täcka även flygindustrin och vid början av fas 3 (2013) kommer några ytterligare industrier (aluminium, ammonium och petrokemisk) att inkluderas i systemet liksom utsläpp av andra växthusgaser än CO₂ från en del industrier. Detta ökar systemets täckningsgrad från 40 procent av växthusgaserna till 43 procent. De nationella taken för utsläppen ersätts med ett tak för hela EU och för att uppfylla målen om utsläppsminskningar kommer antalet utsläppsrätter att minskas med 1,74 procent per år fram till 2020 vilket resulterar i att antalet utsläppsrätter 2020 är 21 procent lägre än de verifierade utsläppen 2005.

För en utförligare diskussion om EU-ETS se European Commission (2008)

5.3 Stöd till forskning och utveckling av ny teknologi

Det råder enighet om att ny teknik är nödvändig för att lösa klimatproblemet. I synnerhet är tillgången på tekniska lösningar för att minska av växthusgasutsläppen begränsad, både vad gäller antalet lösningar och deras tillämpbarhet för olika företag. Ett pris på växthusutsläpp, exempelvis i form av en skatt, stimulerar i och för sig utvecklingen av ny teknik för att minska dem. Utveckling och, i synnerhet, spridning av ny teknik är emellertid förenad med betydande risker för marknadsmisslyckanden. Detta beror på att satsningar på teknikutveckling ofta leder till nya kunskaper som det kan vara svårt för företaget att ta betalt för. Värdet av investeringar i ny teknik är därför större för samhället än för det enskilda företaget. Samtidigt är risken att satsningen misslyckas större för det enskilda företaget än för samhället som kan dra nytta av många företags ansträngningar. Detta leder till för små forsknings- och utvecklingssatsningar i enskilda företag och till att enskilda företag inte kan förväntas sprida nya tekniska rön till sina konkurrenter om de inte kompenseras för detta.

Ett ytterligare motiv för att stödja utveckling av ny teknik är osäkerheten om de framtida kostnaderna för växthusgasutsläppen. Detta är särskilt viktigt i ett system som bygger på handel med överförbara utsläppsrätter (se föregående avsnitt) eftersom osäkerhet om de framtida kostnaderna för utsläppsrätter kan leda till att företag avstår från att vidta utsläppsreducerande åtgärder pga. att de inte vet om de är lönsamma eller inte.

I Sverige finns inget specifikt stöd för spridning av nya kunskaper. Generellt sett är det också tveksamt om ett sådant stöd skulle vara effektivt eftersom företag som utvecklar verkligt goda idéer har starka incitament att behålla kunskapen för sig själv. När det gäller jordbruket är dock situationen annorlunda på grund av företagens litenhet (d.v.s. inte ens de största lantbruksföretagens produktion påverkar marknadspriset). Detta innebär att lantbrukarna kan sälja hur mycket som helst till rådande marknadspris och således inte konkurrerar med varandra om avsalupriser annat än t.ex. när det gäller vissa nischprodukter eller försäljningskanaler. De har därför ofta inget att förlora på att grannarna anammar samma idéer.³⁰ Att sprida idéerna kan rent av vara till fördel för den som ur-

³⁰ Om var och en kan sälja hur mycket som helst till rådande marknadspris uppfattas efterfrågan som "oändlig" och hur mycket grannen säljer blir ointressant. Det viktiga är istället att man kan hålla kostnaderna på en nivå som inte överstiger marknadspriset.

sprungligen har utvecklat idén eftersom innovationer tenderar att förbättras av användningen (den s.k. *learning by using*). En annan väsentlig skillnad som också följer av litenheten är att teknikutvecklingen i huvudsak sker utanför jordbruksföretaget och sedermera åter- eller överförs till jordbruksföretagen. Det finns stöd för teknikutveckling inom det nuvarande landsbygdsprogrammet – t.ex. stöd till anläggningar för produktion av biogas samt stöd till samarbete för att utveckla nya produkter, processer och tekniker.

5.4 Överlappande styrmedel

Antag att ett företag åläggs att betala skatt på sina utsläpp på, säg 150 kronor per ton CO₂-ekv., och samtidigt minska sina utsläpp med 10 procent. Vid första påseende kan man tro att skatten och den administrativa begränsningen kommer att förstärka varandra. Så är det emellertid inte. Om skatten är kännbar kan företaget finna det lönsamt att minska sina utsläpp med *mer* än 10 procent vilket gör att den administrativa begränsningen *de facto* blir verkningslös. Skulle det, trots skatten, löna sig att släppa ut mer än 90 procent av tidigare volym blir man tvungen att rätta sig efter den administrativa begränsningen och skatten blir verkningslös.

I fallet ovan kan bara ett av styrmedlen vara verksam åt gången. Det finns dock exempel på styrmedel som förstärker varandra. Skulle företaget i exemplet åläggas en skatt (alternativt få en utsläppsrätt) på *samtliga* sina utsläpp samtidigt som det betalar en bränsleskatt på sina inköp av bränsle blir det en dubbelbeskattning. Dubbelverkande styrmedel leder till ökade administrativa kostnader för företag och staten eftersom två system måste hållas i gång. Effekterna blir också svåra att överblicka. Det finns då risk att vissa verksamheter belastas oproportionellt mycket medan andra sliper för lindrigt undan. Det är därför viktigt att utsläppen av växthusgaser endast betalas en gång i produktionskedjan. Ett exempel på detta inom jordbruket är att om diesel belastas med en koldioxidskatt ska inte böndernas utsläpp från traktorer tas med i beräkningarna av hur många utsläppsrätter eller vilken klimatskatt ett jordbruksföretag i övrigt ska betala. Dubbelverkande, eller överlappande styrmedel är inte ovanliga i klimatsammanhang även om exemplet ovan är konstruerat för åskådlighetens skull.

Dubbelverkande styrmedel minskar effektiviteten i att uppnå begränsningar av växthusgasutsläppen. Än värre är det när styrmedlen direkt eller indirekt motverkar varandra. I värsta fall kan två styrmedel som var för sig leder till minska-

de utsläpp i kombination leda till ökade utsläpp av växthusgaser.³¹ Andra exempel på motstridiga styrmedel är EU:s tullar på import av etanol som leder till ett högre pris på, och därmed minskad användning av, etanol. Samtidig har inblandningskrav och subventioner som syftar till att öka användningen av etanol införts. Även om sluteffekten av politiken i detta fall ger minskade utsläpp av växthusgaser är kostnaderna avsevärt mycket högre än vad de hade varit utan tullar.

5.5 Märkning

I de föregående avsnitten diskuterades olika styrmedel som staten kan använda för att minska utsläppen av växthusgaser. Utsläppen skulle också kunna minska genom att konsumenterna frivilligt ändrar sitt beteende och konsumerar ”klimat-smart”. Motsvarigheter finns inom många andra områden med exempelvis konsumtion av miljömärkta varor. När det gäller klimat är märkning under införande. Kan klimatomärkning rent av ersätta statliga åtgärder av det slag som presenterades ovan och om inte vilken roll har staten i sammanhanget.

Som påpekades tidigare har växthusgasutsläpp samma effekt på klimatet oavsett var de inträffar. Risken för fripassagerarbeteende (på andras upppoffringar) gör att frivilliga åtaganden för att minska utsläppen är otillräckliga. Det faktum att en enskild konsuments klimatpåverkan är nästintill obefintlig kan dessutom förstärka detta beteende (se t.ex. en klassisk artikel av Hardin 1968). Även om ett flertal konsumenter väljer att köpa varor med låg klimatpåverkan finns det inga garantier att den sammanlagda effekten blir tillräcklig (se vidare diskussion i Tangemann (2009)). För att konsumenterna skall kunna ta ”rätt beslut” krävs det dessutom tillgång till relevant information för varje produkt (jämför diskussionen i kapitel 2). Ofullständig eller felaktig information kan leda till suboptimering. Det är kostsamt att ta fram en sådan information i den omfattning som skulle krävas och detta saknas i dagsläget. Konsumenten måste dessutom vara kapabel att hantera informationen och väga den mot andra hänsyn, t.ex. annan miljömärkning.

Således kan det konstateras att det faktum att vissa konsumenter konsumerar eller vill konsumera klimativänligt inte innebär att statens ansvar för klimatompoliti-

³¹ Ett sådant exempel är inblandningskrav i bensen kombinerat med subventioner till etanolproduktion (de Gorter and Just 2009).

ken minskar. Frivilliga åtaganden kan naturligtvis ha positiva effekter och frågan uppkommer om staten bör främja detta genom kravet på en *obligatorisk* klimatmärkning. Två skäl talar mot detta. Dels är kunskapsläget, som det påtalades ovan, otillräckligt för att ge en solid och allomfattande grund för en sådan märkning och dels skulle åtgärden vara problematisk i WTO sammanhang. Där tillåts inte användning av styrmedel som baseras på de processer som används vid tillkomsten av en vara utan endast styrmedel som baseras på varans egenskaper. Märkning är ett marknadsgenererat instrument. Statens roll i sammanhanget bör begränsas till redlighetsaspekten dvs. till tillsyn av att det klimatmärkningssystem som används/utvecklas förmedlar så långt som möjligt tillförlitlig information.

5.6 Summering

Som framgår av detta kapitel finns det flera styrmedel som kan användas för att påverka utsläpp av växthusgaser. Vissa används redan, exempelvis subventioner inom landsbygdsprogrammet, men inte med motivet att minska utsläppen av växthusgaser.

Vill man begränsa gårdens *totala* utsläpp, beskatta gårdens totala utsläpp eller inkludera jordbruket i ett system med utsläppsrätter behövs uppgifter om utsläppen på gårdsnivå under basåret samt uppgifter som gör det möjligt att följa utvecklingen över tiden. Eftersom produktionen inom jordbruket baseras på biologiska processer blir det jämfört med andra sektorer både svårt att fastställa en basnivå för ett lantbruksföretag och att övervaka förändringarna. Såväl handel med utsläppsrätter som skatter på växthusgasutsläpp är dock förenliga med principen om att förorenaren ska betala.

Skatt kan läggas på förbrukning av vissa insatsvaror, exempelvis bränsle och mineralgödsel. Alternativt kan skatten läggas på användning av produktionsfaktorer såsom antal husdjur av olika kategorier eller användning av åker, vilket behandlas vidare i kapitel sju. Eftersom den information som behövs för att införa styrmedel av dessa slag finns tillgänglig vore de enkla att tillämpa ur administrativ synpunkt. Det ger också lantbrukaren frihet att välja om han vill ändra sitt beteende, t.ex. genom minskad produktion, eller betala skatten. På så sätt undviker man att enskilda lantbrukare tvingas vidta åtgärder där kostnaderna är högre än skatten på utsläpp.

Subventioner kan läggas på vissa aktiviteter (t.ex. odling av fånggrödor i kombination med vårbearbetning) eller annan verksamhet på gården exempelvis produktion av bioenergi (biogas, eller odling av energiskog). Problemet med subventioner är att de ställer stora krav på informationsunderlaget för att bli effektiva. De behöver också finansieras och om det inte sker via utsläppsskatter är det inte självklart att de är förenliga med principen om att förorenaren ska betala.

Slutligen skulle man kunna använda sig av förbud eller påbud för att vissa aktiviteter/arbetsmoment skulle utföras på ett klimatvänligt sätt, exempelvis reducerad eller ingen jordbearbetning. Styrmedel av detta slag är möjliga men skulle vara svåra eller dyra att övervaka, och ställer dessutom minst lika stora krav på informationsunderlag som subventioner för att bli effektiva.

6

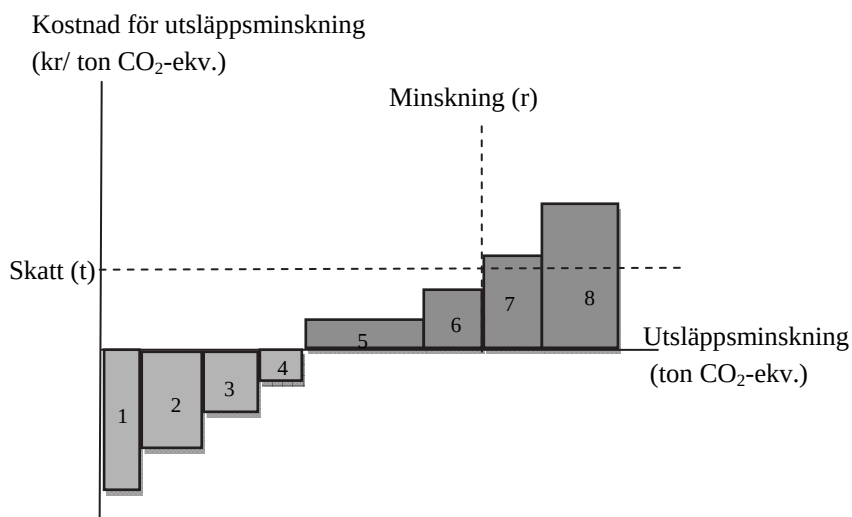
Priser på växthusgasutsläpp

I föregående kapitel har vi diskuterat olika styrmedel som kan användas för att begränsa utsläpp av växthusgaser från jordbruket. I detta kapitel diskuteras hur man kan identifiera vilka åtgärder som är kostnadseffektiva för jordbruket. Ett grundkrav är att kostnaden för utsläppsminskningarna i jordbruket inte överstiger kostnaderna för motsvarande utsläppsminskningar inom andra sektorer. Detta kan uppnås genom att man sätter ett gemensamt *pris på utsläpp* oberoende av inom vilken sektor utsläppet sker. Eftersom det är rationellt för den enskilde företagaren, jordbrukaren eller konsumenten att vidta åtgärder för att minska växthusgasutsläpp så länge åtgärderna kostar mindre än vad man får betala för att utsläppen leder det gemensamma priset på utsläpp till att marginalkostnaden för åtgärderna blir lika i alla sektorer. Att uppskatta priset är dock en svår uppgift på grund av de stora osäkerheter som föreligger, i synnerhet på längre sikt. Trots detta är det betydelsefullt att ha en uppfattning om prisnivån, eftersom det annars är omöjligt att bedöma vilka åtgärder inom jordbruket som är kostnadseffektiva. I praktiken handlar det om att försöka identifiera i vilket härad den korrekta prisnivån ligger.

6.1 Kostnader för minskade utsläpp

Kostnaden för att reducera utsläppen av växthusgaser beror på hur stora minskningar som kommer att krävas. Generellt gäller att ju större minskningar en sektor måste göra desto större blir kostnaden. Ett sätt att beskriva relationen mellan kostnaderna för utsläppsminskningar och nivån på minskningarna är att beräkna marginalkostnaderna för utsläppsminskningarna, det vill säga kostnaden för att minska utsläppen med ytterligare en enhet.

Figur 6.1. Marginalkostnaden för utsläppsminskningar



Kostnaden för att minska utsläppen genom olika åtgärder beskrivs av höjden på staplarna i diagrammet.³² Varje stapel representerar en åtgärd vars kostnad per ton minskade utsläpp kan avläsas på y-axeln. Som visats i kapitel 4 varierar kostnaden mellan olika gårdar på grund av olika lokala förutsättningar. Bredden på varje stapel visar hur mycket en viss åtgärd kan minska utsläppen eftersom utsläppsminskningen mäts på x-axeln. När det finns många aktörer och många olika åtgärder med olika kostnader blir staplarna många och kostnaden för åtgärderna kan beskrivas av en marginalkostnadskurva för utsläppsminskningar, liknande den i figur 5.1 eller 5.4 istället för av staplar. Vissa åtgärder (1 – 4 i figuren) innebär en besparing för de som genomför dem och har därför en negativ kostnad. Exempel på sådana åtgärder inom jordbruket kan vara åtgärder för bättre kväveutnyttjande (jämför kapitel 4). Eftersom det är lönsamt att genomföra åtgärder med negativa kostnader borde dessa redan ha genomförts. Att så inte är fallet kan tyda på att det finns andra kostnader eller svårigheter med att genomföra åtgärderna som inte har fångats av beräkningarna.

³² Diagram 6.1 visar kostnaderna för minskningar av utsläpp vid given tidpunkt. Över tiden kommer kostnaderna för olika åtgärder att förändras bl.a. beroende på teknisk utveckling. För en utförlig diskussion om hur teknisk utveckling påverkar kostnaderna för utsläppsminskningar se Baker, E., et al. (2008), Technical change and the marginal cost of abatement, *Energy Economics*, 30(6), 2799-2799.

Marginalkostnadskurvan kan användas för att uppskatta hur mycket utsläppen minskar om ett pris på utsläpp införs. Om en skatt på t-kronor införs kommer det att kosta mindre att genomföra åtgärderna 1 – 6 än att betala skatten på motsvarande mängd utsläpp, d.v.s. r ton CO₂-ekv. Utsläppen kommer därför att minska med r ton CO₂-ekv. Figuren kan också användas för att illustrerar hur stor kostnaden blir för en given utsläppsminskning. Om man således vill reducera utsläppen med r ton CO₂-ekv. motsvaras kostnaden för det sista tonnet (marginalkostnaden) av kostnaden för den sista åtgärden (d.v.s. höjden på stapel nr. 6) medan den totala kostnaden för samtliga r ton blir ytan av staplarna 5 och 6 minus ytan av staplarna 1 till och med 4 (eftersom dessa leder till besparingar).

Om ett gemensamt pris på utsläpp av växthusgaser införs i alla sektorer kommer varje sektor således att vidta alla åtgärder som kostar mindre än priset för att släppa ut. Nordic Council of Ministers (2007) analyserar kostnaderna för att minska utsläppen av växthusgaser från energi- och transportsektorerna. De finner att de minst kostsamma åtgärderna finns inom energisektorn. Vid ett pris på utsläpp på 60 Euro (600 SEK) per ton CO₂-ekv. kommer i stort sett samtliga åtgärder att vidtas inom energisektorn. Transportsektorn kommer att vidta färre åtgärder och minska sina utsläpp i mindre omfattning, främst genom ökad användning av biodiesel. Den totala minskningen av utsläppen beräknas uppgå till 32 procent av utsläppen år 1990. För att minska utsläppen ytterligare ökar marginalkostnaden kraftigt. Till år 2050 förändras bilden eftersom teknikutveckling möjliggjort minskningar av utsläppen till en lägre kostnad, t.ex. genom användning av metanol som bränsle inom transportsektorn.

6.2 Priser på växthusgasutsläpp

Olika ansatser kan användas för att bedöma storleksordningen på det *rätta* priset på växthusgasutsläpp. En utgångspunkt för en sådan jämförelse på kort sikt skulle kunna vara priset på utsläppsrätter i EU:s handelssystem (EU-ETS). Dessa handlades den 28 september 2009 för cirka 135 SEK (European Climate Exchange 2010). Detta skulle indikera att utsläppsminskningar som kostar mindre än cirka 135 kronor per ton CO₂-ekv. är lönsamma att genomföra i de sektorer som omfattas av handelssystemet. Ett problem med att använda priset på utsläppsrätter är dock att alla sektorer inte omfattas av systemet samt att det har kritiserats för att ha varit alltför generöst i tilldelning av kvoter. Den betydande variationen av priserna på utsläppsrätter medför också betydande osäker-

het. Priserna på utsläppsrätter under perioden januari 2008 till december 2009 varierade mellan cirka 80 och 340 SEK per ton koldioxid (European Climate Exchange 2010).

Ett annat sätt att bedöma prisnivån för utsläpp av växthusgaser är att jämföra med de koldioxidskatter som tillämpas. Den svenska koldioxidskatten på for-
donsbränsle är ca 1 000 SEK/ton CO₂ för bensin eller ca 1200 SEK/ton CO₂ för diesel vilket indikerar att åtgärder som minskar utsläppen inom transportsektorn i Sverige har ett värde motsvarande drygt 1 000 SEK per ton CO₂.³³ Denna nivå är som synes ett flertal gånger högre än nuvarande noteringar inom EU-ETS och skulle innebära att betydligt fler åtgärder skulle klassificeras som lönsamma jämfört med att betala priset för att släppa ut växthusgaserna. Det innebär också att betydligt dyrare åtgärder för att minska utsläppen av koldioxid kommer att genomföras inom den svenska transportsektorn än inom de sektorer som omfattas av EU:s handelssystem där kostnaden för att släppa ut koldioxid är mycket lägre.

För att uppnå tvågradersmålet krävs minskningar av utsläppen som är långt utöver de minskningar som EU:s handelssystem åstadkommer idag. Om det långsiktiga målet är att temperaturökningen inte ska överstiga två grader finns ett antal scenariostudier som indikerar möjliga vägar att nå målet till år 2100. Eftersom ingen kan förutse utvecklingen råder givetvis stor osäkerhet i dessa studier, men för att få en referenspunkt kan nämnas att ett möjligt pris på utsläppsrätter för att nå tvågradersmålet år 2100 är att priset ökar successivt från dagens ca 200 SEK till ca 2 000 SEK (200 EUR) per ton koldioxid inom energisektorn (European Commission 2006). Om samtliga sektorer inkluderas kan priset antas bli lägre eftersom billiga utsläppsminskningar utanför energisektorn kan utnyttjas. I långtidsutredningens basscenario räknar man med ett pris på 1 500 SEK per ton år 2050. SOU 2008:105 och Nordic Council of Ministers (2007) beräknar att utsläppen av växthusgaser kan minskas med ca 60 procent jämfört med

³³ År 2009 var koldioxidskatten 2,44 SEK per liter bensin och 3,007 SEK per liter diesel (Skatteverket 2010). En liter bensin släpper ut ca 2,36 kilo CO₂ medan en liter diesel (MK1) släpper ut ca 2,54 kilo koldioxid (Naturvårdsverket eller SPI) Koldioxidskatten på bensin ger således ett pris på (2,44/2,36*1000=1 034 SEK per ton koldioxid medan koldioxidskatten på diesel ger ett pris på (3,007/2,54)* 000=1 184 SEK.

1990-års nivå i de nordiska länderna om priset på utsläpp uppgår till ca 3 000 SEK (300 Euro)/ton CO₂-ekv år 2050.

Det föreligger ett stort antal modellstudier och beräkningar av marginalkostnader. Resultaten av dessa studier kan vara svåra att jämföra på grund av olika sätt att beräkna utsläpp och vad som inkluderas om t.ex. LULUCF ingår eller inte. Vidare är resultaten helt beroende på de antagande som gjorts om framtiden med avseende på t.ex. ekonomisk och teknisk utveckling. Det som annars är helt utslagsgivande är hur ambitiöst reduktionsmålet är. I en metasanalys³⁴, som syntetiserar resultat från en stor mängd modeller kommer Kuik et al. (2009) fram till att den genomsnittliga marginalkostnaden stiger kraftigt om målet för koncentrationen av växthusgaser i atmosfären skärps till 450 ppm från 600 ppm. Skärpningen leder till en ökning av marginalkostnaden från 250 SEK till 1 290 år 2025 och från 560 SEK till 2 250 år 2050.

Även om resultaten varierar och är osäkra är det klart att priset på utsläpp av växthusgaser kommer att behöva stiga jämfört med nuvarande notering i EU-ETS (135 SEK per ton CO₂-ekv.), i synnerhet om man sätter ambitiösa utsläppsmål.

Olika prisers effekter på jordbrukets växthusgasutsläpp

Prisets betydelse för utsläppsreduktioner inom jordbruket illustreras av De Cara et al. (2005) som indikerar att vid en klimatskatt på cirka 200 SEK (20 Euro)/ton CO₂-ekv., i EU, minskar utsläppen från jordbruket inom EU med 3,9 procent i genomsnitt medan en skatt på 1 000 SEK (100 Euro)/ton medför en minskning med 11,8 procent (40,5 Mt CO₂-ekv.) i genomsnitt.³⁵

Detta stöds av resultaten i Pérez Dominguez (2005) som simulerar marginalkostnaden för minskade utsläpp inom det europeiska jordbruket. Studien indikerar att vid ett pris på utsläpp på cirka 1 000 SEK (100 Euro)/ton CO₂-ekv. minskar utsläppen med mellan 6 och 14 procent i de olika medlemsländerna (EU15).

³⁴ En metaanalys är en statistisk teknik för att kombinera resultat av flera studier som behandlar samma frågeställning.

³⁵ De Cara et al. (2005) använder en linjärprogrammeringsmodell över jordbruket för att simulera effekten av en skatt på utsläpp av växthusgaser. Utsläppen beräknas enligt samma metod som i klimatrapporteringen (se avsnitt 2.2)

Vid ett pris på cirka 500 SEK (50 Euro) är minskningen som mest 7 procent. Studien visar att kostnaderna för att uppnå en minskning av utsläppen varierar kraftigt mellan olika EU-länder. Detta innebär att krav på samma kvantitativa minskning av utsläppen i alla EU-länder skulle medföra högre kostnader för att uppnå en bestämd total minskning än ett enhetligt pris på utsläppen som innebär att utsläppsminskningarna tillåts variera mellan länderna. Effekten av en sådan klimatskatt överskattas dock om hänsyn endast tas till utsläpp inom EU, eftersom en del aktiviteter flyttar till andra länder och därmed minskar inte de globala utsläppen. Risken för att utsläpp flyttar ökar om inte andra länder inför liknande skatter.

I en omfattande studie av kostnader för att minska utsläppen från jordbruket globalt finner Beach *et. al.* (2008) att utsläppen från brukande och jordbearbetning av mark inom jordbruket kan minskas med 25 procent om priset sätts till 300 SEK (40 USD)/ton CO₂-ekv. För ytterligare minskningar stiger kostnaden mycket snabbt. Resultatet antyder att det kan komma att bli kostsamt att minska utsläppen i jordbruket med mer än 25 procent.

6.3 Simuleringar av olika styrmedel

Neufeldt & Schäfer (2008) har simulerat hur olika styrmedel påverkar olika produktionssystem i området Baden-Württemberg i Tyskland. Målet var att minska växthusgasutsläppen med 10 procent. De styrmedel som simulerades var en skatt på alla växthusgasutsläpp på 300 SEK/ ton CO₂-ekv. (30 EUR), en skatt på mineralgödsel (som ledde till en tredubbling av priset), en mer extensiv uppfödning av djur (antalet djurenheter per hektar minskades med 20 procent) samt ett administrativt satt utsläppstak som innebar att varje gård måste sänka sitt utsläpp med 10 procent. Syftet med studien var att identifiera det bästa styrmedlet. En skatt på alla växthusgasutsläpp visade sig vara det mest effektiva instrumentet, men den belastade lantbrukarens ekonomi hårt. Ett utsläppstak på gårdsnivå medförde en lägre kostnad för lantbrukaren. Dock förknippas båda dessa instrument med höga administrativa kostnader på grund av komplexiteten inom jordbrukets produktionssystem. Skatten på mineralgödsel och en mer extensiv produktion är instrument som är lättare att övervaka men mindre effektiva eftersom billigare sätt att minska utsläppen förblir outnyttjade.

Vid en modellering av olika styrmedel inom USA:s jordbrukssektor visade sig utsläppshandel öka intäkterna till jordbruket. Om det istället skulle utformas en administrativ reglering som ger motsvarande reduktion minskade lantbrukets intäkter. Dessutom beräknas priset på koldioxid, om endast åtgärder såsom beskogning och inlagring av kol i betesmarker var tillåtna, bli så högt som 1 082 SEK (USD 160) per ton CO₂-ekv. (de la Torre Ugarte et al. 2009).

6.4 Summering

I kapitlet redovisas möjliga priser för utsläpp av växthusgaser samt hur olika priser påverkar hur stor minskningen av växthusgaser blir inom jordbrukssektorn. Marknadspriset på utsläppsrätter inom EU är för närvarande cirka 135 SEK per ton CO₂, men priset för utsläppsrätter har varierat mellan 80 SEK och 340 SEK per ton CO₂ under perioden 2008-2009.

Att det aktuella priset är lågt, 135 SEK/ton CO₂-ekv., beror på den ekonomiska krisen som gör att produktionen och därmed efterfrågan på utsläppsrätter är förhållandevis låg. Priset kan förväntas stiga när ekonomin stärks. Därför kan det vara rimligt att utgå från ett högre pris som riktmärke för vilka åtgärder som är kostnadseffektiva inom jordbruket. Frågan är då vilket pris.

I Sverige beskattas utsläpp av koldioxid från transportsektorn med cirka 1000 SEK per ton CO₂-ekv. men i andra länder är motsvarande skatt lägre. Andra resultat tyder emellertid på att priset behöver stiga ännu mer t.ex. till 2 250 eller 3 000 SEK år 2050 om tvågradersmålet skall uppnås till år 2100. Osäkerheten är således stor och beror delvis på vilka antaganden som görs om den ekonomiska och teknologiska utvecklingen samt befolkningsutvecklingen. Den enda slutsats som egentligen kan dras är att priset på växthusgasutsläpp måste vara högre än dagens notering på 135 SEK per ton CO₂-ekv. för att nå tvågradersmålet.

I det följande görs beräkningar därför dels utifrån dagens låga pris på utsläppsrätter i EU, 135 SEK per ton CO₂-ekv. och dels utifrån den svenska koldioxidskatten (1 000 SEK per ton CO₂-ekv.) för att illustrera skillnader i konsekvenser för jordbruket.

7

Koppling av styrmedel till åtgärder

I kapitel 5 diskuterades olika styrmedel som kan användas för att påverka utsläpp av växthusgaser: administrativa styrmedel, skatter/subventioner samt utsläppshandel. I detta kapitel görs ett försök att koppla styrmedel till de åtgärder som identifierades i kapitel 3 och 4. Dessa styrmedel kan kopplas till olika stadier i produktionsprocessen/gårdens aktiviteter. De skulle således kunna riktas mot gårdens verksamhet i sin helhet eller mot specifika aktiviteter på gården såsom produktion av olika vegetabilier (t.ex. vete), animalier (t.ex. mjölk), direkt produktion av klimattjänster (exempelvis genom att plöja ner träkol eller odla fånggrödor i kombination med vårbearbetning), produktion av bioenergi (biogas, energiskog) m.m. Ett tredje alternativ är att rikta styrmedel mot gårdens användning av resurser: insatsvaror såsom gödsel, foder, bränsle, m.m. och/eller användning/tillgång till primära produktionsfaktorer som arbete, kapital (maskiner/byggnader), husdjur och åker/betesmark. Slutligen kan man rikta styrmedlen mot management och produktionsmetoder/teknik som används (d.v.s. syftet är att påverka hur något görs).

Presentationen i kapitlet följer indelningen ovan. Inledningsvis diskuteras inordnande av jordbruket i ett system för handel med utsläppsrätter. Detta kan ses som en styrmedel riktad mot gårdens verksamhet i dess helhet. Andra styrmedel som också avser hela gården är beskattning av gårdens totala utsläpp, betalning för en verifierad minskning av gårdens samlade utsläpp samt införande av ett system med försäljning av "offsets" från jordbruket till andra sektorer. Diskussionen nedan fokuseras på handel med utsläppsrätter men slutsatserna är tillämpliga också för övriga styrmedel riktade mot hela gårdens verksamhet.

När det gäller såväl skatter som subventioner är diskussionen av principiell natur d.v.s. fokus ligger på de incitament dessa styrmedel ger och inte på den förväntade effekten av att ett styrmedel införs. Den förväntade effekten kan endast uppskattas om man känner till hur priskänslig efterfrågan är. En sådan information finns inte tillgänglig.

7.1 Styrmedel riktade mot gårdens verksamhet i sin helhet

Analysen i kapitel 5 och 6 visade att handel med utsläppsätter kan vara en effektiv åtgärd för att hantera växthusgasproblematiken i samhället som helhet.³⁶ Systemets effektivitet ökar ju fler sektorer, i synnerhet sådana med stora utsläpp, som ansluts till det. Av dessa skäl vore det önskvärt att inkludera jordbruket i handeln. Även sett ur jordbrukets/en enskild gårds perspektiv finns det fördelar med att gården ses som en helhet. Det ger nämligen gården frihet att mot bakgrund av verksamhetens naturgivna, tekniska och marknadsmässiga förutsättningar välja vilka åtgärder som skall vidtas för att minska växthusgasutsläppen, förutsatt tillräcklig information eller att rådgivning finns. Strategier för utsläppsminskningar på gården måste ta hänsyn till systemet som helhet, exempelvis det ömsesidiga beroendet mellan växtodling och djurhållning. Hediger (2006) och Janzen et al. (2005) menar att gårdsperspektivet är viktigt då en enskild aktivitet eller åtgärd kan påverka gårdens utsläpp i både positiv och negativ riktning. Gårdsperspektiv gör det således enklare att se hur den totala effekten blir av en viss aktivitet eller åtgärd (Janzen *et al.*, 2005; Schils *et al.*, 2005; Schils *et al.*, 2007). Trots dessa fördelar finns det ett stort antal problem som vid en närmare analys gör handeln med utsläppsätter mindre lämpligt för jordbruket.

Utsläppshandel kräver t.ex. att den totala mängden utsläpp kan beräknas för att sedan kunna fördelas på antalet företag som ingår i systemet. Kvantifieringsmetoden måste inbegripa en *baseline*, vilka gränsdragningar som ska göras, hantering av risken för att utsläpp flyttas till ett annat land/sector samt permanensen i åtgärderna (Thomassin, 2003; Smith *et al.*, 2007). En *baseline* definieras som de utsläpp som skulle ske i frånvaron av åtgärder (Thomassin, 2003). På gårdsnivå är således en *baseline* den förväntade utsläppsnivån för gården under business-as-usual-scenario (Smith *et al.*, 2007).

Att mäta utsläpp och utsläppsförändringar från varje gård är, som framgått av diskussionen i kapitel 2, emellertid problematiskt framför allt på grund av att utsläppen av lustgas och koldioxid från mark kan variera mycket mellan gårdar. Det finns därför stora *osäkerheter* vid kvantifieringen av växthusgasutsläppen

³⁶ Ett gemensamt pris på utsläpp i alla sektorer leder till att de åtgärder som vidtas för att minska utsläppen blir kostnadseffektiva (se kapitel 6).

från jordbruket, framför allt utsläppen från de biologiska processerna. Ett system med individuella utsläppsrätter baserade på varje gårds faktiska utsläpp skulle således vara behäftat med höga transaktionskostnader och stor osäkerhet. Transaktionskostnaderna ökar dessutom med komplexiteten i metoden för att kvantifiera utsläppen (Thomassin, 2003). Ett system för utsläppshandel kräver också ett regelverk för att skapa krediter på ett juridiskt korrekt sätt (Thomassin, 2003). Detta regelverk ska också följas upp, kontrolleras och utvärderas. Det finns studier som hävdar att kostnader för övervakning kan vara låga och det finns studier som visar det omvända (se Mooney *et al.*, 2004; Smith, 2004). Övervakningskostnaderna varierar både mellan sektorer och typer av utsläpp och åter gäller att de ökar med komplexiteten i metoden för övervakning (Thomassin, 2003).

Den beräknade minskningen av utsläppen från en viss åtgärd kommer att bero på vilka gränsdragningar som görs samt på risken för att åtgärden leder till att utsläpp flyttar utanför landets gränser. Gränsdragningarna måste vara väl definierade för att identifiera möjliga utsläppsminskningar. Gränsdragningen kan både innefatta systemgränser såväl som att identifiera aktiviteter som minskar utsläppen (Thomassin, 2003). Det kan finnas svårigheter att identifiera aktiviteter som minskar utsläppen på grund av att förutsättningarna på gårdsnivå är regionala.

Utsläppsrätter kommer bara att ges för de utsläpp som reduceras under första åtagandeperioden. Olika investeringar som minskar utsläppen före eller efter denna period kommer inte att ingå. Detta kommer att påverka beslutsprocessen inför investeringar. Det kan också skapa incitament för att senarelägga investeringar och investera i kortsiktigt projekt som har störst inverkan under den första perioden (Thomassin, 2003). Det finns också ett dilemma när det gäller permansen i åtgärden. T.ex. förändras markens kolförråd över tiden och påverkas av hur den brukas. Om man ska bedöma effekten av åtgärder för att lagra in kol i marken måste man således ta hänsyn till hur framtida förändringar i markanvändning kommer att påverka kolförrådet. Detta kräver emellertid ytterligare kontrollåtgärder vilket ökar transaktionskostnaderna.

Ett alternativ till utsläppshandel vore att tillåta jordbruket att sälja utsläppskrediter till andra sektorer. I USA finns det en omfattande diskussion om s.k. ”offsets” i jordbruket och vissa bedömare har sett detta som en framtida, bety-

dande, inkomstkälla för sektorn (se t.ex. Adams 2009). De problem med kvantifiering och verifiering som diskuterades ovan gäller emellertid även vid försäljning av offsets. I praktiken omfattar ett offset-system ett antal väldefinierade aktiviteter och inte hela gårdar. Exempelvis tecknar CCX (Chicago Climate Exchange, en klimatbörs baserad på frivilligt deltagande) kontrakt (s.k. Carbon Financial Instruments, CFI) inom områdena insamling och förbränning av metan, reducerad jordbearbetning, odling av flerårig vall, skogsplantering samt skötsel av betesmarker (se www.chicagoclimateexchange.com). En kravspecifikation finns för varje åtgärdestyp och extern verifiering tillämpas. Spotpriserna låg på ca 50 SEK (7,40\$) per ton CO₂-ekv. 2008 men sjönk betydligt under 2009. Situationen i EU är annorlunda eftersom det finns möjligheter att subventionera miljö- och klimatvänliga aktiviteter genom landsbygdsprogrammet. Att låta jordbruket sälja offsets skulle dock kunna avlasta programmet såtillvida att finansiering av aktiviteter som annars skulle ha subventioneras av skattebetalarna delvis kan övertas av privata finansiärer. De stora problemen i sammanhanget är frågan om additionalitet (att inte betala för sådant som ändå skulle ha gjorts) och risker för dubbelräkning om det offentliga fortsätter att finansiera andra men kanske besläktade aktiviteter.

Sammantaget innebär dessa problem att ett system med utsläppshandel och försäljning av offsets inte förefaller vara kostnadseffektiva lösningar för att reducera jordbrukets utsläpp av växthusgaser

7.2 Styrmedel riktade mot specifika aktiviteter på gården samt mot gårdens resursanvändning och management

När det gäller styrmedel riktade mot specifika aktiviteter på gården är fördelen att deras omfattning lättare kan observeras och mätas. Undantaget är möjligen direkt produktion av klimattjänster (exempelvis kolinlagring i naturbetesmarker) vilket skulle kräva en inspektion på gården. Både skatter och subventioner kan användas vilket åter innebär att gården har frihet att välja vilka åtgärder som bör vidtas mot bakgrund av naturgivna, tekniska och marknadsmässiga förutsättningar. Skatteinstrumentet kan också ofta utformas så att transaktionskostnaderna blir låga. Om skatten exempelvis belastar konsumtionen av en vara som en pålaga på marknadspriset är övervakningskostnaderna och kostnaderna för insamling av skattemedlen små. Subventioner har vanligen högre transaktionskostnader eftersom de utgår för en specifik prestation och det behöver kontrolleras

ras att denna prestation verkligen utförs. Detta kan vara mer eller mindre resurskrävande beroende på prestationens art.

För styrmedel riktade mot gårdens resursanvändning finns information också relativt lättillgänglig. En skatt kan exempelvis läggas på mineralgödsel eller fossila bränslen, på antalet husdjur m.m. (förenligt med principen att förorenaren betalar). Alternativt kan man subventionera antalet hektar naturbetesmarker (leder till ökad kolinlagring i mark) eventuellt i kombination med ett tak för antalet betesdjur per hektar för att motverka att betestrycket blir för högt. Kopplingen mellan användningen av en viss resurs och de växthusgasutsläpp den orsakar är dock olika tydliga och någon form av differentiering kan då eventuellt behövas. En skatt på fossilt bränsle behöver inte differentieras eftersom en given mängd fossilt bränsle orsakar samma mängd växthusgasutsläpp oavsett var den används. På gården beror mineralgödselns växthusgasutsläpp på flera faktorer som hänger samman med hur effektivt växterna utnyttjar det tillförda kvävet. En skatt på mineralgödsel kan därför öka incitamenten att optimera gödselgivan även med hänsyn till dess effekter på växthusgasutsläpp och behöver inte differentieras mellan gårdar.³⁷ De växthusgasutsläpp som ett visst slag av husdjur genererar varierar inte heller särskilt mycket mellan gårdar eftersom de huvudsakligen beror på djurslagets matsmältningssystem (se kapitel 2). Ett undantag är dock nötkreatur där metanproduktionen kan variera mellan individer p.g.a. skillnader i energibehov. En husdjursskatt behöver dock inte differentieras mellan gårdar, däremot bör den differentieras mellan olika slag av husdjur. Det senare är emellertid relativt oproblematiskt.

Som framgår av den tidigare diskussionen kan management av resurser eller det sätt olika arbetsmoment utförs på (t.ex. vad gäller traktorkörning, gödselspridning) ha betydande effekter. Styrmedel riktade mot management är generellt svårare och kräver övervakning. Förbud respektive påbud kan dock användas för att eliminera användning av vissa tekniker och främja användning av andra.

³⁷ Varje gård anpassar sin användning av mineralgödsel så att den blir så effektiv som möjligt givet de priser som råder. Införandet av en skatt, som är lika för alla gårdar, ökar priset på mineralgödsel och därmed också incitamenten hushålla med gödseln. Incitamenten kommer emellertid att vara olika stora för olika gårdar eftersom de har olika mycket att vinna beroende på lokal förhållanden.

Nedan följer en lista på styrmedel kopplade till olika typer av åtgärder enligt följande uppdelning:

1. Styrmedel kopplade till åtgärder för att begränsa växthusgasutsläppen genom att påverka användningen av enskilda insatsvaror
2. Styrmedel kopplade till åtgärder för att begränsa växthusgasutsläppen genom att påverka hur aktiviteter utförs (management)
3. Styrmedel kopplade till åtgärder för att begränsa växthusgasutsläppen genom att påverka omfattningen av produktionen.

I varje avsnitt har vi också försökt samla åtgärder med likartat syfte under samma delrubrik (t.ex. åtgärder för att påverka användning av gödsel som insatsvaror, respektive åtgärder som syftar till att förbättra hantering av gödsel). Notera emellertid att samma styrmedel kan kopplas till flera åtgärder.

7.3 Styrmedel kopplade till åtgärder för att påverka användningen av insatsvaror

Fossil energi

Som framgick i kapitel 2 leder gårdens användning av fossil energi för fältarbete, transporter och uppvärmning till utsläpp av koldioxid. Ett sätt att minska gårdens växthusgasutsläpp vore således att minska förbrukningen av fossil energi. Åtgärder för detta inkluderar förbättrat underhåll av traktorer, maskiner och fastigheter, byte till alternativa drivmedel (etanol, biodiesel, biogas), effektivisera energianvändningen för uppvärmningsändamål och byte från olja och direktverkande el till andra energislag (spillvärme, värme från halm- eller fliseldning, värmepump).

En skatt på fossil energi skulle öka gårdens incitament att vidta sådana åtgärder. En sådan skatt finns redan i Sverige. Diesel för fordonsbränsle (MK1) beskattas således med 3,007 SEK/liter (eller ca 1,18 SEK/kilo koldioxid eftersom 1 liter diesel släpper ut ungefär 2,54 kg koldioxid vid förbränning). Tidigare har dock 79 procent av koldioxidskatten (2,38/3,007) på diesel till jordbruksmaskiner återbetalats. Denna restitution kommer att minska till 0,90 SEK per liter diesel år 2015 (se kapitel 4). Detta innebär att jordbruket år 2015 kommer att betala

2,11 SEK/liter diesel d.v.s. ca 810 SEK/ ton CO₂. Detta kommer naturligtvis att öka jordbrukets incitament att begränsa användningen av diesel. Det är dock möjligt att skatten på fordonsbränsle behöver kompletteras med förändringar i lagstiftning (t.ex. typgodkännande av traktorer och andra arbetsmaskiner) för att underlätta anpassningen till alternativa bränslen för lantbruket.

Vidare betalar jordbruket endast 21 procent av koldioxidskatten på bränslen för uppvärmning, det vill säga 220 SEK/ton CO₂ i dag (prop. 2009/10:41). Fram till 2015 kommer denna andel att stiga till 60 procent, det vill säga till 600 SEK/ton CO₂. Detta ändrar förutsättningarna i kalkylen i tabell 4.19 på så sätt att energikostnaden stiger med 36 270 SEK per år (93 ton CO₂* (0,6-0,21)*1 000 SEK). Samtliga alternativa uppvärmningssystem blir då lönsamma, allt annat lika. I detta fall bör skatten möjligen kombineras med subventioner till alternativa energislag. Argument för detta skulle kunna finnas om byte till icke-fossil energi är förenad med stora kostnader på grund av att det också förutsätter uppbyggnad av och anslutning till distributionsnät för förnybar energi.

Om subventionerna finansieras med hjälp av intäkterna från skatten på fossil energi (som gården alltså tvingas betala om den inte vidtar några åtgärder) är de också förenliga med principen att förorenaren skall betala. Som också framgått av kapitel 4 finns sådana subventioner redan i landsbygdsprogrammet, där stödet till modernisering av jordbruksföretag tillförts 50 miljoner SEK per år för investeringar med klimatkoppling (Jordbruksdepartementet, 2009).

En effektivare energianvändning kan också förutsätta informationsinsatser för att öka lantbrukets kunskap om hur gårdens energianvändning ser ut och vilka aktiviteter eller åtgärder som går att utföra på gårdsnivå. Dessa informationsinsatser kan medföra kostnader vilket kan minska lantbrukarnas intresse att delta i dem. Detta skulle kunna motverkas genom subventioner till energirådgivning som därmed skulle kunna vara ett kompletterande styrmedel. Dessa subventioner skulle också kunna finansieras av intäkter från skatten på fossilt bränsle för att göras förenliga med principen att förorenaren betalar.

Mineralgödsel

Tillverkningen av mineralgödselkväve ger upphov till utsläpp av koldioxid och lustgas (se figur 2.5 och kapitel 3). En åtgärd för att begränsa dessa utsläpp vore

således att gården minskade sin användning av mineralgödselkväve. Detta kan uppnås med hjälp av en *växthusgasskatt* på mineralgödsel.³⁸

Eftersom det vore effektivast att angripa problemet där det uppstår, d.v.s. i produktionen av mineralgödsel, skulle en sådan skatt betalas av tillverkaren. Det är värt att notera att tillverkningen kommer att inkluderas i EU:s system för handel med utsläppsrätter från och med år 2013 (se faktaruta kapitel 5). Beroende på hur priserna på utsläppsrätter utvecklas kan detta ge större eller mindre incitament att minska utsläppen vid tillverkningen. Med det nuvarande priset på växthusgasutsläpp (135 SEK per ton CO₂-ekv.) skulle produktionskostnaden per kilo kväve stiga med 0,135*6,7 SEK enligt uppgifterna i kapitel 3. Om priset på växthusgasutsläpp stiger till 1 000 SEK per ton CO₂-ekv. skulle produktionskostnaden per kilo kväve stiga med 1*6,7 SEK. Det finns dock redan idag tekniker för att producera kvävegödsel med betydligt lägre växthusgasutsläpp, och produktionskostnaderna skulle då förmodligen inte öka i lika stor omfattning som exemplen ovan antyder.

Om tillverkarna lyckas övervältra hela denna kostnadsökning på lantbrukarna kan priset förväntas stiga från dagens 7,26 till 8,26 SEK per kilo kväve i mineralgödsel. Skulle priset på växthusgasutsläpp å andra sidan vara 1 000 SEK per ton CO₂-ekv. skulle priset på mineralgödsel stiga från 7,26 till 13,97 SEK per kilo kväve. Detta ökar också lantbrukarnas incitament att optimera gödselgivan. Då denna problematik har att göra med hur aktiviteter utförs på gården återkommer vi till den i nästa avsnitt.

7.4 Styrmedel kopplade till åtgärder för att påverka hur aktiviteter utförs

Sparsam körning

Som tidigare konstaterats leder fältarbeten till utsläpp av koldioxid från jordbruksmaskiner. En åtgärd för att minska dessa utsläpp är därför så kallad sparsam körning som inte har några negativa effekter på produktionsresultatet (se

³⁸ Växthusgasskatt på mineralgödselkväve ska inte sammanblandas med den tidigare skatten på kväve i mineralgödsel, vilken syftade till att minska övergödningen av vattendrag. Den här skatten är tänkt att leda till en minskning av växthusgasutsläpp vid tillverkning av mineralgödsel. Det finns dock synergieffekter mellan skatterna.

kapitel 3). Att lära sig och tillämpa sparsam körning borde också vara av intresse för jordbrukarna eftersom det sänker kostnaderna för drivmedel (och möjligen för arbetskraft). En skatt på fossil energi leder naturligtvis till att incitamentet att minimera bränsleanvändningen ökar ytterligare. Diskussionen i kapitel 3 antydde emellertid att kunskapen om hur mycket bränsleåtgången kan sänkas med hjälp av sparsam körning kan vara begränsad. Kunskapen kan ökas genom information och utbildning. Detta kan emellertid vara förenat med kostnader, inte minst på grund av tidsåtgången. För att minska dessa kostnader skulle en subvention kunna vara ytterligare ett styrmedel. Då det är relativt lätt att kontrollera omfattningen av sådana aktiviteter borde transaktionskostnaderna var begränsade. Om sådana subventioner kan finansieras med intäkterna från skatten på fossilt bränsle skulle de också vara förenliga med principen att förorenaren skall betala.

Reducerad jordbearbetning

Beräkningarna i kapitel 4 visade att bränsleåtgången och därmed koldioxidutsläppen påverkas av jordbearbetningen. Av kapitel 3 framgick vidare att jordbearbetningen också kan påverka omsättningen av organiskt material och därmed koldioxid- och lustgasutsläppen från mark. Reducerad jordbearbetning framförs därför ofta som en åtgärd för att bevara eller öka kolinlagringen i mark och därmed minska koldioxidavgången till atmosfären. Beräkningarna i kapitel 4 visade att reducerad jordbearbetning kan leda till så stora besparingar i drivmedelskostnader att åtgärden är lönsam för gården. Diskussionen i kapitel 3 visar emellertid att sambandet inte är entydigt. Således kan reducerad jordbearbetning både öka och minska koldioxidutsläppen från bränsleåtgång och utsläppen av lustgas från mark beroende på jordens egenskaper och odlingsförhållandena.

Mot denna bakgrund skulle subventioner till informationsinsatser avseende jordbearbetningssystem kunna vara ett sätt underlätta för gården att optimera jordbearbetningen. Åter gäller att transaktionskostnaderna borde vara begränsade eftersom det är lätt att kontrollera aktiviteternas omfattning. Subventionerna skulle delvis kunna motiveras med att det är svårt att beskatta utsläppen av lustgas och koldioxid från mark p.g.a. den stora variationen. De skulle också kunna finansieras av intäkterna från en skatt på fossil energi och därmed vara förenliga med principen att förorenaren skall betala. Incitamenten att delta i sådana aktivi-

teter kommer att öka då priset på fossila drivmedel ökar på grund av skatteförändringen.

Dränering

I kapitel tre konstaterades att god dränering minskar risk för packningsskador och ökar markens syreinhåll. Detta kan både leda till ökad avkastning per hektar och till minskade lustgasutsläpp från denitrifikationsprocessen. Förbättrad dränering kan således vara en åtgärd för att reducera gårdens växthusgasutsläpp. Emellertid är det svårt att kvantifiera och verifiera lustgasutsläpp från mark. De varierar också beroende på lokala förhållanden. Detta gör att det är svårt att utforma något styrmedel för att öka incitamenten för att vidta åtgärder.

Odling av foder

En åtgärd för att minska gårdens utsläpp av växthusgaser kan vara att minska inköp av foder med höga växthusgasutsläpp eller att styra odlingen av foder i riktning mot odlingssystem och foderväxter som utnyttjar kvävet effektivt eller som kan fixera kväve ur luft, se kapitel 3. Variationen i utsläpp mellan fodermedel i figur 3.2 beror på skillnader i odling processning och transport, t.ex. i mängd tillfört kväve, förbrukad energi och avkastning per hektar. Om såväl utsläpp från fossil energi som från produktionen av mineralgödselkväve beskattas skulle således spannmål, rapsmjöl och soja belastas hårdare än ärt/åkerböna. För grödor som soja kan emellertid en mycket stor del av utsläppen orsakas av avskogning (utsläpp orsakade av avskogning ingår emellertid inte i de skillnader i utsläpp som redovisas i figur 3.2) och dessa utsläpp belastas inte fullt ut av skatterna på fossil energi och mineralgödselkväve. Om det vore möjligt att beräkna storleken på dem skulle soja i Sverige kunna beläggas med en avgift motsvarande de kostnader som utsläppen från avskogning ger. Av handelspolitiska skäl är det emellertid svårt med avgifter på särskilda produkter, sojan blir då diskriminerad i förhållande till svenskodlade foderprodukter.

En tänkbar lösning för att få jordbruket att ta hänsyn till de större växthusgasutsläppen från soja skulle kunna vara att subventionera ersättningsgrödorna foder, spannmål, raps och ärt/åkerböna. Möjligen kan en hektarbaserad ersättning utgå inom ramen för landsbygdsprogrammet, även om praktiska problem föreligger, eftersom detta numera också syftar till att begränsa växthusgasutsläpp. För att göra subventionen förenlig med principen att förorenaren skall betala kan den

finansieras med växthusgasskatterna på mineralgödselkväve och fossila bränslen.

Optimering av gödselgivan

För att minska växthusgasutsläppen från såväl mineralgödsel som stallgödsel kan optimering av gödselgivan vara effektivt. Detta uppnås delvis genom att välja rätt tidpunkt, plats och teknik för gödsling men också genom att analysera näringsinnehållet i stallgödsel samt beräkna skördens storlek för att undvika att ge ett större näringstillskott än grödan behöver (se kapitel 3). Optimering av gödselgivan förutsätter information om de förutsättningar som råder på gården. Att skaffa sådan information (t.ex. analys av stallgödsel, markkartering) är dock inte utan kostnader. En växthusgasskatt på tillverkningen av mineralgödselkväve kan öka incitamenten till informationsanskaffning eftersom den ökar kostnaden för höga kvävegivor. Det är dock möjligt att förväntningarna på vad som kan uppnås inte är tillräckliga för att motivera kostnaderna för informationsanskaffningen. Skatten kan därför behöva kompletteras med subventioner till informationsinsatser för att öka verkningsgraden. Som förut gäller att subventionerna skulle vara förenliga med principen att förorenaren betalar om de finansieras med intäkter från, exempelvis, skatten på mineralgödselkväve. Det kan noteras att subventioner till informationsinsatser angående näringstillförsel finns i landsbygdsprogrammet genom t.ex. Greppa Näringen.

För s.k. platsspecifik kvävegödsling, en annan åtgärd som kan minska utlakningen och därmed övergödningen och risken för lustgasavgång från mark, behöver man också kunna analysera hur grödans kväveinnehåll varierar mellan och också inom fält. Lantbrukare kan hyra in en maskinstation för att utföra tjänsten alternativt investera i en egen N-sensor. Beräkningarna i tabell 4.5 visar emellertid att åtgärden är lönsam redan utan skatt på mineralgödselkväve om man hyr in tjänsten från en maskinstation.

Tidpunkten för spridning av gödsel påverkar också hur mycket av kvävet som utlakas och därmed gårdens indirekta utsläpp av lustgas (se kapitel 3). Eftersom det är väl känt att utlakningen ökar under perioder med låg eller ingen tillväxt, eller när marken inte är bevuxen, kan ett förbud mot att sprida gödsel vid vissa tidpunkter, något som redan finns idag, vara ett effektivt sätt att minska de indirekta lustgasutsläppen.

Anläggning av fånggröda i kombination med vårbearbetning

Anläggning av fånggröda i kombination med vårbearbetning reducerar utlakningen av kväve och därmed de indirekta utsläppen av lustgas från mark (se kapitel 3). Å andra sidan kan anläggning av fånggröda leda till kostnader i form av ett sämre skörderesultat (se kapitel 4). Eftersom det inte går att beskatta lustgasutsläppen i sig då de är svåra att mäta kan det motivera subventioner för anläggning av fånggröda. Sådana subventioner finns redan idag i landsbygdsprogrammet (det primära motivet är dock att minska utlakning av kväve och fosfor till vattendrag). Eventuellt skulle subventionen kunna kombineras med och finansieras av en avgift för ”bar mark”. Eftersom det går att kontrollera om ett fält har vegetation eller ej borde transaktionskostnaderna i form av kostnader för övervakning vara begränsade. Alternativt skulle subventionerna kunna motiveras med att odling av fånggröda ökar kolbindningen i marken.

Rötning av flytgödsel

Gårdens produktion av stallgödsel genererar utsläpp av såväl lustgas som metan (se kapitel 3). Genom rötning av flytgödsel kan utsläppen från lager minska samtidigt som biogas kan produceras och användas för gårdens egna energibehov eller säljas. Enligt diskussionen i kapitel 3 kan rötad gödsel också vara ett bättre gödselmedel än orötad eftersom den innehåller mer direkt växttillgängligt kväve och är mer lättflytande.

En skatt på fossil energi och en skatt på växthusgaser från tillverkningen av mineralgödselkväve ger gården incitament att utnyttja stallgödseln bättre. När det gäller gårdsbaserad biogasproduktion är investeringskostnaderna dock mycket höga (se kapitel 4). Om produktionen av biogas överstiger de egna behoven behövs dessutom avsättning av energin utanför gården för att åtgärdens fulla potential skall kunna realiseras. De höga kostnaderna och svårigheterna med att distribuera gas från gården kan initialt minska intresset för gårdsbaserad biogas. Skatten på fossil energi och mineralgödselkväve skulle därför kunna kompletteras med subventioner till sådana anläggningar. Subventionerna kan finansieras av intäkterna från skatten på fossil energi eller från växthusgasskatten på mineralgödsel. Möjlighet till sådana subventioner finns i landsbygdsprogrammet vilket innebär att åtgärden i vissa fall lönar sig på gårdsnivå redan i dag, se beräkningar i anslutning till tabell 4.13.

Lagring av stallgödsel

Beträffande lagring av stallgödsel kan utsläppen av metan och lustgas reduceras med en bra täckning eller behandling av stallgödseln. Täckning eller behandling av stallgödseln minskar ammoniakförlusterna vilket också minskar behovet av mineralgödselkväve i fält. En skatt på mineralgödsel skulle därför öka incitamenten för lantbrukaren att ta till vara värdet av stallgödseln genom, exempelvis, täckning eller behandling av flytgödseln.

Enligt tidigare beräkningar skulle en växthusgasskatt på mineralgödsel öka produktionskostnaden per kilo kväve med $0,135 \cdot 6,7$ SEK (vid ett pris på 135 SEK per ton CO₂-ekv) eller med $1 \cdot 6,7$ SEK (vid ett pris på 1 000 SEK per ton CO₂-ekv). Detta innebär ett pris om ca 8 SEK/kg kväve respektive ca 14 SEK/kg kväve för lantbrukaren om tillverkarna lyckas övervältra hela denna kostnadsökning och om inga produktionsförändringar görs som påverkar utsläppsnivån. Hur nettokostnaden för täckning eller behandling per m³ svinflytgödsel påverkas av en prisökning på mineralgödselkväve från 7 till 8 respektive 14 SEK framgår av tabell 7.1.

Tabell 7.1 Förändringen av nettokostnaden i kr per m³ svinflytgödsel täckt eller behandlad vid olika priser på kväve

	Nuläge	Ökning av pris på N till 8 SEK	Ökning av pris på N till 14 SEK
Spänntak	8,37	8,27	7,47
Syrabehandling	11,67	11,59	10,94
Halmtäckning	2,25	2,19	1,73

Det kan noteras att i inget av fallen blir åtgärden lönsam för gården. Utsläpp från lagring av stallgödsel är emellertid relativt lätta att identifiera och mäta. Därmed är det också möjligt att beskatta dem. Om man således, utöver en skatt på mineralgödselkväve, även beskattar de växthusgasutsläpp som sker från själva gödselbrunnen (se tabell 4.14) kan det konstateras att en skatt på 0,135 SEK per kilo CO₂-ekv. inte räcker för att något av behandlings/täckningsalternativen skall bli lönsamma. Om skatten däremot är 1 SEK per kilo CO₂-ekv. visar det sig att både syrabehandling och täckning med halm blir lönsamma, se tabell 7.2.

Tabell 7.2 Kostnad för täckning eller behandling av svinflytgödsel med hänsyn tagen till skatt på växthusgasutsläpp från gödselbrunnen.

Typ av täckning/behandling	Bruttokostnad för täckning/behandling (SEK/ m ³ gödsel)	Värde av insparat kväve, SEK/ m ³	Besparing på grund av minskade växthusgasutsläpp, SEK/ m ³	Nettokostnad (SEK/m ³ gödsel)
Ingen				
Spänntak	9,35	1,86	0,86	5,77
Syra	12,45	1,48	17,82	- 6,84
Halm	2,81	1,06	13,63	- 11,88

7.5 Styrmedel kopplade till åtgärder avsedda att påverka produktionens omfattning

Minskad animalieproduktion

Metan är en av de viktigaste växthusgaserna i jordbruket. Enligt diskussionen i kapitel 2 orsakas huvuddelen av metanutsläppen av idisslarnas fodersmältning, vilket framför allt påverkas av djurens foderintag (mängd och till viss del även fodrets sammansättning). Å andra sidan finns det ett positivt samband mellan djurets foderintag och dess produktivitet. Åtgärder för att minska foderintaget kan därmed öka växthusgasutsläppen per kg animalieprodukt vilket inte är kostnadseffektivt. Den effektivaste åtgärden för att minska jordbrukets utsläpp av metan tycks därför vara att begränsa antalet husdjur/idisslare. Detta skulle kunna göras genom att beskatta gårdens husdjur/idisslare (differentierat efter djurslag). Problemet är att en sådan skatt innebär risk för att importen från länder som inte har samma beskattning ökar. I så fall skulle växthusgasutsläppen inte minska utan bara flytta utomlands. Detta går att undvika genom att låta skatten belasta konsumtionen av animalieprodukter, istället för innehavet av djur, vilket skulle höja priset på all animaliekonsumtion oavsett var produkterna kommer ifrån (jämför koldioxidskatten på fordonsbränsle). Detta leder till minskad efterfrågan på animalieprodukter vilket, i förlängningen, kommer att minska antalet husdjur. För att åtgärden skall vara kostnadseffektiv behöver skatten differentieras mellan olika djurslag beroende på hur stora växthusgasutsläpp de orsakar.

Tanken på en begränsning av animaliekonsumtionen har funnits länge. Argumenten har dock varierat och först på senare tid har klimateffekterna lyfts fram. Det omoraliska i att äta kött överhuvudtaget, negativa miljöeffekter generellt sett, onödigt lyx eller resursslöseri eftersom protein och energi som skulle kunna konsumeras direkt av människor ”förloras” genom att passera djurens magar har varit vanliga argument, se exempelvis Singer (Guardian, 12 juli 2006).

Klimatargument för en begränsning av konsumtion av animaliska livsmedel är i korthet att det rör sig om en betydande volym och att den går att påverka. Enligt FAO:s uppskattningar kan 18 procent av de globala växthusgasutsläppen hänföras till animalieproduktionen (nöt, häst, får, get, kamel, gris och fjäderfä) (Steinfeld *et al*, 2006). Enligt Goodland och Anhang (2009) är utsläppen betydligt högre. Författarna vill tillskriva husdjuren hela 51 procent av utsläppen.³⁹ Alla dessa utsläpp hänförs naturligtvis inte till animaliekonsumtionen eftersom husdjur hålls av andra skäl (dragkraft i jordbruket, transporter etc.). Observera vidare att siffran omfattar alla utsläpp, d.v.s. även bränsleförbrukning vid transport, förädling etc. av animalieprodukter. Oavsett hur man räknar blir dock utsläppen och därmed potentialen för minskningar betydande. För att detta skall komma till stånd måste konsumtionen och, som ett resultat av det, produktionen minska. Till skillnad från vegetabiliska stapelvaror där efterfrågan är tämligen prisokänslig anpassar sig konsumtionen av animalier tydligt till priset. Efterfrågans pris känslighet varierar mellan olika animalieprodukter, lägst för mjölk mest för kött. Den betydande uppgången av nötköttskonsumtionen i Sverige som inträffade efter EU-inträdet och efterföljande reformer av den gemensamma jordbrukspolitiken, vilket resulterade i betydligt lägre priser, illustrerar detta med all önskvärd tydlighet.

Ett räkneexempel kan illustrera vilka storleksordningar det rör sig om. En ung tjur som väger 600 kg släpper ut 0,1 ton metan under sin livstid. En metanskatt motsvarande nuvarande noteringar (värdemässigt) på koldioxid inom EU:s utsläppshandel (135 SEK/ton) skulle landa på 290 SEK per djur. Detta motsvarar en fördyring med 97 öre per kg slaktat kött i lantbrukarledet. Skulle metan be-

³⁹ Skillnaderna beror delvis på att FAO använder omräkningsfaktorn 1 kg metan = 21 kg koldioxidekvivalenter medan Goodland och Anhang (2009) använder omräkningsfaktorn 1 kg metan = 72 kg koldioxidekvivalenter. Båda är korrekta men faktor 21 avser effekten på 100 års sikt medan faktor 72 avser effekten på 20 års sikt som är större eftersom metan bryts ner relativt snabbt.

skattas lika hårt som koldioxidutsläpp i transportsektorn (1 000 SEK/ton) skulle fördyringen bli så mycket som 2 100 SEK per djur eller 7 SEK per kg kött! En motsvarande kalkyl för en mjölkko, som släpper ut 0,14 ton metan per år och mjölkar 8 000 kg skulle innebära en fördyring med 6 respektive 40 öre/ kg mjölk i lantbrukarledet.

7.6 Summering

I kapitlet diskuterades vilka styrmedel som skulle kunna kopplas till åtgärder för att reducera utsläppen av växthusgaser på gårdsnivå på ett kostnadseffektivt sätt. Det konstaterades att styrmedel riktade mot gårdens verksamhet som helhet (handel med utsläppsrätter eller beskattning av växthusgasutsläpp i sig) inte kan förväntas vara kostnadseffektiva eftersom detta förutsätter att växthusgasutsläppen kan mätas. Då en stor del av jordbrukets utsläpp orsakas av naturliga processer (lustgas från kvävet omsättning i marken) är detta villkor inte uppfyllt.

Styrmedlen bör istället riktas mot specifika aktiviteter eller mot gårdens användning av resurser där sambanden mellan aktiviteter och resursanvändningen å ena sidan, och utsläppen av växthusgaser å den andra, kan bestämmas med större säkerhet. Att sambanden kan bestämmas med större säkerhet innebär emellertid inte att effekterna på växthusgasutsläpp är identiska för alla gårdar utan även i detta fall finns en betydande variation beroende på lokala förhållanden. Detta innebär att administrativa åtgärder som fodrar att lagstiftaren har god kännedom om den enskilda gårdens förhållanden i de flesta fall inte heller kan förväntas vara kostnadseffektiva. De styrmedel som används bör lämna utrymme för de enskilda gårdarna att välja de åtgärder som passar bäst givet deras speciella förutsättningar. Detta kan uppnås genom att förändra gårdens kostnader för de aktiviteter eller resurser som genererar växthusgasutsläppen via skatter och subventioner.

Vilka åtgärder som blir kostnadseffektiva avgörs av priset (skatten) på växthusgasutsläpp. Av diskussionen i kapitel 6 har framgått att det för närvarande inte finns något enhetligt sådant pris. Beräkningarna i detta kapitel har därför gjorts dels utifrån antagandet att priset motsvarar den nuvarande noteringen i EU-ETS (135 SEK per ton CO₂-ekv.) och dels att det motsvarar den svenska koldioxidskatten på fordonsbränsle (1 000 SEK per ton CO₂-ekv.). Inom detta spann blir, utöver de åtgärder som genererar ett positivt resultat, åtgärder såsom byte av uppvärmningssystem, produktion av biogas genom rötning av stallgödsel,

täckning av flytgödsel med halm samt syrabehandling av flytgödsel vara intressanta. Det bör dock noteras att det är de lokala förhållandena som ytterst avgör om en enskild gård kommer att vidta åtgärder eller välja att betala kostnaden för utsläppen.

REFERENSER

- Adams, D.C. 2009. Agriculture and greenhouse gas cap-and-trade. Policy Issues 3, 1-5
- Andersson, E. & Wall, A. 2009. Restriktioner av växthusgasemissioner – hur påverkas lantbruksföretagens ekonomi och produktionsinriktning? Examensarbete 559. SLU, Uppsala.
- Agroväst, 2009. Ekonomi och kalkyler [<http://www.agrovast.se/precision/index-filer/Page725.htm>] Besökt: 2009-08
- AirClim (2009). "Växthusgaserna". Luftförorenings- och klimatsekretariatet. www.airclim.se.
- Albertsson, 2010. Jordbruksverket. Kontakt jan 2010.
- Angervall, T., Sonesson, U., Ziegler, F. & Cederberg, C. 2008. Mat och klimat – en sammanfattning om matens klimatpåverkan i ett livscykelperspektiv. Rapport 776, SIK Institutet för livsmedel och bioteknik. Göteborg
- APX, 2008. CAP and Trade: From all sides now. www.apx.com
- Aronsson, H & Torstensson, G. 2001. Insådda fånggrödor som redskap att minska kväveutlakningen - Aktuella resultat från utlakningsförsök i södra Sverige. Teknisk rapport 61. SLU, Avdelningen för vattenvårdslära.
- Aronsson, H & Torstensson, G. 2009. *Långsiktiga effekter av flytgödsel och fånggrödor på växtnäringsdynamik i marken och utlakning. Mellby försöksfält 1989-2009*. Ekohydrologi 114 Uppsala 2009. Enheten för biogeofysik och vattenvård. Sveriges lantbruksuniversitet. ISRN SLU-VV-EKOHYD—114-SE. ISSN 0347-9307.
- Arvidsson, J., Atterdagsdotter, B-L., Bölenius, E., Etana, A., Gunnarsson, S., Karlsson, S-E., Keller, T., Mårtensson, B., Myrbeck, Å., Rydberg, T., & Westlin, A. 2008. *Jordbearbetningsavdelningens årsrapport 2007*. Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Arvidsson, J., Atterdagsdotter, B-L., Bölenius, E., Etana, A., Gunnarsson, S., Karlsson, S-E., Keller, T., Mårtensson, B., Myrbeck, Å., Rydberg, T., & Westlin, A. 2007. *Jordbearbetningsavdelningens årsrapport 2006*. Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Baker, E., et al. (2008), Technical change and the marginal cost of abatement. *Energy Economics*, 30; 2799-2799
- Beach, R.H., B.J. DeAngelo, S. Rose, C. Li, W. Salas and S.J. DelGrosso (2008), "Mitigation potential and cost for global agricultural greenhouse gas emissions". *Agricultural Economics*, 38; 109-115.
- Berglund, Ö., Berglund, K. & Sohlenius, G. 2009b. Organogen jordbruksmark i Sverige 1999-2008. Rapport 12, Avd för hydroteknik, Inst för markvetenskap, Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala
- Berglund, M., Cederberg, C., Clason, C., Henriksson, M., & Törner, L. 2009a. *Jordbrukets klimatpåverkan – underlag för att beräkna växthusgasutsläpp*

- på gårdsnivå och nulägesanalyser av exempelgårdar.* Delrapport i JOKER- projektet, Hushållningssällskapet Halland. ISBN: 91-88668-63-0
- Berglund, M., Wall, A., Andersson, E., Clason, C., Henriksson, M. odat. *Jordbrukets klimatpåverkan – åtgärder för att minska lantbruksföretagets växthusgasutsläpp.* Delrapport i JOKER-projektet, Hushållningssällskapet Halland. *Manuskript.*
- Bernesson, S & Nilsson, D. 2005. *Halm som energikälla - Översikt av existerande kunskap.* SLU, Institutionen för biometri och teknik Rapport – miljö, teknik och lantbruk 2005:07. ISSN 1652-3237.
- BiogasSyd, 2009. *Gårdsbaserad biogasproduktion, Lönsamhetsberäkningar.* Faktablad 2009-01-30.
- Cederberg, C., Flysjö, A., Sonesson, U., Sund, V. & Davis, J. 2009b. Greenhouse gas emissions from Swedish consumption of meat, milk and eggs 1990 and 2005. SIK Report No 794, Institutet för livsmedel och bioteknik
- Cederberg, C., Sonesson, U., Henriksson, M., Sund, V. & Davis, J. 2009a. Greenhouse gas emissions from Swedish production of meat, milk and eggs 1990 and 2005. SIK Report No 793, Institutet för livsmedel och bioteknik
- Cederberg, C., Berlin, J., Henriksson, M. & Davis, J. 2008. Utsläpp av växthusgaser i ett livscykelperspektiv för verksamheten vid livsmedelsföretaget Berte Qvarn. SIK-rapport 777, Institutet för livsmedel och bioteknik.
- Cederberg, C. 2009. Utsläpp av växthusgaser i foderproduktionen – underlag till klimatcertifiering av animaliska livsmedel. Rapport 2009:2 Klimatmärkning för mat
- Chatskikh D., Olesen J.E., Hansen E.M., Elsgaard L. & B.M. Petersen. 2008. *Effects of reduced tillage on net greenhouse gas fluxes from loamy sand soil under winter crops in Denmark.* Agriculture, Ecosystems and Environment 128; 117-126.
- Clason, C, 2009. Rådgivare VÄXA Halland. Egna beräkningar. CoupModel
- [<http://www.lwr.kth.se/vara%20datorprogram/CoupModel/NetHelp/default.htm>] Våra datorprogram – CoupModel Besökt 2009-11-16
- Danielsson, R. 2009. Metanproduktionen hos mjölkkor utfodrade med hög andel grovfoder. Examensarbete 282, Institutionen för husdjurens utfodring och vård, Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala
- Danska EPA, 2009. Life Cycle Assessment of Slurry Management Technologies. Wesnæs, M., Wenzel, H. & Molt Petersen, B. Environmental Project No. 1298 2009.
- Davis, J. & Haglund, C. 1999. Life Cycle Inventory (LCI) for Fertiliser Production – Fertiliser products used in Sweden and Western Europe. Rapport 654, SIK Institutet för livsmedel och bioteknik. Göteborg
- De Cara, S, M. Houzé och P.-A. Jayet (2005) ,“Methane and Nitrous Oxide Emission from Agriculture in the EU: A Spatial Assessment of Sources

- and Abatement Costs". *Environment and Resource Economics*, 32; 551-583.
- de Gorter, H., Just, R D. 2009. "Why Sustainability Standards for Biofuel Production Make Little Economic Sense." Cato Institute Policy Analysis No. 647, Washington D.C. <http://www.cato.org/pubs/pas/pa647.pdf>
- Edström, M., Nordberg, Å. & Ringmar, A. 2005. *Utvärdering av gårdsbaserad biogasanläggning på Hagavik*. JTI-rapport 31, Kretslopp och Avfall.
- EEA (2005). *Climate change and a European low-carbon system*. EEA Report No. 1/2005. European Environment Agency. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- ELCD. 2008. ELCD core data sets 1.0.1. <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/datasetArea.vm>. © European Commission 1995-2007
- Eriksson, J., Andersson, A. & Andersson, R. 1997. Tillståndet i svensk åkermark. Rapport 4778. Naturvårdsverket, Stockholm
- Ericsson K. 2004. Miljöeffekter av reducerad jordbearbetning – i jämförelse med traditionell plöjning. En kunskapssammanställning av HIR Malmöhus.
- EUCAR [European Council for Automotive R & D], CONCAWE, & JRC [Joint Research Centre, European Commission]. 2007. Well-to-Wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context. Well-to-Tank Report, Version 2c, March 2007. Available at <http://ies.jrc.ec.europa.eu/WTW.html>
- European Climate Exchange (2010), ECX EUA Futures Contract: Historic Data European Climate Exchange.
- European Commission (2006), *World Energy Technology Outlook – 2050. WETO-H₂*, EUR 22038. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- European Commission (2009). The role of European agriculture in climate change mitigation – Commission Staff Working Document. SEC (2009) 1093 Final.
- EU-kommissionen 2002. Europeiska gemenskapernas officiella tidning 24.11.2002 C 325/107.
- Flodström, E., Sjödin, Å. & Gustafsson, T. 2004. Uppdatering av utsläpp till luft från arbetsfordon och arbetsredskap för Sveriges internationella rapportering. SMED och SMED & SLU nr 2 2004, Svenska MiljöEmissionsData. Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut, Norrköping.
- Flysjö, A., Cederberg, C. & Strid, I. 2008. LCA-databas för konventionella fodermedel – miljöpåverkan i samband med produktion: Version 1. Rapport 772, SIK Institutet för livsmedel och bioteknik. Göteborg
- Fogelberg, F., Baky, A., Salomon, E. & Westlin, H. 2007. *Energibesparing i lantbruket år 2020 - Ett projekt utfört på uppdrag av Statens naturvårdsverk*. JTI — Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala 2007

- Frostgård, G. 2009. *Behovsanpassad kvävegödsling minskar utlakningsrisken*. Växtpressen, Yara AB. ISSN 0346-4989.
- FVM, 2008. Landbrug og klima - analyse af landbrugets virkemidler til reduktion af drivhusgasser og de økonomiske konsekvenser. Fødevarerministeriet december 2008.
- Goodlang och Anhang. 2009. World Watch November/December. www.worldwatch.org
- Gren, I-M. & Scharin, H. 2006. Styrmedel i vattenpolitiken – vad säger ekonomisk teori och empiri? Vatten 62:131-138. Lund 2006.
- Greppa. 2010. Analysera stallgödsel – Greppa näringen.
- Hardin G. 1968. The tragedy of the commons. Science 162: 1243-1248.
- Hediger, W. 2006. *Modeling GHG emissions and carbon sequestration in Swiss agriculture: An integrated economic approach*. International Congress Series 1293 (2006) 86-95. http://stud.epsilon.slu.se/208/1/nilsson_r_090526.pdf
- Hörndahl, T. 2007. Energiförbrukning i jordbrukets driftsbyggnader – en kartläggning av 16 gårdar med olika driftsinriktning. JBT Rapport 145, Inst för jordbrukets biosystem och teknologi, Sveriges Lantbruksuniversitet. Alnarp.
- IndividRAM, 2008-2009/ IndividRAM, 2008-09 till 2009-08 Gruppering mjölk – foder (kr/ko och dag)
- IPCC. 2006. *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories – Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan. www.ipcc.ch
- IPCC (2007a), FN:s klimatpanel 2007: Den Naturvetenskapliga Grunden. Fjärde utvärderingsrapporten från Intergovernmental Panel on Climate Control. www.naturvardsverket.se.
- IPCC, (2007b). *Climate Change 2007- The Physical Science Basis, IPCC Fourth Assessment Report, Working Group 1*. Solomon, S. Qin, D. Manning, M. Marquis, M. Averyt, K. Tignor, M.M.B. Miller, H.L. & Chen, Z. sid 32. [<http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4-wg1-ts.pdf>]
- IPCC (2007c), FN:s klimatpanel 2007: Syntesrapport. Fjärde utvärderingsrapporten från Intergovernmental Panel on Climate Control. www.naturvardsverket.se
- Janzen, H.H. Angers, D. A. Boehm, M. Bolinder, M. Desjardins, R. L. Dyer, J. A. et.al. 2005. *A proposed approach to estimate and reduce net greenhouse gas emissions from whole farms*. Canadian journal of soil science [0008-4271] Year: 2006 vol: 86 iss: 3 pg:401-418.
- Jenssen & Kongshaug, G. 2003. Energy consumption and greenhouse gas emissions in fertiliser production. Proc 509 från Int Fertiliser Society
- Jordbruksverket, 2001. *Gödselproduktion, lagringsbehov och djurtäthet i olika djurhållningssystem med grisar*. Referens Albertsson, B. Rapport 2001:13.

- Jordbruksverket, 2007. *Minskat kväveläckage*.
[<http://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Jordbruksstod/JS61.pdf>]
- Jordbruksverket, 2008b. *Reducerad jordbearbetning*. Jordbruksinformation 28-2008.
- Jordbruksdepartementet (2009). Förslag till ändring av Sveriges Landsbygdsprogram för perioden 2007-2013. Promemoria 2009-07-02. Dnr: Jo2007/3215 mfl.
- Jordbruksverket, 2009b. *Investeringsstöd för biogasanläggningar*.
[<http://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Jordbruksstod/LSI14.pdf>] 2009-12-07
- Jordbruksverket, 2009c. *Konsekvensbeskrivning - Remissversion*, 2009-10-16, Föreskriftsändringar i Jordbruksverkets föreskrifter och allmänna råd om miljöhänsyn i jordbruket. Dnr 23 2775/09.
- Jordbruksverket, odat. Programmet STANK in MIND (ett hjälpmedel i miljöinriktad växtnäringssrådgivning till lantbrukare, se Lagringsförluster)
[<http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/odling/vaxtnaring/radgivning/stankinmind/omstankinmind.4.6beab0f111fb74e78a78000102.html#Bestallning>] Besökt under 2009
- Karlsson, A. 2009. Maskinstationsföreläsare, Enköpings maskinstation. Per tel, 070-620 47 65. 2009-08-18.
- Kasimir Klemedtsson, Å. 2009. Hur mycket lustgas blir det vid odling av biobränslen på åkermark i Sverige? Rapport till Energimyndigheten 2009.
- Kuik, O., et al. (2009), Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions: A meta-analysis, *Energy Policy*, 37; 1395-1403.
- Landsbygdsprogram för Sverige år 2007-2013, Regeringskansliet, Stockholm 2007
- Lantz, M. 2004. *Gårdsbaserad produktion av biogas för kraftvärme – ekonomi och teknik*. Examensarbete, augusti 2004. Institutionen för teknik och samhälle, Avdelningen för miljö- och energisystem.
- Lantz, M., Ekman, A. & Börjesson, P. 2009. Systemoptimerad produktion av biogas – en miljö- och energisystemanalys av Söderåsens biogasanläggning. Rapport 69, Miljö- och energisystem, Lunds tekniska högskola.
- Larsolle, A. & Hansson, P-A. 2008. *Samband mellan inomfältvariation och lönsamhet vid precisionsodling*. Institutionen för energi och teknik, SLU.
- Livsmedelsverket. 2008. På väg mot miljöanpassade kostråd - Vetenskapligt underlag inför miljökonsekvensanalysen av Livsmedelsverkets kostråd. Rapport 9 - 2008, Livsmedelsverket.
- Lunneryd, 2003. Unique Decision Making with Focus on Information Use, The case of converting to organic milk production. Doctoral thesis, SLU, Uppsala, 2003. ISSN 1401-6249. ISBN 91-576-6421-8.
- Maljanen, M., Hytönen, J., Mäkiranta, P., Alm, J., Minkkinen, K., Laine, J. & Martikainen, P., 2007. Greenhouse gas emissions from cultivated and

- abandoned organic croplands in Finland. *Boreal Environment Research*, 12;133-140.
- Mellansvenska försökssamarbetet 2001- 2008. *Mellansvenska försöksrapporten 2001-2008*. [<http://www.sveaforsoken.nu/>]
- Mooney, S., Antle, J.M., Capalbo, S.M., Paustian, K., 2004. *Influence of project scale on the costs of measuring soil C sequestration*. *Environment Management* 33 (S1), S252–S263.
- Naturvårdsverket
www.naturvardsverket.se/upload/05_klimat_i_forandring/minska_utslappen/berakning_av_CO2-utslapp.xls
- Naturvårdsverket. 2007a. En ännu varmare värld – växthuseffekten och klimatets förändringar. Fälth & Hässler, Värnamo
- Naturvårdsverket. 2007b. Sweden's national inventory report 2008 – Appendix 18 Thermal values and Emission factors energy GWP conversion factors. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket 2009a, "National Inventory Report 2009. Sweden. Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change", http://www.swedishepa.se/upload/05_klimat_i_forandring/statistik/2008/NIR_submission_2009.pdf
- Naturvårdsverket, 2009b. Sveriges åtagande i Baltic Sea Action Plan, Förslag till nationell åtgärdsplan. Rapport 5985.
- Neufeldt, H. & Schäfer, M. 2008. *Mitigation strategies for greenhouse gas emissions from agriculture using a regional economic-ecosystem model*. *Agriculture Ecosystems & Environment* 123: 305-316
- Neuman, L. 2009. Kartläggning av energianvändning på lantbruk 2008. Borås: LRF konsult
- Nilsson, 2009. *Optimal inkalvningsålder för rekryteringskvigor till mjölkproduktion - relaterat till data ifrån egen besättning*. Husdjursvetenskap - Examensarbete 15hp Litteraturstudie SLU, Uppsala 2009.
- Nissen, Knud. Precisionsodlingstekniker, Lantmännen. Per mail, knud.nissen@lantmannen.com. 2009-08-10.
- Nordgren, P. 1998. Inkalvningsålderns betydelse för lönsamheten i mjölkföretaget. En rapport från Mjölkekonomi. Svensk Mjölk.
- Nordic Council of Ministers (2007), Climate 2050. The road to 60-80 percent reductions in the emissions of greenhouse gases in the Nordic countries, in Nordic Council of Ministers (ed.), *TemaNord*.
- Norman, J., Jansson, P-E., Farahbakhshazad, N., Butterbach-Bahl, K., Li, C. & Klemedtsson, L. 2008. *Simulation of NO and N2O emissions from a spruce forest during a freeze/thaw event using an N-flux submodel from the PnET-N-DNDC model integrated to CoupModel*. *Ecological Modelling* Volume 216, Issue 1, 10 August 2008, Pages 18-30.
- Olesen J E, Hansen E M, Elsgaard L. 2005. Udlægning af drivhusgasser ved pløjefri dyrkningssystemer. I: Olesen, J.E. 2005. Drivhusgasser fra jordb-

- ruget – reduktionsmuligheter. DJF rapport Markbrug nr 113. Danmarks JordbrugsForskning. Tjele.
- Olesen, J.E. Schelde, K. Weiske, A. Weisbjerg, M.R. Asman, W.A.H. och Djurhuus, J. 2006. Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 112; 207-220.
- Pérez Dominguez, I. (2005), Greenhouse Gases: Inventories, Abatement Costs and Markets for Emission Permits in European Agriculture - A modelling Approach, Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn.
- Prop. 2009/10:41. Vissa punktskattefrågor med anledning av budgetpropositionen för 2010. www.regeringen.se/sb/d/108/a/134192.
- Prop. 2008/09:162. En sammanhållen klimat- och energipolitik. www.regeringen.se/content/1/c6/12/27/78/4ce86514.pdf · svenska
- Rodhe, L., Ascue Contreras, J., Tersmeden, M., Ringmar, A. & Nordberg, Åke. 2008. Växthusgasemissioner från lager med nötflytgödsel. JTI-rapport R 370.
- Rodhe, L. 2009. Växthusgasförluster vid lagring och spridning av stallgödsel - optimal gödselhantering ur klimatsynpunkt. Kurs för klimatrådgivare inom Greppa Näringen, Alvesta 12 nov 2009.
- SCB, 2009 *Om användning av handelsgödsel*
[http://www.ssd.scb.se/databaser/igraph/MakeGraph.asp?onpx=y&pxfile=tmp20092189312346MI1002B1.px&PLanguage=1&menu=y&gr_type=1] 2009-02-18
- Schils, R.L.M. Olesen, J.E. del Prado, A. & Soussana, J.F. 2007. *A review of farm level modeling approaches for mitigating greenhouse gas emissions from ruminant livestock system*. *Livestock Science*, 112; 240-251.
- Schils, R.L.M. Verhagen, A. Aarts, H.F.M. & Šebek, L.B.J. 2005. A farm level approach to define successful mitigation strategies for emissions from ruminant livestock systems, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 71; 163-175.
- Skatteverket 2010.
www.skatteverket.se/download/18.ed340c11d3fb2d88680005357/skattesatser+2009.pdf
- Skogsaktuellt, 2009. *Marknad, noteringar*.
[<http://www.skogsaktuellt.se/?p=2135&kategori=210>] Besökt 2009-12-01
- Sköldbberg, H & Unger, T. 2008. Effekter av förändrad elanvändning/elproduktion - Modellberäkningar. Elforsk rapport 08:30.
- Smith, P. 2004. *Monitoring and verification of soil carbon changes under Article 3.4 of the Kyoto Protocol*. *Soil Use and Management*. 20; 264-270
[<http://www3.interscience.wiley.com/journal/118773231/issue>]
- Smith, P. Martino, D. Cai, Z. Gwary D. Janzen, H. Kumar, P. McCarl, B. Ogle, S. O'Mara, F. Rice, C. Scholes, B. Sirotenko, O. Howden, M. Mcallister, T. Pan, G. Romanenkov, V. Schneider, U. Towprayoon, S. Wattenbach, M

- and Smith, J. 2007a. *Greenhouse gas mitigation in agriculture*. The Royal Society 2008, 363, 789-813.
- Smith, P. Martino, D. Cai, ZC. Gwary, D. Janzen, H. Kumar, P. McCarl, B. Ogle, S. O'Mara, F. Rice, C. Scholes, B. Sirotenko, O. Howden, M. Mcallister, T. Pan, GX. Romanenkov, V. Schneider, U. Towprayoon, S. 2007b. Policy and technological constraints to implementation of greenhouse gas mitigation options in agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 118; 6-28.
- Snyder, C.S., Bruulsema T.W., Jensen T.L. & Fixen P.E. 2009. Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 133; 247-266.
- Sommer S., Möller H. & Petersen S. 2001. Reduktion af drivhusgasemission fra gylle og organisk affald ved biogasbehandling. DJF rapport Husdyrbrug nr. 31, Danmarks JordbrugsForskning, Tjele.
- Sonesson, U., Berglund, M. & Cederberg, C. 2009. Utsläpp av växthusgaser vid produktion av griskött – underlag till klimatcertifiering. Rapport 2009:5 Klimatmärkning av livsmedel.
- SOU. 2007a. Sverige inför klimatförändringarna – hot och möjligheter. Statens offentliga utredningar 2007:60
- SOU 2008:105 Långtidsutredningen 2008. Fritzes, Stockholm.
- Soussana, J. F. Fuhrer, J., Jones, M. & van Amstel, A (eds.). 2007. The greenhouse gas balance of grasslands in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121 (1-2). Special issue.
- SPI (Svenska Petroleuminstitutet) www.spi.se/omraknfakt.asp
- Steinfeld, H. Gerber, P. Wassenaar, T. Castel, V. Rosales, M. & de Haan, C. 2006. Livestock's long shadow – environmental issues and options. Food and Agriculture organization of the United Nations (FAO). Rome, Italy.
- Stern, N. 2007. The Economics of climate change- the Stern Review. Cabinet Office, HM Treasury, London.
- Stiglitz, J. 2000. Economics of the public sector (third edition). WW Norton and Co, London.
- Swedish Biogas, 2010. Priser för levererad biogas Nm3 som avser 2009-01-18. Kontakt: Anders Månsson växtodlingsansvarig, telefon: 013 465 08 72
- Tangermann, S. 2009. Who should be responsible? Consumer choice versus government policy. Föredrag vid workshop "Political consumption: Shopping for a better world, is it possible?" Uppsala. www.sli.lu.se
- Thomassin, P.J. 2003. Canadian Agriculture and the development of a Carbon Trading and Offset System. *Agricultural & Applied Economics Association*. 85; 1171-1177.
- Torre Ugarte, D., English, Burton C., Hellwinckel, Chad., West, Tristram O., Jensen, Kimberly L., Clark, Christopher D., and Menard, R. J. *Analysis of the Implications of Climate Change and Energy Legislation to the Agricultural Sector*. November 2009.

- Tynelius, G. 2008. Klimatpåverkan och förbättringsåtgärder för Lantmännens livsmedel – fallstudie Kronfågels slaktskyckling. Examensarbete, Miljö- och energisystem, Lunds tekniska högskola.
- Yara. 2008. Katalysator för reduktion av lustgas. 2008-03-26 <http://fert.yara.se>
- Yara, 2009a. *Försöksresultat med varierad gödsling*.
[http://fert.yara.se/se/crop_fertilization/tools_and_services/n-sensor/graduated_fertilization/trial_results_fert.html] Besökt 2009-08-18
- Yara, 2009b. Till Jordbruksverket, Växtnäringsenheten - Behovs- och platsanpassad kvävegödsling minskar kväveläckaget. Vid workshopen "Konkreta åtgärder som kan bidra till att lösa övergödningsproblematiken" den 14/1 2009.

Bilagor

BILAGA 1 KVÄVEUTNYTTJANDE

Bra utnyttjande				
Växtföljd	korn	korn	rågvete	havre
stallgödsel (ton/ha)	20	20	20	20
antagen utnyttjandegrad	80%	80%	60%	80%
antagen N (kg/ha)	38,4	38,4	28,8	38,4
kg N-tot stallgödsel/ha	68	68	68	68
kg NH ₄ -N/ha	48	48	48	48
antagen skörd (ton/hektar)	5	5	6	4,5
verklig skörd (ton/ha)	5	5	6	4,5
N mineralgödsel (kg/ha)	50	50	90	45
Skörderester (1%)	55	55	63	50

Bra utnyttjande	kg N ₂ O-N/ha	kg N ₂ O/ha	kg CO ₂ -ekv från N
N totalt	1,825	2,868	855
NH ₄ -förluster (1%)	0,03	0,047	14
utlakning (0,75%)	0,2175	0,342	102
summa	2,073	3,257	971
kg CO ₂ -ekv från mineralgödselproduktion			400
TOTALT			1370

Dåligt utnyttjande				
Växtföljd	korn	korn	rågvete	havre
stallgödsel (ton/ha)	25	25	20	25
antagen utnyttjandegrad	60%	60%	20%	60%
antagen N (kg/ha)	30	30	8	30
kg N-tot stallgödsel/ha	85	85	68	85
kg NH ₄ -N/ha	60	60	48	60
antagen skörd (ton/hektar)	6	6	7	5
verklig skörd (ton/ha)	5	5	6	4,5
N mineralgödsel (kg/ha)	70	70	130	70
Skörderester (1%)	55	55	63	50

Dåligt utnyttjande	kg N ₂ O-N/ha	kg N ₂ O/ha	kg CO ₂ -ekv från N
N totalt	2,215	3,481	1037
NH ₄ -förluster (1%)	0,05	0,079	23
utlakning (0,75%)	0,3675	0,578	172
summa	2,633	4,137	1233
kg CO ₂ -ekv från mineralgödselproduktion			578
TOTALT			1811

BILAGA 2 REDUCERAD JORDBEARBETNING

Konventionell jordbearbetning (Andersson & Wall, 2009)

Maskintimmar per ha	Sockerbetor	Malkorn	Höstraps	Höstvete
Stubbearbetning (kultivering)				0,4
Plöjning	1	1	1	
Harvning	0,2	0,2	0,2	0,2
Carrier				
Betsättning	0,7			
Kombisådd eg. bara sådd		0,5	0,5	0,5
Mineralgödselspridning	0,2		0,2	0,2
Besprutning	0,5	0,1	0,2	0,4
Tröskning		0,5	0,5	0,5
Hem		0,5	0,2	0,5
Betupptagning	2			
Stuka+transport	2,5			
Summa	7,1	2,8	2,8	2,7

Stubbearbetning (Andersson & Wall, 2009)

Maskintimmar per	Sockerbetor	Malkorn	Höstraps	Höstvete
Stubbearbetning (k)	0,2	0,2	0,2	0,2
Plöjning				
Harvning	0,2	0,2		
Carrier	0,2	0,2	0,2	0,2
Betsättning	0,7			
Kombisådd eg bara sådd		0,5	0,5	0,5
Mineralgödselsprid	0,2		0,2	0,2
Besprutning	0,5	0,1	0,2	0,4
Tröskning		0,5	0,5	0,5
Hem		0,5	0,2	0,5
Betupptagning	2			
Stuka+transport	2,5			
Summa	6,5	2,2	2	2,5

BILAGA 3 FÅNGGRÖDOR OCH VÅRBEARBETNING

PRODUKTIONSGRENSKALKYL				
KORN FODER MED INSÄDD				
Förutsättningar:		totalskörd	5500	
Prisnivå:				
Mellan				
Intäkter	Enhet	Kvant.	Pris	Kronor
Kärna	kg	5 500	1,00	5 500 kr
Fånggröda + värbearbetning	ha	1	200	200 kr
Värbearbetning	ha	1	400	400 kr
Fånggröda	ha	1	900	900 kr
Summa intäkter				7 000 kr
(totala intäkter/kg) 1,27 kr/kg				
Direkta kostnader				
Utsäde köpt	kg	160	3,20	512 kr
Utsäde engelskt rajgräs	ha	1	100,00	100 kr
N 27	kg	370	1,96	725 kr
PK 7-25	kg	230	3,99	918 kr
Kvickrot	ha	0,5	340	170 kr
Växtskydd ogräs	ha	1	180	180 kr
Växtskydd insekt	ha	1	30	30 kr
Växtskydd svamp	ha	1	200	200 kr
Mikronäring	ha	1	40	40 kr
Kalkning	ha	1	70	70 kr
Summa direkta kostnader				2 945 kr
Bruttoresultat				4 055 kr
Övriga rörliga kostnader				
Transport	ton	5,7	31	178 kr
Körslor	tim			
Torkning 16,4%	ton	5,7	70,0	396 kr
Analys/avgifter/försäkr.	ha	1	60	60 kr
Drivmedel, traktor	tim	4,5	90	405 kr
Drivmedel, skördemaskin	tim	0,5	250	125 kr
Underhåll, traktor+redskap	ha	1	450	450 kr
Underhåll, såmask/tröska	ha	1	250	250 kr
Ränta rörelsekapital (faktor)>>	0,4	6 209	5,0%	124 kr
Summa övriga prod.kostnader				1 988 kr
(rörlig prod.kostnad/kg) 0,90 kr/kg				
Täckningsbidrag 1				2 067 kr
Arbete och fasta maskinkostnader				
Arbete	tim	7	200	1 400 kr
Maskiner (avsk + ränta)	ha	1	1 300	1 300 kr
Summa arb + fasta maskinkost.				2 700 kr
Täckningsbidrag 2				-633 kr
Fasta kostnader & frikopplat stöd				
Arrende	ha	1		0 kr
Frikopplat grundbelopp	ha	1	1 800	1 800 kr
Summa fasta kostnader & frikopplat stöd				-1 800 kr
Täckningsbidrag 3 före arrende				1 167 kr

PRODUKTIONSGRENSKALKYL				
KORN FODER				
Förutsättningar:		totalskörd	5500	
Prisnivå:				
Mellan				
Intäkter	Enhet	Kvant.	Pris	Kronor
Kärna	kg	5 500	1,00	5 500 kr
Fånggröda + värbearbetning	ha	1		0 kr
Värbearbetning	ha	1	400	400 kr
Fånggröda	ha	1		0 kr
Summa intäkter				5 900 kr
(totala intäkter/kg) 1,07 kr/kg				
Direkta kostnader				
Utsäde köpt	kg	160	3,20	512 kr
	ha			0 kr
N 27	kg	370	1,96	725 kr
PK 7-25	kg	230	3,99	918 kr
Kvickrot	ha	0,2	340	68 kr
Växtskydd ogräs	ha	1	180	180 kr
Växtskydd insekt	ha	1	30	30 kr
Växtskydd svamp	ha	1	200	200 kr
Mikronäring	ha	1	40	40 kr
Kalkning	ha	1	70	70 kr
Summa direkta kostnader				2 743 kr
Bruttoresultat				3 157 kr
Övriga rörliga kostnader				
Transport	ton	5,7	31	178 kr
Körslor	tim			
Torkning 16,4%	ton	5,7	70,0	396 kr
Analys/avgifter/försäkr.	ha	1	60	60 kr
Drivmedel, traktor	tim	4,5	90	405 kr
Drivmedel, skördemaskin	tim	0,5	250	125 kr
Underhåll, traktor+redskap	ha	1	450	450 kr
Underhåll, såmask/tröska	ha	1	250	250 kr
Ränta rörelsekapital (faktor)>>	0,4	6 007	5,0%	120 kr
Summa övriga prod.kostnader				1 984 kr
(rörlig prod.kostnad/kg) 0,86 kr/kg				
Täckningsbidrag 1				1 173 kr
Arbete och fasta maskinkostnader				
Arbete	tim	7	200	1 400 kr
Maskiner (avsk + ränta)	ha	1	1 300	1 300 kr
Summa arb + fasta maskinkost.				2 700 kr
Täckningsbidrag 2				-1 527 kr
Fasta kostnader & frikopplat stöd				
Arrende	ha	1		0 kr
Frikopplat grundbelopp	ha	1	1 800	1 800 kr
Summa fasta kostnader & frikopplat stöd				-1 800 kr
Täckningsbidrag 3 före arrende				273 kr

BILAGA 4 INKALVNINGSÅLDER

		Inkalvning 24 månader		
Intäkter	Enhet	Kvant.	Pris	Kronor
Kalvfärdig kviga	st	80%	9 700	7 760 kr
Slakt kviga	kg	20%	25	1 385 kr
Gödselvärde netto	ton	12,2	19,64	240 kr
Bete skötselintäkt	kg ts	0	0,5	0 kr
Summa intäkter				9 386 kr
Direkta produktionskostnader				
Inköp djur				
Kvigkalv	kg	80	15	1 229 kr
Foder	Kalvkraftfoder	kg	100	2,65
	Ensilage, hö	kg ts	2 471	1,30
	Bete	kg ts	1500	0,75
	Spannmål egen	kg ts	228	1,08
	Kalvkoncentrat	kg	78	2,82
		kg		0 kr
	Foderbered/kg spm	kg	228	0,10
	Mineraler	kg	18	8,44
Summa direkta kostnader				6 472
Bruttoresultat				2 914 kr
Övriga rörliga kostnader				
Diverse				
Strö	kg	360	0,60	216 kr
Semin	st	1	515	515 kr
Veterinär, medicin	st	1	158	158 kr
Div. husdjur	st	1	525	525 kr
Energi	kwh	225	0,5	113 kr
Underhåll stallinventar	st	1	205	205 kr
Ränta rörelsekapital (faktor)>>	1,1	9 555	4,0%	420 kr
Ränta djurkapital (faktor)>>	1,83	1 229	4,0%	90 kr
Summa övriga prod.kostnader				2 242 kr
Täckningsbidrag 1				672 kr
Arbetskostnader + fasta kostnader (inventarier)				
Arbete	tim	12	215	2 580 kr
				0 kr
Inventarier (avsk + rän	st			0 kr
Summa arbetskostnader		12,0		2 580 kr
Täckningsbidrag 2				-1 908 kr
Fasta kostnader				
Stallplats (arrende)	st	1	0	0 kr
Summa fasta kostnader				0 kr
Täckningsbidrag 3				-1 908 kr

Inkalvning 30 månader		
Kvant.	Pris	Kronor
80%	9 700	7 760 kr
20%	25	1 385 kr
15,3	19,64	301 kr
1900	0,5	950 kr
		10 397 kr
80	15	1 229 kr
67	2,65	178 kr
2 577	1,30	3 350 kr
1900	0,75	1 425 kr
152	1,08	164 kr
74	2,82	209 kr
		0 kr
152	0,10	15 kr
45	8,44	380 kr
		6 949
		3 447 kr
540	0,60	324 kr
1	515	515 kr
1	158	158 kr
1	525	525 kr
245	0,5	123 kr
1	205	205 kr
11 225	4,0%	629 kr
1 229	4,0%	115 kr
		2 593 kr
		855 kr
17,0	215	3 655 kr
		0 kr
		0 kr
17,0		3 655 kr
		-2 800 kr
1	0	0 kr
		0 kr
		-2 800 kr

Tidigare utgivet av AgriFood

- 2009:1 Vad uppnås med rättvisemärkt?
- 2010:1 Produktionsfunktioner i jordbruket
- 2010:2 Ett rum med utsikt – vad är landskapet värt?