



THE SWEDISH INSTITUTE FOR FOOD AND BIOTECHNOLOGY

svensk **mjölk**  
SWEDISH DAIRY ASSOCIATION



Swedish University of  
Agricultural Sciences

SIK-rapport  
Nr 761 2007

## Livscykelanalys (LCA) av norrländsk mjölkproduktion

*Christel Cederberg  
Anna Flysjö  
Lars Ericson*

SIK-rapport  
Nr 761 2007

## **Livscykelanalys (LCA) av norrländsk mjölkproduktion**

*Christel Cederberg  
Anna Flysjö  
Lars Ericson*

SR 761

ISBN 91-7290-256-6

## Sammanfattning

I denna studie har uppgifter om resursanvändning och emissioner från 23 mjölkgårdar i Norrland sammanställts och analyserats enligt metodik för deskriptiv livscykelanalys (LCA). Syftet med studien är att öka kunskapen om miljöpåverkan och resursförbrukning i hela produktionsledet fram till och med att mjölken lämnar gården.

Data samlades in från mjölkgårdar i Västernorrlands, Jämtlands, Västerbottens och Norrbottens län. I undersökningen ingick 16 konventionella mjölkgårdar och 7 ekologiska. De studerade gårdarna var specialiserade mjölkgårdar och köttproduktion förekom i mycket liten omfattning.

Den funktionella enheten (beräkningsbasen) i studien är ”ett kg energikorrigerad mjölk (ECM) vid gårdsgrinden”. Det analyserade produktionssystemet inkluderade alla faser i livscykeln av gödselmedel, foder, diesel, pesticider och plast. Alla transportsteg ingick. Byggnader, lantbruksmaskiner, diskmedel och mediciner ingick inte i studien.

Allokering mellan mjölk och biprodukten kött (utslagskor och överskottskalvar) gjordes på ekonomisk grund; 90 % fördelades till mjölken och 10 % till köttet. Ekonomisk allokering användes också i livscykelanalyserna av råvaror till kraftfoderproduktionen.

Följande miljöpåverkanskategorier beaktades: uttag av resurser, energi, markanvändning, användning av pesticider, klimatförändring, övergödning och försurning. För att undersöka om det var några skillnader mellan konventionell och ekologisk mjölkproduktion gjordes en statistisk analys av resultaten och minsta signifikanta skillnad för signifikansnivån 5 % ( $p < 0,05$ ) bestämdes.

Energianvändningen (uttryckt som sekundär energi) för att producera ett kg mjölk (ECM) var 3,7 MJ/kg för konventionell mjölk och 3 MJ/kg för ekologisk mjölk. Denna skillnad förklaras av att förbrukningen av resurser med energiinnehåll var högre för den konventionella mjölken.

Av den totala förbrukningen av resurser med energiinnehåll utgjordes 14 - 19 % av förnyelsebara resurser (vatten, biomassa).

Den årliga markanvändningen för att producera ett kg mjölk var 2,5 m<sup>2</sup> åkermark för konventionell mjölk och av denna areal fanns i medeltal 72 % på mjölkgårdarna och resterande areal användes för att odla det inköpta kraftfodret. Produktionen av ekologisk mjölk krävde 3,2 m<sup>2</sup> åkermark och av denna areal fanns i medeltal 80 % på mjölkgårdarna och övrig areal utgjordes av inköpt kraftfoder. Naturbetesmarker bidrog i liten omfattning till markanvändningen men på flera av gårdarna fanns det betydande arealer av långliggande vallar och denna markanvändning kan sägas vara ett gränsfall till naturbetesmark.

I foderodlingen för produktionen av ett kg konventionell mjölk användes i medeltal 58 mg aktiv substans pesticider och för ett kg ekologisk mjölk 20 mg aktiv substans pesticider. Indikatorn ”använd mängd pesticider” är en mycket grov indikator eftersom hänsyn till toxiciteten av olika preparat inte tagits och skall därför endast ses som ett riktvärde på beroendet av bekämpningsmedel.

Totalt i livscykeln var utsläppen av växthusgaser ca 1 000 gr CO<sub>2</sub>-ekvivalenter per kg konventionell mjölk och ca 930 g CO<sub>2</sub>-ekv per kg ekologisk mjölk. Skillnaden mellan produktionsformerna är inte statistiskt signifikant. De olika växthusgaserna skiljer sig något åt mellan produktionsformerna. Konventionell mjölk hade lägre metanutsläpp vilket framförallt beror på högre mjölkproduktion per ko. Ekologisk mjölk hade lägre utsläpp av lustgas vilket förklaras av lägre kvävegivor och ingen förekomst av handelsgödsel. Även utsläppen av CO<sub>2</sub> var lägre för ekologisk mjölk beroende på mindre användning av fossil energi.

Växtnäringsbalanserna visade på ett överskott om i medeltal 114 kg N/ha på de konventionella gårdarna och 52 kg N/ha på de ekologiska. Om gårdens hela kväveöverskott i stället fördelades på mängden levererad mjölk från gården var överskottet 22 kg N/ton mjölk på de konventionella gårdarna och 14 kg N/ton på ekologiska gårdarna. Fosforöverskottet enligt växtnäringsbalanserna var i medeltal ca 6 kg P/ha för de konventionella gårdarna och knappt 1 kg P/ha för de ekologiska.

Utsläppen av försurande ämnen i hela livscykeln dominerades av ammoniakavgång från stallgödsel. Eftersom kvävedepositionen i många delar av Norrland ligger vid eller t o m under den kritiska belastningsgränsen har inte ammoniakutsläpp så stor försurande effekt som i södra Sverige. Det var ingen signifikant skillnad mellan produktionssystemen vad gäller utsläppen av försurande ämnen totalt i livscykeln.

När de övergödande utsläppen av kväve och fosfor viktades samman i ett maximalt scenario var kväveförluster till luft och vatten de viktigaste källorna. I ett regionalt perspektiv är dock övergödning av sjöar och kustnära vatten ett litet problem i Norrland och den aktuella påverkan är väsentligt mindre än beräkningen enligt ett maximalt scenario anger. Ekologisk mjölk hade signifikant högre maximal övergödningspotential vilket bygger på att markläckage från konventionell och ekologisk odling skattades som lika stora. Detta är en osäker uppgift och de lägre överskotten i växtnäringsbalanserna talar för att ekologisk produktion i medeltal bör ha ett lägre markläckage.

I förbättringsanalysen identifierades det stora beroendet av importerat kraftfoder (från södra Sverige och andra länder) som en viktig ”hotspot” i analysen. I jämförelse med mjölkproduktion i södra Sverige, där utsläppen av kväve till luft och vatten innebär påtagliga miljöeffekter vad gäller försurning och övergödning, visar denna studie att det snarare är frågor runt resursanvändning som är centrala för norrländsk mjölkproduktion. En ökad foderproduktion i Norrland skulle minska energianvändningen i mjölkens livscykel, öka markanvändningen av ”öppen mark” i Norrland vilket är positivt för biologisk mångfald och landskapets estetik samt minska användningen av pesticider i foderproduktionens livscykel eftersom bekämpningsbehovet är så litet i det norrländska jordbruket. Om fler ettåriga foderväxter ingår i odlingen ger det också positiva effekter i de annars ganska ensidiga växtföljderna.

## Summary

In this study, data on resource use and emissions for 23 dairy farms in Norrland were collected and analysed with LCA methodology (attributional LCA). The purpose of the study was to gain increased knowledge of the environmental impact of the today's milk production in northern Sweden. Data were collected from 16 conventional farms and 7 organic farms. The farms were specialised dairy farms, meat occurred only as co-products.

The functional unit was one kg of fat- and energy corrected milk (ECM) at the farm gate. Emissions of ammonia and nitrate were also evaluated per hectare of arable land at the farms and nutrient balances were established. The system analysed included all phases in the life cycle of fertilisers, feed products, diesel, pesticides and plastics. Transport steps were also taken into account. Buildings, machinery and medicines were excluded. Allocation between milk and meat was done on an economic basis, distributing 90 % of the impact to milk and 10 % to the meat. Economic allocation was also used in the Life Cycle Inventories of concentrate feed.

Impact categories analysed was: resources, energy, land use, use of pesticides, climate change, acidification and eutrophication. The LCA results were statistically analysed to establish the least significant difference at  $p < 0.05$ .

The use of secondary energy was in average 3,7 MJ/kg ECM for the conventional farms and 3 MJ/kg ECM for the organic farms. This difference was explained of a higher use of fossil energy resources in conventional production. Of the total use of resources with energy 14 – 19 % was renewable resources (water, biomass).

The yearly land use was 2,5 m<sup>2</sup>/kg ECM for the conventional farms and 72 % of this area was at the dairy farms and the rest outside the farms due to purchased concentrate feed. The yearly land use for the organic farms was 3,2 m<sup>2</sup>/kg ECM; 80 % of this land was at the farms and 20 % due to input of concentrate feed. Natural grazing meadows made up but a small fraction of total land use, but on several of the farms in the study there were grasslands not ploughed for several years and often kept for grazing. This land use on arable land was very similar to natural grazing meadows although not reported as such in the agricultural statistics.

In the production of feed for the production of one kg ECM, pesticide use was in average 58 mg active substance for conventional milk and 20 mg active substance per kg organic milk. The indicator "pestice use" is a very coarse indicator as the toxicity of different substances are not evaluated and can therefore only be seen as one of many indicators for dependence of pesticides in agricultural production.

The total emissions of greenhouse gases in the life cycle were 1 000 gram CO<sub>2</sub>-equivalents per kg conventional milk and 930 gram CO<sub>2</sub>-equivalents per kg organic milk. The difference was not statistically significant. The greenhouse gases differed between the two production forms. Conventional milk had lower methane emissions per kg milk due to higher milk production per cow. Organic milk had lower emissions of nitrous oxide due to lower N use and no application of synthetic fertilisers. Also the emissions of carbon dioxide were lower for organic milk because of lower use of fossil fuels.

The nutrient balance according to the "farm-gate" method showed a N-surplus of 114 kg N/ha in average for the conventional farms and 52 kg N/ha for the organic farms. When the farms

nitrogen surplus was allocated to milk production, the N-surplus was 22 kg N/ton ECM for the conventional farms and 14 kg N/ton ECM for the organic farms. The surplus of phosphorous was in average 6 kg P/ha for the conventional farms and 1 kg P/ha for the organic farms.

The emissions of acidifying substances in the life cycle were dominated by ammonia from farmyard manure. The atmospheric deposition of nitrogen in large areas of Northern Sweden is at or even below the critical load for nitrogen. The negative impact of ammonia emissions is therefore much less in Northern Sweden compared to the south-west of Sweden. There was no statistical difference between the two production systems concerning the emissions of potentially acidifying substances in the whole life cycle.

The characterisation for eutrophying substances showed that nitrogen losses from leaching and ammonia were the most important sources. However, in a regional perspective eutrophication of coastal waters and lakes is a minor problem in Northern Sweden and the actual impacts due to nutrient losses are less than the theoretical potential impact calculated in the characterisation. According to the characterisation, organic milk had a higher eutrophication potential which was explained by larger use of land per kg milk. This result is uncertain because data on N leaching from organic fodder crops in northern Sweden do not exist and estimated leaching can have been overestimated in the inventory analysis.

The big dependence of imported concentrate feed in milk production in the north of Sweden was identified as the major hotspot in this study. Feed is imported from the south and central Sweden and from abroad which results in a significantly higher use of energy resources compared to milk production in south of Sweden. Increasing fodder production in Northern Sweden would reduce energy use in the life cycle of milk and increase the use of “open land” which is considered important for biodiversity in the forest-dominated landscape. Annual crops could also contribute to better crop rotations in agriculture in this area.

# Innehållsförteckning

<b>1</b>	<b>INLEDNING OCH BAKGRUND</b>	<b>9</b>
<b>2</b>	<b>DEFINITION AV STUDIENS MÅL OCH OMFATTNING</b>	<b>11</b>
2.1	STUDIENS MÅL OCH SYFTE	11
2.2	STUDIENS OMFATTNING	11
2.2.1	<i>Studerade gårdar</i>	12
2.2.2	<i>Systemavgränsningar</i>	12
2.3	FUNKTIONELL ENHET	12
2.4	ALLOKERING	12
2.4.1	<i>Mjolk och kött</i>	13
2.4.2	<i>Stallgödsel och vegetabilier från mjölkgårdarna</i>	13
2.4.3	<i>Råvaror till kraftfoder</i>	13
2.5	GENERELLA ANTAGANDE	13
2.5.1	<i>Energi</i>	13
2.5.2	<i>Transporter</i>	13
2.6	DATALUCKOR	14
<b>3</b>	<b>INVENTERING AV DATA</b>	<b>15</b>
3.1	MJÖLKGÅRDARNA I STUDIEN	15
3.2	GÅRDARNAS DJURHÅLLNING	16
3.2.1	<i>Mjolkproduktion</i>	16
3.2.2	<i>Foderkonsumtion</i>	17
3.2.3	<i>Stallgödsel, N-produktion och fördelning</i>	18
3.2.4	<i>Utsläpp av ammoniak</i>	19
3.2.5	<i>Utsläpp av lustgas</i>	20
3.2.6	<i>Utsläpp av metan från djurens fodermältning</i>	20
3.2.7	<i>Utsläpp av metan från lagring av stallgödsel</i>	21
3.2.8	<i>Elanvändning</i>	22
3.3	GÅRDARNAS FODERPRODUKTION	22
3.3.1	<i>Markanvändning för gårdsproducerat foder</i>	22
3.3.2	<i>Användning av diesel</i>	23
3.3.3	<i>Handelsgödsel och stallgödsel</i>	24
3.3.4	<i>Bekämpningsmedel</i>	25
3.3.5	<i>Plast och ensileringsmedel</i>	25
3.3.6	<i>Förluster av lustgas i foderproduktionen</i>	26
3.3.7	<i>Förluster av ammoniak i foderproduktionen</i>	26
3.3.8	<i>Kväve- och fosforläckage från åkermarken</i>	27
3.3.9	<i>Växtnäringsbalanser</i>	28
3.4	PRODUKTION AV KRAFTFODER	31
3.4.1	<i>Konventionellt kraftfoder</i>	31
3.4.2	<i>Data om råvaror i konventionella foderblandningar</i>	32
3.4.3	<i>Ekologiskt kraftfoder</i>	33
3.4.4	<i>Foderfabriken</i>	36
<b>4</b>	<b>MILJÖPÅVERKANSBEDÖMNING</b>	<b>37</b>
4.1	KLASSIFICERING OCH KARAKTERISERING	37
4.2	BESKRIVNING AV VALDA MILJÖPÅVERKANSKATEGORIER	37
4.2.1	<i>Resursförbrukning</i>	37
4.2.2	<i>Energi</i>	38
4.2.3	<i>Färskvatten</i>	38
4.2.4	<i>Mark</i>	38
4.2.5	<i>Kemiska bekämpningsmedel</i>	38
4.2.6	<i>Klimatförändringar</i>	38
4.2.7	<i>Försurande ämnen</i>	39
4.2.8	<i>Bidrag till övergödning</i>	39

<b>5</b>	<b>RESULTAT</b>	<b>41</b>
5.1	UTTAG AV RESURSER	41
5.1.1	<i>Resurser med energinnehåll</i>	41
5.1.2	<i>Resurser utan energinnehåll</i>	41
5.2	ENERGI	42
5.3	MARKANVÄNDNING	42
5.4	ANVÄNDNING AV PESTICIDER	43
5.5	KLIMATFÖRÄNDRING	43
5.6	UTSLÄPP AV FÖRSURANDE ÄMNER	44
5.7	BIDRAG TILL ÖVERGÖDNING	45
<b>6</b>	<b>DISKUSSION</b>	<b>46</b>
6.1	FÖRBÄTTRINGSANALYS	52
<b>7</b>	<b>REFERENSER</b>	<b>55</b>
<b>BILAGA 1</b>	<b>EMISSIONER AMMONIAK</b>	<b>58</b>
<b>BILAGA 2</b>	<b>TRANSPORT AV FODER</b>	<b>60</b>



# 1 Inledning och bakgrund

Mjölkproduktionen har en mycket stor betydelse för det norrländska jordbruket och står för nära åttio procent av dess intäkter. Mjölkdjuret och deras foderproduktion spelar en central roll för landskapsbilden och för förvaltandet av den biologiska mångfalden. En livskraftig mjölkproduktion i norra Sverige är en förutsättning för att denna region skall kunna uppnå miljö kvalitetsmålen ”Ett rikt odlingslandskap” och ”Ett rikt växt- och djurliv”.

Det har hittills inte gjorts någon systematisk kartläggning av resursanvändning och utsläpp från norrländsk mjölkproduktion. De livscykelanalyser som har gjorts i Sverige har baserats på data från sydsvensk mjölkproduktion.

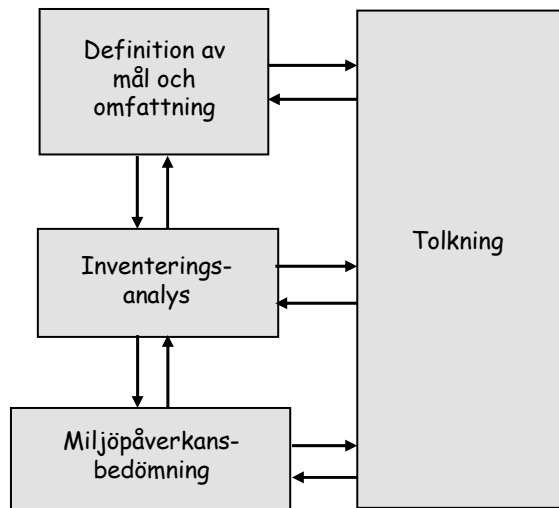
I denna rapport redovisas en livscykelanalys (LCA) av mjölkproduktion där data samlats in från gårdar i landets fyra nordligaste län. Studien har finansierats av Regional Jordbruksforskning i Norrland, Stiftelsen Lantbruksforskning samt med KULM-medel för inventeringen av gårdsdata från Länsstyrelserna i Västernorrlands, Jämtlands, Västerbottens och Norrbottens län. Utförande projektgrupp har bestått av forskare från Svensk Mjolk, institutionen för norrländsk jordbruksvetenskap, SLU Umeå och SIK, Institutet för Livsmedel och Bioteknik, Göteborg. Personal från Länsstyrelserna i Jämtlands och Västerbottens län har ombesörjt insamlingen av data på mjölkgårdarna i studien. Till projektet har varit knuten en referensgrupp bestående av representanter från mejerier, husdjursföreningar och länsstyrelser.

Ett stort tack riktas till de 23 mjölkgårdar som har deltagit i studien och som har ställt upp med sin tid och sina uppgifter om gårdens mjölkproduktion. Hanna Appelros, Länsstyrelsen i Jämtlands län och Per-Göran Persson, Länsstyrelsen i Västerbottens län gjorde alla data-inventeringar, ett stort tack! Slutligen ett tack till referensgruppen som har deltagit med kunskap och synpunkter och som deltog i arbetet med att finna gårdar till undersökningen.

I denna studie har metodiken för livscykelanalys (LCA) tillämpats. De olika faserna i en LCA är mål och omfattning, inventeringsanalys, miljöpåverkanbedömning och resultatolkning. Ramverket för LCA-metodiken är standardiserat inom ISO-standard (ISO 14040 och 14044) och framgår ur Figur 1.1.

I *studiens mål och omfattning* definieras projektets målsättning och syfte samt avgränsningar. I en LCA relateras alla resultat till en beräkningsbas som benämns den funktionella enheten. I mål och omfattning definieras studiens systemgränser och vilka flöden som exkluderas anges väl.

*Inventeringsanalysen*, dvs insamling och bearbetning av data är ofta den mest tidskrävande delen i en LCA-studie. I inventeringsfasen skall alla inputs till det studerade systemet (t ex energi och material) och alla emissioner från systemet identifieras och kvantifieras.



Figur 1.1 Faser i en LCA (phases in LCA)

Syftet med *miljöpåverkansanalysen* är att analysera och bedöma miljöpåverkan av alla inputs som har identifierats i inventeringsanalysen. Det första steget i miljöpåverkansanalysen är klassificeringen, då olika typer av resursanvändning och emissioner sorteras upp i miljöpåverkanskategorier, t ex växthusgaser i kategorin klimatförändring och övergödande ämnen i kategorin eutrofiering. Det andra steget är karakterisering. I denna fas bedöms den relativa fördelningen av varje emission för respektive miljöpåverkanskategori. T ex för kategorin klimatförändringar viktas de olika växthusgaserna samman i koldioxidekvivalenter.

I den slutliga *tolkningsanalysen* dras slutsatser från inventeringsanalysen och miljöpåverkansbedömningen. Denna fas kan innehålla en genomgång av studiens datakvalitet och en känslighetsanalys. Det viktigaste syftet med en LCA är att finna de mest miljöpåverkande delarna (så kallade "hotspots") för att bättre kunna optimera miljöarbetet och sätta in åtgärder i rätt del av livscykeln.

Datorverktyg för livscykelanalysen har varit SimaPro 7 (Pré, 2006).

## 2 Definition av studiens mål och omfattning

### 2.1 Studiens mål och syfte

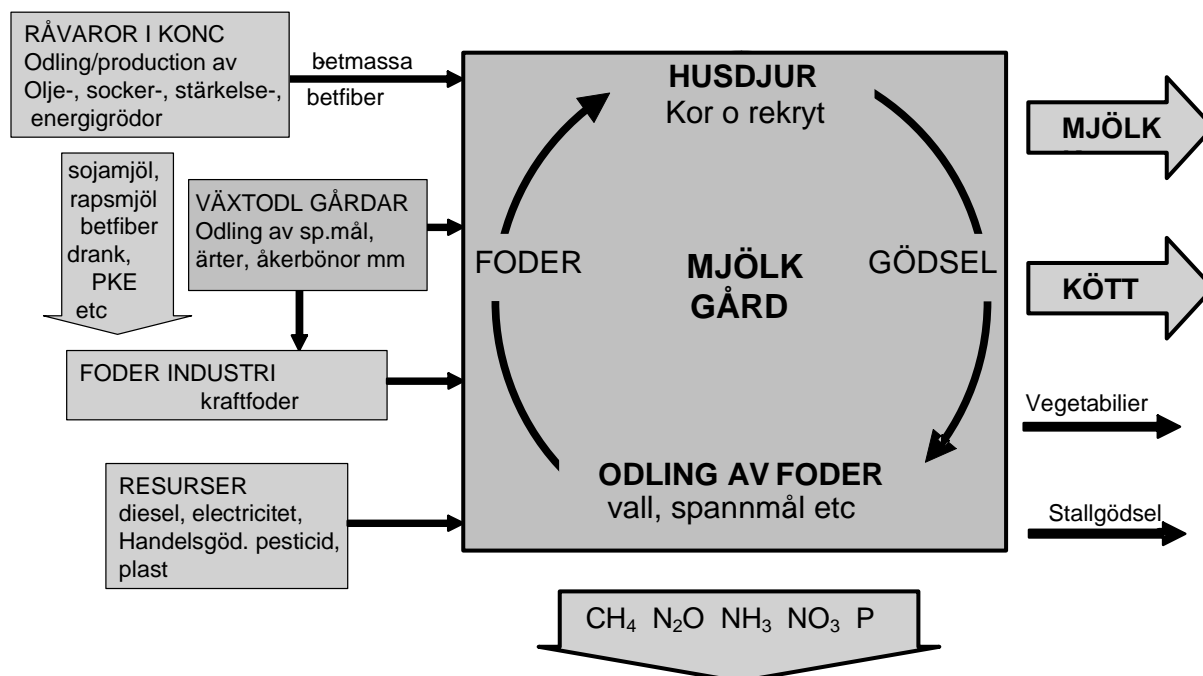
Målsättningen med denna studie är att genomföra en deskriptiv livscykelanalys av dagens mjölkproduktion i Norrland.

Syftet med studien är att öka kunskapen om miljöpåverkan och resursförbrukning i hela produktionskedjan fram till och med att mjölken lämnar gården. Detta görs genom att emissioner och resursförbrukning beräknas och analyseras, från uttaget av insatsvaror såsom handelsgödsel och diesel, fram till och med att mjölken är producerad och färdig att lämna gårdsgrinden. Studien skall dels beskriva dagens mjölkproduktion ur ett miljö- och resursperspektiv och dels genomföra en förbättringsanalys och ge förslag på hur mjölkproduktionen i Norrland kan utvecklas för att minimera miljöpåverkan.

Studien har utförts av Svensk Mjök i samarbetet med SLU, institutionen för norrländsk jordbruksvetenskap, Umeå, länsstyrelserna i de fyra nordligaste länen samt SIK, Institutet för Livsmedel och Bioteknik, Göteborg. Studien har finansierats av Regional Jordbruksforskning norra Sverige, Stiftelsen Lantbruksforskning samt med KULM-medel från dessa länsstyrelser.

### 2.2 Studiens omfattning

Studien omfattar alla de faser av mjölkproduktion fram till och med gårdsgrinden som beskrivs i Figur 2.1, samt produktion av energi och material. Transporter har också ingått.



Figur 2.1 Ett flödesdiagram för mjölkproduktion.  
A flow diagram for farm production of milk

### 2.2.1 Studerade gårdar

Data om årlig resursanvändning (2005) insamlades genom individuella besök vid 23 mjölkgårdar i Västernorrland, Jämtlands, Västerbotten och Norrbottens län. I samband med datainventeringen inhämtades uppgifter om djurhållning, betesstrategier, hantering och lagring av stallgödsel, metoder för stallgödelsespridning m m och dessa uppgifter användes för att modellberäkna utsläpp av ammoniak, lustgas och metan. Gårdarna delades upp i två grupper; en konventionell där 16 gårdar ingick och en ekologisk (KRAV-godkända) där 7 gårdar ingick.

### 2.2.2 Systemavgränsningar

Produktion av byggnader och maskiner ingick inte i studien.

Produktion, användning och utsläpp av mediciner ingick inte i studien på grund av bristande kunskap om vilken miljöpåverkan som medicinrester har i ekosystem.

Produktion av utsäde till gårdarna ingick inte eftersom vallodling dominerar och mycket små mängder vallutsäde används på årligen. Utsäde ingick däremot i databasen för råvaror för kraftfoderproduktion.

Produktion och användning av bekämpningsmedel ingick i analysen men ingen toxisk påverkansanalys genomfördes på grund av att metodiken för påverkansanalys av toxicitet från bekämpningsmedel inte är fullt utvecklad.

Rengöringsmedel och juvernäringsprodukter ingick inte i studien.

### 2.3 Funktionell enhet

Den funktionella enheten i studien var "*ett kg ECM (energi- och fettkorregerad mjölk) vid gårdsgrinden*" (*one kg ECM at the farm-gate*).

Utsläpp av ammoniak och nitrat från jordbruk är ofta viktiga källor till lokal såväl som regional miljöpåverkan. Koncentrationen av dessa ämnen, d v s hur stora utsläppen är per ytenhet, kan därför ha lokal betydelse. Utsläppen av detta reaktiva kväve relateras därför även till "ett hektar åkermark på mjölkgården" genom att en analys av gårdens växtnäringsbalanser ingår i studien.

### 2.4 Allokering

Allokering betyder i LCA-sammanhang att fördela miljöpåverkan och resursbehov mellan produkter. Allokeringssituationer uppkommer till exempel när det, som i många av jordbrukets produktionsprocesser, genereras mer än en produkt eller när vi får ut flera produkter från en råvara.

Eftersom denna studie är en deskriptiv LCA (*eng. "attribitional LCA"*), d v s en livscykelanalys som beskriver nuläget för mjölkproduktionen i Norrland har vi valt att i första hand använda ekonomisk allokering vilket innebär att miljöpåverkan mellan huvudprodukt och biprodukt fördelas efter produkternas ekonomiska värde.

### **2.4.1 Mjolk och kött**

Gårdarna som ingick i studien valdes bland annat ut för att de var utpräglade mjölgårdar utan uppfödning av kött djur. Men även en mjölgård genererar produkter som har stor betydelse för produktionen av kött, nämligen utslagskor och överskottskalvar (framförallt tjurkalvar) som för denna typ av specialiserad mjölgård säljs till andra gårdar för vidare uppfödning till kött djur. Enligt lönsamhetskalkyler för Svensk Mjolk utgör mjölken 90 % av de totala intäkterna från en mjölgård medan utslagskor och tjurkalvar (ca 2 mån) utgör 10 % (Rietz pers medd, 2007). För att fördela miljöpåverkan mellan mjolk och kött har därför 90 % allokerats till mjölken.

Allokeringen är lika för konventionella och ekologiska gårdar. På ekologiska gårdar levereras mindre mjolk per ko i förhållande till kött men detta kompenseras med högre mjolkpris. Även för ekologiska mjölgårdar kommer intäkten till ca 90 % från mjölken.

### **2.4.2 Stallgödsel och vegetabilier från mjölgårdarna**

De inventerade gårdarna i studien var utpräglade mjölgårdar och hade i mycket ringa omfattning annan verksamhet. I några enstaka fall har små mängder stallgödsel och vegetabilier sålts ifrån gårdarna. I dessa fall har vi undvikit allokering genom att räkna av den resursanvändning och de utsläpp som utflödet av dessa produkter har inneburit. Dessa utflöden har dock varit mycket små.

### **2.4.3 Råvaror till kraftfoder**

I produktionen av kraftfoder är biprodukter från olje-, socker- och stärkelseindustrin viktiga komponenter. Ekonomisk allokering användes för att fördela miljöpåverkan mellan huvudprodukt och biprodukter (se vidare avsnitt 3.4).

## **2.5 Generella antagande**

### **2.5.1 Energi**

För elförbrukning inom Sverige har data för svensk genomsnittsel använts i de fall inget annat anges. Eftersom studien vill beskriva ett befintligt system (nuvarande mjolkproduktion i Norrland) har det inte varit aktuellt att undersöka eventuella effekter av förändringar i elproduktionssätt (marginalel).

Den svenska elmixen består framförallt av vattenkraft och kärnkraft. Data har hämtats ur en databas, Ecoinvent (2003), i programvaran SimaPro (Pré, 2006).

### **2.5.2 Transporter**

Även data för transporter har hämtats ur databasen Ecoinvent (2003) i programvaran SimaPro (Pré, 2006). Fodertransporterna inom Sverige utförs till stor del av Lantmännen varifrån specifika uppgifter hämtats. För dessa lastbilstransporter har vi antagit lastningsgraden 90 % eftersom man lägger ner stort arbete på att få returtransporter. För lastbilstransporter inom Europa (förutom Sverige) har vi gjort antagande om 70 % lastningsgrad och för lastbilstransporter utanför Europa har vi gjort antagande om 50 % lastgrad. Data för 50 % lastgrad är direkt hämtad från databasen Ecoinvent (2003), medan justeringar av dessa har

gjorts för att motsvara 70 % och 90 % lastgrad. Även data för båt- och tågtransporter är hämtade från samma databas. Transporterna redogörs vidare för i Bilaga 2.

## **2.6 Dataluckor**

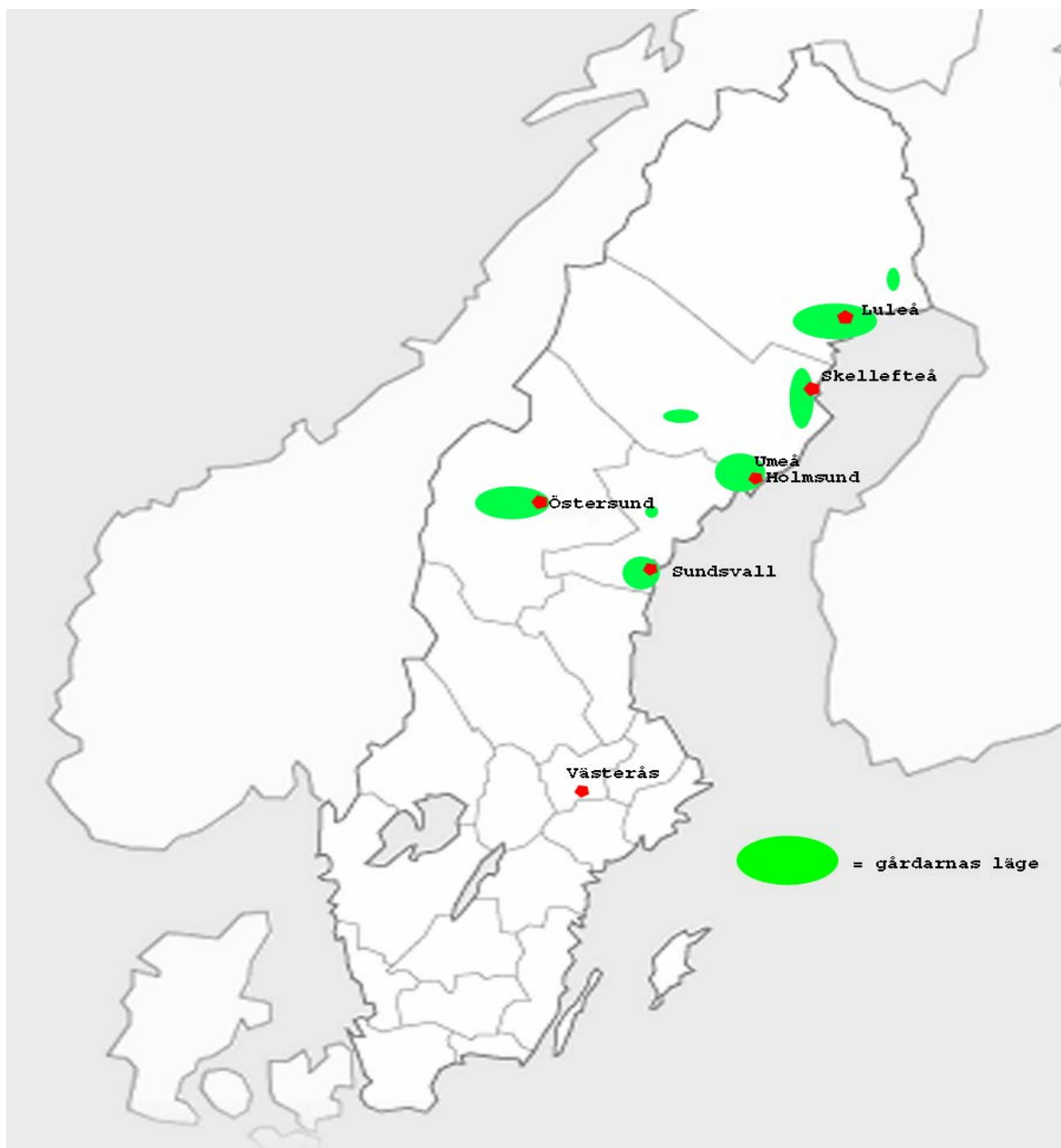
På grund av databrist har några inflöden exkluderats i analysen. I kraftfoder finns mindre mängder (< 1 %) vitaminer och magnesiumoxid, för dessa har data inte samlats in. Några av de konventionella gårdarna använder foderprodukten Acetona energy till nykalvade kor för att ge dem ett extra energitillskott. Data för denna produkt har inte kunnat tas fram, det är små volymer som används på ett begränsat antal av gårdarna.

Majsglutenmjöl används i det ekologiska proteinkraftfodret. Det har varit svårt att få fram säkra data om denna proteinråvara, bl a för att den är en av flera biprodukter i produktionen av majsstärkelse och det är svårt att göra en rättvis allokering mellan de olika biprodukterna. Majsglutenmjöl har därför inte tagits med utan istället har motsvarande mängd sojamjöl (räknat efter tillfört protein) använts som indata i de ekologiska proteinkoncentraten (se vidare avsnitt 3.4.3).

### 3 Inventering av data

#### 3.1 Mjölkgårdarna i studien

Data om mjölkproduktion, resursanvändning och utsläpp samlades in från 23 mjölkgårdar i de fyra nordligaste länen (Västernorrland, Jämtland, Västerbotten och Norrbotten). I Figur 3.1 framgår var i området gårdarna var belägna. Konventionell mjölkproduktion bedrevs på 16 av gårdarna och 7 av gårdarna har ekologisk (KRAV-godkänd) mjölkproduktion. På kartan har även foderfabrikerna i Västerås och Holmsund markerats varifrån kraftfoder levereras till gårdarna.



Figur 3.1 Karta som visar var de studerade gårdarna (inom skuggade område) och foderfabrikerna är belägna. Map of the location of the studied farms (within shadow areas) and the feed industries at Västerås and Holmsund

I Tabell 3.1 lämnas några basdata om gårdarna. Djurtätheten<sup>1</sup> har beräknats i enlighet med Jordbruksverkets förordning 1998:899 (Jordbruksverket, 1998). I medeltal var koantalet 40 % högre på de konventionella gårdarna och den levererade mängden mjölken per hektar åkermark var väsentligt högre för de konventionella gårdarna. Djurtätheten var 15 % lägre på de ekologiska gårdarna. Arealen naturbetesmark var generellt ganska låg på gårdarna (lägre än motsvarande gårdar i södra Sverige) och det fanns en tendens till något större arealer naturbetesmark på de ekologiska gårdarna.

Tabell 3.1 Generella data om gårdarna i studien, medeltal samt min/max-värden (inom parentes).  
General data on the dairy farms, average and minimum/maximum values (in brackets) for each group

	Konventionella gårdar (n=16) Conventional farms	Ekologiska gårdar (n=7) Organic farms
Mjölkkor per gård (Dairy cows per farm)	49 (22 - 104)	35 (22 - 59)
Åkermark, ha per gård (Arable land, ha per farm)	98 (55 - 160)	81 (39 - 156)
Djurtäthet, djurenheter/ha (Livestock density, LU/ha)	0,69 (0,39 - 1,05)	0,6 (0,36 - 0,76)
Mjolkproduktion, kg ECM/ha åkermark (Milk production, kg ECM/ha)	5 084 (2 926 - 7 538)	3 689 (2 180 - 4 923)
Naturbetesmark, ha/gård (Natural grazing meadows, ha/farm)	3 (0 - 11)	8 (0 - 50)

## 3.2 Gårdarnas djurhållning

### 3.2.1 Mjolkproduktion

Alla gårdar var anslutna till kokontrollen och avkastningen enligt denna kontroll redovisas i Tabell 3.2. Den levererade mängden mjölk är den faktiska mjölmängd (uttryckt som kg ECM) som försålles från gårdarna under 2005 och som alltså är grunden för den funktionella enheten (beräkningsbasen). På de ekologiska gårdarna används en del av den producerade mjölken till kalvar. Nära 1 000 kg mjölk/ko av den producerade mjölken levereras inte till mejerierna från de ekologiska gårdarna som framgår av Tabell 3.2. I medeltal levererade de ekologiska gårdarna 1 300 kg mindre mjölk per ko jämfört med de konventionella gårdarna vilket förklaras av lägre produktion per ko men också av en större utfodring av helmjolk till kalvar i ekologisk produktion.

Som en jämförelse kan sägas att 2005 levererades 8 175 kg mjölk/ko till mejerierna i Sverige (Svensk Mjolk 2006).

<sup>1</sup> En djurenhet (DE) motsvarar en mjölkko inkl en kalv t o m en månad, eller sex kalvar i åldern en månad till sex månader eller tre ungdjur äldre än sex månader



Tabell 3.2 Årlig mjölkproduktion vid gårdarna, medeltal samt min/max-värden (inom parentes)  
 Yearly milk production at the dairy farms, average and minimum/maximum values (in brackets)

	Konventionella gårdar (n=16)	Ekologiska gårdar (n=7)
	Conv farms	Org farms
Mjölkkavkast enligt kokontroll, kg ECM/ko*år	9 456 (7 650 – 10 500)	8 661 (5 618 – 10 075)
Milk yield according to milk record, kg ECM/cow*yr		
Mjölklevererans, kg ECM/ko	9 045	7 745
Delivered milk, kg ECM/cow	(7 207 – 10 500)	(5 772 – 8 928)

### 3.2.2 Foderkonsumtion

Alla uppgifter rörande det gårdsproducerade fodret insamlades indirekt. Foderkonsumtionen av t ex ensilage per djur mättes/uppskattades inte direkt utan beräknades via gårdens användning av diesel, handelsgödsel, plast etc och här hämtades data från gårdarnas bokföring. Utsläpp av reaktivt kväve (t ex ammoniak och lustgas) från gårdens foderodling beräknades med modeller som bl a tar hänsyn till gödselgivornas storlek, spridningsteknik m m (se vidare avsnitt 3.3).

Data om mängden inköpt foder (framförallt kraftfoder) baserades på gårdarnas bokföring. I Tabell 3.3 visas vilka typer av foder som köptes in till mjölkgårdarna. Proteinkoncentrat innehåller vanligen ingen spannmål utan består av olika proteinråvaror samt fiberråvaror (t ex betfiber). Detta foder kompletterar den spannmål som finns på de mjölkgårdar som odlar egen spannmål eller köper från en granne. Färdigfoder är ett komplett kraftfoder som består av en spannmålsdel motsvarande 40 – 50 % och samt ett proteinkoncentrat. Färdigfoder används i större omfattning i norrländsk mjölkproduktion än i sydsvensk eftersom spannmålsodlingen vanligen är liten på mjölkgårdarna i norr.

Tabell 3.3 Andel av gårdar (%) inom respektive produktionssystem som köper in olika typer av kraftfoder. Share of farms (%) within each group that purchased feed of different types

	Konv gårdar (n=16)	Eko gårdar (n=7)
	Conv farms	Org farms
Proteinkoncentrat (protein concentrate feed)	53	57
Färdigfoder (mixed concentrate feed)	88	86
Spannmål (grain)	12	0
Biprod sockerind (by-prod sugar industry)	12	0
Mineraler (minerals)	100	86
Kalvnäring (calf feed)	62	0

Som framgår av Tabell 3.3 är färdigfoder den helt dominerande kraftfodertypen på konventionella såväl som ekologiska mjölkgårdar i Norrland. Biprodukter från sockerindustrin (betfor) används i liten omfattning som enskilt fodermedel. Som tidigare beskrivits används inte kalvnäring (pulvermjölk) till kalvar i ekologisk mjölkproduktion.

I Tabell 3.4 redovisas medeltalet för förbrukning av inköpt kraftfoder per ko för de båda grupperna. Kraftfoderkonsumtionen (här definierad som summan av proteinkoncentrat,

färdigfoder, spannmål och biprodukter från socker) är väsentligt högre per ko för de konventionella gårdarna. I medeltal inköptes drygt 3 800 kg kraftfoder per ko till de konventionella gårdarna och 2 075 kg/ko till ekologiska. Om mängden inköpt kraftfoder istället relateras till den levererade mjölmängden så användes 410 kg kraftfoder per ton mjölk i den konventionella produktionen och 260 kg/ton mjölk i den ekologiska.

*Tabell 3.4 Inköp av kraftfoder, medeltal per ko och år i de två produktionssystemen. Average use of purchased feed in the two farm groups*

	Konv gårdar (n=16), kg foder/ko Conv farms, kg feed/cow*yr	Eko gårdar (n=7), kg foder/ko Org farms, kg feed/cow*yr
Proteinkoncentrat (protein concentrate feed)	495	197
Färdigfoder (mixed concentrate feed)	2927	1878
Spannmål (grain)	365	0
Biprodukter sockerindustrin (by-products , sugar industry)	23	0

### 3.2.3 Stallgödsel, N-produktion och fördelning

Uppgifter samlades in om gårdarnas betesdrift. Huruvida stallgödseln hamnar på betesmark eller inne i stallet har betydelse för utsläppen av ammoniak och lustgas. Lagringssystemet för stallgödseln har också betydelse för dessa utsläpp. Tabell 3.5 visar hur stallgödseln från mjölkorna i medeltal fördelas mellan olika gödselsystem. På de ekologiska gårdarna vistas mjölkorna i större omfattning på bete under sommarhalvåret och en större andel av den årliga gödselproduktionen släpps därför på betet. Flytgödsel är det dominerande gödselsystemet, i synnerhet på konventionella gårdar.

*Tabell 3.5 Stallgödselns årliga fördelning i medeltal (%) för olika gödselsystem (mjölkkor). Average yearly manure distribution (%) between different manure handling systems (dairy cows)*

	Konv gårdar (n=16) Conv farms	Eko gårdar (n=7) Org Farms
Bete (grazing)	14	22
Flyt (slurry)	75	56
Fastgödsel (solid manure)	11	22
Djupströ (deep litter)	0	0

För ungdjuren är det mycket små skillnader i distributionen av gödsel mellan olika system (Tabell 3.6). Betesperiodens längd för rekryteringsdjuren är lika för ekologiska och konventionella gårdar.

Tabell 3.6 Stallgödelsens årliga fördelning i medeltal (%) för olika gödselsystem (ungdjur). Average yearly manure distribution (%) between different manure handling systems (replacement animals)

	Konv gårdar (n=16)	Eko gårdar (n=7)
	Conv farms	Org Farms
Bete (grazing)	33	34
Flyt (slurry)	44	44
Fastgödsel (Solid manure)	17	16
Djupströ (deep litter)	6	6

Uppgifter om kväveproduktionen i stallgödsel är av stor betydelse när utsläpp av ammoniak och lustgas skall beräknas. Eftersom mjölkgårdar inte väger och därtill analyserar mjölkornas foderintag är det omöjligt att göra en input-output balans över foder och mjölkproduktion för att beräkna N-produktionen i gödseln bakom kon. Standardvärden om kväveproduktion i stallgödsel där hänsyn tas till produktionsnivå och djurkategori har hämtats från STANK 4.11 (Jordbruksverket, 2003). Tabell 3.7 visar de standardvärden som har använts för att beräkna utsläpp av lustgas och ammoniak.

Tabell 3.7 Årlig kväveproduktion i stallgödseln för olika djurkategorier och produktionsnivåer. Annual total nitrogen excretion for the animal categories/production levels

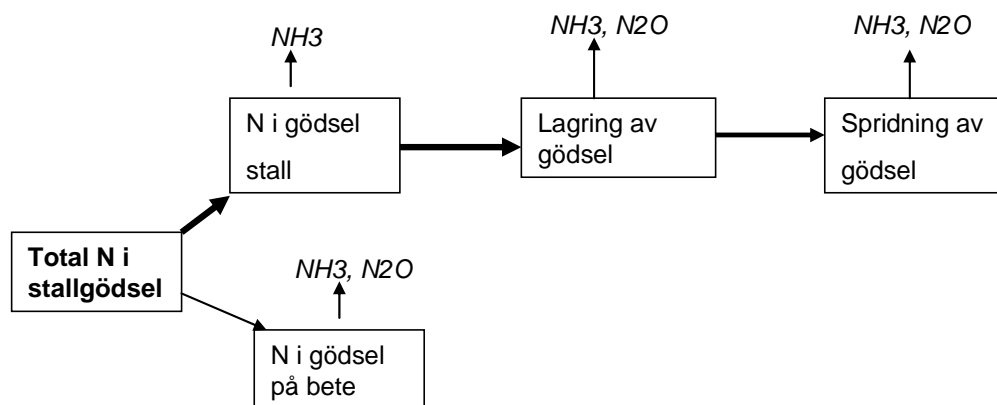
Djurkategori, animal category	Kg N i stallgödsel per djur och år
	Kg N, total excreted per head and yr
Kalv, 0-2 mån (calf 0-2 month)	2,9*
Yngre kviga 2-12 mån (young heifer 2-12 month)	22
Äldre kviga 12-24 mån (older heifer 12-24 month)	47
Mjölko (dairy cow), 6 000 kg ECM per år	100
Mjölko (dairy cow), 8 000 kg ECM per år	117
Mjölkor (dairy cow), 10 000 kg ECM per år	139

\* Data enligt Dansk Jordbruksforskning 2000, alla övriga STANK 4.11 (Jordbruksverket, 2003)

\*(Data from Danish Institute of Agricultural Science 2000, all other from STANK 4.11 (Jordbruksverket, 2003)

### 3.2.4 Utsläpp av ammoniak

Ammoniakavgång från stallgödseln sker i stallet, under betesperioden, när gödseln lagras och vid spridning av gödseln. I beräkningen av ammoniakförluster har förlusterna följts från det att gödseln lämnar kon (beräknat med de standardvärden som visas i Tabell 3.7) och delats upp mellan betesgödsel och stallgödsel beaktat de olika gödselsystem som gårdarna hade (Tabell 3.5 och 3.6). Figur 3.2 visar flödet av gödseln och var förluster av ammoniak och lustgas har beräknats. I Bilaga 1 redovisas de emissionsfaktorer som har använts för att beräkna ammoniakförlusterna och de överensstämmer med emissionsfaktorer som används i rådgivningsprogrammet STANK och SCB:s beräkningsunderlag för ammoniakförluster från jordbruket (Jordbruksverket, 2003 och Karlsson & Rodhe, 2002).



Figur 3.2 Förlust av ammoniak och lustgas från stallgödseln i olika steg. Losses of ammonia and nitrous oxide from manure.

### 3.2.5 Utsläpp av lustgas

Utsläpp av lustgas sker när stallgödseln släpps på bete, vid lagring av gödsel och vid spridning. Det sistnämnda redovisas vidare under avsnitt 3.3.6. I Tabell 3.8 redovisas emissionsfaktorerna som användes för att beräkna lustgasutsläpp från lagring av stallgödsel samt från betesgödsel. Emissionsfaktorerna är hämtade från IPCC:s nyligen reviderade riktlinjer för beräkningar av växthusgaser i jordbruket (IPCC, 2006).

Tabell 3.8 Emissionsfaktorer för beräkning av lustgas i samband med lagring av stallgödsel och från stallgödsel som släpps på bete. Emission factors for nitrous oxide during storage and grazing period

	kg N <sub>2</sub> O-N per kg N <sub>exkrementer</sub>
	kg N <sub>2</sub> O-N per kg N <sub>excreted</sub>
Fastgödsel (solid manure)	0,001
Flytgödsel (slurry)	0,001
Gödsel på bete (manure from grazing animals)	0,02

För skattning av indirekta utsläpp av lustgas orsakade av deposition av ammoniak beräknar IPCC (2006) att 0,01 kg N<sub>2</sub>O-N/kg NH<sub>4</sub>-N som deponeras. Denna faktor användes för att beräkna de indirekta förlusterna orsakade av de ammoniakförluster som uppkom i stall, på bete, vid lagring och vid spridning (se Figur 3.2).

### 3.2.6 Utsläpp av metan från djurens fodermältning

Idisslarna är en viktig källa till växthusgasen metan, CH<sub>4</sub>. Detta metan bildas vid den anaeroba, mikrobiella nedbrytningen av kolhydrater (huvudsakligen cellulosa) som sker i våm- och tarmsystemet. Metanproduktionen påverkas av typ av idisslare, djurens kroppsvikt, foderstat och eventuella tillsatser av inhibitorer och antibiotika.

I IPCC:s riktlinjer för beräkning av metan från idisslare redovisas tre olika metoder (Tier 1-3). Tier 1 är väldigt grov och bygger en enhetlig emissionsfaktor för alla mjölkkor i Västeuropa. Faktorn är beräknad för låga avkastningssiffror (6 000 kg ECM) och anger en årlig metanförlust om 109 kg CH<sub>4</sub>/mjölkko och år. De mer detaljerade modellerna (Tier 2-3) kräver goda indata om utfodring och uppfödningssystem. Ett ytterligare problem med att använda dessa beräkningsgrunder är att de baseras på data om nettoenergi i fodret, vilket används i många länder, medan Sverige använder begreppet omsättbar energi i foderstatsberäkningarna.

År 2001 gjordes en utredning av olika metoder för att beräkna metanutsläppen från svenska nötkreatur (Bertilsson, 2001). I denna användes dels ekvationer från 1980-talet (Lindgren, 1980) för att räkna fram mjölkdjurens metanutsläpp vilka byggde på omsättbar energi och dels en förenklad metod framtagen av Kirchgessner et al (1990) som tar hänsyn till djurens avkastningsnivå och vikt. Genomgången av olika modeller för beräkning av metanavgång från idisslare visade att olika utfodringsstrategier till mjölkkor i Sverige har mindre betydelse medan mjölkavkastningen betyder mer. En högre mjölkproduktion leder till lägre metanutsläpp per kg mjölk. Däremot hade grovfoderandelen mindre betydelse, vilket beror på att dagens vallfoder till mjölkkor genomgående har god kvalitet och hög smältbarhet. Enligt modellberäkningar av en foderstat som innehåller 70 % grovfoder istället för 55 % innebär skillnaden årligen endast några enstaka kilogram högre metanutsläpp från kon.

Avkastningsnivån har betydelse vilket Kirchgessners et al (1990) studier visar och sambanden sammanfattas i ekvationen:

$$\text{CH}_4\text{-emission (g/dag)} = 55 + 4,5 * (\text{kg mjölk/ko och dag}) + 1,2 * \text{metabolisk vikt}$$

$$\text{Metabolisk vikt} = (\text{kroppsvikt})^{0,75}$$

Kirchgessners et al ekvation har använts för att räkna fram metanförluster vid olika produktionsnivåer och vikter på djuren. I beräkningarna antogs att laktationsperioden i medeltal var 305 dagar och sinperioden 60 dagar. De framräknade metanförlusterna har sedan räknats upp med 10 % för att kompensera för en överutfodring som görs enligt IndividRam (Emanuelson, pers medd 2007). De använda emissionsfaktorerna i denna studie vid olika avkastningsnivåer och kroppsvikten 600 kg redovisas i Tabell 3.9. Metanutsläppen för respektive avkastning har valts efter kornas produktion enligt kokontrollen, inte den levererade mängden mjölk per ko.

Tabell 3.9 Beräknade emissionsfaktorer för metan från mjölkornas fodersmältning.  
Calculated emission factors for methane due to enteric fermentation, dairy cows

Mjölkavkastning, kg ECM/ko*år Milk yield, kg ECM/cow*yr	Metanutsläpp, kg CH <sub>4</sub> /ko*år Emission of methane, kg CH <sub>4</sub> /cow*yr
7 500	118
8 500	122
9 500	128
10 500	132
11 500	138

Metanutsläppen från ungdjur beräknades som till 50 kg CH<sub>4</sub>/djur och år som ett medeltal över alla åldrar. Denna emissionsfaktor används av Naturvårdsverket för övriga nötkreatur förutom kor (Naturvårdsverket, 2002).

### 3.2.7 Utsläpp av metan från lagring av stallgödsel

Utsläpp av metan som sker i samband med lagring av stallgödsel beräknades enligt IPCC:s riktlinjer, ekvation enligt ”Tier 2”:

$$\text{Utsläpp av CH}_4 = \text{VS} * \text{Bo} * 0,67 \text{ kg/m}^3 * \text{MCF}$$

**VS** = Volatile Solids, d v s organiskt material i stallgödseln. I beräkningen användes data från Dustan (2002) som skattar VS till 87 % av stallgödselns torrsbstans. Data om stallgödselproduktion för olika djurkategorier och produktionsnivåer hämtades från STANK.

**Bo** = Maximal metanproduktionskapacitet ( $\text{m}^3/\text{kg}$  organisk substans). För mjölkornas gödsel användes  $0,24 \text{ l CH}_4/\text{kg VS}$  och för ungdjurens gödsel användes  $0,18 \text{ l CH}_4/\text{kg VS}$  (IPCC 2006).

**MCF** = Metan Conversion Factor, d v s en faktor som beskriver hur stor andel av den totala metanproduktionskapaciteten som respektive gödselslag har. Faktorn är beroende av syreförhållande och temperatur. För årsmedeltemperatur  $< 10 \text{ }^\circ\text{C}$  anger IPCC (2006) följande MCF vilka också användes i beräkningarna: flytgödsel med svämtäcke 10 %, fastgödsel 2 %, betesgödsel 1 %, djupströ 17 %.

För varje gård beräknades metanutsläppen genom att den producerade gödselmängden delades upp i gödsel på bete och gödsel på stall vilken i sin tur beräknades efter flyt, fast och djupströ för mjölkkor respektive ungdjur. För gårdar med flytgödselhantering och kort betessäsong beräknades utsläppen från gödsellagring till ca  $25 \text{ kg CH}_4/\text{ko}\cdot\text{år}$  medan gårdar med fastgödselhantering beräknades ha utsläpp om drygt  $5 \text{ kg CH}_4/\text{ko}\cdot\text{år}$ .

### 3.2.8 Elanvändning

Data om elanvändningen samlades in, i de flesta fall hade lantbrukarna själva räknat av privat el och lämnade därmed uppgifter endast om gårdens el. För gårdar som inte hade gjort en avräkning användes schablonvärden från SCB om elanvändning i småhus med olika uppvärmningssystem samt hushållsel för att uppskatta den privata förbrukningen<sup>2</sup>.

Tabell 3.10 Elanvändning på mjölkgårdarna, medeltal. Average annual electricity consumption the dairy farms

	KWh per ko+rekrytering*år
	KWh per cow+replacement*år
Konventionella gårdar (Conventional farms)	2 150
Ekologiska gårdar (Organic farms)	2 280

## 3.3 Gårdarnas foderproduktion

### 3.3.1 Markanvändning för gårdsproducerat foder

De olika typerna av markanvändning registrerades väl vid inventeringen och i Tabell 3.11 visas vilken areal gårdarna hade för att producera foder till ko inkl rekrytering.

<sup>2</sup> www.scb.se

Tabell 3.11 Årlig markanvändning (medeltal, ha) för foderproduktion på gårdarna.  
Average yearly land use for fodder production at the dairy farms (hectares)

	Konventionella gårdar (n=16)	Ekologiska gårdar (n=7)
	Ha per ko+rekryt*år	Ha per ko+rekryt*år
	Conv farms	Org farms
	Ha/cow+replacement	Ha/cow+replacement
Vall (inkl bete på åker) (Ley, grassland)	1,45	1,8
Övrigt grovfoder (Other roughage fodder)	0,26	0,35
Spannmål (Grain)	0,12	0,15
Total åkermark (Total arable land)	1,8	2,3

Vall för foderproduktion är den helt dominerande markanvändningen för foderproduktion på gårdarna. I arealen övrigt grovfoder ingår grönfoder (havre/ärt vanligen) och/eller vallinsådd i renbestånd. I medeltal hade de ekologiska gårdar knappt 30 % mer åkermark per ko.

Tre av de sju ekologiska gårdarna hade mindre arealer uttagen mark, i övrigt användes hela gårdens areal till foderproduktion. Samtliga konventionella gårdar hade uttagen areal, sex gårdar av totalt 16 hade någon avsalugröda, företrädesvis grovfoder. Tabell 3.11 redovisar endast den areal som verkligen användes till kor och ungdjurens foderförsörjning.

### 3.3.2 Användning av diesel

Data om dieselanvändning för alla arbeten som rör mjölkproduktion samlades in. Lantbrukarnas uppgifter om årliga inköp av diesel var grunden. I de fall som lantbrukarna sålde maskintjänster avräknades dieseln för detta, liksom diesel för avsalugrödor i de få fall där sådana fanns. Inköp av maskintjänster är vanligt förekommande, särskilt för stallgödselspridning och ensilageskörd. Lantbrukarna gav uppgifter om hur många timmar som olika maskintjänster hade köpts in och sedan beräknades dieselåtgången för dessa arbeten. Referenser för att beräkna denna dieselanvändning hämtades framförallt från Lindgren et al (2002). I Tabell 3.12 visas den totala dieselanvändningen som rör mjölkproduktionen utslaget per hektar fodergröda. De konventionella gårdarna har en högre dieselanvändning per hektar fodergröda vilket till stor del beror på en högre mjölkproduktion per hektar åker. Därav följer större mängder stallgödsel och vallfoder att hantera per hektar åker.

Tabell 3.12 Genomsnittlig årlig dieselanvändning per ha fodergröda samt variation inom parentes.  
Yearly average diesel use per ha fodder crop and variation (in brackets)

	Konv gårdar (n=16)	Eko gårdar (n=7)
	Conv farms	Org farms
Liter diesel per ha fodergröda	120	91
Litre diesel per ha fodder crop	(78 – 190)	(74 - 123)

Om dieselanvändningen i stället relateras till den levererade mängden mjölk från gården blir nyckeltalet lika för de båda grupperna (Tabell 3.13). Variationen förefaller dock var större bland de konventionella gårdarna vilket också framgår när dieseln relateras till åkerarealen (Tabell 3.12).

Tabell 3.13 Genomsnittlig årlig dieselanvändning per ton levererad mjölk samt variation inom parentes. Yearly average diesel use per ton milk and variation (in brackets)

	Konv gårdar (n=16) Conv farms	Eko gårdar (n=7) Org farms
Liter diesel per ton mjölk	26	26
Litre diesel per ton milk	(12 -48)	(18 – 36)

### 3.3.3 Handelsgödsel och stallgödsel

Den genomsnittliga användningen av handelsgödsel på de konventionella gårdarna visas i Tabell 3.14. Kvävegödsel användes av 94 % av de konventionella gårdarna med en medelgiva om 57 kg N/ha. Fosforgödsel användes på drygt 30 % av gårdarna och kaliumgödsel på 38 % av gårdarna.

Den använda mängden handelsgödselkväve till fodergrödorna kan också relateras till mängden levererad mjölk. I genomsnitt förbrukade de konventionella gårdarna 11,5 kg N<sub>handelsgödsel</sub> per ton levererad ECM med en variation på gårdarna mellan 0 – 22 kg N/ton ECM.

Tabell 3.14 Genomsnittlig användning av handelsgödsel i fodergrödor på de konventionella gårdarna och min/max-värden. Average use of fertilisers in the fodder crops at the conventional farms and minimum/maximum

	Kg N/ha fodergröda	Kg P/ha fodergröda	Kg K/ha fodergröda
Användning av handelsgödsel medeltal	57	1,5	6,7
Average fertiliser use			
Variation	0 – 95	0 – 14	0 - 39

Data om resursförbrukning och utsläpp i samband med produktion av handelsgödsel hämtades från Davis & Haglund (1999); viktiga parametrar visas i Tabell 3.15



Tabell 3.15 *Energianvändning och emissioner av CO<sub>2</sub> och N<sub>2</sub>O vid produktion av handelsgödsel.*  
*Energy use and emission of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O from fertiliser production*

	Per kg N	Per kg P
Energianvändning, MJ/kg	41,8	30,6
Energy use, MJ/kg		
Emissioner		
CO <sub>2</sub> , g/kg	2 950	3 080
N <sub>2</sub> O, g/kg	14,6	0,287

Stallgödseln som producerades på gårdarna användes nästan uteslutande i gårdarnas foderproduktion. I några enstaka fall avyttrades mindre mängder stallgödsel från någon gård men i medeltal rör det sig om mycket små mängder (se vidare avsnitt om växtnärbalans). Eftersom vallen dominerade växtodlingen användes den mesta stallgödseln till vallarna.

### 3.3.4 Bekämpningsmedel

Bekämpningsmedel användes i mycket liten omfattning på de konventionella gårdarna (på sju av sexton gårdar) och det var enbart ogräsmedel som användes. De mest förekommande aktiva substanserna var glyfosat och MCPA. I något enstaka fall förekom aktiva substanserna tribenuronmetyl och bentazon.

### 3.3.5 Plast och ensileringsmedel

Uppgifter om plast för ensilering och ensileringsmedel samlades in. Rundbalar användes på flertalet av gårdarna, vanligen som komplement till plansilo och tornsilo men i några fall som enda ensileringsystem. Data för framställning av plast hämtades från databasen Ecoinvent, programvara SimaPro (Pré, 2006). Vid flertalet av gårdarna gick plasten till förbränning i kraftvärmeverk efter användning, och data om energiutvinning för detta hämtades från Sundqvist (1999).

Använda ensileringsmedel på gårdarna var Promyr, Kofasil Ultra, Proens och Josilac. LCA data för ensileringsmedel hämtades från Perstorp (1999) som har gjort en certifierad miljövarudeklaration av myrsyra, där utsläppsdata även gäller för tillverkning av ensileringsmedlet Promyr (Tabell 3.16). Dessa data användes för samtliga ensileringsmedel förutom Josilac, som är en produkt vilken bygger på bakteriekultur. På grund av bristande data för denna typ av ensileringsprodukt inkluderades inte Josilac i analysen.

Tabell 3.16 Produktion av 1 kg myrsyra (koncentration 85%).  
Production of one kg of formic acid (conc. 85%)

<b>Energianvändning</b>	
Naturgas (MJ) (natural gas)	19,7
Kärnkraft (MJ) (nuclear power)	2,4
Vattenkraft (MJ) (hydro-electricity)	1,7
Olja (MJ) (oil)	1,6
Torv (MJ) (peat)	0,8
Kol (MJ) (coal)	0,5
<b>Bidrag till miljöpåverkan</b>	
Klimatpåverkan (g CO <sub>2</sub> -ekv.) (global warming)	720
Försurning (mol H <sup>+</sup> ) (acidification)	0,22
Övergödning (g O <sub>2</sub> -ekv.) (eutrophication)	31

### 3.3.6 Förluster av lustgas i foderproduktionen

När åkermark tillförs kväve i form av gödsel eller i skörderester sker **direkta emissioner** av växthusgasen lustgas. Enligt IPCC:s riktlinjer (2006) förloras 0,01 kg N<sub>2</sub>O-N per kg tillfört N med handelsgödsel, stallgödsel och N i skörderester. Med utgångspunkt från det kväve som produceras i stallgödseln bakom djuren och de förluster som sedan sker i stall och lagring (se Figur 3.2) beräknades att resterande kväve i stallgödseln tillfördes åkermarken. Av det totalt tillförda stallgödselkvävet vid spridningen beräknades att en procent avgick som kväve i lustgas. Förluster från handelsgödsel beräknades efter tillförd mängd.

Enligt IPCC:s riktlinjer anses vallar endast tillföra kväve med skörderester till marken det år som vallen nedbrukas. Med utgångspunkt från de modeller som IPCC (2006) anger för att beräkna N i skörderester beräknades att en treårig gräsvall (konventionella gårdar antogs ha lite klöver i en treårsvall) tillförde marksystemet ca 80 kg N/ha vid nedbrukning (dvs vart 3:e år) medan en treårig klöver/gräsvall (1/3-del klöver) på ekologiska gårdar tillförde marksystemet ca 120 kg N/ha vid nedbrukning. Flera gårdar hade en del av vallarealen som långliggande vallar. Dessa vallar antogs ha ganska låga skördenivåer och beräknades tillföra marksystemet drygt 50 kg N/ha året vid nedbrukning.

Lustgas förloras även genom **indirekta emissioner**, d v s när ammoniak som förloras och deponeras i ett annat ekosystem ökar kvävetillförseln där och därmed ökar risken för att lustgas skall avgå från detta ekosystem. IPCC (2006) anger emissionsfaktorn 0,01 kg N<sub>2</sub>O-N per kg deponerat NH<sub>3</sub>-N. Detta beräknades för den förlorade ammoniaken vid spridning av stall- och handelsgödsel i växtodlingen, liksom för den ammoniak som förlorades i samband med lagringen av stallgödsel (se avsnitt 3.2.4 och 3.2.5).

Även kväveläckage från åkermark leder till indirekta emissioner av lustgas då det förlorade kvävet omsätts i andra ekosystem och en viss del av detta kväve kommer att bilda lustgas. IPCC (2006) anger emissionsfaktorn 0,0075 kg N<sub>2</sub>O-N per kg N-läckage.

### 3.3.7 Förluster av ammoniak i foderproduktionen

Vid insamlingen av uppgifter beskrev lantbrukaren hur stallgödseln fördelades mellan olika grödor och spridningstidpunkter samt vilken spridningsmetodik som tillämpades. Utifrån

dessa uppgifter baserade på den mängd kväve som fanns kvar i stallgödseln efter förluster i stall och lagring (se Figur 3.2) beräknades ammoniakförlusterna i spridningen. Emissionsfaktorer hämtades från STANK och SCB:s underlag för nationella utsläppsberäkningar (Jordbruksverket, 2003 och Karlsson & Rodhe, 2002). I Bilaga 1 redovisas dessa emissionsfaktorer.

### 3.3.8 Kväve- och fosforläckage från åkermarken

Det finns relativt få mätningar gjorda av näringsläckage från åkermark i norra Sverige. De viktigaste pågående mätningarna görs vid ett observationsfält i Röbbäcksdalen, Västerbottens län, och ett i Vagle, Jämtlands län (Johansson och Gustafsson, 2006). Härifrån finns rimligt långa mätserier av avrinning och näringsförluster. I Röbbäcksdalen är mätningarna också fördelade på yt- respektive dräneringsvatten. I Flarkbäcken, Västerbottens län, har mätningar av vattenkvaliteten pågått sedan 1993. Andelen jordbruksmark i avrinningsområdet är för nordliga förhållanden relativt stort. Hela avrinningsområdet har en åkerandel på 16 %, medan det nedersta delområdet har 41 % åker (Sjöström, 1999 och Carlsson, 2003).

Resultaten från mätningarna vid observationsfälten och i Flarkbäcken visar på förluster på c:a 8 - 15 kg N/ha och år och 0,1 - 0,5 kg P/ha och år för kväve och fosfor från åkermarken.

Äldre publicerade mätserier finns från mätningar gjorda i Offer utanför Sollefteå (Gustafsson och Torstensson, 1984a). Mätserien sträcker sig från 1975/76 till 1982/83. Här varierar förlusterna från 0,8 till 15,5 kg N/ha och år medan fosforförlusterna varierar från 0,01 till 4,04 kg P/ha och år. De höga halterna härrör sig från tillfällena med spridning av flytgödsel på snön. I medeltal över de åtta åren har förlusterna varit 7 kg N/ha och 0,99 kg P/ha. Tas de två höga extremerna bort från fosforförlusterna blir medeltalet i stället 0,15 kg P/ha.

Ytterligare ett fält med resultat från tidigare mätningar fanns i Boda utanför Ljusdal. De publicerade resultaten härifrån (Gustafsson och Torstensson, 1984b) visar på låga förluster av kväve och fosfor. De fem år som finns redovisade (1977/78 - 1981/82) visar på följande förluster i kg N/ha: 8,09; 0,62; 0,87; 6,17; 3,60 (kväve) respektive: 0,05; 0,1; 0,34; 0,31; 0,18 kg P/ha (fosfor).

Ett observationsfält fanns även i Öjebyn, Norrbottens län. Resultaten därifrån finns redovisade för åren 1975/76 - 1980/81 (Gustafsson och Torstensson, 1983). Samtliga år visade på låga förluster, förutom det år när fältet trädades. Följande serie redovisades för kväve (kg/ha): 6,3; 8,4; 24,2 (träda); 13,9; 8,1; 4,5. Motsvarande värden för fosfor är (kg/ha): 0,09; 0,22; 0,10; 0,13; 1,43; 0,94.

Om man väger samman de förlustsiffror som finns från mätningarna av åkermark i norra Sverige tycks ett värde på ca 8 - 15 kg N/ha och år respektive ca 0,2 - 0,3 kg P/ha och år vara rimligt. Det som mest påverkar förlusterna är total avrinning, gröda och spridning av stallgödsel. I de fall fältet har trädats blir förlusterna flerfaldigt högre, särskilt av kväve.

Utifrån dessa undersökningar av växtnäringsläckage i Norrland har kväveläckaget i denna LCA-studie skattats till i medeltal 10 kg N/ha för vallarna och till 20 kg N/ha för ettåriga grödor (spannmål och grönfoder) för Jämtlands och Västernorrlands län. För Västerbottens och Norrbottens län antogs förlusten av kväve i medeltal uppgå till 8 kg N/ha för vallarna respektive 16 N kg/ha för öppna grödor. Ingen skillnad har kunnat sättas för konventionell och ekologisk odling.

När det gäller fosfor har ingen uppdelning gjorts mellan de olika länen eller mellan olika grödor, utan förlusterna sattes till 0,2 kg P/ha för all areal som användes till foderproduktion.

### 3.3.9 Växtnäringsbalanser

Vid insamlingen av data upprättades en växtnäringsbalans för varje gård enligt ”Farm-gate” principen utifrån STANK:s växtnäringsprogram (Jordbruksverket, 2003). I växtnäringsbalansen relateras alla flöden av växtnäring i foder, gödsel etc till gårdens totala åkerareal. Detta är en viktig skillnad till principen för livscykelanalysen där det är produktens miljöpåverkan som beskrivs och där arealen är en resursanvändning för att producera en produkt, i denna studie mjölk. Men en växtnäringsbalans ger intressant information som komplement till en livscykelanalys eftersom arealintensiteten har betydelse för lokala och regionala miljöeffekter, t ex övergödning. Växtnäringsöverskottet i en balans är också en bra indikator att utgå ifrån när man skall kontrollera rimligheten i modellberäkningarna av växtnäringsförluster.

Tabell 3.17. Växtnäringsbalans, kväve (medelvärde samt variation) för 23 mjölkgårdar i Norrland 2005. Nutrient balance, Nitrogen (average and variation) 23 dairy farms in Norrland 2005

	Konv gårdar (n=16)	Eko gårdar (n=7)
	Conv farms	Org farms
<b>Input, kg N/ha</b>		
Handelsgödsel (fertilisers)	53 (0 - 87)	0
Foder (feed)	62 (31 - 111)	28 (12 - 43)
N-fixering (N-fixation)	27 (15 - 50)	42 (24 - 66)
N-deposition	3 (2-3)	3 (2-3)
Övrigt (others)	2 (1-3)	2 (1-4)
Total input	147 (98 - 209)	75 (45 - 102)
<b>Output, kg N/ha</b>		
Mjölk (milk)	26 (15-49)	18 (11-26)
Kött (meat)	5 (3-17)	4 (2-7)
Vegetabilier (veg prod)	1 (0-8)	1 (0-5)
Stallgödsel (manure)	1 (0-8)	0
Total output	33	23
<b>Överskott, kg N/ha (Surplus)</b>	<b>114</b>	<b>52</b>
Levererad mjölk, kg/ha	5 065	3 689
Milk per ha		

Tabell 3.17 visar att i medeltal är det ett överskott om 114 kg N/ha för konventionella gårdar och 52 kg N/ha på de ekologiska gårdarna. I Öjebynprojektet var motsvarande siffror 27 kg N/ha för det ekologiska ledet och 90 kg N/ha för det konventionella ledet (Jonsson 2004). En viktig orsak till denna skillnad är att mera mjölk produceras per hektar åker på konventionella gårdar. Men hela skillnaden ligger inte i en mer arealintensiv produktion, om överskottet istället relateras till ton levererad mjölk framgår att överskottet är högre på de konventionella gårdarna som har ett överskott om drygt 22 kg N/ton mjölk i relation till 14 kg N/ton mjölk

för de ekologiska. Indikatorn ”överskott av N per ton mjölk” kan enkelt räknas fram på den typ av mjölkgårdar som finns i Norrland, gårdarna är inriktade på mjölkproduktion, de har ingen köttproduktion, de har mycket liten avsaluodling och ingen stallgödsselförsäljning. Detta innebär att överskottet på gården i stort sett uteslutande kan relateras till produkten mjölk.

De gasformiga förluster av reaktivt kväve som orsakas av mjölkproduktionen har modellberäknats med nationella och internationella emissionsfaktorer för ammoniak och lustgas. Kväveläckaget via avrinning har uppskattats utifrån de mätningar och försök som finns tillgängliga från Norrland. Tabell 3.18 sammanfattar dessa de beräknade/skattade förlusterna av reaktivt kväve.

Tabell 3.18 *Genomsnittliga beräknade förluster av ammoniak, lustgas och nitrat per ha fodergröda. Calculated losses (average) of ammonia, nitrous oxide and nitrate per ha fodder crops*

	Konv gårdar (n=16)	Eko gårdar (n=7)
	Conv farms	Org farms
Beräknade förluster ammoniak, kg NH <sub>3</sub> -N/ha fodergröda (Calculated losses, ammonia-N)	21,4	19,6
Beräknade förluster av lustgas, kg N <sub>2</sub> O-N/ha fodergröda (Calculated losses, nitrous oxide)	2,3	1,6
Skattat kväveläckage, kg NO <sub>3</sub> -N/ha (Estimated N-leaching)	11	11
Summa beräknade förluster av reaktivt N (Total of calculated losses, reactive N)	35	32

Som framgår av sammanställningen i Tabell 3.18 är det relativt små skillnader i de beräknade förlusterna mellan de konventionella och ekologiska gårdarna medan den genomsnittliga N-balansen visar på mer än dubbelt så högt N-överskott för de konventionella gårdarna. Detta kan bero på att N-fixeringen har underskattats på de ekologiska gårdarna vilket innebär att input av N har satts för lågt. En annan förklaring är att modellerna som används för att beräkna N-förluster underskattar förlusterna i konventionella system och/eller överskattar dem i ekologiska system. Det finns tyvärr inga tillförlitliga mätserier där skillnaden i läckage mellan ekologisk och konventionell produktion studeras. Ytterligare förklaringar kan vara att denitrifikationen (d v s omvandling av nitratkväve till kvävgas) är större i konventionella system och/eller att det sker en större inbyggnad av N i markpoolen (d v s mullhalten ökar) i konventionella system eftersom inflödet av N i marksystemet är större..

I Tabell 3.19 visas växtnäringsbalansen för fosfor för gårdarna i studien. I medeltal är fosforöverskottet ca 6 kg P/ha för konventionella gårdarna och knappt 1 kg P/ha för de ekologiska. Foderinköp utgör det stora inflödet av fosfor för alla gårdar i studien. Som framgår av balanserna är det stor skillnad i P-överskott mellan de två produktionssystemen vilken inte återspeglas i den skattning av fosforläckage som vi har gjort generellt för åkermarken som används för foderproduktion (se avsnitt 3.3.8). Det finns inga försök som underbygger antagandet att P-läckage är större från mark som brukas konventionellt jämfört med ekologiskt. Växtnäringsbalanserna visar dock att det sker en större ackumulering av fosfor i marken på konventionella mjölkgårdar, vilket långsiktigt innebär en större risk för fosforläckage.

Tabell 3.19 Växtnäringsbalans, fosfor (medelvärde samt variation) för 23 mjölkgårdar i Norrland 2005. Nutrient balance, Phosphorous (average and variation) 23 dairy farms in Norrland 2005

	Konv gårdar (n=16) Conv farms	Eko gårdar (n=7) Org farms
<b>Input, kg P/ha</b>		
Handelsgödsel (fertilisers)	1,4 (0 - 13,8)	0
Foder (feed)	11,1 (4,9 - 19)	4,7 (2 - 7,3)
Övrigt (others)	0,3	0,1
Total input	12,8 (6,8 - 23,1)	5 (2,2 - 6,8)
<b>Output, kg P/ha</b>		
Mjök (milk)	5 (2,9 - 9,2)	3,5 (2 - 5)
Kött (meat)	1,4 (0,7 - 5)	1 (0,5 - 1)
Vegetabilier (veg prod)	0,1	0,1
Total output	6,7	4,5
<b>Överskott, kg P/ha (Surplus)</b>	<b>6,1</b>	<b>0,5</b>

Slutligen, Tabell 3.20 visar växtnäringsbalanserna för kalium. Kaliumöverskottet i medeltal är 15 kg/ha för konventionella gårdar och 3 kg/ha för ekologiska gårdar

Tabell 3.20 Växtnäringsbalans, kalium (medelvärde samt variation) för 23 mjölkgårdar i Norrland 2005. Nutrient balance, Potassium (average and variation) 23 dairy farms in Norrland 2005

	Konv gårdar (n=16) Conv farms	Eko gårdar (n=7) Org farms
<b>Input, kg K/ha</b>		
Handelsgödsel (fertilisers)	6	0
Foder (feed)	18,3	8,8
Övrigt (others)	0,8	0,7
Total input	25,1	9,5
<b>Output, kg K/ha</b>		
Mjök (milk)	8	5,6
Kött (meat)	0,3	0,2
Vegetabilier (veg prod)	0,9	0,7
Total output	9,8	6,4
<b>Överskott, kg K/ha (Surplus)</b>	<b>15,3</b>	<b>3</b>

### 3.4 Produktion av kraftfoder

Kraftfoder köps in till gårdarna, antingen som ett färdigfoder vilket innehåller spannmål och proteinråvaror, eller som ett proteinkoncentrat som innehåller proteinråvaror och fiberprodukter, framförallt betfiber, och som kompletterar spannmål som redan finns på gården. Som tidigare beskrivits är färdigfoder den helt dominerande kraftfoderprodukten på mjölkgårdar i Norrland p g a att regionen har en liten egen spannmålsodling.

Det finns ett flertal olika kraftfoderprodukter och det har inte varit möjligt att göra en LCA för var och en av dessa. I stället har vi gjort en LCA för några ”standardkraftfoder” och de bygger på recept till mest använda kraftfoderprodukterna som Lantmännen levererar till Norrland.

Kraftfodret till norrländska mjölkgårdar levereras huvudsakligen från foderfabriken i Västerås (Västernorrland och Jämtlands län) och från Holmsund (Västerbotten och Norrbotten) (se karta i Figur 3.1). Råvarorna köps in från olika delar av Sverige och utlandet, och sedan sätts den slutliga kraftfoderprodukten samman. Flöden och transporter i kraftfoderproduktionen finns sammanställda i Bilaga 2.

#### 3.4.1 Konventionellt kraftfoder

Ett mycket vanligt konventionellt färdigfoder är produkten Solid 120 och utifrån recept som används i Västerås och Holmsund har en standard för detta kraftfoder gjorts (Tabell 3.21).

Tabell 3.21 Sammansättning av standard för konventionellt färdigfoder samt råvarornas ursprung. Standard for conventional mixed concentrate feed

Råvara (ingredient)	% (vikt)	Ursprung (Origin)
Korn (barley)	25	Mälardalen (central Sw)
Vete (wheat)	18	Mälardalen (central Sw)
Vetekli (wheat bran)	5	Mjölby (central Sw)
Rapsmjöl (rapeseed meal)	10	Tyskland (Germany)
Expro® (heat treated rapeseed meal)	7	Karlshamn (south Sw)
Sojamjöl (soymeal)	9	Brasilien (Brazil)
Melass (molasses)	2	Sverige (south Sw)
Betfiber (beet fibres)	9	Sverige+Östersjöregion (souty Sw and the Baltic Sea region)
Palmkärnexpell (palmkerneleypell)	11	Malaysia
Fetter (fats)	2	Diverse (several countries)
Kalk, MgO, salt (lime, MgO, salt)	2	

Spannmålen kommer nästan uteslutande från Mälardalen, i mindre omfattning sker import till Holmsundsfabriken från Finland eller Baltikum, här har endast använts uppgifter om svensk odling. I produktionen av Expro® i Karlshamn är råvaran ungefär till lika delar svensk respektive tysk. En mindre del av sojamjölet i blandningen är soypass<sup>3</sup>. På grund av svårigheter med att få fram data har alla sojaprodukter beräknats i fodret beräknats med data för sojamjöl.

<sup>3</sup> SoyPass® är en blandning av sojamjöl och lignosulfat som gör att sojaproteinet frigörs långsammare i våmmen än sojamjöl, och därför kan utnyttjas bättre i mjölkornas näringsomsättning. Produkten är patenterad.

Bland proteinkoncentraten är Lantmännens Unik 52 en vanligt förekommande produkt. Med uppgifter om produktens sammansättning i foderfabrikerna i Västerås och Holmsund under 2005 har standard även för denna kraftfodertyp satts samman (Tabell 3.22) och använts för de olika proteinfoderprodukter som har förekommit i studien.

Tabell 3.22 Sammansättning av standard för konventionellt proteinkraftfoder samt råvarornas ursprung. Standard for protein concentrate feed.

Råvara (ingredient)	% (vikt)	Ursprung (Origin)
Expro (heat treated rapeseed meal)	28	Karlshamn (south Sw)
Rapsmjöl (rapeseed meal)	8	Tyskland (Germany)
Sojamjöl (soymeal)	20	Brasilien (Brazil)
Betfiber (beet fibres)	18	Sverige+Östersjöregion (south Sw and the Baltic region)
Vetekli (wheat bran)	5	Mjölby (central Sw)
Agrodrank (dried draff)	5	Norrköping (central Sw)
Palmkärnexpell (palmkernel expel)	7	Malaysia
Melass (molasses)	2	Sverige (south Sw)
Fetter (fats)	5	Diverse (several countries))
Kalk, MgO, salt	2	

I några enstaka fall har rena råvaror (t ex sojamjöl) köpts in direkt till gården. I dessa fall har LCA-data för råvarorna använts.

### 3.4.2 Data om råvaror i konventionella foderblandningar

LCA-data om råvaror i kraftfoder finns i en databas vid SIK i Göteborg. LCA-data om foderproduktion, vilka har använts i denna studie, redovisades ingående i rapporten *Life Cycle Inventory of 23 Dairy Farms in South-Western Sweden* (Cederberg & Flysjö, 2004) och den intresserade läsaren hänvisas till denna rapport. I Bilaga 2 finns en översikt över flöden och transporter för de viktigaste råvarorna i denna studie.

LCA-data om sojamjöl, rapsprodukter, sockerbetsbiprodukter, palmkärnexpeller, spannmålsbiprodukter, fetter, salt och mineral finns redovisade i ovan nämnda rapport. Till föreliggande studie har nya data för spannmålsodling tagits fram eftersom det framförallt är spannmål från Mälardalen som ingår i de norrländska kraftfoderblandningarna. Data om spannmålsodling i detta område har hämtats från SLU:s områdeskalkyler (SLU, 2006), se Tabell 3.23.

I Tabell 3.24 framgår beräknade läckage av kväve och fosfor för foderspannmålen i Mälardalen beräknade med underlag från Aronsson & Torstensson (2004) och Kyllmar et al (1995). Övriga emissioner (NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O) i Tabell 3.24 har beräknats med de emissionsfaktorer som beskrivits tidigare i rapporten.



Tabell 3.23 Skördar och användning av utsäde, handelsgödsel, diesel och pesticider i odling av foderspannmål i Mälardalen. Yields and use of seed, fertilisers, diesel and pesticides in cultivation of grain for feed production in region of Mälardalen

	Korn Barley	Höstvete Winter wheat
Skörd (yield), kg/ha	4 500	6 000
Utsäde (seed), kg/ha	180	220
Kväve (fertiliser-N), kg/ha	85	110
Fosfor (fertiliser-P), kg/ha	15	19
Kalium (fertiliser-K), kg/ha	5	11
Diesel, l/ha	80	80
Torkning (drying) MJ <sub>oil</sub> /kg	37	76
Torkning (drying), kWh/ha	70	70
Herbicider, g act subs/ha	6	114
Fungicider, g act sub/ha	60	75
Insecticider, g act sub/ha	20	24

Tabell 3.24 Utsläpp av N och P i spannmålsodling, Mälardalen. Emissions of N and P in grain production, Mälardalen

	Korn Barley	Höstvete Winter wheat
Kg NO <sub>3</sub> -N/ha	24	22
Kg NH <sub>3</sub> -N/ha	1	1
Kg N <sub>2</sub> O-N/ha	1,1	1,4
Kg P/ha	0,3	0,3

### 3.4.3 Ekologiskt kraftfoder

Även för ekologiskt kraftfoder har två standardfoder ställts samman utifrån de mest sålda produkterna från Lantmännen. Färdigfodret Viol består av en spannmålsdel samt proteinråvaror och en vanligt förekommande sammansättning redovisas i den standardprodukt som presenteras i Tabell 3.25.

Tabell 3.25 Sammansättning av standard för ekologiskt färdigfoder samt råvarornas ursprung.  
Standard for organic mixed concentrate feed

Råvara	% mass	Typ	Origin
Vete (wheat)	44	Eko (org)	Mälardalen
Havre (oats)	11	Eko (org)	Mälardalen
Ärtor (peas)	6	Eko (org)	Mälardalen
Luzernmjöl (luzernpellets)	14	Eko (org)	Östergötland
Majsglutenmjöl (sojamjöl)*	13	Konv (conv)	Brasilien (Brazil)
Sojaböna (soybean)	7	Eko (org)	Italien, Sydamerika, (Italy, South America)
Betfiber (beet fibre)	1	Konv (conv)	Östersjöregionen (Baltic Sea region)
Fetter (fats)	1	Konv (conv)	Diverse (several countries)
Melass (molasses)	1	Konv (conv)	
Kalk, salt mm (lime, salt, others)	2		

\* Konventionellt sojamjöl ingår aldrig i ekologiska kraftfoder p g a extraktionen görs med hexan. I stället används majsglutenmjöl som proteinråvara på toppen. P g a databrist för majsglutenmjöl har LCA-data för konventionell soja använts istället, omräknat så att mängden soja som skattas ersätta majsglutenmjölet motsvarar samma proteinmängd i foderstaten. Organic concentrate feed does not contain conventional soymeal since the extraction is done with hexane. Instead maize gluten meal (MGM) is used as a high valuable protein ingredient. Due to lack of LCA data on MGM LCA-data on conventional soymeal was used.

Med data från foderfabriken i Västerås har en standard för ekologiska proteinkraftfoder satts samman (Tabell 3.26).

Tabell 3.26 Sammansättning av standard för ekologiskt proteinfoder samt råvarornas ursprung.  
Standard for organic protein concentrate feed

Råvara	% mass	Typ	Origin
Sojaböna (soybean)	23	Eko (org)	Italien, Sydamerika, (Italy, South America)
Majsglutenmjöl (sojamjöl)*	26	Konv (conv)	Brasilien (Brazil)
Ärtor (peas)	16	Eko (org)	Mälardalen
Rapskaka (rapeseed cake)	10	Eko (org)	Mälardalen
Betfiber (beet fibre)	10	Konv (conv)	Östersjöregionen (Baltic Sea region)
Rapsfrö (rapeseed)	7	Eko (org)	Mälardalen
Havre (oats)	2	Eko (org)	Mälardalen
Luzernmjöl (luzernpellets)	2	Eko (org)	Östergötland
Fetter (fats)	1	Konv (conv)	Diverse (several countries)
Melass (molasses)	1	Konv (conv)	
Kalk, salt mm (lime, alt, others)	2		

\* Se kommentar Tabell 3.25.

### Spannmål och örter

Skördenivåerna bygger på skördar i ekologisk odling enligt Jordbruksverkets statistisk (SCB, 2006). Använd skördenivå enligt Tabell 3.27 bygger på beräkningar av skördar ifrån Uppland, Stockholm och Västmanlands län.

Tabell 3.27 Skördenivåer av ekologisk spannmål och örter i Mälardalen. Yields of organic grain and peas in Mälardalen

Gröda, Crop	Skörd, yield (kg/ha)	% av konventionell skörd % of conventional yield
Höstvete (winter wheat)	3 700	60-65
Havre (oats)	2 500	60-65
Ärter (peas)	2 100	Ca 80

Utsädesmängden är skattad till 200 kg/ha för havre och höstvete och 250 kg/ha för ärter. Data om insatsmedel är överensstämmande med tidigare data (Cederberg & Flysjö, 2004).

Stallgödsel av nöt (20 t/ha fast) har antagits spridas till höstvete och havre.

Dieselanvändningen skattas till 93 l/ha för spannmålsgrödorna och 83 l/ha för ärter.

Torkning av grödorna har beräknats ske från 18 % till 14 % vattenhalt. Torkning förbrukar 0,17 l olja per kg borttorkat H<sub>2</sub>O och 0,014 kWh/kg spannmål. Förluster av kväve och fosfor beräknades enligt tidigare beskrivna modeller och sammanställs i Tabell 3.28.

Tabell 3.28 Beräknade förluster av N och P från ekologisk odling i Mälardalen. Calculated N and P losses from organic cropping in Mälardalen

	Höstvete (wheat)	Havre (oats)	Ärt (peas)
Kg NH <sub>3</sub> -N/ha	5,4	5,4	0
Kg NO <sub>3</sub> -N/ha	35	28	30
kg N <sub>2</sub> O-N/ha, direkt	1,4	1,3	0,5
Kg NO <sub>3</sub> -N/ha	35	28	30
Kg P/ha	0,3	0,3	0,3

### Sojaböna

De ekologiska sojabönorna importeras främst från Brasilien och Italien, men eftersom data för odling av sojabönor från Italien inte finns tillgängliga har enbart brasilianska data använts. För sojabönor odlade i Brasilien har data hämtats från två gårdar i olika regioner, Parana och Mato Grosso, se Tabell 3.29. Ingen handelsgödsel eller bekämpningsmedel används, enbart diesel för maskinarbete. Data för insatsmedel har erhållits från Lantmännen (Björnberg pers medd, 2007). Data för utsläpp av N och P från odling har antagits vara överensstämmande med konventionella och hämtats från Cederberg & Flysjö (2004).

Tabell 3.29 Data om odling av ekologiska sojabönor i två stater i Brasilien. Some data on inputs for organic soybean cultivation in two states in Brazil.

	Parana	Mato Grosso
Avkastning/yield (ton per ha)	1,5-1,8	2,2
Utsäde/seeds (kg per ha)	90	70-80
Dieselanvändning/diesel use (liter per ha)	65	100

#### Övriga råvaror

Övriga råvaror som används i ekologiska kraftfoderblandningar finns beskrivna i SIK-rapport 728 (Cederberg & Flysjö, 2004).

#### 3.4.4 Foderfabriken

Energianvändningen för att mala, blanda och pellettera kraftfoder i svensk foderindustri beräknas till 374 MJ/ton foder. Energikällor bedöms till 50 % vara naturgas och till 50 % elektricitet (Cederberg & Flysjö, 2004).

Medeltransporten av det färdiga kraftfodret från foderindustri (Västerås, Holmsund) till mjölkgården har generellt antagits vara 500 km. Gårdar i Västernorrland och Jämtland får i stor utsträckning foder från Västerås medan Västerbotten och Norrbotten erhåller foder från Holmsund utanför Umeå. Allt ekologiskt kraftfoder kommer från Västerås.

Lastningsgraden i fodertransporter till gård har antagits till ca 90 % (d v s hög andel returtransporter) vilket bygger på data från Lantmännen (Lundström pers medd, 2007).

## 4 Miljöpåverkansbedömning

Efter inventeringsanalysen är data omfattande och i miljöpåverkansbedömningen klassificeras och karakteriseras därför informationen från inventeringen, för att ge en samlad bild av bidraget till de olika miljöpåverkanskategorierna. De miljöpåverkanskategorier som redovisas i den här studien är:

- Resurser
- Energi
- Mark
- Pesticider (användning)
- Klimatförändring
- Utsläpp av försurande ämnen
- Övergödning

### 4.1 Klassificering och karakterisering

Klassificering innebär att resultatet från inventeringen sorteras in under de olika miljöpåverkanskategorierna. En utsläppsparameter kan ge upphov till flera olika miljöeffekter, till exempel kan kväveoxider (NO<sub>x</sub>) bidra till både försurning och övergödning.

Karakterisering är ett sätt att beskriva det potentiella bidraget till en miljöeffekt från specifika parametrar. Detta sker genom att multiplicera karakteriseringsindex för de ämnen som ger upphov till en miljöeffekt med utsläppsmängderna från inventeringsresultaten för motsvarande ämnen. De olika ämnenas bidrag presenteras i en gemensam räknebas (t ex gram koldioxidekvivalenter) som är specifik för varje miljöeffekt.

### 4.2 Beskrivning av valda miljöpåverkanskategorier

Miljöpåverkanskategorin resurser, energi och mark är relaterad till systemets inflöden, medan miljöpåverkanskategorierna toxicitet, klimatförändringar, utsläpp av försurande gaser samt eutrofiering är relaterade till systemets utflöden. Nedan beskrivs de miljöpåverkanskategorier som har studerats, samt de karakteriseringsindex som använts.

#### 4.2.1 Resursförbrukning

Uttag av lagerresurser inkräktar på framtida generationers möjligheter att nyttja dessa. Framtida generationer kan därför bli hänvisade till att utnyttja källor av lägre kvalitet.

Uttag av resurser med energiinnehåll redovisas här som **primär energi** och med indikatorn ”MJ per funktionell enhet (FE)”. För elförbrukning som har sin källa i kärnkraft innebär det därmed att primärenergien är 3,52 MJ<sub>el kärnkraft</sub> för 1 MJ använd i produktionen. På motsvarande sätt krävs ca 1,1 MJ olja för utvinnande av 1 MJ diesel.

Uttag av resurser utan energiinnehåll begränsas i denna studie till fosfor och kalium vilka är viktiga i matproduktionen. Dessa redovisas endast som inventeringsresultat, d v s gram per FE.

#### 4.2.2 Energi

Energianvändningen anges i den form energin används i processerna (**sekundär energi**) uppdelat på fossil, elektrisk och förnyelsebar energi. Även energiinnehåll i råvaror som finns bundna i material är inkluderad (s k feedstock).

#### 4.2.3 Färskvatten

I Sverige anses sällan vatten vara en begränsad resurs och denna miljöeffekt har därför inte beaktats. Den stora källan till färskvattenuttag i jordbruket är bevattning. I Sverige är det mycket ovanligt med bevattning till fodergrödor och ingen av gårdarna i studien konstbevattnade sina grödor. Det färskvatten som används i mjölkproduktionen är dricksvatten till djuren, samt vatten för disk och rengöring, och rör sig om förhållandevis små volymer.

#### 4.2.4 Mark

Den grundläggande resursen för livsmedelsproduktion är åkermark. Ofta analyserar man jordbruksproduktion under ett år när man gör LCA för livsmedel och den yta som åtgår för att producera en funktionell enhet (FE) anges då som:

$m^2$  år per funktionell enhet

Kvalitativ markanvändning (t ex markanvändningens påverkan på markens bördighet och biologisk mångfald) redovisas sällan p g a bristande metodik. Det pågår internationella arbeten för att finna relevanta indikatorer för att inkludera denna viktiga påverkan av livsmedelsproduktion, men det finns ännu ingen metodik som har full konsensus.

#### 4.2.5 Kemiska bekämpningsmedel

Toxicitet är ett samlingsbegrepp för en rad olika effekter. Om koncentrationen av en utsläppt farlig substans är tillräckligt hög kan i värsta fall den toxiska effekten ske direkt efter utsläppets spridning i form av akut toxicitet, vilket kan resultera i dödlighet hos de organismer som blir exponerade. Toxiska effekter som inte är akut dödliga utan uppträder först efter en lång tids exponering av substansen kallas kronisk toxicitet. P g a bristande metodik för att karakterisera olika typer av toxicitet orsakade av bekämpningsmedel anges resultaten endast som använd mängd aktiv substans.

#### 4.2.6 Klimatförändringar

Jorden värms upp av direkt solstrålning (huvudsakligen i våglängdsområdet 0,2-0,4  $\mu\text{m}$ ). Den uppvärmda jordskorpan avger sedan värmestrålning i det infraröda våglängdsområdet (4-100  $\mu\text{m}$ ). Denna strålning absorberas delvis av gaser i jordens atmosfär och en viss del emitteras tillbaka till jordytan och bidrar till en uppvärmning där. Denna effekt är känd som "växthuseffekten". Växthuseffekt är en naturlig effekt som medför att jordens temperatur är 33°C högre än vad den annars skulle vara. Vad som däremot diskuteras är den av människan förstärkta tillförseln av växthusgaser, vilka påverkar jordens strålningsbalans. Ämnen i atmosfären från mänskliga aktiviteter som bidrar till denna effekt är framför allt koldioxid, metan, dikväveoxid (lustgas) och CFC (till exempel freoner). De klimatförändringar som emissionerna kan medföra är en höjning av jordens medeltemperatur. Den av människan

förstärkta växthuseffekten, vilken kan leda till klimatförändringar, är en global miljöeffekt. De karakteriseringsindex som använts vid bedömning av klimatförändringar visas i Tabell 4.1.

Tabell 4.1 Karakteriseringsindex för klimatförändringar (GWP 100 år). Characterisation factors for global warming (GWP 100 yr)

emission	karakteriseringsindex (gram per gram CO <sub>2</sub> )	
koldioxid (CO <sub>2</sub> )	1	luft
metan (CH <sub>4</sub> )	21	luft
lustgas (N <sub>2</sub> O)	310	luft

Källa: IPCC, 1997

#### 4.2.7 Försurande ämnen

Förbränning av fossila bränslen ger förutom koldioxid upphov även till svaveldioxid och kväveoxider. Även ammoniak från jordbruket har försurande effekt när det omsätts i marken efter att depositionen. Dessa luftföroreningar omvandlas, förenar sig med vatten och bildar syror. Syrorna sänker pH-värdet i regnvattnet och orsakar försurning av mark och vattendrag. Verkan av försurande ämnen har ett stort geografiskt beroende, generellt är Sverige känsligt för försurning p g a den kalkfattiga berggrunden, men det finns också områden med kalkberggrund (t ex Gotland, delar av Jämtland) som inte påverkas nämnvärt av försurande nedfall.

Försurningen påverkar bland annat träden negativt och kan också leda till att vatten med lågt pH löser ut toxiska kvantiteter aluminium, som när det når sjöar och vattendrag kan skada växt- och djurliv. Försurning är en regional miljöeffekt. De karakteriseringsindex som använts vid bedömning av utsläpp av försurande gaser visas i Tabell 4.2.

Tabell 4.2 Karakteriseringsindex för utsläpp av försurande gaser. Characterisation factors for acidification

emission	karakteriseringsindex (gram per mol H <sup>+</sup> )	
ammoniak (NH <sub>3</sub> )	0,0587	luft
vätesulfid (H <sub>2</sub> S)	0,0588	luft
väteklorid (HCl)	0,0274	
vätefluorid (HF)	0,0500	
kväveoxider (NO <sub>x</sub> )	0,0217	luft
kvävedioxid (NO <sub>2</sub> )	0,0217	
svaveldioxid (SO <sub>2</sub> )	0,0312	luft

Källa: Lindfors et al, 1995

#### 4.2.8 Bidrag till övergödning

Här beaktas endast övergödning i vattensystemen, vilket också benämns eutrofiering. Ökad tillförsel av näringsämnen till vattensystem leder till ökad tillväxt för olika arter i systemet. Nedbrytningen av dem samt av annat organiskt material i vattenemissioner kräver syre. Utsläpp av kväveföreningar till luft kan också bidra till ökad tillgång på kväve i vattendrag eftersom kväveföreningar återförs till marken med nederbörd och sedan till viss del hamnar i

vattendrag. Den ökade syreförbrukningen kan leda till syrebrist, vilket kan skada både djur och växter. Tillväxten av biomassa i vattendrag begränsas i europeiska system vanligen av tillgången på näring i form av kväve eller fosfor. Fosfor är normalt det begränsande näringsämnet i sjöar och övre delen av Östersjön medan kvävet är det näringsämne som begränsar tillväxten i havet. Övergödning är en regional miljöeffekt. De karakteriseringsindex som använts vid bedömning av eutrofiering visas i Tabell 4.3.

*Tabell 4.3 Karakteriseringsindex för eutrofiering. Characterisation factors for eutrophication*

emission	karakteriseringsindex (gram per gram O <sub>2</sub> )	
ammoniak (NH <sub>3</sub> )	16	luft
kväveoxider (NO <sub>x</sub> )	6	luft
ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	15	
nitrat (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	4,4	vatten
kväve (N)	20	vatten
fosfat (PO <sub>4</sub> )	46	vatten
fosfor (P)	140	vatten
COD	1	

Källa: Lindfors et al, 1995



## 5 Resultat

För att undersöka om det var några skillnader mellan konventionell och ekologisk produktion gjordes en statistisk analys av resultaten med hjälp av ANOVA. Den minsta signifikanta skillnaden (LSD – Least Significant Difference) för signifikansnivån 5 % ( $p < 0,05$ ) bestämdes med hjälp av Fisher's LSD. Statistikprogrammet som användes var Systat version 10, från SPSS Inc.

### 5.1 Uttag av resurser

#### 5.1.1 Resurser med energiinnehåll

De icke-förnybara resurserna fossila bränslen samt uran dominerar helt uttaget av resurser med energiinnehåll i mjölkproduktionen (Tabell 5.1). Den ekologiska mjölken har en användning av fossila energiresurser som är 20 – 25 % lägre än konventionell mjölk och skillnaden är statistiskt signifikant ( $p$ -värde 0,016). Den viktigaste förklaringen till detta är att handelsgödsel inte används i ekologisk mjölkproduktion och att mindre kraftfoder köps in till gården. Uttaget av resurser för elproduktion (uran och vatten) är högre för de ekologiska gårdarna, skillnaden är dock inte signifikant.

Tabell 5.1 Uttag av energiresurser (MJ per kg ECM), medelvärden och standardavvikelse (inom parentes). Use of energy resources (MJ per kg ECM), mean and standard deviation (in brackets)

	Konv gårdar (n=16)	Eko gårdar (n=7)	P-värde
	Conv farms	Org farms	P-value
	MJ per kg ECM	MJ per kg ECM	
<b>Icke-förnybara resurser</b>			
<b>Non-renewable</b>			
Fossil (fossile)	3,67 (0,81)	2,8 (0,67)	0,016
Uran (uranium)	1,28 (0,29)	1,4 (0,19)	0,283
<b>Förnybara resurser</b>			
<b>Renewable</b>			
Vatten (hydro)	0,62 (0,14)	0,69 (0,09)	0,242
Biomassa (biomass)	0,20 (0,05)	0,20 (0,03)	0,893
Vind mm (windpower etc)	0,01 (0,003)	0,01 (0,002)	0,195

#### 5.1.2 Resurser utan energiinnehåll

I livscykeln för att producera ett kg mjölk förbrukas i medeltal 1,7 g P i den konventionella produktionen och 0,6 g P i den ekologiska (Tabell 5.2). Skillnaden är statistiskt signifikant och gäller även för kalium. Större inköp av kraftfoder där PK-gödsel använts i odlingen av råvarorna förklarar skillnaden.

Tabell 5.2 Uttag av resursen fosfor och kalium (g per FE), medelvärden och standardavvikelse (inom parentes). Use of Phosphorous and Potassium (g per FU), mean and standard deviation (in brackets)

	Konv gårdar (n=16)	Eko gårdar (n=7)	P-värde
	Conv farms	Org farms	P-value
	g per kg ECM	g per kg ECM	
Fosfor (Phosphorous)	1,73 (0,75)	0,64 (0,20)	0,001
Kalium (Potassium)	3,75 (2,7)	0,68 (0,14)	0,008

## 5.2 Energi

Energianvändning, redovisad som energi använd i processerna (d v s sekundär energi), redovisas i Tabell 5.3. I fossil ”feedstock” (inneboende energi) ingår energiinnehåll i de råvaror som ligger bundna i förpackningsmaterial, det är m a o framförallt ensilageplast. Under ”övrigt” anges ett negativt värde vilket är den energi som tillgodoräknas från andra system p g a den studerade mjölkproduktionen. Exempel på en sådan tillgodoräkning är när energiåtervinning av plasten ger fjärrvärmeproduktion.

Tabell 5.3 Sekundär energianvändning (MJ per kg ECM), medelvärde och standardavvikelse (inom parentes). Use of secondary energy (MJ per kg ECM), mean and standard deviation (in brackets).

	Konv gårdar (n=16)	Eko gårdar (n=7)	P-värde
	Conv farms	Org farms	P-value
	MJ per kg ECM	MJ per kg ECM	
Fossil (fossile)	2,71 (0,55)	1,93 (0,48)	0,004
Fossil (feedstock)	0,16 (0,22)	0,23 (0,12)	0,257
El (electricity)	0,92 (0,21)	1,01 (0,14)	0,313
Övrig (Other)	-0,11 (0,14)	-0,12 (0,08)	0,833
Total	3,7 (0,66)	3,0 (0,62)	0,036

Den totala sekundära energianvändning är drygt 20 % högre för den konventionella produktionen vilket är en statistiskt signifikant skillnad. Den förklaras helt av användningen av fossil energi, för övriga energislag är det inga skillnader, men det finns en tendens att elanvändningen i medeltal är större per kg producerad ekomjolk.

## 5.3 Markanvändning

Den totala markanvändningen för att producera ett kg mjölk var 33 % högre för de ekologiska gårdarna, en skillnad som är statistiskt säkerställd (Tabell 5.4).

Markanvändningen för inköpt foder var likvärdig för de två produktionssystemen trots att de konventionella gårdarna köpte in mera kraftfoder per ko. Detta beror framförallt på lägre skördar i de grödor som producerar råvaror till det ekologiska kraftfodret. Dessutom ingår färre biprodukter från livsmedelsindustrin i de ekologiska kraftfoderblandningarna. Eftersom biprodukterna (t ex betfiber) ”delar” på markanvändning med odlingens huvudprodukt (t ex socker i sockerbetsodling), fördelas belastningen av markanvändning på mer än en produkt. Det finns färre ekologiska råvaror att tillgå som är biprodukter från livsmedelsindustrin.

Tabell 5.4 Årlig markanvändning ( $m^2 \cdot \text{år}$  per kg ECM), medelvärde och standardavvikelse (inom parentes). Land occupation ( $m^2 \cdot \text{year}$  per kg ECM), mean and standard deviation (in brackets)

	Konv gårdar (n=16) Conv farms m <sup>2</sup> *år per kg ECM	Eko gårdar (n=7) Org farms m <sup>2</sup> *år per kg ECM	P-värde P-value
Åkermark, gård Arable land, on-farm	1,79 (0,74)	2,58 (0,77)	0,009
Åkermark, utanför gård Arable land, off-farm	0,68 (0,35)	0,65 (0,21)	0,841
<b>Åkermark, totalt</b>	2,47	3,23	
<b>Arable land, total</b>			
Naturbetesmark, Natural grazing meadows	0,07 (0,09)	0,15 (0,31)	0,343
<b>Totalt all mark</b>	2,55 (0,49)	3,38 (0,66)	0,003
<b>Total all land</b>			

Naturbetesmark bidrar i mycket liten omfattning till den totala markanvändningen, men på flera av gårdarna i studien (både konventionella och ekologiska) fanns betydande arealer långliggande vallar och denna markanvändning kan sägas vara ett gränsfall till naturbetesmark.

#### 5.4 Användning av pesticider

För att producera ett kg konventionell mjölk användes 58 mg aktiv substans bekämpningsmedel i foderproduktionen. Motsvarande siffra för ett kg ekologisk mjölk var 20 mg aktiv substans (Tabell 5.5). Bekämpningsmedlen i den ekologiska mjölken livscykel härstammar från den andel av det inköpta kraftfodret som är tillåten att vara konventionellt odlad (i inköpt kraftfoder). Generellt dominerar ogräsmedel helt bekämpningsmedelsanvändningen.

Tabell 5.5 Användning av bekämpningsmedel i foderproduktionen ( mg aktiv substans per kg ECM) medelvärde och standardavvikelse (inom parentes). Pesticide use in fodder production (mg active substance per kg ECM) mean and standard deviation (in brackets)

	Konv gårdar (n=16) Conv farms mg per kg ECM	Eko gårdar (n=7) Org farms mg per kg ECM	P-värde P-value
Ogräsmedel (herbicides)	50,8 (21,6)	17 (3,2)	0,001
Insektsmedel (insecticides)	3,6 (0,6)	2,7 (0,5)	0,005
Svampmedel (fungicides)	4,1 (1,0)	0,6 (0,1)	0
Total	58,5	20	

#### 5.5 Klimatförändring

De totala utsläppen av växthusgaser är ca 1 000 g CO<sub>2</sub>-ekvivalenter (CO<sub>2</sub>e) för den funktionella enheten 1 kg konventionell ECM (Tabell 5.6). Det finns en tendens till något lägre utsläpp från det ekologiska systemet men skillnaden är inte statistiskt säkerställd.

Fördelningen mellan de olika växthusgaserna skiljer sig mellan systemen. Konventionell mjölk ger lägre metanutsläpp vilket framförallt beror på högre mjölkproduktion per ko; skillnaden är signifikant jämfört med ekologisk mjölk. Å andra sidan har ekologisk mjölk signifikant lägre utsläpp av lustgas, vilket förklaras av lägre kvävegivor och ingen förekomst av handelsgödsel. Även utsläppen av CO<sub>2</sub> är lägre vilket beror på lägre fossilbränsleanvändning (jämför Tabell 5.1). Skillnaden är dock inte statistiskt signifikant.

Tabell 5.6 Utsläpp av växthusgaser (gram CO<sub>2</sub>e per kg ECM) medelvärde och standardavvikelse (inom parentes). Emissions of greenhouse gases (gram CO<sub>2</sub>e per kg ECM), mean and standard deviation (in brackets)

	Konv gårdar (n=16) Conv farms g CO <sub>2</sub> e per kg ECM	Eko gårdar (n=7) Org farms g CO <sub>2</sub> e kg ECM	P-värde P-value
Koldioxid, CO <sub>2</sub>	245 (54)	199 (50)	0,067
Metan, CH <sub>4</sub>	411 (36)	457 (34)	0,011
Lustgas, N <sub>2</sub> O	350 (53)	268 (23)	0,001
Övriga <sup>4</sup>	3	2	
Total	1 009 (110)	926 (99)	0,102

## 5.6 Utsläpp av försurande ämnen

Ammoniakavgång från stallgödsel är det helt dominerande utsläppet som kan bidra till försurning. Ungefär 90 % av utsläppen av försurande ämnen utgörs av ammoniak (Tabell 5.7). Det skall observeras att karakteriseringen som är gjord i Tabell 5.7 bygger på ett maximalt scenario, d v s att varje emitterad molekyl av försurande ämnen deponeras i ett försurningskänsligt ekosystem. Detta är en mycket kraftig överskattning för norrländska förhållanden, där den kritiska belastningsgränsen för kvävenedfall på många fall inte överskrids. Men karakteriseringen ger oss dock den informationen att om man vill minska utsläppen av försurande ämnen från mjölkproduktion är det ammoniak som skall prioriteras före andra utsläpp i livsocykeln.

Tabell 5.7 Utsläpp av försurande ämnen (mol H<sup>+</sup> per kg ECM), medelvärde och standardavvikelse (inom parentes). Emissions of acidifying substances ( mol H<sup>+</sup> per kg ECM) mean and standard deviation (in brackets)

	Konv gårdar (n=16) Conv farms Mol H <sup>+</sup> per kg ECM	Eko gårdar (n=7) Org farms Mol H <sup>+</sup> per kg ECM	P-värde P-value
Ammoniak, NH <sub>3</sub>	0,43 (0,12)	0,51 (0,13)	0,17
Kväveoxider, NO <sub>x</sub>	0,04 (0,009)	0,03 (0,007)	0,051
Svaveloxider, SO <sub>2</sub>	0,020 (0,003)	0,0017 (0,004)	0,036
Totalt	0,49 (0,13)	0,56 (0,14)	0,257

Totalt sett är det ingen signifikant skillnad vad gäller de totala utsläppen av försurande ämnen mellan de båda produktionssystemen, även om det finns en tendens till lägre

<sup>4</sup> Framförallt sulfurhexafluorid

ammoniakutsläpp per kg mjölk för de konventionella gårdarna. Det är dock möjligt att ammoniakutsläppen är underskattade för det konventionella produktionssystemet eftersom växtnärbalanserna visar ett högre N-överskott för dessa gårdar (se avsnitt 3.3.9 och Diskussion).

## 5.7 Bidrag till övergödning

Om man karakteriserar utsläppen av övergödande ämnen efter ett maximalt scenario domineras det potentiella bidraget till övergödning helt av kväve i form av läckage från åkermark och ammoniakavgång till luft (Tabell 5.8). Dessa två reaktiva kväveföreningar står för nära 90 % av de totala utsläppen i ett maximalt scenario, d v s då vi har antagit att alla emitterade ämnen verkligen hamnar i reaktiv form i ett ekosystem som är känsligt för eutrofiering. Detta är en mycket kraftig överskattning för norrländska förhållanden där övergödningens problematiken är mycket mindre än i södra Sverige (se vidare Diskussion).

De markbundna förlusterna av kväve och fosfor är betydligt högre för det ekologiska systemet när de relateras till produkten mjölk vilket är beräkningsbasen (den funktionella enheten) i denna studie. Anledningen till detta är den väsentligt högre markanvändningen på gården (se Tabell 5.4) för att producera ett kg ekologisk mjölk. Eftersom det inte finns försök och/eller undersökningar att tillgå som visar på skillnader i markläckage i Norrland mellan ekologiska och konventionella produktionssystem har vi skattat samma markförluster för båda systemen. Detta innebär att en större markanvändning per automatik ger ett högre N- och P-läckage per kg mjölk i ett system som kräver mer mark (se vidare avsnitt 6. Diskussion).

Tabell 5.8 Utsläpp av övergödande ämnen (gram O<sub>2</sub>-ekv per kg ECM) medelvärde och standardavvikelse (inom parentes). Emissions of nutrifying substance (gram O<sub>2</sub>-equiv per kg ECM) mean and standard deviation (in brackets)

	Konv gårdar (n=16)	Eko gårdar (n=7)	P-värde
	Conv	Org	P-value
	g O <sub>2</sub> -ekv per kg ECM	g O <sub>2</sub> -ekv per kg ECM	
Ammoniak, NH <sub>3</sub>	80,7 (23,1)	96,6 (25,3)	0,15
Kväveoxider, NO <sub>x</sub>	10,4 (2,44)	9,3 (2,1)	0,321
Nitrat, NO <sub>3</sub>	74 (16,8)	102,6 (12,6)	0,001
Fosfor, Total-P	14,2 (2,3)	16,7 (2,4)	0,028
Totalt	180 (30,6)	226 (32,7)	0,004

## 6 Diskussion

### *Energi*

En betydande skillnad mellan mjölkproduktion i Norrland och i södra Sverige är att mycket mera kraftfoder köps in till gården (Tabell 6.1). Detta är en viktig förklaring till varför energianvändningen för att producera ett kg ECM är ca 40 % högre i Norrland jämfört med mjölkproduktion i sydvästra Sverige (Cederberg & Flysjö, 2004). Detta gäller för konventionella såväl som ekologiska gårdar.

*Tabell 6.1 Inköpt kraftfoder\*, kg foder per ko+rekrytering och år (medeltal). Purchased concentrate feed, kg per cow+replacement\*yr (average)*

	Norrland (north of Sweden)	Sydvästra Sverige (south west Sweden)
Konventionella gårdar (Conv farms)	3 800	2 600
Ekologiska gårdar (Org farms)	2 080	1 420

\* Med kraftfoder avses proteinkoncentrat, färdigfoder, biprodukter sockerindustri (som TS) och spannmål. Concentrate feed includes protein feed mixed concentrate feed, co-products sugar industry (as dry matter) and grain.

Färdigfoder (spannmål och proteinkoncentrat i blandning) utgör en betydligt större del av kraftfodret i norra Sverige eftersom spannmålsodlingen är så liten (jämför avsnitt 3.2.2). I södra Sverige används egen spannmål på mjölkgårdar i långt större omfattning och det är ofta endast proteinkraftfoder som köps till gården. Denna strategi leder till lägre energianvändning vilket också kunde ses för de enstaka gårdar i denna studie som hade egen spannmålsodling på gården.

Även elförbrukningen är högre på norrländska mjölkgårdarna jämfört med sydsvenska gårdar. I denna norrländska studie befanns elanvändning vara drygt 2 000 kWh per ko+rekrytering och år (Tabell 3.10) att jämföra med ca 1 300 kWh på sydsvenska gårdar (Cederberg & Flysjö, 2004), d v s en förbrukning som är mer än 50 % högre. Olika mekanisering i stallar och i foderhantering förklarar säkert en del av denna skillnad, många av gårdarna i denna studie har tornsilo och några enstaka gårdar har mjölkrobot, tekniker som är elkrävande. Klimatologiska skillnader som innebär lägre årsmedeltemperatur och kortare betessäsong i Norrland har sannolikt också betydelse. Det förefaller dock finnas ett behov av att undersöka elförbrukningen på mjölkgårdar för att utröna vilka typer av besparingar som kan göras. I en JTI-rapport av jordbrukets energianvändning (Edström et al, 2005) anges nyckeltal för mjölkproduktion motsvarande 740 – 840 kWh/kopplats och år, d v s värden som är mycket lägre än vad som har registrerats i olika LCA-studier på mjölkgårdar både i Norrland och sydvästra Sverige. Källan för JTI:s uppgifter är dock svenska studier från 1980-talet samt danska studier från nutid varför de troligen inte är så representativa för mjölkproduktion under dagens förhållande i Norrland.

Skillnaden i energianvändning mellan konventionell och ekologisk mjölk i Norrland är att den konventionella mjölkproduktionen kräver ca 20 % mera energi i produktionen av ett kg mjölk och skillnaden ligger uteslutande i uttaget av fossila energiresurser (Tabell 5.1 och 5.3). Mindre mängd inköpt kraftfoder och frånvaron av handelsgödsel på ekologiska gårdar förklarar detta. Liknande skillnader i energianvändning mellan ekologisk och konventionell mjölk återfanns även i studien av mjölkgårdar i sydvästra Sverige (Cederberg & Flysjö, 2004)

och har rapporterats i studier från Nederländerna, Tyskland och Danmark (Thomassen et al, 2007, Haas et al 2001, Halberg 1999).

En stor del av energianvändningen i mjölkens livscykel finns utanför gårdsgränsen, i produktionen av kraftfoder och handelsgödsel. För de ekologiska gårdarna i studien var det runt 50 % av nettoenergin som användes utanför gården och för konventionella gårdar ca 60 % . Denna energi användes framförallt i kraftfoderproduktionen, Det stora beroendet av inköpt kraftfoder i båda produktionssystemen, kombinerat med långa avstånd till foderfabrikerna, gör att energi för transporter slår igenom förhållandevis mycket i denna studie. För den konventionella mjölken utgjorde transporterna (framförallt av foder) ca 13 % av den totala nettoenergin som var 3,7 MJ/kg ECM, motsvarande transportsiffra för den ekologiska mjölk var ca 12 % av den totala nettoenergin som var 3 MJ/kg ECM (se tabell 5.3).

I denna studie är byggnader och maskiner exkluderade. Byggnaders betydelse för animalieproduktionens resurs- och miljöpåverkan har undersökts i Schweiz (Erzinger et al, 2004). För miljöpåverkanskategorierna energianvändning och human toxicitet har byggnaderna betydelse, för övriga miljöeffekter är byggnaderna inte relevanta. Enligt beräkningar i Schweiz så innebär energianvändningen för produktion av byggnadsmaterial, byggande och underhåll ytterligare en energiinsats om 25 %. Eftersom byggnader är likvärdiga för konventionell och ekologisk mjölkproduktion har exkludering av byggnader ingen betydelse i jämförelsen som är gjord ovan, men man skall ha klart för sig att byggnader är exkluderade i studien och därmed är mjölkens totala energianvändning i produktionen underskattad.

#### *Uttag av fosfor*

Fosfor är en icke-förnyelsebar resurs utan energiinnehåll och av dagens globala fosforutvinning används ca 90 % för produktion av handelsgödsel och resterande del som fodermineral och beståndsdel i tvättmedel. Produktionen av konventionell mjölk kräver mera fosfor än ekologisk och skillnaden kan nästan helt förklaras av användningen av handelsgödsel i den konventionella mjölkens livscykel. Den direkta användningen på de konventionella mjölkgårdarna är mycket liten, men i odlingen av det inköpta fodret har handelsgödsel använts, vilket innebär en indirekt förbrukning utanför gårdsgränsen. För de ekologiska mjölkgårdarna kan en stor del av den förbrukade fosfor härledas till inköpta fodermineraler.

Förbrukning av fosfor för att producera ett kg mjölk vid norrländska mjölkgårdar stämmer väl överens med tidigare LCA-studier av mjölkgårdar i sydvästra Sverige (Cederberg & Flysjö, 2004).

#### *Markanvändning*

Det krävdes ca 2,5 m<sup>2</sup> årlig åkermark (varav drygt 70 % av marken inom gården) för att producera ett kg ECM vid de norrländska konventionella mjölkgårdarna. Detta kan jämföras med 1,5 m<sup>2</sup>/kg ECM\*år på gårdar i sydvästra Sverige. Lägre skördenivåer i norra Sverige är naturligtvis en viktig orsak till denna skillnad men utformningen av jordbruks- och miljöstöd inom jordbrukspolitiken har sannolikt också en betydande påverkan eftersom den är inriktad mot att underlätta att åkermarken bibehålls i norra Sverige. En mycket liten andel av den totala markanvändningen utgörs av åkermark i Norrland, t ex i Västerbottens län är drygt en procent av den totala landarealen åkermark vilket kan jämföras med Västra Götalands län i sydvästra Sverige där 20 % av landarealen utgörs av åkermark. Ett variationsrikt landskap är

en mycket viktigt förutsättning för förvaltandet av biologisk mångfald och därför är de förhållandevis små arealerna åker- och betesmark i Norrland viktiga att bibehålla för att uppnå miljömålen ”Ett rikt odlingslandskap” och ”Ett rikt växt- och djurliv” i norra Sverige. Miljöstödets utformning har fått som följd att det är ekonomiskt mer gynnsamt att ha en stor egen vallareal per ko i norra Sverige; i Norrland är markanvändningen på mjölkgårdar 1,5 - 2 ha vall/ko och ungdjur medan motsvarande siffra är 0,65 – 0,85 ha vall/ko och ungdjur i Götaland<sup>5</sup>. Stödsystemet gynnar en arealmässigt stor egen vallfoderproduktion och detta skall man ha i åtanke när man jämför markanvändning för mjölkproduktion i södra och norra Sverige. Inte endast biologiska faktorer styr alltså skillnaderna utan i stor omfattning även jordbrukspolitiken. En hög årlig markanvändning skall ses som en ”positiv” resursanvändning i Norrland eftersom alternativet skulle vara beskogning med förändrade förutsättningar för biologisk mångfald och andra värden som är förknippade med variationsrika landskap (estetik, tillgänglighet etc).

För de ekologiska gårdarna i studien krävdes drygt 3,2 m<sup>2</sup> årlig åkermark (varav ca 80 % inom gården) för att producera ett kg ECM vilket kan jämföras med 2,4 m<sup>2</sup>/kg ECM\*år på ekomjölkgårdar i sydvästra Sverige. Om vi jämför markanvändningen mellan konventionell och ekologisk mjölk enbart för de norrländska gårdarna i denna studie krävs det drygt 30 % mer för den ekologiska mjölken. Denna skillnad är något lägre än vad som har registrerats för mjölkproduktion i södra Sverige men kan sannolikt förklaras av den relativt stora vallodling per koplats generellt på gårdar i norra Sverige, vilket i sin tur förklaras av stödsystemen.

En jämförelse från andra mjölkkländer vad gäller markanvändning kan vara intressant. Basset-Mens et al (2007) rapporterar om en markanvändning om 1,2 m<sup>2</sup>/kg ECM\*år under nuvarande förhållande i Nya Zeeland (enbart bete, inget kraftfoder i produktionen). I Nederländerna redovisas nutida uppgifter om 1,3 m<sup>2</sup>/kg ECM\*år för konventionell mjölk och 1,8 m<sup>2</sup>/kg ECM\*år för ekologisk mjölk (Thomassen et al, 2007). En brittisk undersökning visar liknande värden; 1,2 m<sup>2</sup>/kg ECM\*år för konventionell mjölk och 2 m<sup>2</sup>/kg ECM\*år för ekologisk mjölk(Williams et al, 2006). En högre markanvändning för mjölkproduktion i Sverige jämfört med andra viktiga mjölkkländer är uppenbart ett faktum och skillnader i klimat har sannolikt en stor del i detta.

### *Pesticider*

Användning av pesticider i foderproduktion innebär möjliga negativa effekter för såväl humantoxicitet och ekotoxicitet. På grund av bristande metodik har vi i denna studie endast inventerat mängden aktiv substans som används i fodergrödorna och detta är naturligtvis en mycket grov indikator eftersom den inte säger något om toxiciteten. Insektsmedlen pyretroider är tex mycket toxiska för organismer i vattenmiljön trots att mängderna som används i jordbruket och resthalter i ytvatten är mycket små. Om man jämför hur mycket pesticider som används i hela kedjan för att producera foder för mjölk visar denna studie att den konventionella mjölken från Norrland har lägre användning än mjölkproduktion i sydvästra Sverige, 58 mg aktiv substans/kg ECM (Tabell 5.5) att jämföra med 76 mg/kg ECM i tidigare studier (Cederberg & Flysjö, 2004). Denna skillnad kan förklaras av att många norrländska konventionella mjölkgårdar inte använder några bekämpningsmedel på gården alls vilket skiljer sig från södra Sverige där framförallt brytning av vallen ofta sker kemiskt med glyfosat på mjölkgårdar. Pesticidanvändningen ligger framförallt utanför gårdsgränsen, i

---

<sup>5</sup> Beräkningar av Svensk Mjölk vilka bygger på statistik från Jordbruksverket



produktionen av det inköpta kraftfodret där 80 % av den totala användningen av pesticider återfinns.

Pesticidanvändningen för den ekologiska mjölken producerad i Norrland var större än för motsvarande ekogårdar i sydvästra Sverige (Cederberg & Flysjö, 2004). En högst trolig förklaring till detta är att till den norrländska mjölkproduktionen köps nästan uteslutande kraftfoder in från foderindustrin. Dessa produkter innehåller generellt de mängder konventionellt producerade råvaror som EU-reglerna tillåter. I södra Sverige finns det flera kraftfoderalternativ, t ex ekologiska ärter/åkerbönor (egenodlade eller från grannar) eller ekologisk rapskaka, och den större tillgången på alternativ till framförallt proteinråvaror gör det lättare att ha en foderstat som nästan uteslutande består av ekologiskt foder och därmed minimeras pesticidanvändningen.

### *Klimatförändring*

De beräknade utsläppen av växthusgaser om ca 1 kg CO<sub>2</sub>e per ECM stämmer väl överens med tidigare LCA-studier av gårdar i sydvästra Sverige (Cederberg & Flysjö, 2004). Trots en högre energianvändning, vilket leder till högre CO<sub>2</sub>-utsläpp per kg mjölk (konventionell såväl som ekologisk) för de norrländska gårdarna jämfört med mjölkgårdarna i södra Sverige, blir de totala växthusgasutsläppen inte högre för norrländsk mjölk jämfört med mjölk producerad i södra Sverige. Mjölkkorna i denna norrländska studie levererade mycket mjölk per ko (konventionella såväl som ekologiska) vilket innebär att metanutsläppen kan hållas på en rimlig nivå. Vidare är användning av handelsgödselkväve låg, vilket bidrar till att utsläppen av lustgas inte ligger så högt.

I Tabell 6.2 jämförs resultaten för beräknade utsläpp av växthusgaser i denna studie med studier ifrån andra länder där det i stort har använts samma metodik och där systemgränsen är gårdsgrinden. Det är viktigt att observera att modellberäkningar av de biogena emissionerna metan och lustgas innehåller många osäkerheter och därför måste skillnaderna mellan olika studier värderas ingående för att man säkert ska kunna uttala sig om avvikelserna.

*Tabell 6.2 Jämförelser av utsläpp av växthusgaser (g CO<sub>2</sub>e per kg ECM) från LCA-studier av mjölk. Results of greenhouse gas emissions (g CO<sub>2</sub>e per kg ECM) from LCA studies of milk*

	Konventionell mjölk Conventional milk Gram CO <sub>2</sub> e/kg ECM	Ekologisk mjölk Organic milk Gram CO <sub>2</sub> e/kg ECM
Norrland (north of Sweden)	1 000	930
SV Sverige (SW Sweden)	960	940
Storbritannien (UK)	1 000	1 200
Nederländerna (NL)	1 400	1 500
Nya Zeeland (New Zealand)	960	

Källa: Cederberg & Flysjö 2004, Williams et al 2006, Thomassen et al 2007, Basset-Mens et al 2007

Jämförelsen i Tabell 6.2 ger vid handen att mjölkproduktion i Norrland (och i Sverige) i ett internationellt perspektiv har en förhållandevis acceptabel nivå i medeltal vad gäller utsläppen av växthusgaser. Den relativt höga energianvändningen och därmed utsläpp av fossil CO<sub>2</sub> kompenseras av att utsläppen av metan och lustgas kan hållas relativt lågt.

Variationen vad gäller växthusgasutsläpp mellan gårdarna i denna studie är relativt stor. Utsläppen från de 16 konventionella gårdar varierar mellan 780 – 1 200 g CO<sub>2</sub>e/kg ECM. Mellan de 7 ekologiska gårdarna är variationen 780 – 1 080 g CO<sub>2</sub>e/kg ECM. En relativt hög mjölkproduktion och små inköp av kraftfoder kännetecknar den ekologiska gård som har lägst utsläpp medan en mycket hög mjölkleverans per ko och mycket små handelsgödselgivor är kännetecknen för den konventionella gård som har lägst utsläpp av klimatgaser. Generellt kan sägas att karakteristiska produktionsparametrar för mjölkproduktion med låga utsläpp är effektiva kor (god leverans av mjölk per ko), liten användning av handelsgödselkväve (effektiv stallgödselanvändning och bra utnyttjande av baljväxternas kvävefixering) och en stor andel närproducerat foder (små/måttliga foderinköp).

### *Försurning och övergödning*

När det gäller tolkningen av utsläpp av ammoniak till luft samt kväve och fosfor till vatten orsakade av mjölkproduktion visar denna studie på två metodikproblem. För det första att inventeringen av utsläppsdata är osäker och för det andra att miljöpåverkansanalysen är svår att genomföra.

Växtnäringsbalanserna för kväve och fosfor visar på större överskott per hektar av såväl kväve som fosfor för konventionella gårdar (Tabell 3.17 och 3.19). Eftersom gårdarna i studien i stort sett endast levererar mjölk så är det relativt enkelt att räkna om det ytmässiga överskottet till produkten ”ton levererad mjölk” och även med denna beräkningsbas är överskottet större för de konventionella gårdarna. Eftersom modeller och emissionsfaktorer som används i dag för att beräkna kväve- och fosforförluster till luft och vatten inte beaktar skillnad i produktionssystem har beräkningarna av förluster sannolikt missgynnat de ekologiska gårdarna. Kväve- och fosforläckaget har satts till samma (dock varierat för gröda) för båda produktionssystemen och eftersom markanvändningen är större för ekologisk produktion blir läckaget högre per ton mjölkprodukt. Detta är ett osäkert resultat av inventeringen, som vi trots allt har valt att presentera eftersom det inte finns några försöksresultat som grund för antagandet att markläckaget av växtnäring är lägre från en gård som drivs ekologiskt. Vi vill alltså starkt poängtera att uppskattningar och beräkningar av N- och P-förluster från olika jordbrukssystem i norra Sverige bygger på ett litet och relativt osäkert material.

Det är svårt att göra en riktig tolkning huruvida utsläppen av ammoniak till luft och läckage av kväve och fosfor till vatten verkligen bidrar till försurning och övergödning i norra Sverige. I miljöpåverkansbedömningen för försurning och övergödning har vi här karakteriserat (vägt samman) utsläppen utifrån ett ”worst-case scenario”, d v s förutsatt att varje utsläpp av ett övergödande/försurande ämne kommer att ge en negativ effekt i ekosystemet (Tabell 5.7 och 5.8). Men försurande och övergödande nedfall påverkar miljö olika beroende på var nedfallet sker. Samma mängd försurande nedfall har en mycket större negativ effekt i Sverige än i södra Europa eftersom Sverige har en berggrund med liten förmåga att buffra mot försurande ämnen. Vidare är det skillnader i känslighet mellan olika ekosystem beroende på hur mycket försurande och/eller övergödande ämnen som systemet har tagit emot. Om den kritiska belastningsgränsen överskrids mycket är det större krav på att minska tillförseln av övergödande och försurande ämnen så att mark och vatten inte tillförs mer reaktivt kväve än vad ekosystemet kan ta hand om. Tabell 6.3 visar den kritiska belastningsgränsen för kvävenedfall i olika delar av Sverige och depositionen av kväve minskar kraftigt ju längre norrut man kommer (Naturvårdsverket, 1999). Det finns alltså områden i Norrland där nuvarande deposition underskrider den kritiska belastningsgränsen vilket innebär att utsläpp samt deponering av ammoniak endast har en liten negativ

miljöpåverkan. Detta förhållande skiljer sig kraftigt från sydvästra Sverige där nedfallet måste minska i betydande omfattning för att komma ner till naturens kritiska belastningsgräns (Tabell 6.3).

Tabell 6.3 Atmosfärisk deposition av kväve i olika delar av Sverige samt kritisk belastningsgräns för kvävenedfall. Atmospheric N-deposition in different parts of Sweden and critical load for N-deposition

	Deposition, 1995	Kritisk belastningsgräns
	Kg N/ha och år	Critical load Kg N/ha och år
Sydvästra Götaland (SW south Sweden)	9 – 18	3 – 5
Nordöstra Götaland (NE south Sweden)	6 – 9	3 – 5
Mellansverige (Central Sweden)	3 – 5	2,5 - 4
Norrland (North of Sweden)	1 - 3	1,5 - 4

När metodiken för karakterisering av försurande och övergödande ämnen nu utvecklas inom LCA-metodiken har man nu tagit fram karakteriseringsfaktorer på landsnivå (Seppälä et al, 2006). Det har då konstaterats att arealmässigt stora länder som Ryssland, Frankrike och Sverige behöver ha varierande karakteriseringsfaktorer inom landet (d v s utsläpp viktas olika beroende på hur känslig miljön är i olika delar). Eftersom karakteriseringsfaktorer för övergödande och försurande utsläpp inte finns för olika delar av Sverige, och Norrland uppenbarligen skiljer sig mycket från södra Sverige görs här en översikt över vad de regionala miljömålen säger vad gäller övergödande och försurande utsläpp i norra Sverige.

<b>Västernorrlands län</b>	<b>Definierat mål för kväve</b> är att ett N-nedfall på skogsmark om 3 kg N/ha och år (kritisk belastningsgräns) inte skall överskridas år 2020. I delar av länet överskrids detta gränsvärde i dag, särskilt längs kusten där nedfallet kan ligga upp emot 4 kg N/ha. Transporter och fordon är de viktigaste källorna till N-nedfall liksom utsläpp från andra länder. <b>Definierat mål för fosfor</b> är att de vattenburna P-föreningarna kontinuerligt skall minska mellan 1995-2010. De viktigaste källorna till P-utsläpp sägs vara industri, reningsverk och fiskodlingarna. Det diffusa läckaget av P från åkermark behöver bättre kvantifieras.
<b>Jämtlands län</b>	<b>Definierat mål</b> som berör jordbruk är att <b>kunskapen skall utvecklas</b> om läckage av N och P till sjöar och vattendrag. En kartläggning genomförs som skall resultera i åtgärder. Vad gäller N-nedfall och utsläpp av N och P till vatten finns det inga kvantifierade mål.
<b>Västerbottens län</b>	<b>Definierat mål</b> är att till år 2010 ska vattenburna utsläpp av fosfor- och kväveföreningar från mänsklig verksamhet i Västerbotten till sjöar, vattendrag och kustvatten som uppvisar effekter av hög närsaltbelastning ha minskat i enlighet med upprättade åtgärdsprogram. Inget specifikt för jordbruk anges i detta mål. <b>Definierat mål</b> är att <b>ammoniakutsläppen</b> från jordbruket skall <b>minska med 15 %</b> från 1995 – 2010.  Vad gäller försurning är det framförallt svavelnedfall som är den största

	källan. Det mesta av svavelnedfallet kommer utifrån, men också sjöfart har betydelse. Övergödning är ett litet problem i länet, detta gäller kustvatten såväl som sjöar där mindre än sju procent har så höga halter av näringsämnen att den riskerar att övergödas.
<b>Norrbottens län</b>	Länet har litet (inget) problem med kvävenedfall. Mängden deponerat kväve ligger under den kritiska belastningsgränsen (3 kg N/ha), vid länets provpunkter ligger nedfallet oftast på mindre än 2 kg N/ha. Inget definierat ammoniakmål finns för länet.  Få sjöar och vattendrag i länet är övergödda. Höga halter av framförallt fosfor men även kväve har hittats i sjöar nära bördiga jordbruksmarker. En åtgärd som framförs mot detta är restriktiv gödselspridning på tjalad mark.

Översikten av hur de regionala miljömålen för övergödning och försurning formulerats i Norrland visar att jordbrukets utsläpp av kväve till luft och vatten och av fosfor till vatten innebär relativt små lokala och regionala effekter i miljön. Endast Västernorrlands och Västerbottens län redovisar något för hög atmosfärisk deposition av kväve men jämfört med kvävenedfallet i södra Sverige är depositionen inte långt över kritisk belastningsgräns (jämför Tabell 6.3). Ammoniakutsläpp måste därför ses som ett litet problem för den norrländska mjölkproduktionen och det är sannolikt endast i områden med mycket djur på liten yta som belastningen kan bli något hög för omgivande lokala ekosystem.

Vad gäller läckage av näringsämnen från åkermark är det snarast fosforförluster och inte kväve som lyfts fram i de regionala miljömålen. Inga konkreta mål i procentuell minskning för fosfor anges dock och det diskuteras snarast att kunskapen om diffusa förluster av fosfor behöver förbättras.

## 6.1 Förbättringsanalys

Om en större andel av kornas foder kunde odlas i Norrland skulle många positiva miljöfördelar vinnas. Den förhållandevis stora användningen av inköpt kraftfoder, på konventionella såväl som ekologiska gårdar, är en viktig orsak till att energianvändningen är högre än i sydsvensk mjölkproduktion.

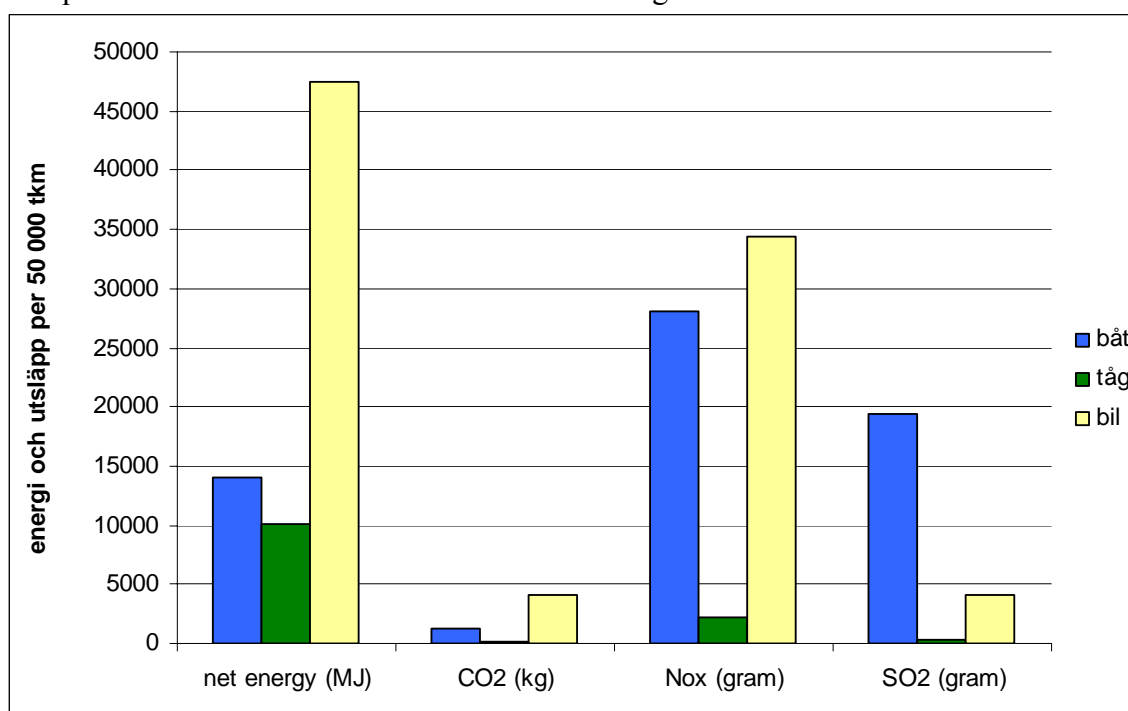
Grunden för en hög andel hemmaproducerat foder är ett bra utnyttjande av grovfodret. Det ställer höga krav på vallfodrets kvalitet, men också på att foderstyrningen tillåter korna att konsumera en stor andel grovfoder. Vid sidan av detta behövs också andra grödor, som kan ge snabb energi och protein av hög kvalitet, som komplement till grovfodret. Spannmål, rybs och olika ettåriga baljväxter är exempel på sådana grödor.

2003-2005 minskade spannmålsodlingen i övre Norrland med 17 %. En viktig orsak är att ersättningen för spannmålsodling minskade med 1000 kr/ha, i samband med att arealersättningen för spannmål togs bort 2005. Ökad odling av spannmål och andra fodergrödor som kan generera stärkelse/energi skulle minska beroendet av inköpt kraftfoder. Även andra positiva miljöeffekter skulle uppnås. Mindre inköpt kraftfoder från södra Sverige och andra länder skulle innebära mindre pesticidanvändning i mjölkens livscykel (litet bekämpningsbehov generellt i Norrland) och marken skulle hållas öppen vilket är mycket viktigt för att bevara den biologiska mångfalden i norra Sverige. Ettåriga grödor ger också ett

värdefullt tillskott i de ensidiga vallväxtföljder som nu ofta förekommer på intensiva mjölkgårdar.

En ökad lokal produktion av foder till mjölkkor och rekryteringsdjur måste ses som ett övergripande mål för ett långsiktigt forsknings- och utvecklingsarbete för norra Sverige.

Hur fodertransporten sker har också betydelse för energiförbrukning såväl som för utsläpp. I Figur 6.1 jämförs en transport av 100 ton foder som transporteras en sträcka av 500 km med båt, tåg alternativt lastbil. Lastbilstransporter använder relativt mycket energi och släpper därmed ut mer fossil CO<sub>2</sub> och även kväveoxider. Transporter med båt är betydligt mera energieffektiva men släpper med dagens bränslen ut förhållandevis mycket försurande svaveloxid. Transporter med tåg är det klart bästa alternativet och som framgår av Bilaga 2 finns det idag fodertransporter med tåg till Norrland, t ex proteinfodret Expro som transporteras från Karlshamn till Holmsund med tåg.



Figur 6.1 Energianvändning (netto) och utsläpp (CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>) när 100 ton foder transporteras 500 km med båt, tåg eller lastbil. Net energy use and emissions when transporting 100 ton feed 500 km by train, boat or truck.

Det förefaller som det behövs göras en analys av elförbrukningen vid norrländska mjölkgårdar för att utröna vilka delar av produktionen på gården som kräver mest elenergi och för att kartlägga orsaker till variationen mellan gårdar. Genom att noga analysera nuläget och variationen mellan företag kan man lägga grunden för energirådgivning som kan föreslå möjliga åtgärder för en mer effektiv elanvändning. I denna studie kan endast konstateras att elanvändningen ligger högre i Norrland än i Sydsverige och väsentligt högre än i dansk mjölkproduktion. Dessa skillnader behöver kartläggas.

Utsläpp av klimatpåverkande gaser kommer att vara viktig för alla typer av produkter, nu och inom en lång framtid. Denna studie visar på att det finns relativt stora skillnader mellan gårdar, gårdarna med lägst utsläpp av växthusgaser låg ca 20 % under medeltalet, både för konventionella och ekologiska gårdar. Ett sätt att arbeta med denna fråga är att lära av mjölkgårdar som har låga utsläpp i produktion och överföra kunskaper om deras

produktionsmetoder via rådgivningen. En möjlig åtgärd är att *utarbета nyckeltal för att beräkna växthusgasutsläppen* i mjölkens livscykel. Detta skulle kunna vara ett verktyg i den rådgivning om jordbrukets växthusgaser som sannolikt kommer att utvecklas i framtiden.

De lokala och regionala miljöeffekterna av ammoniakutsläpp från mjölkproduktionen förefaller att vara små när utsläppen tolkas i förhållande till de regionala miljömålen för övergödning och försurning som är formulerade för Norrland. Men stora ammoniakutsläpp innebär också betydande förluster av kväve från en mjölgård och därför finns det en drivkraft att arbeta för att minska ammoniakavgången så att mera stallgödselkväve behålls på gården och mindre kväve behöver tas in utifrån som handelsgödsel. En mer ”öppen” växtodling, d v s mer spannmålsodling, skulle öka möjligheten till en mer effektiv gödsling med stallgödsel. De norrländska växtföljderna kännetecknas nu av en mycket stor andel vall och denna ensidighet innebär svårigheter att utnyttja stallgödseln optimalt i växtodlingen och kan också leda till problem med ogräs och växtföljdssjukdomar.

Särskilt för fosfor förefaller det finnas ett behov av kunskap om vilka faktorer som påverkar läckaget från åkermarken och liksom om hur stort problem diffust fosforutsläpp från jordbruksmark verkligen är.

Sammanfattningsvis så är det stora beroendet av importerat kraftfoder (från södra Sverige och andra länder) en viktig ”hot-spot” i denna livscykelanalys. I jämförelse med mjölkproduktion i södra Sverige, där utsläppen av kväve till luft och vatten innebär negativa miljöeffekter vad gäller försurning och övergödning, visar denna studie att det snarare förefaller vara frågor runt resursanvändning som är centrala att arbeta vidare med för norrländsk mjölkproduktion. En ökad foderproduktion i Norrland skulle minska energianvändningen i mjölkens livscykel, öka markanvändningen av ”öppen mark” i Norrland vilket är positivt för biologisk mångfald och landskapets estetik samt minska användningen av pesticider i foderproduktionens livscykel eftersom bekämpningsbehovet är så litet i det norrländska jordbruket.

## 7 Referenser

- Aronsson H & Torstensson G. 2004. Beräkning av olika odlingsåtgärders inverkan på kväveutlakningen. *Ekohydrologi* 78, avdelningen för vattenvårdslära, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Basset-Mens C, Ledgard S, Boyes M. 2007. Eco-efficiency of increasing intensification scenarios of milk production in New Zealand. Submitted for publication.
- Bertilsson J. 2001. Utvärdering av beräkningsmetodik för metanavgång från nötkreatur. Rapport på uppdrag av Naturvårdsverket. Institutionen för Husdjurens Utfodring och vård, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Carlsson C. 2003. Typområden för jordbruksmark. Växtnäringsstatus i Flarkbäcken 1993 - 2000. Länsstyrelsen i Västerbottens län; Inst. för markvetenskap, SLU.
- Cederberg C & Flysjö A. 2004. Life Cycle Inventory of 23 Dairy Farms in South-Western Sweden. SIK-rapport 728. SIK, Institutet för livsmedel och bioteknik, Göteborg.
- Dansk Jordbruksforskning. 2000. Kväve, fosfor och kalium i husdjursgödsel (Nitrogen, phosphorus and potassium in manure). Rapport 36. Foulum. Danmark.
- Davis J & Haglund C. 1999. Life Cycle Inventory (LCI) of fertiliser production – fertilisers used in Sweden and western Europe. SIK-Report 654. SIK, The Swedish Institute for food and Biotechnology, Göteborg
- Dustan A. 2002. Review of methane and nitrous oxide emission factors for manure management in cold climates. JTI-rapport 299. Institutet för jordbruks - och miljöteknik, JTI, Uppsala.
- Ecoinvent Centre, 2003, ecoinvent data v1.01, Final reports ecoinvent 2000 No.1-15, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2003, CD-ROM
- Edström M, Pettersson O, Nilsson L, Hörndahl T. 2005. Jordbrukssektorns energianvändning. JTI-rapport 342, JTI Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Erzinger S, Dux D, Zimmerman A, Badertscher Fawaz R. 2004. *LCA of animal products from different housing system in Switzerland*. In: Proceedings of 4<sup>th</sup> International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food sector. DIAS report no. 61. Danish Institute of Agricultural Sciences, Tjele, Denmark. ISSN 1397-9892.
- Gustafsson A & Torstensson G. 1983. Växtnäringsförluster vid Öjebyn. *Ekohydrologi* 13, Avdelningen för vattenvård, SLU. s 21 - 33. Uppsala.
- Gustafsson A & Torstensson G. 1984a. Växtnäringsförluster i Offer. *Ekohydrologi* 15, Avdelningen för vattenvård, SLU. s 39 - 50. Uppsala.
- Gustafsson A & Torstensson G. 1984b. Växtnäringsförluster i Boda. *Ekohydrologi* 17, Avdelningen för vattenvård, SLU. s 31-40. Uppsala.
- Haas G, Wetterich F, Köpke U. 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83:43-53.
- Halberg N. 1999. Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for Danish livestock farmers. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 76:17-30.
- IPCC. 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. [www.ipcc.ch](http://www.ipcc.ch)
- ISO 14040:2006 Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework. ISO 14040:2006(E). International Organization for Standardization. Geneva. Switzerland
- ISO 14044:2006: Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines. ISO 14044:2006(E). International Organization for Standardization. Geneva. Switzerland

- Johansson G. och Gustafsson A. 2006. Observationsfält på åkermark. Avrinning och växtnäringsförluster för det agrohydrologiska året 2004/2005 samt en långtidsöversikt. Teknisk rapport 107. Avdelningen för vattenvårdslära, SLU. Uppsala.
- Jonsson S. 2004. Öjebynprojektet - ekologisk produktion av livsmedel. Röbbäcksdalen meddelar nr 5:2004. Institutionen för norrländsk jordbruksvetenskap, SLU. Umeå
- Jordbruksverket. 1998. Förordning 1998:899 (Directive 1998:899). The National Board of Agriculture, Jönköping, Sweden.
- Jordbruksverket. 2003. STANK 4.11. Computer program for calculating nutrient flows and losses [www.sjv.se](http://www.sjv.se)
- Karlsson S & Rodhe L. 2002. Översyn av Statistiska Centralbyråns beräkning av ammoniakavgången i jordbruket – emissionsfaktorer för ammoniak för lagring och spridning av stallgödsel. (Overview of calculations of ammonia losses from agriculture – emission factors for ammonia from storing and spreading of manure). JTI, Institutet för jordbruks- och miljöteknik. [www.jti.slu.se](http://www.jti.slu.se)
- Kirchgessner M, Windisch W, Muller H L & Kreuzer M. 1991. Release of methane and carbon dioxide by dairy cattle. *Agribiol. Res.* 44:2-3
- Kyllmar K et al. 1995. Avrinning och växtnäringsförluster från JRK:s stationsnät för agrohydrologiska året 1993/94 samt en långtidsöversikt. *Ekohydrologi* nr 38, avdelningen för vattenvårdslära, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Lindfors L-G, Christiansen K, Hoffman L, Virtanen Y, Juntilla V, Hanssen O-J, Rönning A, Ekvall T & Finnveden G. 1995. Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment. *Nord* 1995:20. The Nordic Council, Köpenhamn.
- Lindgren E. 1980. Skattning av energiförluster i metan och urin hos idisslare. En litteraturstudie. Rapport 47, avd för Husdjurens Näringsfysiologi, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Lindgren M, Pettersson O, Hansson P-A & Norén O. 2002. Jordbruks- och anläggningsmaskinernas motorbelastning och avgasemissioner – samt metoder att minska bränsleförbrukning och avgasemissioner. JTI-Rapport Lantbruk & Industri 308. JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.
- Naturvårdsverket. 1999. Ingen övergödning. Rapport 4999. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket. 2002. Utveckling av metodik för att kvantifiera jordbrukets utsläpp av växthusgaser (Development of methodology for quantifications of emissions of greenhouse gases in agriculture). Dnr: 108-356-01-Md. Naturvårdsverket (EPA), Stockholm.
- Perstorp. 1999. Certifierad miljövarudeklaration Myrsyra 85 %. Perstorps Specialty Chemicals AB, Perstorp. [www.perstorp.com](http://www.perstorp.com)
- Pré Consultants bv. 2006. Amersfoort, Holland. [www.pre.nl](http://www.pre.nl)
- SCB. 2006. Skörd för ekologisk och konventionell odling 2005. JO 16 SM 0602. Statistiska Centralbyrån, Örebro.
- SLU 2006. Områdeskalkyler 2005. Databas Agriwise. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Seppälä J, Posch M, Johansson M, Hettelingh J-P. 2006. Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator. *International Journal of Life Cycle Assessment* 11 (6):403-416.
- Sjöström J. 1999. Övervakning av typområden på jordbruksmark (JRK) i Flarkbäcken, Robertsfors kommun, Västerbottens län. Rapport för perioden 1993 - 1996. Länsstyrelsen i Västerbottens län, Umeå.
- Sundqvist J-O. 1999. Life cycle assessment of solid waste – Guidelines for solid waste treatment and disposal in LCA – Final Report. AFR rapport 279. IVL, Institutet för vatten- och luftvårdsforskning, Stockholm.
- Svensk Mjölk. 2006. Mejeristatistik. Svensk Mjölk, Stockholm



Thomassen M A, van Calster K J, Smits M C J, Iepema G L, de Boer I J M. 2007. Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. Accepted for publication in *Agricultural Systems*.

Williams AG, Audsley E and Sandars DL 2006. Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities. Main Report. Defra Research Project IS0205. Bedford: Cranfield University and Defra. Available on [www.silsoe.cranfield.ac.uk](http://www.silsoe.cranfield.ac.uk), and [www.defra.gov.uk](http://www.defra.gov.uk)

Personliga meddelande

Anna Björnberg, Lantmännen

Margareta Emanuelson, Svensk Mjök

Staffan Lundström, Lantmännen

Håkan Rietz, Svensk Mjök

## Bilaga 1 Emissioner ammoniak

Tabell 1 Använda emissionsfaktorer ammoniakavgång från bete, stall, lager

	Typ av stallgödsel	System	Teknik	Övrigt	Faktor (% of total-N)
<b>Bete</b>					8%
<b>Stall</b>		Upp-bundet			4%
		Lösdrift			7%
		Box m spalt			7%
		Djupströ			20%
<b>Lager</b>	Fast		Platta	-	20%
	Klet		Platta	-	10%
	Flyt, m täcke		Fyllning botten	Tak	1%
				Svämskikt	3%
				annat	2%
	Flyt, m täcke		Fyllning uppifrån	Tak	1%
				Svämskikt	4%
				Övrigt	3%
	Urin, utan täckn		Fyllning uppifrån	-	37%
			Fyllning botten	-	40%
Djupströ			-	30%	

Tabell 2 Ammoniakavgång från handelsgödsel

	Type	Faktor (% of N)
<b>Spridning av handelsgödsel</b>	Innehållande NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1%

Tabell 3 Emissionsfaktorer for ammoniakavgång vid spridning av stallgödsel.

Tidpunkt	Teknik	Nedbrukning	Typ of gödsel, % of total N			
			Fast+djupströ	Urin*	Flyt	
Vår	Bredspridning	Omgående	7%	8%	5%	
		< 4 tim	14%	14%	7,5%	
		5-24 tim	22%	20%	10%	
		Vall	31%	35%	20%	
		Spmål	-	11%	10%	
	Släpplang	Omgående	-	7%	2,5%	
		< 4 tim	-	14%	4%	
		5-24 tim	-	20%	5%	
		Vall	-	25%	15%	
		Spmål	-	10%	7,5%	
	Ytmyllning	Vall	-	8%	7,5%	
	Försommar/sommar	Bredspridning	Vall	40%	60%	35%
			Spmål	-	10%	10%
Släpplang		Vall	-	40%	25%	
		Spmål	-	10%	3,5%	
Ytmyllning		Vall	-	15%	15%	
Tidig höst (före 1 oktober)		Bredspridning	Omgående	8,8%	15%	2,5%
	< 4 tim		15%	23%	9,0%	
	5-24 tim		22%	30%	15%	
	Ej nedbruk		31%	45%	35%	
	Släpplang	Omgående	-	10%	1,5%	
		< 4 tim	-	18%	4,5%	
		5-24 tim	-	25%	7,5%	
		Ej nedbruk	-	30%	20%	
	Sen höst (efter 1 oktober)	Bredspridning	Omgående	4,4%	10%	2,5%
			< 4 tim	7%	15%	4,0%
5-24 tim			9%	20%	5%	
Ej nedbruk			13%	25%	15%	
Släpplang		Omgående	-	4%	1,5%	
		< 4 tim	-	11%	2%	
		5-24 tim	-	18%	2,5%	
		Ej nedbruk	-	25%	7,5%	

\* % av NH<sub>4</sub>-N i urin

## Bilaga 2 Transport av foder

För transport med stor lastbil är lastgraden satts till 90% inom Sverige, 70% inom Europa och 50% för Brasilien och Malaysia. För transporter med mindre lastbil har en lastgrad på 50% antagits.

Tabell 1 Transport data som använts i studien för foderfabriken i Västerås (engelska både i tabell och tabelltext)

Produkt	Avstånd	Transportslag	km	del av produkt, %
<b>KONVENTIONELLT FODER</b>				
<i>Färdigfoder</i>				
<b>SOLID / UNIK / Protein mix</b>	Foderfabrik – mjölkgård	lastbil, stor	500	100
<b>Sojamjöl</b>	Odling – extraktion	lastbil, stor	25	100
	Extraktion – Santos	tåg, diesel	1800	60
	Extraktion – Santos	lastbil, stor	1800	15
	Extraktion – Paranagua	tåg, diesel	500	20
	Extraktion – Paranagua	lastbil, stor	500	5
	Santos – Rotterdam	båt, stor	10 080	100
	Rotterdam – foderfabrik (Västerås)	båt, liten	1638	100
<b>Vetekli</b>	Odling – kvarn (Uppsala)	lastbil, mellan	50	100
	Uppsala – foderfabrik (Västerås)	lastbil, stor	78	100
<b>Betfiber</b>	Odling – sockerfabrik	traktor (28.8 MJ/ton sockerbeta)		100
	Baltikum (Liepaya i Lettland) – foderfabrik (Västerås)	båt, liten	400	90
	Malmö – foderfabrik (Västerås)	lastbil, stor	592	10
<b>Expro® (värmebehandlat rapsmjöl)</b>	Odling – lagring	traktor, 10 ton (inklusive tom retur)	20	100
	Lagring – extraktion (Karlshamn)	båt, liten	350	20
	Lagring – extraktion (Karlshamn)	lastbil, stor	150	20
	Lagring – Kiel	lastbil, stor	200	60
	Kiel – extraktion (Karlshamn)	båt, liten	580	60
	Karlshamn – foderfabrik (Västerås)	lastbil, stor	526	100
<b>Kalk</b>	Köping – foderfabrik (Västerås)	lastbil, stor	40	100
<b>Korn</b>	Odling (Mälardalen) – foderfabrik (Västerås)	lastbil, stor	70	100
<b>Melass</b>	Odling – sockerfabrik	traktor (28.8 MJ/ton sockerbeta)		100

	Baltikum (Klaipeda i Litauen) – foderfabrik (Västerås)	båt, liten	510	100
<b>Palmkärnexpeller</b>	Odling – extraktion	lastbil, liten	25	100
	Extraktion – hamn i Malaysia	lastbil, mellan	150	100
	Malaysia – Rotterdam	båt, stor	15 500	100
	Rotterdam – foderfabrik (Västerås)	båt, liten	1 630	100
<b>Salt</b>	Gruva (Bernburg) – Wismar	tåg, el	300	100
	Tyskland – foderfabrik (Västerås)	båt, liten	1 030	100
<b>Rapsmjöl (Tyskt/Polskt)</b>	Odling – lagring	traktor, 10 ton (inklusive tom retur)	20	100
	Lagring – extraktion	lastbil, stor	200	100
	Hamburg – foderfabrik (Västerås)	båt, liten	1 200	80
	Stattin – foderfabrik (Västerås)	båt, liten	900	20
<b>Vete</b>	Odling (Mälardalen) – foderfabrik (Västerås)	lastbil, stor	70	100
<b>Agrodrank</b>	Odling – etanolfabrik	lastbil, stor	50	100
	Norrköping – foderfabrik (Västerås)	lastbil, stor	152	100
<b>Foderfett (kolla Karlshamn)</b>	Karlshamn – foderfabrik (Västerås)	lastbil, stor	526	100

Tabell 2 Transport data som använts i studien för foderfabriken i Holmsund (engelska både i tabell och tabelltext)

Produkt	Avstånd	Transportslag	km	del av produkt, %
<b>KONVENTIONELLT FODER</b>				
<i>Färdigfoder</i>				
<b>SOLID / UNIK / Protein mix</b>	Foderfabrik – mjölkgård	lastbil, stor	500	100
<b>Sojamjöl</b>	Odling – extraktion	lastbil, stor	25	100
	Extraktion – Santos	tåg, diesel	1800	60
	Extraktion – Santos	lastbil, stor	1800	15
	Extraktion – Paranagua	tåg, diesel	500	20
	Extraktion – Paranagua	lastbil, stor	500	5
	Santos – Rotterdam	båt, stor	10 080	100
	Rotterdam – foderfabrik (Holmsund)	båt, liten	2 000	100
<b>Vetekli</b>	Odling – kvarn (Uppsala)	lastbil, mellan	50	100
	Uppsala – foderfabrik (Holmsund)	lastbil, stor	588	100
<b>Betfiber</b>	Odling – sockerfabrik	traktor (28.8 MJ/ton sockerbeta)		100
	Baltikum (Liepaya i Litauen) – foderfabrik (Holmsund)	båt, liten	800	90
	Malmö – foderfabrik (Holmsund)	tåg, el	1266	10
<b>Expro®</b> (värmebehandlat rapsmjöl)	Odling – lagring	traktor, 10 ton (inklusive tom retur)	20	100
	Lagring – extraktion (Karlshamn)	båt, liten	350	20
	Lagring – extraktion (Karlshamn)	lastbil, stor	150	20
	Lagring – Kiel	lastbil, stor	200	60
	Kiel – extraktion (Karlshamn)	båt, liten	580	60
	Karlshamn – foderfabrik (Holmsund)	tåg, el	1 191	100
<b>Kalk</b>	Köping – foderfabrik (Holmsund)	lastbil, stor	663	100
<b>Korn</b>	Odling (Norrköping) – foderfabrik (Holmsund)	båt, liten	813	100
<b>Melass</b>	Odling – sockerfabrik	traktor (28.8 MJ/ton sockerbeta)		100
	Baltikum (Klaipeda i Litauen) – foderfabrik (Holmsund)	båt, liten	900	50
	Malmö – foderfabrik (Holmsund)	tåg, el	1266	50
<b>Palmkärnexpeller</b>	Odling – extraktion	lastbil, liten	25	100
	Extraktion – hamn i Malaysia	lastbil, mellan	150	100
	Malaysia – Rotterdam	båt, stor	15 500	100
	Rotterdam – foderfabrik (Holmsund)	båt, liten	2000	100

<b>Salt</b>	Gruva (Bernburg) – Wismar	tåg, el	299	100
	Tyskland – Västerås	båt, liten	1 030	100
	Västerås – foderfabrik (Holmsund)	lastbil, stor	626	100
<b>Rapsmjöl (Tyskt/Polskt)</b>	Odling – lagring	traktor, 10 ton (inklusive tom retur)	20	100
	Lagring – extraktion	lastbil, stor	200	100
	Hamburg – foderfabrik (Holmsund)	båt, liten	1 539	100
<b>Vete som korn</b>	Odling (Norrköping) – foderfabrik (Holmsund)	båt, liten	813	100
<b>Agrodrank</b>	Odling – etanolfabrik	lastbil, stor	50	100
	Norrköping – foderfabrik (Holmsund)	lastbil, stor	813	100
<b>Foderfett</b>	Karlshamn – foderfabrik (Holmsund)	tåg, el	1 191	100

Tabell 3 Transport data som använts i studien för ekologiska foder för foderfabriken i Västerås (engelska i tabell och tabelltext)

Produkt	Avstånd	Transportslag	km	del av produkt, %
<b>EKOLOGISKT FODER</b>				
<i>Färdigfoder</i>				
<b>Viol/Akleja</b>	Foderfabrik – mjölkgård	lastbil, stor	500	100
<b>Sojaböner</b>	Odling (Parana) – Paranagua	lastbil, stor	560	50
	Odling (Mato Grosso) – Paranagua	lastbil, stor	1200	50
	Paranagua – Hamburg	båt, stor	10 080	100
	Hamburg – foderfabrik (Västerås)	båt, liten	1200	100
<b>Vete</b>	Mälardalen – foderfabrik (Västerås)	lastbil, stor	70	100
<b>Havre</b>	Mälardalen – foderfabrik (Västerås)	lastbil, stor	70	100
<b>Ärtor</b>	Mälardalen – foderfabrik (Västerås)	lastbil, stor	70	100
<b>Luzernmjöl</b>	Odling – foderfabrik (Västerås)	lastbil, stor	190	100
<b>Rapskaka</b>	Odling – lagring	traktor, 10 ton (inklusive tom retur)	10	100
	Lagring – extraktion	lastbil, stor	300	100
	Extraktion – foderfabrik (Västerås)	lastbil, stor	480	100
<b>Rapsfrö</b>	Odling – foderfabrik (Västerås)	lastbil, stor	70	100

För av betfäber, melass, sojamjöl (antagit sojamjöl istället för majs glutenmjöl pga svår allokering, och därmed även dess transporter) foderfett, kalk, salt samt mineral, se transportdata i tabell ovan för konventionella foder.

### Transport från foderfabrik till gård

Medelavståndet från foderfabrik till gård (eller per ”rutt”; från det att lastbilen lämnar foderfabriken till dess att den kommer tillbaka eller till annan kund) är 500 km för både Västerås och Holmsund. Desto längre transportererna är desto vanligare är returtransport. För Västerås har tom returtransport satts till 20% och för Holmsund till 5%. (pers. komm. Staffan Lundström)