

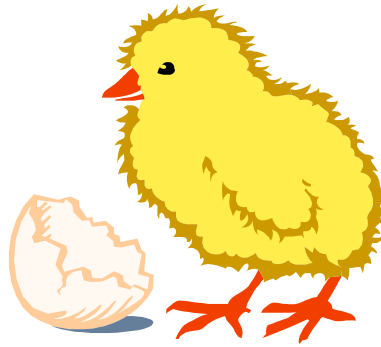
LCA *Livsmedel*

LCA Kyckling

Anna Widheden, Karin Strömberg och Karin Andersson
CIT Ekologik

Katarina Ahlmén, Miljöledarna Ciconia

Oktober 2001



Sammanfattning

Syftet med projektet är att öka förtroendet för svenskt kycklingkött hos konsumenterna genom att öka kunskapen om den miljöbelastning som orsakas av svenskt kycklingkött under dess livscykel. Projektet skall identifiera starka och svaga punkter i livscykeln för produktion och försäljning av kyckling, producerad på konventionellt sätt. Dessutom skall projektet utgöra en plattform för miljöarbetet inom svensk kycklingproduktion och en grund för information och argumentation gällande miljöpåverkan.

Systemet som studeras omfattar alla delar i kycklingens livscykel från gård till konsument, med start vid ankomst av första generationen, de s.k. grandparents, till Sverige. Från kläckeri fram till och med distribution till butik görs en detaljerad LCA. För butik, konsumentens inköpstransport och användning görs en översiktlig LCA.

De s.k. grandparents kommer till kläckeriet i Sverige, där de föds upp under 24 veckor, varefter de producerar ägg under 40 veckor. Under de påföljande 3 veckorna kläcks de s.k. parents, som även de föds upp under 24 veckor och producerar ägg under 40 veckor. Kycklingäggen kläcks därefter under de följande 3 veckorna och föds upp under ytterligare 5 veckor innan de slaktas och vidareförädlas.

Den funktionella enheten som valts i den här studien är 1 kg färskt, benfritt kycklingkött färdigt för försäljning till konsument.

För att undersöka känsligheten hos resultatet har ett antal känslighetsanalyser utförts:

- **Nitratläckage från åkermark:** Utlakningen av nitrat från åkermark är mycket svår att mäta och har därför beräknats genom en empirisk modell. Av denna anledning görs en känslighetsanalys där mängden nitrat som lakas ut från gårdens åkermark ökas och minskas med 20 %.
- **Ammoniakavgång från gödsel:** Även mängden ammoniak som avgår från gödseln är svår att mäta och har därför beräknats. Av denna anledning har en känslighetsanalys gjorts, där mängden ammoniak som avgår från gödsel i kycklingstallar och vid lagring ökas respektive minskas med 20 %.
- **Uppvärmning av stallar på uppfödninggården:** Den studerade gården för uppfödningen värmer kycklingstallarna med halm från den egna gården. Detta är fallet för 20 % av kycklinguppfödarna i Sverige och är således inte representativt för Sveriges totala kycklinguppfödning. Av denna anledning har vi i en känslighetsanalys undersökt effekterna för växthuseffekten av att istället värma kycklingstallarna med olja.
- **Elanvändning på uppfödninggården:** Eftersom elförbrukning för bostäder på gården för uppfödning ingår i den totala elförbrukningen för gården har en känslighetsanalys gjorts, där elanvändningen för bostäder exkluderats.
- **Elanvändning vid förädling:** Den totala elförbrukningen för förädlingen har fördelats mellan det kylda och det frysta kycklingköttet med hjälp av uppskattningar. Av denna anledning har en känslighetsanalys gjorts, där elanvändningen för förädlingen ökas respektive minskas med 20%.
- **Icke elementära flöden:** Ett antal känslighetsanalyser har utförts för att undersöka signifikansen av de flöden som inte följts till gränsen mellan teknosfär och natur.

Resultatet av denna livscykelanalys visar tydligt att det är uppfödningen som är mest betydelsefull när det gäller miljöpåverkan för de studerade miljöpåverkanskategorierna. Uppfödningen dominerar det potentiella bidraget, även då de parametrar som är osäkra har varierats neråt (och uppåt) i känslighetsanalyserna. Detta innebär dock inte att förbättringar i övriga delar av livscykeln är onödiga, speciellt med tanke på att efterfrågan på kycklingkött har ökat under senare år och den tendensen verkar hålla i sig.

Att det är uppfödningen som har störst betydelse för miljöpåverkan är inte så konstigt med tanke på att det livscykelsteget är väldigt omfattande. Här ingår hela processen från omvandling av solljus och närsalter till foder och vidare kycklingarnas näringsupptag och tillväxt. Inom livscykelstegen Avel och Uppfödning sker i stort sett samma verksamhet. De miljöförbättrande åtgärder som föreslås för Uppfödning gäller därför även Avel. Att Avel inte får lika stort genomslag i resultaten beror på att varje "Parent" ger upphov till väldigt många kycklingar.

Eftersom det är under uppfödningen den mesta miljöpåverkan uppstår är det här de största vinsterna kan göras. Resultaten visar att gödselhantering och kväveläckage har en viktig roll för flera av miljöproblemen:

- Kväve i form av lustgas från marken och från produktionen och användningen av handelsgödsel bidrar till klimatförändringen.
- Kväve i form av ammoniak från kycklingstallar och lagring av gödsel bidrar till försurning.
- Kväve i form av nitrat och ammoniak från odling och hantering av gödsel bidrar till övergödningen.

Genom att effektivisera användningen av kväve i alla led når man vinster på alla dessa områden. Det innebär:

1. Hushållning med gödningsmedel genom precisionsgödning av foderspannmål, t ex genom odling enligt Svensk Sigill (samma krav bör ställas på inköpt foder).
2. Optimal fodersammansättning för maximalt kväveutnyttjande. Ju mindre kväve i stallgödseln desto bättre.
3. Noggrann kontroll av stallgödselgivorna så att inte för mycket kväve sprids. Vid behov bör stallgödsel exporteras till växtodlingsgårdar.
4. Uppsamling och lagring av stallgödsel på ett sådant sätt att så lite syre som möjligt tillförs för att förhindra ammoniakavgång.
5. Uppsamling av ammoniak i ventilationsluften från djurstallarna, till exempel på det sätt som sker på den undersökta gården.

Ökad kunskap om kvävetets kretslopp är viktigt för att uppnå detta.

Ett annat viktigt område är energianvändningen och bidraget till klimatförändringen. Resultaten visar att den undersökta gården, tack vare sin användning av halm för uppvärmning, har betydligt lägre påverkan på klimatförändringen än om man i stället hade använt olja. Idag har endast ca 20 % av gårdarna halmpanna, här finns en stor förbättringspotential.

Sammansättningen av fodret har stor betydelse för miljöpåverkan. Inte bara genom att det har betydelse för kycklingarnas kväveutnyttjande utan också för att valet av proteinkälla har stor betydelse för miljöpåverkan. Proteinkällan i de foder som studerats i detta fall är en kombination av soja, köttmjöl och fiskmjöl. Efter BSE krisen har man slutat använda köttmjöl vilket innebär att endast soja och fiskmjöl ingår i de foder som används för närvarande.

Sojan har ett antal nackdelar från miljösynpunkt. Dels används mycket pesticider vid sojaodlingen, dels odlas soja i vissa fall på mark där den naturliga vegetationen har ersatts med sojaodling. Det innebär en stor negativ inverkan på den biologiska mångfalden. En övergång till svensk proteinkälla skulle därför medföra stora miljövinster.

Markanvändningen för produktion av kyckling används uteslutande för produktion av foder i monokulturer, vilket påverkar den biologiska mångfalden negativt. Vid produktion av andra köttslag används en del av marken till bete och vall, som däremot bidrar till att behålla den biologiska mångfalden. Genom att odla vall för energiproduktion på kycklinggårdar skulle man kunna åstadkomma ett bidrag till den biologiska mångfalden från kycklingproduktionen.

Miljöpåverkan från fiskmjöl har inte undersökts i denna studie på grund av brist på data. Men troligen är produktionen av fiskmjöl mycket resurskrävande, och dessutom leder framställning av fiskmjöl till utfiskning, dvs minskad biologisk mångfald i haven. Köttbenmjöl däremot kan antas vara en från miljösynpunkt mycket bra proteinkälla. En annan viktig fördel med köttbenmjöl är att det dessutom är en mycket bra källa för kalcium och fosfor. Mjölet tillverkas av biprodukter från slakterier som inte har någon alternativ användning. En förutsättning för att använda köttbenmjöl är dock en ordentlig hygienisering för att undvika problem som t.ex. BSE.

När det gäller toxiska ämnen bör det noteras att användningen av växtskyddsmedel vid produktionen av foder, och användningen av veterinärmedicinska preparat och koccidiostatica är en balansgång mellan potentiell miljöpåverkan och den nytta användningen medför. Det är möjligt att användningen skulle kunna minskas genom en mer aktivt värdering av fördelar och nackdelar i varje enskilt fall. Beträffande import av foderingsredienser är det rimligt att kräva att odlingen skett utan preparat som är persistenta eller toxiska.

RAPPORT FRÅN KRITISK GRANSKNING

Denna livscykelanalys (LCA) av kyckling har granskats av externa granskare, AgrD Berit Mattsson och Erika Wallén, SIK AB. En granskning av livscykelanalyser i enlighet med den internationella standarden ISO 14040 omfattar följande kontroller:

- att metoderna överensstämmer med internationell standard och är vetenskapligt och tekniskt giltiga;
- att data använts riktigt med tanke på studiens syfte;
- att tolkningen av resultaten återspeglar studiens mål och syfte;
- att rapporten är transparent och överensstämmande med resultaten.

Granskningen omfattar data- och metodval, rapportering samt tolkningar. Stickprovskontroller av beräkningar har utförts. Granskningen har skett efter delsteg under LCA-studiens genomförande och utföraren har också fortlöpande åtgärdat granskarers synpunkter. Denna granskningsrapport är därför slutresultatet av studiens kontinuerliga granskningsarbete.

Studiens mål är att genomföra en LCA av färskt, benfritt kycklingkött som producerats i Sverige enligt kraven i ISO 14040-14043. Studien är ett delprojekt inom LRF:s samverkansprojekt LCA Livsmedel för vilket den huvudsakliga målsättningen har varit att kunskap som genereras i delprojekten skall kunna användas som en plattform för saklig konsumentinformation om svenska livsmedels miljöprestanda.

Denna delstudie har haft följande syfte

- 1) att öka förtroendet för svenskt kycklingkött hos konsumenterna genom att öka kunskapen om den miljöbelastning som orsakas av svenskt kycklingkött under dess livscykel;
- 2) att identifiera starka och svaga punkter i livscykeln för produktion och försäljning av kyckling, producerad på konventionellt sätt;
- 3) att utgöra en plattform för miljöarbetet inom svensk kycklingproduktion och en grund för information och argumentation gällande miljöpåverkan.

Kommentarer till LCA-studiens delsteg

Studiens mål och omfattning

I detta avsnitt beskrivs viktiga metodologiska aspekter såsom funktionell enhet, systemgränser, allokeringmetoder och datakvalitet. Den funktionella enheten har valts på ett relevant sätt. Val av systemgränser följer i stort sett den praxis som utbildats för LCA av livsmedelsprodukter och i enlighet med den Metodrapport som utarbetats inom huvudprojektet. Den avvikelse som noterats gäller energianvändningen på gården där även elförbrukningen för bostäder inkluderats. Med hjälp av känslighetsanalys har dock LCA-utföraren visat att denna överskattning av elförbrukning har liten betydelse för resultaten. De avgränsningar som har gjorts, t.ex. mot produktionskapital och natursystem, är väl motiverade. Liksom i andra studier av animalieproduktion har behov av allokering uppstått i en rad sammanhang; t.ex. allokering av emissioner av stallgödsel mellan animalieproduktion och växtodling, allokering mellan kyckling och försålda ägg i kläckeriet och för materialåtervinning i förpackningssystemet. Dessa allokeringar alternativt systemutvidgningar har gjorts på ett sätt som är relevant i varje enskilt fall.

Inventeringsanalys

Datansamlingen är väl beskriven i avsnittet inventering. Det skall påpekas att säkerheten och kvaliteten på indata varierar för de olika delsystemen vilket är ett generellt problem i arbetet med livscykelanalyser. Inte oväntat visade resultaten att uppfödning och avel med foderproduktion inkluderad står för en stor andel av miljöbelastningen för de undersökta miljöpåverkanskategorierna. Därför är det, precis som författarna påpekar, värt att nämna att det företag som lämnat data för uppfödning har arbetat med miljöfrågor under en längre tid och kan antas orsaka mindre miljöpåverkan än genomsnittet för svensk kycklingproduktion. En klar fördel med detta val av företag är dock att datakvalitén är god. När det gäller odlingsdata kan det förekomma stora variationer i praktiken, speciellt vad gäller förluster av kväve till luft och mark, och dessa emissioner har stor betydelse för utfallet i flera miljöpåverkanskategorier. För att undersöka betydelsen av dessa osäkerheter har känslighetsanalyser genomförts för relevanta emissioner och miljöpåverkanskategorier. Känslighetsanalys har även genomförts för en övergång från halmeldning till uppvärmning med olja och det visade sig ha en relativt stor betydelse vilket är viktigt att komma ihåg om man skall utnyttja resultaten från denna studie för att göra en generell bedömning av miljöpåverkan för svensk kycklingproduktion.

Miljöpåverkansbedömning

Miljöpåverkansbedömningen har genomförts i enlighet med ISO-standarderna och de miljöpåverkanskategorier som ingår i studien överensstämmer med rekommendationerna för val av miljöpåverkansparametrar som redovisas i metodrapporten för LCA Livsmedel.

Tolkning av resultaten

Rapporten har god transparens och tolkning/diskussion av resultat överensstämmer med studiens mål och syfte. Det är mycket positivt att konkreta förbättringsförslag lyfts fram vilket underlättar för läsare och uppdragsgivare att utnyttja resultaten från rapporten för att åstadkomma framtida miljöförbättringar.

Sammanfattningsvis vill jag framföra att denna LCA-studie har genomförts väl med de metoder och tillvägagångssätt som beskrivs i internationell standard och i enlighet med den praxis som utbildats för LCA av livsmedel. Därmed uppfyller studien de mål och syften som var uppsatta för arbetet.

Vi vill också framföra ett tack till projektgruppen för ett konstruktivt samarbete!

Göteborg oktober 2001



Berit Mattsson

SIK, Institutet för livsmedel och bioteknik

Innehållsförteckning

1	Inledning.....	1
1.1	Bakgrund till studien	1
1.2	Introduktion till livscykelanalys.....	1
2	Definition av studiens mål och omfattning.....	4
2.1	Studiens syfte	4
2.2	Omfattning	4
2.3	Funktion och funktionell enhet	6
2.4	Systemgränser	6
2.4.1	Avgränsningar inom det studerade systemets livscykel.....	6
2.4.2	Avgränsningar mot andra produkters livscykler	7
2.4.3	Geografiska avgränsningar.....	8
2.4.4	Avgränsningar mot natursystemet.....	8
2.4.5	Tidsmässiga systemgränser	9
2.5	Allokering.....	9
2.5.1	Allokeringsmetod för biprodukter.....	10
2.5.2	Återvinning av material från en livscykel till en annan	12
2.6	Viktiga antaganden.....	12
2.6.1	Elproduktion.....	12
2.6.2	Material som ersätts vid återvinning av ett material från en livscykel till en annan	12
2.6.3	Avfallsförbränning	13
2.6.4	Deponering	13
2.7	Miljöpåverkansbedömning.....	14
2.8	Krav på datakvalitet	14
2.8.1	Tidsmässig täckning	14
2.8.2	Geografisk täckning	14
2.8.3	Teknisk täckning	14
2.8.4	Precision	14
2.8.5	Fullständighet	14
2.8.6	Representerbarhet.....	14
2.8.7	Reproducerbarhet	15
2.9	Rapportering.....	15
2.10	Begränsningar och tillämpbarhet	15
2.11	Kritisk granskning	15
3	Inventering	16
3.1	Produkt och massflöden i det studerade systemet.....	16
3.2	Produktion av foder.....	19
3.2.1	Flöden ej följda tillbaka till vaggan.....	20
3.3	Transporter	20
3.4	Avel.....	21
3.4.1	Beskrivning av den studerade avelsanläggningen.....	21
3.4.2	Foderförbrukning	22
3.4.3	Hantering av biprodukter, allokeringar	22
3.4.4	Flöden ej följda tillbaka till vaggan.....	24
3.4.5	Flöden ej följda till graven	25
3.5	Uppfödning.....	25
3.5.1	Beskrivning av den studerade gården.....	25

3.5.2	Foderförbrukning	29
3.5.3	Produktion av foder på gården	29
3.5.4	Beräkning av gårdens kväve- och fosforförluster	29
3.5.5	Hantering av biprodukter, allokeringar	35
3.5.6	Flöden ej följda tillbaka till vaggan.....	35
3.5.7	Flöden ej följda till graven	36
3.6	Förädling	36
3.6.1	Beskrivning av den studerade anläggningen	36
3.6.2	Hantering av de olika produkterna, allokeringar.....	37
3.6.3	Förpackning av färsk kyckling	40
3.6.4	Avfallshantering	41
3.6.5	Flöden ej följda tillbaka till vaggan.....	42
3.6.6	Flöden ej följda till graven	42
3.7	Transport förädling/grossist-butik.....	43
3.8	Butik	43
3.8.1	Hantering av avfall från förpackningar	44
3.9	Transport butik-hushåll	44
3.9.1	Förutsättningar, dataunderlag och antaganden.....	44
3.9.2	Energi- och emissionsdata.....	45
3.10	Miljöpåverkan och resursbehov i hushållet (Användning)	45
3.10.1	Avfallshantering av förpackningar.....	46
3.11	Inventeringsresultat	46
4	<i>Miljöpåverkansbedömning</i>	47
4.1	Val av miljöpåverkanskategorier	47
4.2	Definition av de studerade miljöpåverkanskategorierna.....	48
4.2.1	Användning av icke förnybara resurser	48
4.2.2	Användning av förnybara resurser	48
4.2.3	Användning av färskvatten.....	49
4.2.4	Markanvändning.....	49
4.2.5	Toxiska ämnen	49
4.2.6	Klimatförändringar (Växthuseffekten).....	49
4.2.7	Nedbrytning av stratosfäriskt ozon	50
4.2.8	Bildning av marknära ozon (fotokemiska oxidanter).....	51
4.2.9	Försurning	51
4.2.10	Övergödning.....	52
5	<i>Resultat</i>	53
5.1	Resursförbrukning.....	53
5.1.1	Icke förnybara resurser.....	53
5.1.2	Förnybara resurser.....	55
5.1.3	Färskvattenförbrukning	57
5.1.4	Mark	58
5.2	Användning och utsläpp av toxiska ämnen.....	59
5.3	Potentiellt bidrag till växthuseffekten	60
5.4	Potentiellt bidrag till nedbrytning av stratosfäriskt ozon; utsläpp av freoner	61
5.5	Potentiellt bidrag till bildning av fotokemiska oxidanter.....	62
5.6	Potentiellt bidrag till försurningen	63
5.7	Potentiellt bidrag till övergödningen.....	64
6	<i>Tolkning</i>	65
6.1	Kontroll av fullständighet.....	65
6.2	Kontroll av känslighet	65
6.2.1	Nitratläckage från åkermark.....	65

6.2.2	Ammoniakavgång från gödsel	66
6.2.3	Uppvärmning av stallar på uppfödninggården	68
6.2.4	Elanvändning på uppfödninggården	69
6.2.5	Elanvändning vid förädling.....	70
6.2.6	Icke elementära flöden	70
6.3	Kontroll av överensstämmelse	71
6.4	Dataluckor	71
6.5	Uppnådd datakvalitet.....	71
6.6	Slutsatser och förbättringsförslag.....	72
6.7	Kända fel	74
7	<i>Ordlista</i>	75
8	<i>Referenser</i>	76

Bilagor:

A. Inventeringsresultat

- 1. Totalt inventeringsresultat*
- 2. Icke elementära inflöden*
- 3. Toxiska ämnen*
- 4. Konverteringsfaktorer för beräkning av primär energi*

B. Karaktäriseringsfaktorer

C. Karaktäriseringsresultat

1 Inledning

1.1 Bakgrund till studien

Konsumenternas förtroende för svenska produkter är en förutsättning för den svenska livsmedelsproduktionen. Som ett svar på konsumenternas efterfrågan av mer miljöanpassade livsmedel sker en allt större del av produktionen i form av t ex integrerad produktion (konventionell produktion där man strävar efter att minimera miljöbelastningen) eller enligt ekologiska metoder och många produkter marknadsförs med hjälp av miljöargument bland annat genom KRAV och Sigillmärkning. Fakta om sammantagen miljöbelastning från olika produktionsalternativ saknas dock i stor utsträckning, särskilt när det gäller livsmedel. Ett sätt för producenter att kommunicera produkternas miljöprestanda är att använda miljövarudeklarationer baserade på livscykelanalyser, t.ex. certifierade miljövarudeklarationer av typ III.

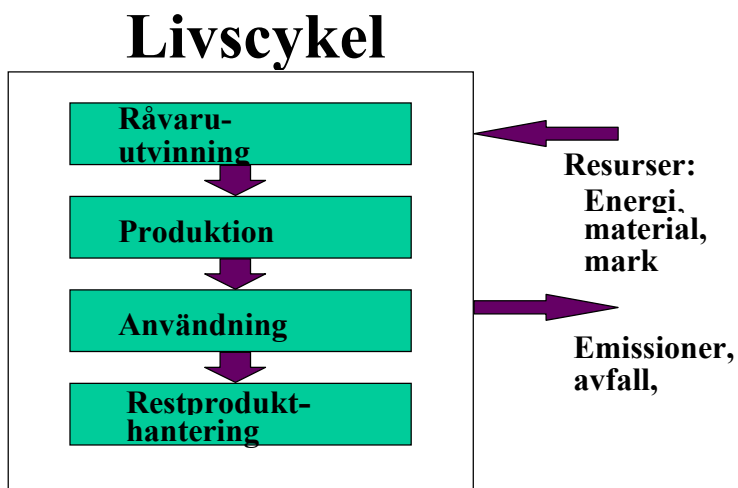
Från stora upphandlare, t ex landsting, kommuner och restaurangkedjor kommer med största sannolikhet miljökrav ställas inom den närmsta framtiden (se t.ex. EKV-Delegationens rapport om livsmedel).

Denna studie är ett delprojekt inom LRF's samverkansprojekt LCA livsmedel, som syftar till att genom ökad kunskap om livsmedelskedjans miljöpåverkan skapa förutsättningar för att öka förtroendet för svenska livsmedel och varumärken. Inom LCA livsmedel genomförs LCA enligt ISO-standarden på ett urval av svenska livsmedel. Resultaten är tänkta att utgöra en plattform för miljöarbetet inom svensk livsmedelsproduktion och en grund för certifierade miljövarudeklarationer av livsmedel. Data skall vara av en sådan kvalitet att de kan användas i uppbyggnaden av en LCI (livscykelinventering) databas för livsmedel.

Uppdragsgivare till studien är Svensk Fågel, som representeras av VD Camilla Littorin. Projektet genomförs av Miljöledarna Ciconia, som representeras av Katarina Ahlmén (projektledare) och Göran Granemark, i samarbete med Stiftelsen Chalmers Industriteknik (CIT), som representeras av Anna Widheden och Karin Andersson. Projektet granskas av Berit Mattsson, SIK, Institutet för livsmedel och bioteknik. Till projektet har även knutits en styrgrupp, med representanter från alla led i kycklingens livscykel: Jan Weijber, Hagbyberga säteri, Lennart Pettersson, Kronfågel, Cees Hermus, Blenta AB, samt Björn Säterby, Lantmännen Foderutveckling AB.

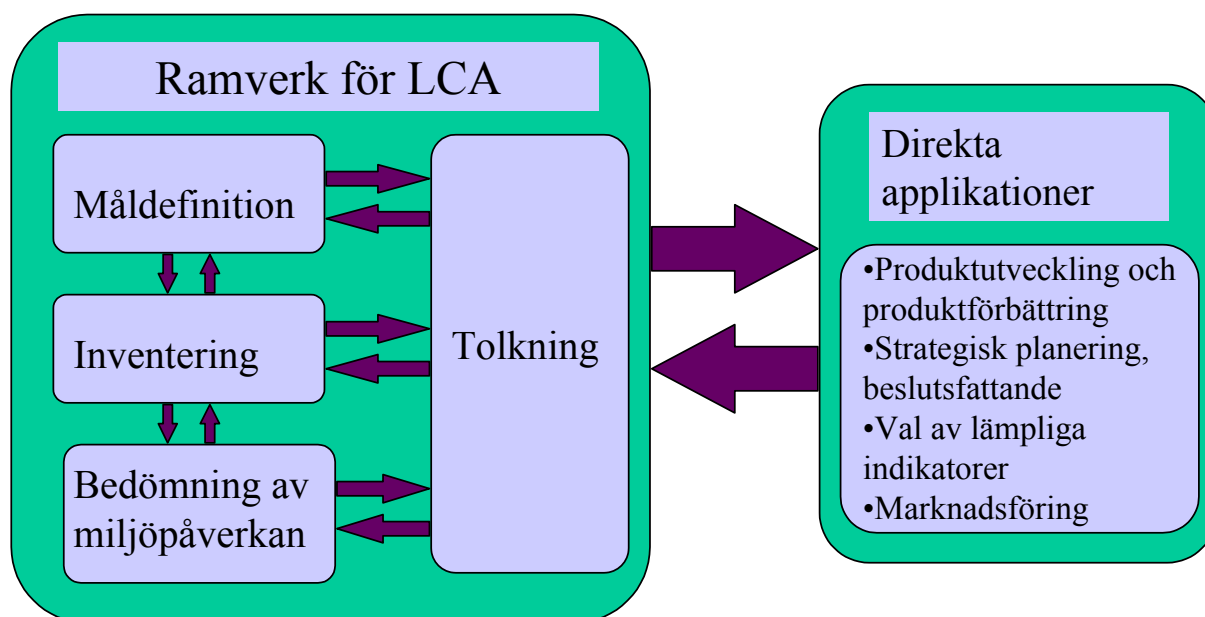
1.2 Introduktion till livscykelanalys

Livscykelanalys (LCA) är en sammanställning och utvärdering av inflöden och utflöden från ett produktsystem över hela dess livscykel liksom utvärdering av de potentiella miljöeffekterna hos ett produktsystem över hela dess livscykel (ISO 14040:1997). Med inflöden och utflöden avses användning av naturresurser respektive emissioner och avfall som är knutna till systemet. Livscykeln består av ett produktsystems alla stadier från och med uttag av naturresurser till och med slutligt omhändertagande och kvittblivning av avfall, se figur 1.1.



Figur 1.1: Förenklad illustration av en produkts livscykel.

En livscykelanalys består av fyra faser; definition av målsättning och omfattning, inventeringsanalys, miljöpåverkansbedömning och tolkning av resultaten (ISO 14040:1997), se figur 1.2.



Figur 1.2: LCA-studiens faser (Figur 1 i ISO 14040:1997).

I första fasen beskrivs målsättningen med LCA-studien. Målsättningen skall entydigt beskriva den avsedda tillämpningen, skälen till att utföra studien samt den tilltänkta mottagaren, d.v.s. till vem resultaten av studien avses att förmedlas. Vidare definieras LCA-studiens omfattning i första fasen. Här ingår att beskriva det produktsystem som studeras; funktionerna hos produktsystemet eller, i fallet med jämförande studier, systemen; den funktionella enheten (som utgör basen för de fortsatta beräkningarna); produktsystemgränserna; fördelningsprocedurer; effekttyper och metodiken för miljöpåverkansbedömning samt efterföljande tolkning som skall användas; datakrav; antaganden; begränsningar; inledande

datakvalitetskrav; typ av kritisk granskning om detta tillämpas samt typ och format på rapporten som krävs för studien.

Omfattning av studien kan behöva justeras allteftersom studien genomförs och mer information samlas in; LCA är således en iterativ teknik. Inventeringsanalysen innefattar datainsamling och beräkningar för att kvantifiera relevanta inflöden och utflöden till ett produktsystem över hela dess livscykel. Resultatet från inventeringsanalysen utgör också indata till miljöpåverkansbedömningen. En inventeringsanalys genomförs iterativt. I allmänhet är det först när en första miljöpåverkansbedömning är gjord som de delar av livscykeln som ger störst potentiell miljöpåverkan är identifierade, och därför kräver extra uppmärksamhet i inventeringen. Ibland uppmärksammas uppgifter och information som kräver en förändring av själva målsättningen med eller omfattningen av studien.

Miljöpåverkansbedömningen är ämnad att utvärdera betydelsen av de miljöeffekter som produktsystemet potentiellt bidrar till. Först väljs de miljöpåverkanskategorier (miljöeffekter, t.ex. växthuseffekten) som skall inkluderas i studien, liksom de kategoriindikatorer (t.ex. gram koldioxidekvivalenter) som skall användas för att beskriva denna miljöpåverkanskategori. Därefter görs klassificeringen, som innebär att de parametrar som erhålls i inventeringen sorteras efter vilka miljöpåverkanskategorier de potentiellt bidrar till. I karaktäriseringen kvantifieras det potentiella bidraget till respektive miljöeffekt. Ett och samma utsläpp kan bidra till flera miljöeffekter parallellt. Miljöpåverkansfasen tar även fram information till tolkningsfasen.

Följande delar av miljöpåverkansbedömningen är obligatoriska (ISO 14042:2000):

- Val av miljöpåverkanskategorier, kategoriindikatorer och karakteriseringsmodeller
- Fördelning av inventeringsresultat till någon miljöpåverkanskategori (klassificering)
- Beräkning av systemets bidrag till olika miljöpåverkanskategorier (karakterisering)

Följande delar är frivilliga:

- Beräkna storleken av karaktäriseringsresultat relativt en given referens (normalisering)
- Gruppering
- Viktning
- Analys av datakvalitet

En tolkning av resultaten görs genom att bland annat resultatens användbarhet och fullständighet kontrolleras. De underliggande antagandenas påverkan på resultatet analyseras liksom resultatets känslighet för metodval. Betydelsen av dataluckor och använd datakvalitet skall också beskrivas i tolkningsdelen. Resultatet av känslighetsanalyser och osäkerhetsanalyser som görs i andra delar av studien skall framgå i tolkningen.

Resultaten av denna tolkning kan ta formen av slutsatser och rekommendationer till beslutsfattare i enlighet med studiens målsättning och omfattning.

2 Definition av studiens mål och omfattning

2.1 Studiens syfte

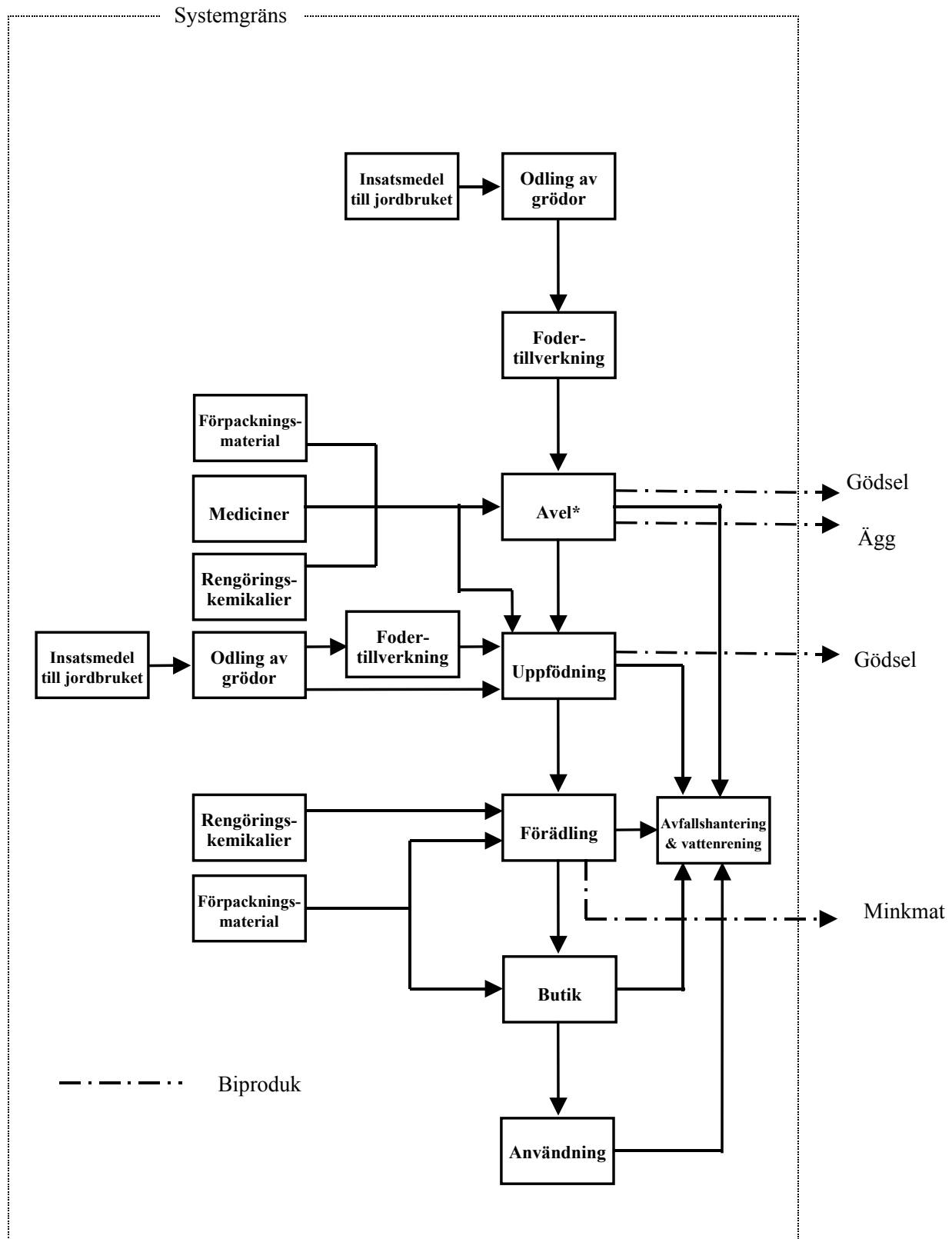
Syftet med projektet är att öka förtroendet för svenskt kycklingkött hos konsumenterna genom att öka kunskapen om den miljöbelastning som orsakas av svenskt kycklingkött under dess livscykel. Projektet skall identifiera starka och svaga punkter i livscykeln för produktion och försäljning av kyckling, producerad på konventionellt sätt. Dessutom skall projektet utgöra en plattform för miljöarbetet inom svensk kycklingproduktion och en grund för information och argumentation gällande miljöpåverkan.

2.2 Omfattning

Systemet som studeras omfattar alla delar i kycklingens livscykel från gård till konsument, med start vid ankomst av första generationen, de s.k. grandparents, till Sverige. Från kläckeri fram till och med distribution till butik görs en detaljerad LCA. För butik, konsumentens inköpstransport och användning görs en översiktlig LCA.

De s.k. grandparents kommer till kläckeriet i Sverige, där de föds upp under 24 veckor, varefter de producerar ägg under 40 veckor. Under de påföljande 3 veckorna kläcks de s.k. parents, som även de föds upp under 24 veckor och producerar ägg under 40 veckor. Kycklingäggen kläcks därefter under de följande 3 veckorna och föds upp under ytterligare 5 veckor innan de slaktas och vidareförädlas.

En schematisk beskrivning (ett s.k. processträd) för det studerade systemet presenteras i figur 2.1. Pilarna mellan de olika aktiviteterna symboliserar transporter.



Figur 2.1: Processtråd för det studerade systemet.

*) I avel inkluderas uppfödning av grandparents, grandparents äggproduktion, kläckning av parents, uppfödning av parents, parents äggproduktion samt kläckning av kycklingar för försäljning.

2.3 Funktion och funktionell enhet

När jämförelser mellan olika produkter görs är det väldigt viktigt att produkterna som jämförs fyller samma funktion. Den funktionella enheten i en LCA är ett kvantitativt mått på den funktion som studeras.

Det studerade systemets funktion är att förse konsumenterna med kycklingkött av en kvalitet som uppfyller livsmedelslagens kvalitetskrav och de kvalitetskrav som ställs av t.ex. kunden. Kycklingkött uppfyller flera behov hos konsumenten. Det bidrar till kostens innehåll av flera viktiga näringsämnen, bland annat protein, järn och B-vitaminer.

Den funktionella enheten som valts i den här studien är 1 kg färskt, benfritt kycklingkött färdigt för försäljning till konsument.

2.4 Systemgränser

Systemgränserna definierar de enhetsprocesser som inkluderas i systemet som skall modelleras. Önskvärt är att ett produktsystem modelleras så att in- och utflöden är elementärflöden, d.v.s. flöden av material eller energi till systemet som hämtas från naturen utan föregående mänsklig påverkan samt flöden av material eller energi från systemet som återförs till naturen utan efterföljande mänsklig påverkan. I många fall finns dock inte tillräckligt med tid, data eller resurser för att göra en sådan uttömmande studie. Beslut skall därför fattas om vilka enhetsprocesser som skall modelleras i studien och detaljeringsgraden för studierna av dessa. En LCA skall inkludera alla enhetsprocesser som signifikant bidrar till de miljöeffekter som det studerade systemet ger upphov till. I en jämförande LCA är det särskilt viktigt att inkludera de enhetsprocesser där skillnaderna mellan de studerade systemen är stor. Alla beslut att utelämnas delar av livscykeln, processer eller in-/utflöden skall tydliggöras och motiveras.

De viktigaste utelämnanden, dataluckorna och systemutvidgningarna beskrivs nedan. Effekterna av att utelämnanden diskuteras i avsnitt 6.2.6 och effekterna av dataluckorna diskuteras i avsnitt 6.4.

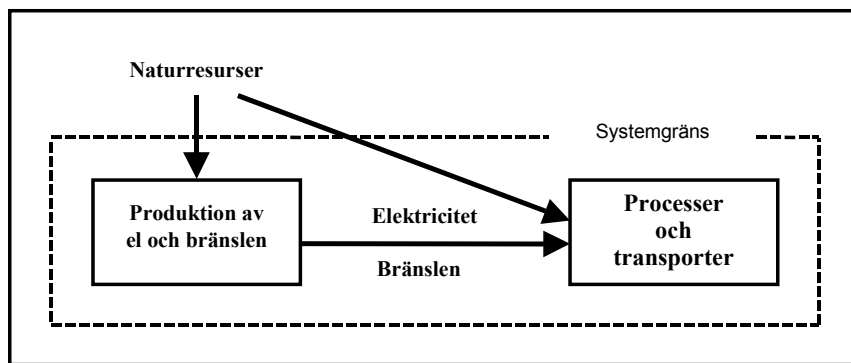
2.4.1 Avgränsningar inom det studerade systemets livscykel

Studien omfattar alla delar i kycklingens livscykel från gård till konsument, med start vid ankomst av s.k. grandparents till Sverige. Studien omfattar även odling av fodergrödor, produktion av handelsgödsel, pesticider, rengöringsmedel och förpackningsmaterial.

Produktion, underhåll och avfallshantering av vägar, byggnader, fordon, maskiner etc. ingår dock ej i studien. Ej heller ingår produktion av veterinärmedicinska preparat.

2.4.1.1 Produktion av el och bränslen

Emissioner liksom behov av naturresurser från produktion av el och bränslen inkluderas i livscykeln, se figur 2.2.



Figur 2.2: Systemgränser för el- och bränsleproduktion.

Sålunda är inflödena till systemet de energiresurser (råolja, råkol, vatten, uran etc.) som krävs för produktion av elektricitet och bränsle. Behovet av el och bränslen är således interna parametrar till systemet.

2.4.1.2 Kriterier för inkludering av in- och utflöden

Produktionen av inflöden såsom kemikalier och andra hjälpmaterial som används för en process exkluderas från LCAn om mängden är mindre än 2% av den studerade mängden kyckling, förutsatt att den totala mängden exkluderade inflöden inte överstiger 10% och att produktionen inte förväntas bidra signifikant till någon av de studerade miljöeffekterna.

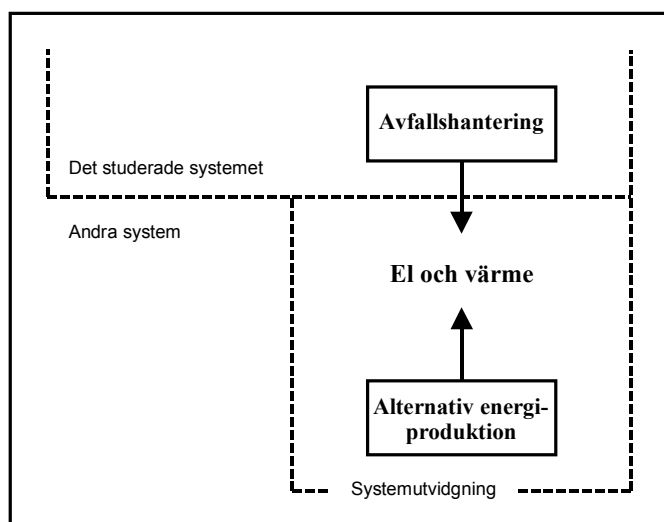
När produktionen av ett inflöde exkluderas från LCAn rapporteras detta inflöde som ett icke elementärt inflöde, d.v.s. ett inflöde som inte har följts till gränsen mellan teknosfären och naturen (vaggan).

På motsvarande sätt är det en del utflöden (avfall och biprodukter) som inte följts till graven. Dessa utflöden är rapporterade som icke elementära utflöden, d.v.s. utflöden som inte följs till gränsen mellan teknosfären och naturen. Information om var och hur avfall tas om hand och vad som händer med biprodukter saknas ofta. De flesta icke elementära utflöden är mycket små eller så antas de inte bidra signifikant till den totala miljöbelastningen.

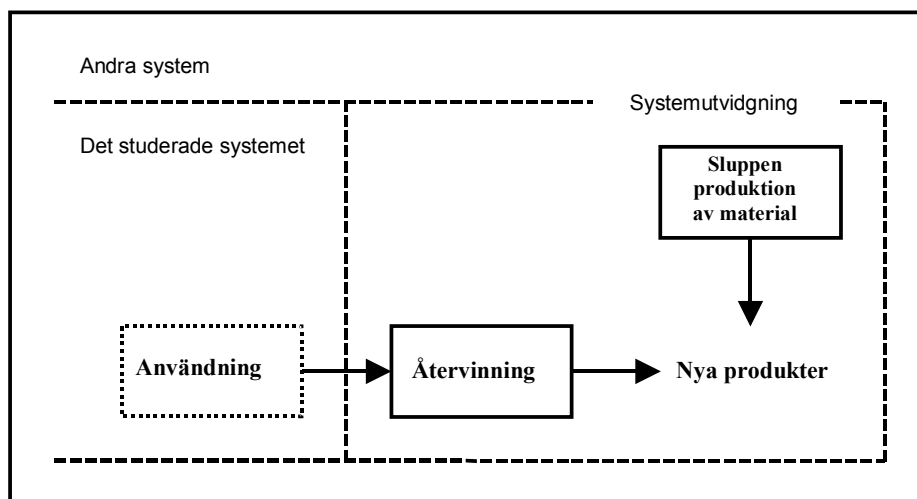
Det faktum att icke elementära in- och utflöden inte följs till gränsen mellan teknosfären och naturen antas inte bidra signifikant till det totala LCA-resultatet. I tolkningsdelen ingår en känslighetsanalys för att validera detta antagande. Om känslighetsanalysen indikerar att antagandet är felaktigt, justeras systemgränserna så att de processer som är signifikanta för det totala LCA-resultatet inkluderas, varefter beräkningarna görs om.

2.4.2 Avgränsningar mot andra produkters livscyklar

Systemet har utvidgats för att inkludera de delar av andra livscyklar som påverkas av kycklingsystemet. Syftet med dessa systemutvidgningar är att undvika de allokeringsproblem som uppstår exempelvis vid avfallsförbränning eller vid återvinning av material från en livscykel till en annan (se avsnitt 2.5 och 2.6). Systemet har utvidgats för att även inkludera den alternativa energiproduktionen (se figur 2.3) liksom delar av andra livscyklar som påverkas av återvinningen av material (t.ex. transportemballage) i kycklingsystemet (se figur 2.4). För mer information om metoden som använts för återvinning av ett material från en livscykel till en annan, se avsnitt 2.5.2 samt 2.6.2.



Figur 2.3: Det studerade systemet har utvidgats för att inkludera den energiproduktion som ersätts genom avfallsförbränning med energiutvinning.



Figur 2.4: Det studerade systemet har utvidgats för att inkludera delar av andra livscykler som påverkas av återvinningen av material från kycklingsystemet.

2.4.3 Geografiska avgränsningar

Syftet med studien är att öka förtroendet för svenskt kycklingkött hos konsumenterna. Därför studeras det svenska systemet för uppfödning av kyckling. De flesta enhetsprocesser sker i Sverige. Vissa av råvarorna, exempelvis handelsgödsel och foderingsredienser, kan dock vara producerade i andra länder.

2.4.4 Avgränsningar mot natursystemet

Livscykeln börjar (vaggas) i naturen. Gränsen mellan naturen och produktens livscykel korsas när material (t.ex. råolja) utvinns från naturen.

Livscykeln slut (grav) är marken (efter det att mänsklig påverkan upphört, och deponigasemissioner och lakningsprodukter är minimala), luften (t.ex. emissioner från förbränning av bränslen) eller vatten (t.ex. vattenemissioner från avloppsreningsverk). Emissionerna från deponerat avfall som uppstår genom läckage och deponigasproduktion

under en ändlig tidsperiod är medtagna om de är kända. För deponerat avfall där lakningsprodukter och deponigasproduktion inte är kända, bokförs avfallet som ett icke-elementärt utflöde från systemet.

Deponier räknas som en del av det tekniska systemet tills metangasproduktionen upphör, vilket är efter i storleksordningen ett sekel. Efter det att metangasproduktionen har upphört räknas deponierna som en del av natursystemet, vilket innebär att utflödena från en deponi är emissionerna under denna tidsperiod och den därefter kvarvarande avfallsmängden.

Vid förbränning av avfall är emissionerna till luft liksom den aska eller annat avfall som bildas under förbränningsprocessen inkluderade. Deponering av askan däremot är inte medräknat, och således är askan ett icke elementärt utflöde från systemet.

2.4.5 Tidsmässiga systemgränser

För beskrivningen av deponiernas emissioner har vi använt en tidsmässig systemgräns på ca 100 år. Det innebär att emissioner som sker om mer än 100 år inte inkluderas i analysen. Denna avgränsning avspeglar antagandet att dagens deponier om 100 år har kommit in i en fas där emissionsnivåerna är så låga att de inte är miljömässigt relevanta.

Även för beskrivningen av växthuseffekten har vi använt en tidsmässig systemgräns på 100 år. Det innebär att den effekt som växthusgaserna har på klimatet om mer än 100 år inte inkluderas i analysen.

2.5 Allokering

Inventeringsanalyser bygger på möjligheten att länka samman enhetsprocesser inom ett produktsystem genom enkla material- eller energiflöden. De flesta industriella processer genererar mer än en produkt och återvinner mellanprodukter eller bortsorterade produkter som råvara. Därför skall material- och energiflöden såväl som återföljande miljöutsläpp allokeras, d.v.s. fördelas, till de olika produkterna enligt en bestämd procedurer.

Enligt ISO 14041 (1998) skall följande stegvisa procedur tillämpas:

Steg 1: ”När så är möjligt bör allokering undvikas genom att:

- 1) dela upp den enhetsprocess som skall allokeras i två eller flera delprocesser och samla in- och utflödesdata relaterade till dessa delprocesser.*
- 2) utvidga produktsystemet till att omfatta ytterligare funktioner relaterade till de partiella produkterna.”*

Produkterna från förädlingen är många. Bl.a. produceras både färskt och fryst kycklingkött. För att fördela miljöbelastningen mellan kylt och fryst kycklingkött har förädlingen delats upp på dessa två linjer, d.v.s. kylt (färskt) och fryst.

Stallgödseln är en biprodukt från kycklinguppfödningen som används för att gödsla veteåkrarna som också ägs av gården. För att allokera miljöbelastningen som orsakas av denna stallgödsel mellan kycklingarna och vetet har gödselhanteringen delats upp i delprocesser; stall, lagring, spridning samt fält. Stallgödsel är en biprodukt även från kläckeriet. Denna stallgödsel säljs dock vidare eftersom det inte odlas något vid kläckeriet. Samma uppdelning som ovan har dock tillämpats även här, d.v.s. stall, lagring, spridning samt fält.

Fördelen med att undvika allokering genom att utvidga systemet är att LCA:n då avspeglar de konsekvenser ett beslut har på miljömässiga in- och utflöden hos andra livscyklar. I den här studien används systemutvidgning vid avfallsförbränning samt vid återvinning av förpackningsmaterial. Effekterna av systemutvidgning beror på vilka enhetsprocesser som inkluderas. Detta diskuteras i avsnitt 2.6.2 och 2.6.3.

Steg 2: *”När allokering inte kan undvikas bör in- och utflödena i systemet delas mellan dessa olika produkter eller funktioner på ett sätt som återspeglar deras underliggande fysikaliska samband; d.v.s. de skall återspegla på vilket sätt in- och utflödena ändras vid kvantitativa ändringar av produkterna eller funktionerna som levereras av systemet. Den resulterande allokeringen står inte nödvändigtvis i proportion till något enkelt måttal, såsom mass- eller molarflödet av parallella produkter.”*

Steg 3: *”När fysikaliska samband inte kan fastställas eller användas som grund för allokering bör inflödena allokeras mellan produkter och funktioner på ett sätt som återspeglar andra samband mellan dem. Till exempel kan in- och utflödesdata allokeras mellan parallella produkter i proportion till det ekonomiska värdet på produkterna.”*

Många foderingsredienser, t.ex. rapsmjöl, kan inte produceras utan att också ge upphov till andra produkter. Här är det inte möjligt att dela upp i delprocesser, varför ekonomisk allokering används. I den här studien tillämpas ekonomisk allokering för fodergrödor samt för biprodukter (andra än gödsel) från uppfostringen, kläckeriet och förädlingen.

Allokeringsprocedurerna som används i den här studien beskrivs nedan.

2.5.1 Allokeringsmetod för biprodukter

Systemet utvidgas genom att subtrahera den alternativa energiproduktionen som undviks genom avfallsförbränning, se figur 2.3. Effekterna av denna systemutvidgning beror starkt av vilka energikällor som antas ersättas av energin som bildas vid avfallsförbränningen, se avsnitt 2.6.3.

I artikeln *”Fitting fertilisation in LCA: allocation to crops in a cropping plan”* redovisar van Zeijts m fl, holländsk konsensus om hur man kan fördela miljöpåverkan i växtföljden (där grödorna påverkar varandra genom förfruktseffekter) och vid stallgödselanvändning. Van Zeijts m fl pekar på att det finns en rad metodologiska problem när man väljer allokeringsmetod, men argumenterar för att den metod man väljer bör var *pragmatisk och realistisk*. Pragmatisk för att LCA skall kunna användas för en bred grupp av användare, realistisk därför att LCA skall återspegla verkligheten så väl som möjligt.

Inom LCA livsmedel görs allokering enligt nedanstående princip, som är baserad på van Zeijts m fl arbete.

I det specialiserade jordbruket blir det allt mer vanligt att stallgödsel säljs från djurgårdar till växtodlingsgårdar. Lagmässigt regleras detta i Sverige med kontrakterad spridningsareal som krävs om man har hög djurtäthet. I Sverige är det framförallt vanligt med försäljning av broiler- och hönsgödsel, men även svingödsel förekommer. Det vanliga är att köparen (d v s växtodlingsgården) betalar för stallgödseln. Den kan då betraktas som en produkt med ett ekonomiskt värde. En pragmatisk och realistisk allokering av denna stallgödsels miljöpåverkan är därför att djurproducenten har ansvar för restprodukten stallgödsel så länge den finns inom hans/hennes gårdsgräns. Detta innebär att emissioner från stallgödseln i stallar och lagring läggs på animalieprodukterna. Transporten av stallgödseln, eventuell behandling samt emissioner i samband spridningen hos köparen av stallgödseln (växtodlingsgården) läggs på grödan till vilken gödseln sprids, se tabell 2.1.

Tabell 2.1: Allokering av emissioner från stallgödsel

Emission från:	Allokeras till:
kycklingstallar:	kycklingen
lagring av gödsel:	kycklingen
transport av gödsel:	grödan till vilken gödseln sprids
spredning av stallgödsel:	grödan till vilken gödseln sprids

För gödseln som uppstår vid kläckeriet och uppfödningen allokeras en del av miljöbelastningen till kycklingköttet genom att gödselhanteringen delas upp i delprocesser. Emissioner i stallar och lagring allokeras till kycklingköttet, medan miljöbelastningen som uppstår i samband med transport, spridning och i fält får bäras av grödan som erhåller gödseln.

Stallgödsel innehåller i stort sett alla växtnäringsämnen och dessutom organisk substans som är värdefull för att bygga upp markens mullhalt. Stallgödsling med en fosforrik gödsel, såsom broilergödsel, ger en stor P-giva. Denna P-giva bör fördelas i hela växtföljden, så att den grödan som fick stallgödselgivan inte belastas med hela fosforgivan. Fosfor kan med fördel förrådsgödselas och därför måste en enstaka stor giva, t ex med broilergödsel, fördelas över hela växtföljden.

När det gäller kväve kompliceras situationen av att stallgödsel innehåller både mineraliskt kväve och organiskt bundet kväve. Vid en spridning i nära anslutning till grödans växtnäringsupptag kan i princip allt det mineraliska kvävet (N_{\min}) utnyttjas direkt av grödan. Det organiska bundna kvävet (N_{org}) behöver dock omsättas och mineraliseras för att bli växttillgängligt. Det $N_{\min} + N_{\text{org}}$ som blir växttillgängligt första säsongen då stallgödseln sprids, allokeras till grödan som erhåller stallgödselgivan. N_{org} , som inte blir växttillgängligt första säsongen, allokeras till alla grödor i växtföljden, eftersom detta kväve kommer att frigöras i framtiden genom markens mineraliseringsprocesser.

En biprodukt från kläckeriet är ägg för försäljning. För att fördela miljöbelastningen från kläckeriet mellan kycklingar och ägg används ekonomisk allokering.

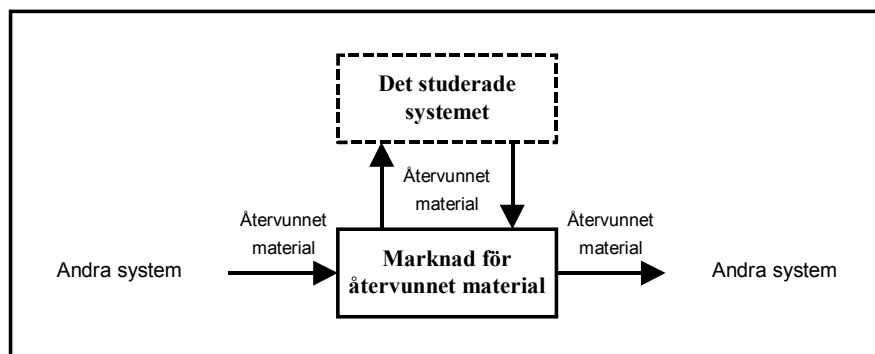
Produkterna från förädlingen är många. Bl.a. produceras både färsk och fryst kyckling. För att fördela miljöbelastningen mellan kylt och fryst kycklingkött har den teoretiska energiförbrukningen för infrysningsprocessen och för frys-lagringen beräknats. Således får den frysta kycklingen bära den del av miljöbelastningen som kommer från denna energiförbrukning. Resterande in- och utflöden har fördelats mellan den kylda och den frysta kycklingen med avseende på vikt, även om detta inte stämmer helt och hållet med verkligheten. Vi uppskattar dock att effekterna av detta på det totala LCA resultatet är obetydliga.

En del av avfallet från förädlingen säljs vidare som exempelvis minkmat och har således ett ekonomiskt värde och räknas därför som biprodukt. För att fördela miljöbelastningen mellan kycklingen och dessa biprodukter används ekonomisk allokering.

När mängden biprodukt är liten (mindre än 1% av vikten av kycklingen) och när det ekonomiska värdet av biprodukten är liten exkluderas effekten på andra livscyklar från det studerade systemet. Dessa biprodukter bokförs som icke elementära utflöden från systemet.

2.5.2 Återvinning av material från en livscykel till en annan

För att bedöma effekterna av återvinning måste de ekonomiska mekanismerna för marknaden för återvunnet material analyseras. Effekterna av att använda ett visst återvunnet material hänger ihop med effekterna av att återvinna ett liknande material. Flöden av återvunna material knyter samman det studerade systemet med marknaden för återvunnet material, se figur 2.5. Effekterna av att använda återvunnet material från denna marknad eller att leverera återvunnet material till denna marknad beror av marknadsmekanismer; de beror av hur marknaden reagerar på en ändring i tillgång och efterfrågan.



Figur 2.5: In- och utflödena av en viss typ av återvunnet material knyter samman kycklingsystemet till marknaden för återvunnet material.

I den här studien undviks allokering genom systemutvidgning vid återvinning av material efter användning i kycklingsystemet, se figur 2.4.

Resultatet av denna systemutvidgning beror starkt på vilket material som antas ersättas av det återvunna materialet från kycklingsystemet, se avsnitt 2.6.2.

2.6 Viktiga antaganden

2.6.1 Elproduktion

Elproduktionens miljöbelastning kan antingen beräknas med hjälp av data som motsvarar genomsnittlig elproduktion eller med data som motsvarar marginalproduktionen för elsystemets baslast.

Eftersom denna studie är en nulägesanalys, är LCA en bokförings-LCA (se avsnitt 2.8.1). Sålunda använder vi genomsnittsdata för elproduktion i det land där elenergin används.

2.6.2 Material som ersätts vid återvinning av ett material från en livscykel till en annan

Som nämns i avsnitt 2.4.2, så utvidgas systemet för att inkludera de delar av andra livscykler som påverkas av återvinningen av material från det studerade systemet. Effekterna av denna systemutvidgning beror starkt av vilket material som det återvunna materialet ersätter. Detta i sin tur beror på hur marknaden reagerar på variationer i tillförseln av återvunnet material.

Material som samlas in för återvinning kommer till en marknad, där det konkurrerar med jungfruligt material liksom med återvunnet material från andra system. På denna marknad

antar vi att en balans mellan tillgång och efterfrågan styrs genom variationer i priset. En ökad återvinning av material från det studerade systemet resulterar då i en sänkning av prisnivån, vilket i sin tur resulterar i en ökad användning av återvunnet material och/eller en minskad insamling av återvunnet material från andra system. Om det är användningen eller insamlingen av återvunnet material som påverkas mest beror på vilken av dessa aktiviteter som är känsligast mot en prissänkning. Mixen av jungfruligt material och återvunnet material från andra system som ersätts genom att material från kycklingsystemet återvinns kan beräknas ur uppskattningar av denna känslighet till en förändring av priset, d.v.s. ur priselasticiteten (Ekvall 1999):

- Om det är användningen av återvunnet material som är mest känslig för en prissänkning resulterar detta i att användningen av återvunnet material ökar, och således minskar användningen av jungfruligt material i motsvarande utsträckning, d.v.s. återvinningen av material från det studerade systemet ersätter mestadels jungfruligt material (i extremfallet ersätts 100% jungfruligt material).
- Om det däremot är insamlingen av återvunnet material som är mest känslig för en prissänkning så resulterar detta i att insamlingen av återvunnet material minskar och således ersätter återvinningen av material från det studerade systemet mestadels återvunnet material från andra system (i extremfallet ersätts 100 % återvunnet material från andra system).

För mixen av jungfruligt material och återvunnet material från andra system som ersätts genom att material från det studerade systemet återvinns, se avsnitt 3.8.1.

När återvunnet material från det studerade systemet leder till att återvinningen av material från andra system minskar, hamnar dessa andra material på någon annan typ av restprodukthantering istället. I den här studien antas den alternativa restprodukthanteringen vara förbränning för sådant avfall som är brännbart. För material som ej är brännbart/biologiskt nedbrytbart antas den alternativa restprodukthanteringen vara deponering.

2.6.3 Avfallsförbränning

Energiutvinning ur exempelvis använda förpackningar antas ske i anläggningar för avfallsförbränning. Vid avfallsförbränning i Sverige utvinns energi främst i form av värme (91,5 %) och till en mindre del (8,5 %) i form av elenergi (Sundqvist, 1999).

Den vid avfallsförbränningen bildade energin antas ersätta samma mängd energi i form av genomsnittlig svensk fjärrvärme respektive genomsnittlig svensk elenergi.

2.6.4 Deponering

Papper och annat organiskt material som bryts ner på deponier omvandlas delvis till metan som är en stark växthusgas. En del av denna metan fångas in och eldas upp. Under 1997 utvanns en del av det metan som bildades vid 59 av de avfallsupplag som var i drift. En mindre mängd metan utvanns också från nedlagda deponier. I Sverige finns totalt ca 300 deponier (RVF 1998). Vi antar att de deponier där metanet fångas in är de största och de nyaste. Därför uppskattar vi att den mängd metan som utvinns är 30% av det metan som annars skulle ha läckt ut i atmosfären. Osäkerheten i den uppskattningen är ganska stor.

2.7 Miljöpåverkansbedömning

Metoderna som används för miljöpåverkansbedömningen i den här studien beskrivs i kapitel 4. Resultatet av miljöpåverkansbedömningen presenteras i kapitel 5.

2.8 Krav på datakvalitet

I följande avsnitt diskuteras vilka krav som ställs på datakvaliteten. En bedömning av datakvaliteten hos de data som använts presenteras i avsnitt 6.5.

2.8.1 Tidsmässig täckning

De diskussioner som förts inom Society for Environmental Chemistry and Toxicology (SETAC), som är det främsta internationella forumet för utveckling och harmonisering av LCA-metodik, har lett fram till att man nu skiljer mellan två former av LCA: bokförings-LCA och effektorienterad LCA. I en bokförings-LCA används genomsnittsdata. Den görs ofta för att beskriva ett existerande system. En effektorienterad LCA kan göras för att beskriva konsekvenserna av en förändring. Om förändringen har marginella effekter används marginaldata för att beskriva dessa effekter.

Studien är en nulägesanalys och således är LCA:n en bokförings-LCA. Därmed skall genomsnittsdata användas snarare än marginaldata.

2.8.2 Geografisk täckning

Studien syftar att öka förtroendet för svenskt kycklingkött hos konsumenterna, varför de data som används skall representera svensk kycklinguppfödning.

2.8.3 Teknisk täckning

Med teknisk täckning avses tekniknivån för produktionsprocesser och transporter. Eftersom det är en nulägesanalys av det svenska systemet för kycklinguppfödning som studeras skall de data som används representera genomsnittlig svensk tekniknivå vad gäller kycklinguppfödning, liksom för de transporter som ingår.

2.8.4 Precision

Precisionen anger exaktheten hos de datavärden som används (t ex variansen). Målsättningen är att inom studiens ramar uppnå så hög exakthet som möjligt. I de flesta studier är dock osäkerheterna i data stora. I den här studien gäller de största osäkerheterna emissioner av nitrat till vatten från åkermark samt emissioner av ammoniak till luft från gödsel, samt elanvändning vid uppfödning och förädling. För dessa parametrar görs därför känslighetsanalyser, se avsnitt 6.2.

2.8.5 Fullständighet

Med fullständighet avses den procentuella andel av anläggningar som de använda data täcker in. Fullständigheten kan användas för att diskutera dataluckor i studien. Målsättningen är alltid att uppnå så hög fullständighet som möjligt inom studiens ramar. De flesta studier innehåller dock signifikanta dataluckor. Dataluckorna i den här studien diskuteras i avsnitt 6.4.

2.8.6 Representerbarhet

Vid bedömning av representerbarheten görs en kvalitativ bedömning av i vilken grad datamängden återspeglar den verkliga situationen (d.v.s. geografisk täckning, tidsperiod och teknisk täckning).

2.8.7 Reproducerbarhet

Reproducerbarheten anger i vilken utsträckning som information om metodiken och datavärdena möjliggör för en oberoende utförare att upprepa resultaten som rapporteras i studien. Den här studien har gjorts så transparent som möjligt för att få en så hög reproducerbarhet som möjligt.

2.9 Rapportering

Rapporten följer i så stor utsträckning som varit möjligt den rapportmall som angetts i metodrapporten för LCA Livsmedel.

2.10 Begränsningar och tillämpbarhet

Studien är framtagen för att användas internt inom Svensk Fågel i syfte att öka förtroendet för svenskt kycklingkött hos konsumenterna genom att öka kunskapen om den miljöbelastning som orsakas av svenskt kycklingkött under dess livscykel. Data för processer och transporter bör användas med försiktighet i andra studier, eftersom de data vi använt här inte behöver vara representativa för andra studier med andra mål.

Den studerade gården för uppfödning är sannolikt bland de bättre uppfödningensanläggningarna då det gäller miljöpåverkan, bl.a. eftersom de värmer upp kycklingstallarna med halm från gården, och därmed ger denna uppvärmning inget nettobidrag till växthuseffekten. I en känslighetsanalys studeras effekterna för växthuseffekten av att istället använda olja för uppvärmningen, se avsnitt 6.2.

2.11 Kritisk granskning

En oberoende extern granskare (Berit Mattsson, SIK) utsågs av uppdragsgivaren för att genomföra granskningen. Granskningen har därefter utförts av Berit Mattsson och Erika Wallén (båda från SIK) i 4 steg:

1. Granskning av utkast till mål och omfattning,
2. Granskning av utkast till inventeringsrapport, och
3. Granskning av utkast till slutrapport
4. Granskning av slutrapport

3 Inventering

Datinsamlingen för ingående processer i samband med avel, uppfödning och förädling har skett i samband med studiebesök på dessa anläggningar. Data för tillverkning av handelsgödsel har hämtats från litteratur samt leverantörer. För avfallshanteringen, förpackningsmaterialet och transportererna har data från CITs interna databas använts och för odling av fodergrödor och hantering i butik har data från de andra studierna inom LCA Livsmedel använts.

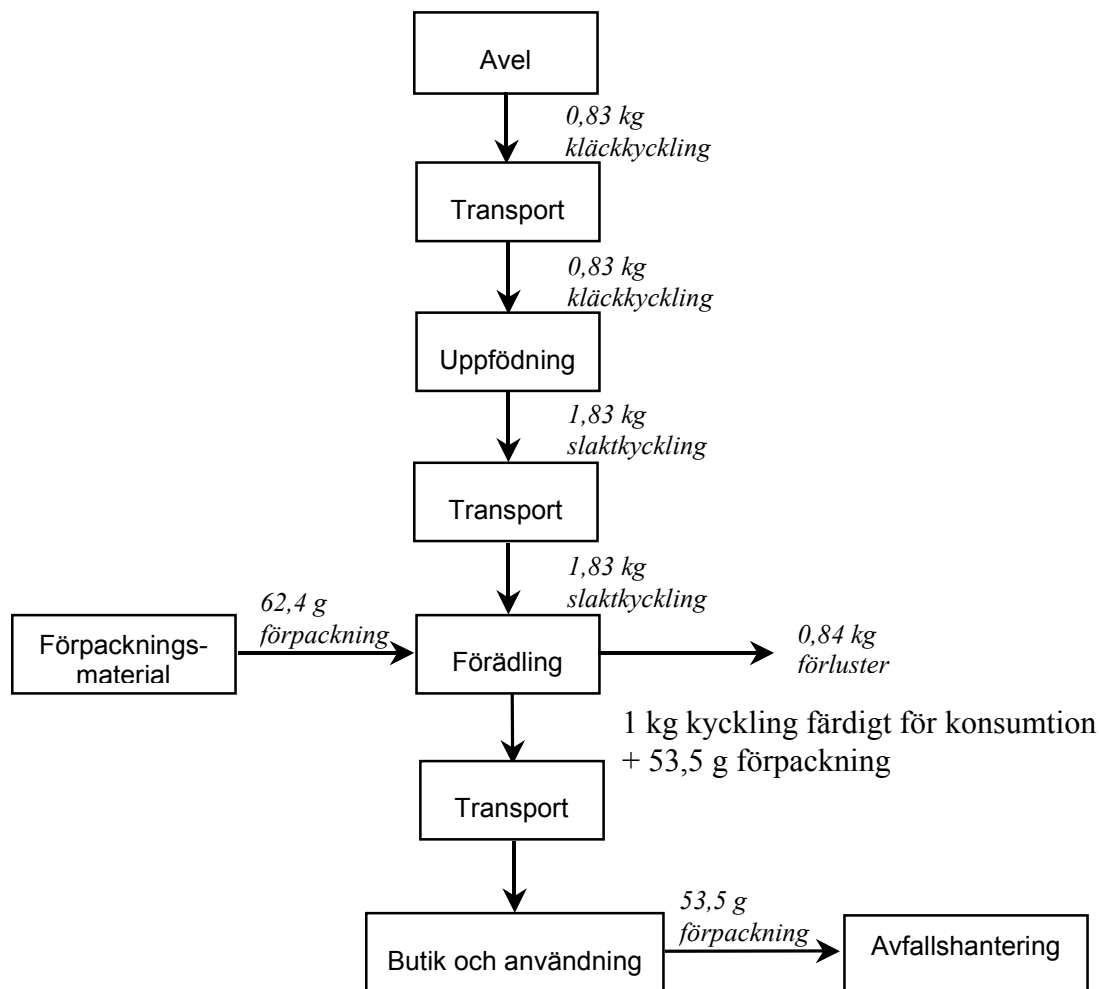
Data som använts har validerats genom att kontrollera att de olika flödenas storleksordningar är rimliga utifrån tidigare erfarenheter och i vissa fall även genom att jämföra med andra datakällor.

Systemets inventeringsresultat, liksom dess bidrag till de studerade miljöpåverkanskategorierna har beräknats i LCA-programvaran LCAiT.

3.1 Produkt och massflöden i det studerade systemet

I figur 3.1 visas ett översiktligt processträd för kycklingköttets livscykel.

Den funktionella enheten i denna studie avser 1 kg färskt, benfritt kycklingkött som är färdigt för försäljning till konsument. Då kycklingköttet är tillgängligt för konsumenten är det förpackat. Mängden förpackningsmaterial som i genomsnitt åtgår till att paketera 1 kg kycklingkött är alltså inkluderat i den funktionella enhetens referensflöde, se figur 3.1.



Figur 3.1: Produkt- och massflöden, relaterade till den funktionella enheten, i det studerade systemet. Den funktionella enheten är 1 kg färskt, benfritt kycklingkött som är färdigt för försäljning till konsument.

Resultaten från miljöpåverkansbedömningen (kapitel 5) är uppdelade på 7 livscykel-faser:

- Avel
- Uppfödning
- Intransport
- Förädling
- Förpackning
- Uttransport
- Butik/Konsument

Processerna som ingår i dessa livscykel-faser presenteras i tabell 3.1. Förutom de processer som nämns i tabell 3.2 ingår även produktion av de energislag (el etc.) som används av processerna.

Tabell 3.1: Ingående processer i livscykelphaserna som används i resultatpresentationen

Livscykelphas	Ingående processer
Avel:	<ul style="list-style-type: none"> • Uppfödning av första generationen kycklingar (grandparents), kläckning och uppfödning av andra generationens kycklingar (parents), samt kläckning av tredje generationens kycklingar • Produktion av det foder som används vid aveln och transporten av detta till Blenta • Transport av kycklingar till uppfödaren
Uppfödning:	<ul style="list-style-type: none"> • Uppfödning av kycklingar vid Hagbyberga Säteri • Produktion av det foder som används vid uppfödningen samt transport av det foder som inte tillverkas internt på gården till Hagbyberga Säteri • Produktion av det kutterspån som kycklingarna står på liksom transporten av detta till Hagbyberga Säteri
Intransport:	<ul style="list-style-type: none"> • Transport av kycklingarna till från uppfödningen till förädlingen (AB Kronfågel)
Förädling:	<ul style="list-style-type: none"> • Slakt • Förädling • Förpackning • Kommunal rening av avloppsvatten från AB Kronfågel • Energiframställning vid biogasanläggning ur animaliskt lågriskavfall och slam från förädlingen
Förpackning:	<ul style="list-style-type: none"> • Produktion av förpackningsmaterial • Förbränning, deponering och återvinning av förpackningsmaterial • Sluppen energiproduktion (från den energi som framställs vid förbränning och vid insamling av metan från deponier) • Sluppen produktion av fibrer (från de fibrer som återvinns ur wellpappen)
Uttransport:	<ul style="list-style-type: none"> • Transport av kycklingen från förädlingen till butik
Butik/Konsument	<ul style="list-style-type: none"> • Kylning i butik • Transport av kyckling från butik till konsument • Kylning i hemmet

3.2 Produktion av foder

För att i denna studie använda ett foder som är representativt för hela Sverige, har foder från Svenska Lantmännen använts. Svenska Lantmännen är väl representerat i hela Sverige och dessutom har de flesta foderprodukter för kycklinguppfödning i Sverige likartad sammansättning. Data för odling av de olika foderingredienserna och för energiförbrukning i foderfabriken är i huvudsak baserade på Cederberg (1998).

Två olika fodersammansättningar för kyckling har använts. Foder för avelsdjur används under framavlingen av kläckkycklingar (avel) och foder för bruksdjur används under uppfödningen av slaktkycklingar (uppfödning). Ingredienserna som ingår i de olika foderprodukterna visas i tabell 3.2 respektive tabell 3.3. Fraktionen ”övrigt” innehåller bland annat salt och foderkalk. Under 2001 har man slutat använda köttbenmjöl i fodret.

Tabell 3.2: Ingredienser i de olika fodren som ingår i foder för avelsdjur.

Innehåll	Start [%]	Tillväxt [%]	Förvärp [%]	Värp [%]
Vete	40 - 60	10 - 30	40 - 60	40 - 60
Korn	5 - 15	30 - 50	5 - 15	5 - 15
Havre	5 - 15	10 - 20	10 - 20	10 - 20
Sojamjöl	15 - 25	5 - 10	5 - 15	5 - 15
Biprodukter från vete	0 - 5	0 - 5	5 - 15	0 - 5
Rapsprodukter	0 - 5	5 - 10	5 - 10	5 - 10
Fett (vegetabiliskt och animaliskt)*	0 - 2	0 - 1	0 - 1	0 - 2
Rena aminosyror (DL-metionin, Lysin-HCl)**	<1	<1	<1	<1
Övrigt	<5	<5	<5	<5

Källa: Björn Säterby, Lantmännen Foderutveckling AB

* För det år data gäller användes både animaliska och vegetabiliska fetter. Nu används dock enbart vegetabiliska fetter.

** Framställs via kemisk syntes (DL-metionin) och via bakteriell fermentation i stora jäs-tankar (lysin-HCl). Substratet vid fermentationen utgörs av specifika kemikalier (socker, stärkelse, närsalter, spårämnen etc).

Tabell 3.3: Ingredienser i de olika fodren som ingår i foder för bruksdjur.

Innehåll	Kyckling 1 Pkr [%]	Kyckling 1 Pell [%]	Ky 5 [%]	Ky 5 S [%]
Vete	45 - 65	45 - 65	40 - 60	40 - 60
Korn	0 - 10	0 - 10	0 - 5	0 - 5
Sojamjöl	20 - 30	20 - 30	20 - 30	20 - 30
Biprodukter från vete	0 - 5	0 - 5	0 - 5	0 - 5
Rapsprodukter	0 - 5	5 - 10	5 - 10	5 - 10
Fett (vegetabiliskt och animaliskt)*	0 - 5	0 - 5	5 - 10	5 - 10
Rena aminosyror (DL-metionin, Lysin-HCl)**	<1	<1	<1	<1
Övrigt	<10	<10	<5	<5

Källa: Björn Säterby, Lantmännen Foderutveckling AB

* För det år data gäller användes både animaliska och vegetabiliska fetter. Nu används dock enbart vegetabiliska fetter.

** Framställs via kemisk syntes (DL-metionin) och via bakteriell fermentation i stora jäs-tankar (lysin-HCl). Substratet vid fermentationen utgörs av specifika kemikalier (socker, stärkelse, närsalter, spårämnen etc).

3.2.1 Flöden ej följda tillbaka till vaggan

Följande flöden har ej följts tillbaka till vaggan:

- Rena aminosyror
- 0-5 % och 0-3 % av ingående ingredienser i foder för avelsdjur respektive foder för bruksdjur. Samtliga av dessa ingredienser ingår i fraktionen övrigt.

3.3 Transporter

I denna studie har transportdata samt data för dieselframställning från CIT Ekologiks energi- och transportdatabas använts. Transporterna i databasen kommer från Nätverket för Transporter och Miljön (NTM) och är tolkade och dokumenterade av CIT Ekologik. NTM är en ideell förening som verkar för en gemensam konsensus för hur transportsektorns miljöfrågor skall lösas för att uppnå långsiktigt hållbara transportsystem. I metodrapporten för LCA Livsmedel rekommenderas att man i första hand använder transportdata från NTM. Data för dieselframställningen är baserad på Frischknecht m.fl. (1994).

Samtliga lastbilstransporter mellan de olika anläggningarna har antagits ha en Euro 2-klassad motor som drivs med miljöklass 1 diesel. För traktorer har emissionsfaktorer för Euro 1 motorer använts.

Data utgår från att lastbilars genomsnittliga lastutnyttjande (fyllnadsgrad) ungefär är 70 % för de fjärrgående fordonen (tung lastbilar) samt 50 % på fordon som utnyttjas för mer lokal distribution (medeltunga lastbilar). För transporten mellan uppfödare och förädling har lastutnyttjandet beräknats till att motsvara tom vid transport från Kronfågel till uppfödare (hämtningen av kycklingar) och full vid returtransporten till Kronfågel. Transportavstånden har beräknats samt uppskattats med hjälp av programvaran Route 66. Den kortaste resvägen har valts och avstånden har avrundats till hela km, se tabell 3.4.

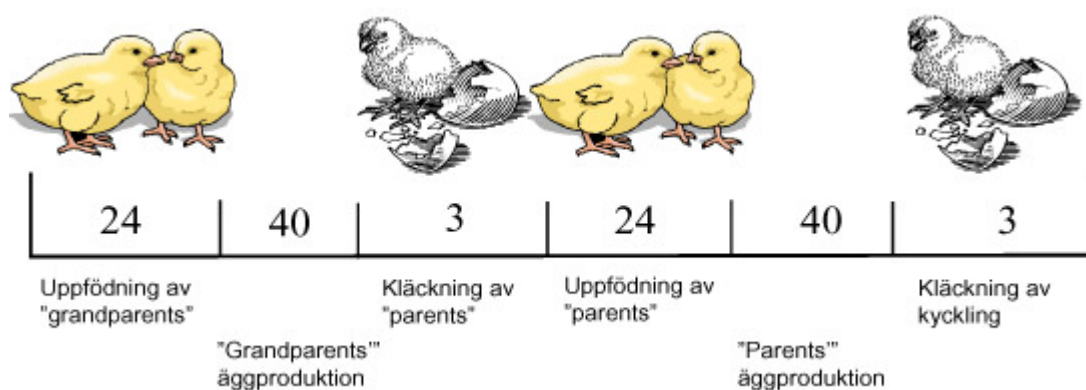
Transporten mellan förädling/grossist och butik samt mellan butik och konsument behandlas separat i avsnitt Transport förädling/grossist-butik respektive Transport butik-hushåll. Transporten av kläckkycklingar mellan avel och uppfödning är inkluderad i inventeringen för kläckeriet.

Tabell 3.4: Förteckning över transporterna mellan de olika anläggningarna samt transporter av förbrukningsmaterial och avfall.

Distans	Transportslag	Gods	Avstånd [km]
Foderleverantör - Avel (47 %)	Tung lastbil (26/40 ton), 70 %	Kycklingfoder	95
Foderleverantör - Avel (53 %)	Tung lastbil (26/40 ton), 70 %	Kycklingfoder	64
Leverantör - Uppfödning	Tung lastbil (26/40 ton), 70 %	Spån	270
Leverantör - Uppfödning	Tung lastbil (26/40 ton), 70 %	Utsäde	41
Leverantör - Uppfödning	Tung lastbil (26/40 ton), 70 %	Foder	41
Leverantör - Uppfödning	Tung lastbil (26/40 ton), 70 %	Mineralgödsel	41
Leverantör - Uppfödning	Tung lastbil (40/60 ton), 70 %	Slamkalk	99
Uppfödning - Förädling	Tung lastbil (40/60 ton), tom hämtning och full retur	Slaktkycklingar	90
Förädling - Biogasanläggning	Medeltung lastbil (14/24 ton, regional trafik), 50 %	Slam och lågriskavfall	10

3.4 Avel

I avel inkluderas tre generationer av kycklingar, från ankomsten till Sverige av den första generationen, de s.k. grandparents, till kläckningen av den tredje generationen kycklingar som vidareförädlas efter uppfödningen. I figur 3.2 visas avelns olika delsteg. Grandparents föds upp under 24 veckor, varefter de producerar ägg i 40 veckor. Under de efterföljande tre veckorna kläcks de s.k. parents, som även de föds upp under 24 veckor samt producerar ägg under 40 veckor. Den tredje generationen kycklingägg kläcks därefter under de därpå följande tre veckorna och sälj vidare till en uppfödare.



Figur 3.2: Avel inkluderar tre generationer av kycklingar. Här åskådliggörs aveln i form av en tidsaxel som visar antalet veckor varje steg tar.

3.4.1 Beskrivning av den studerade avelsanläggningen

I Blentarp, öster om Malmö, ligger Blenta AB. Blenta AB har i denna studie ansetts motsvara ett branschgenomsnitt av Sveriges kläckerier, eftersom man har ca 40 % av den svenska marknaden. Under 1999 producerades 29,5 miljoner kycklingar samt 1,5 miljoner kläckägg för försäljning vid Blentas anläggning. För transporter till Blenta, se tabell 3.4 sidan 20.

Under 1999 förbrukade man 120 m³ diesel för transporter. Här ingår även transportererna av kläckkycklingar till uppfödare och gödsel till Stenvreds gödselabrik. 555 m³ olja förbrukades under 1999 för att generera värme i oljepannan.

Vatten från egna djupborrhade brunnar används till rengöring samt till kläckeriet och kycklinguppfödningen. Totalt förbrukades 50 293 m³ vatten under 1999. I vattenförbrukningen ingår även rengöringen av de lastbilar som används vid transport av kläckkycklingar till uppfödare.

Tabell 3.5: Inflöden under 1999 som gäller för hela Blenta, d.v.s. innan någon allokering mellan kycklingar och biprodukter har gjorts.

Inflöden	Mängd
Elektricitet [kWh]	5 780 000
Olja (värme) [m ³]	555
Diesel (transporter) [m ³]	120
Bensin (transporter) [m ³]	24
Vatten [m ³]	53 293
Vaccin ¹ [ml] (totalt)	34 000
- Marek (mot hönsförlamning)	250
- Paracox (mot coxillier)	25 000
- IB (mot infektiös bronkit)	3 750
- Gumboro (mot infektiös burfit)	1 250
- CAA (mot blåvinge)	1 250
- ART (mot huvudinfektion)	1 250
- AE (mot hjärn- och ryggmärgsinfektion)	1 250
Kemikalier för rengöring [kg]	22 120

1) Vaccinen utgörs av försvagade virus utan tillsats av vatten

3.4.2 Foderförbrukning

Foder köps in från två olika leverantörer. 47 % köps in från leverantören i Helsingborg och 53 % köps in från leverantören i Tågarp. Transporterna har antagits ske med tunga lastbilar utan släp, se tabell 3.4. Förbrukningen av de olika fodersorter man använder vid kläckeriet visas i tabell 3.6.

Tabell 3.6: Foderförbrukningen per djur samt per år fördelat över olika fodersorter.

Fodersorter	Mängd [g per djur]	Total mängd 1999 [ton]
Start	1 500	150
Tillväxt	6 500	2 250
Förvärp	2 000	900
Värp	43 000	11 700
Totalt		15 000

Källa: Björn Säterby, Lantmännen Foderutveckling AB

Uppgifter på totalt förbrukad mängd foder under 1999 har erhållits från Blenta AB.

3.4.3 Hantering av biprodukter, allokeringar

Vid anläggningen genereras det en del biprodukter i form av kläckägg för försäljning, sekunda ägg, kläckeriavfall, gödsel och slam. Kläckäggen för försäljning och de sekunda äggen säljs vidare. Av gödseln levereras cirka 49 % till Stenvred gödselabrik och 51 % hämtas och används av lokala lantbrukare. Ammoniak som avgår från gödseln i stallarna har i enlighet med metodrapporten allokerats till kycklingköttet. Även ammoniak som avgår från gödseln som lagras på Blenta skall enligt metodrapporten allokeras till kycklingköttet. Dock lagras gödseln inte på Blenta utan säljs vidare direkt. Emissioner som kan uppstå vid eventuell lagring vid Stenvred allokeras alltså till gödselmedlet och den gröda som så småningom kommer att gödslas. Ammoniak som avgår från gödseln i samband med transport, spridning

och i fält får däremot bäras av grödan som erhåller gödseln, dvs dessa emissioner inkluderas inte i kycklingens livscykel.

Utflödena av kläckeriavfall, animaliskt avfall, gödsel och slam från Blenta har i denna studie inte följts och studerats vidare.

Kläckeriavfall och animaliskt avfall

Kläckeriavfallet består av obefruktade kläckägg, äggskal, äggulor och avdöda embryon. Avfallet skänks bort till närbelägna lantbruk där det används som gödsel. Under 1999 genererades det 804 ton kläckeriavfall vid Blenta.

Animaliskt avfall bestående av döda djur klassas som riskavfall. Under 1999 genererades det 190 ton animaliskt avfall vid Blenta. Avfallet transporteras till en förbränningsanläggning.

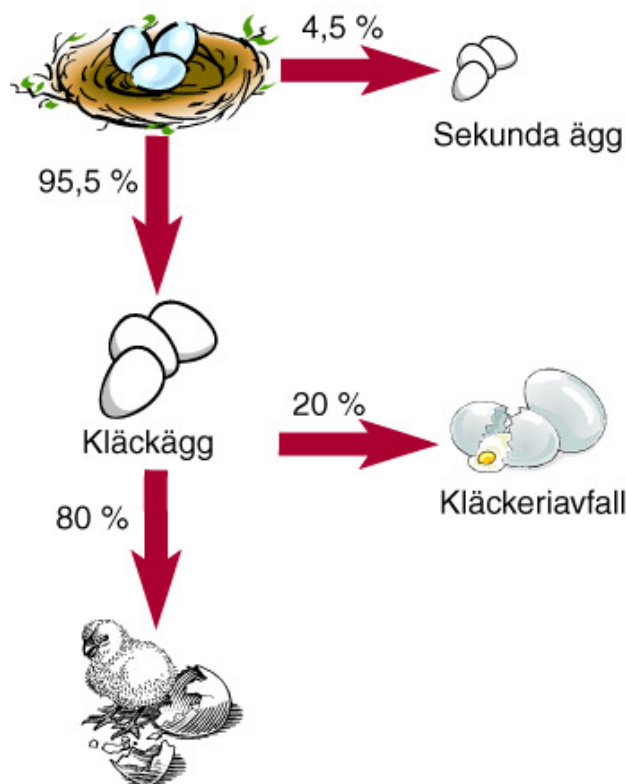
Slam

Slammet som uppkommer vid anläggningen består av kycklingfjün och spolvatten från kläckeriet. Totalt förbrukade man 27 500 m³ spolvatten under 1999. Spolvattenmängden är inkluderad i den totala vattenförbrukningen i tabell 3.5. Slammet går till det egna reningsverket, där det genomgår fysikalisk och kemisk rening. Utsläpp till vatten av kväve, fosfor och syreförbrukande ämnen (mätt som COD) från reningsprocessen har inkluderats i studien.

Under 1999 genererades det 774 m³ slam vid Blenta, vilket ungefär motsvarar 235 ton. Av detta gick cirka 30 % till deponi och 70 % skänktes bort till närbelägna lantbruk, där det spreds på åkrarna. Slammet hade en torrs substans om 2,37 % (deponi) respektive 1,7 % (lantbruk). (Hermus, 2001)

Kläckägg och sekunda ägg

I snitt duger 95,5 % av den totala mängden ägg som produceras som kläckägg, medan 4,5 % är sekunda, se figur 3.3. Av kläckäggen kläcks 80 % och blir kycklingar (Hermus, 2001). Under 1999 producerades 29,5 miljoner kycklingar på Blenta och 1,5 miljoner kläckägg såldes vidare. Med hjälp av ovanstående uppgifter kunde det totala antalet sekunda ägg under 1999 beräknas till 1 808 246 stycken. Varje ägg väger cirka 60 gram.



Figur 3.3: Schematisk bild över hur många ägg som duger som kläckägg, är sekunda, blir kläckeriavfall samt hur många som kläcks.

Enligt den ekonomiska allokeringen skall kläckäggen som används för den egna kycklingproduktionen på Blenta bära cirka 95 % av den totala miljöbelastningen, se tabell 3.7.

Tabell 3.7: Allokering mellan kläckägg för den egna produktionen, kläckägg för försäljning och de sekunda äggen. Ekonomisk allokering har tillämpats.

Produkter	Antal ägg	Massallokering [%]	Pris ^a [SEK/st]	Ekonomisk allokering [%]
Kläckägg för egen produktion	36 875 000	91,8	1,50	95,1
Kläckägg för försäljning	1 500 000	3,7	1,50	3,9
Sekunda ägg	1 808 246	4,5	0,33	1,0

Källa: Cornelis Hermus, quality manager, Blenta AB, 2001

3.4.4 Flöden ej följda tillbaka till vaggan

Följande flöden har ej följts tillbaka till vaggan:

- Kemikalier för rengöring
- Vaccin
- Smörjolja.

Då mängden kemikalier som används för rengöring är relativt liten har vi bedömt att de inte bidrar signifikant till någon av de studerade miljöeffektkategorierna. Det samma gäller

smörjolja. Dock kan det tänkas att kemikalier och smörjolja bidrar till toxiska effekter, men eftersom osäkerheterna är stora för toxiska effekter studeras dessa inte i den här studien.

För studierna inom LCA livsmedel har man beslutat att produktionen av veterinärmedicinska preparat ej skall ingå, eftersom det är svårt att få tag på data samt att det endast är relativt små mängder som används. På grund av de små mängderna bedömer vi att de veterinärmedicinska preparaten inte bidrar signifikant till någon av de studerade miljöeffektkategorierna. Även veterinärmedicinska preparat kan dock tänkas bidra till toxiska effekter, men eftersom osäkerheterna är stora för toxiska effekter studeras dessa inte i den här studien.

3.4.5 Flöden ej följda till graven

Följande flöden har ej följts till graven/naturen:

- Kläckeriavfall
- Animaliskt avfall
- Gödsel
- Slam

Enligt metodrapporten för LCA Livsmedel skall djurproducenten endast ansvara för restprodukten stallgödsel så länge den finns inom hans/hennes gårdsgräns. Eftersom man inte lagrar gödseln på Blenta, utan säljer den vidare direkt, skall miljöbelastningen relaterad till gödselns sluthantering ej inkluderas. Kläckeriavfall och slam används som jordförbättringsmedel utanför Blentas gårdsgräns och kan således också betraktas som biprodukter. Till skillnad från gödseln får dock Blenta inte något betalt för dessa produkter, och därför har ingen ekonomisk allokering tillämpats för dessa. Eftersom den sammanlagda mängden av kläckeriavfall och slam motsvarar mindre än 2 % av den studerade mängden kyckling bedömer vi att de inte bidrar signifikant till någon av de studerade miljöeffektkategorierna.

Animaliskt avfall klassas här som riskavfall och kräver därför en speciell behandling vid destruktionen. En datainventering för destruktionsprocessen har inte rymts inom projektbudgeten för denna studie. Vidare är mängden avfall relativt liten och enligt vår bedömning är den relaterade miljöbelastningen försumbar i sammanhanget.

3.5 Uppfödning

Vid uppfödningen köper man in kycklingar från ett kläckeri. Kycklingarna föds upp tills de är cirka 35 dagar gamla, varefter de skickas vidare för förädling.

3.5.1 Beskrivning av den studerade gården

Vid Hagbyberga Säteri i Björkvik utanför Katrineholm i Södermanland bedriver man slaktkycklingproduktion, men man ägnar sig även åt växtodling. Hagbyberga Säteri är sannolikt bland de bättre uppfödninganläggningarna då det gäller miljöpåverkan, bl.a. eftersom de värmer upp kycklingstallarna med halm från den egna gården, se nedan. I en känslighetsanalys undersöks effekterna av att istället värma upp kycklingstallarna med olja, se avsnitt 6.2.3. För denna studie ansågs det dock vara en fördel att använda Hagbyberga Säteri eftersom man helt arbetar efter ISO 14 000. På gården föder man upp kläckkycklingar till dess att de i snitt är 35,5 dagar gamla. Enligt Tamm (2000) levererade man under 1999 totalt cirka 900 000 kycklingar fördelat över sju kullar. Man har cirka 130 000 stycken kycklingar per kull.

Gårdens totala åkerareal är 332 ha. 1999 odlades det spannmål (höst- och vårvete samt korn) och oljevaxter (raps) på cirka 226 ha. Av resterande areal låg omkring 23 ha i fast träda och 83 ha i rullande träda som ingår i växtföljden. Växtodlingen bidrar i stor utsträckning till kycklingproduktionen och vice versa. En del av stallgödseln från kycklingstallarna används vid odlingen av vete. Ungefär hälften av det egna vetet används som foder, resten säljs som Sigillmärkt brödsäd (Weijber, 2000). För transporter till och från Hagbyberga Säteri, se tabell 3.4.

Halmen från spannmålen eldas för att värma upp stallarna och askan förs sedan tillbaka till åkrarna. Halmen får självtorka ute på fälten innan den tas in. Under 1999 användes 500 ton halm för värmeproduktionen. I denna studie har halmen antagits ha en vattenhalt på 15 % vid förbränningen. Den miljöbelastning som orsakas av förbränningen av halm, har uppskattats med hjälp av data på förbränning av biobränsle (Uppenberg m.fl. 1999). Vid förbränning av biobränslen frigörs den CO₂ som har bundits under grödans växttid. I våra beräkningar har denna CO₂ bokförts som förnyelsebar CO₂. Därmed inkluderas inte den vid beräkningen av bidraget till växthuseffekten.

I tabell 3.8 visas in- och utflöden relaterade till gårdens växtodling och kycklingproduktion. Eftersom endast gårdens höst- och vårveteproduktion används vid uppfödningen av kycklingarna, har endast pesticidanvändning och gödsling för dem angetts i tabellen.

Elektricitet används i kycklingstallarna, i bostäderna på gården samt vid torkningen av vete, korn och raps (luftningsfläktar, transportband med mera). För torkningen åtgick även 20 m³ eldningsolja. Allt man skördar, spannmål, raps och halm, samt stallgödselmängden vägs noggrant.

Tabell 3.8: Sammanställning av in- och utflöden relaterade till växtodling och kycklingproduktion vid Hagbyberga Säteri under 1999.

	Kycklingar	Höstvete	Vårvete	Vårkorn	Höstraps	Totalt
Areal^a [ha]	-	125	41	43	18	332
Utbyte [ton]	1 722	800	195	169	42,2	
[ton/ha]		6,4	4,8	4,0	2,4	
Foder-förbrukning [ton]	2 464					
Gödsling		<i>Totalt:</i> 158 kg N/ha <i>Varav:</i> 20 kg N från stallgödsel/ha 138 kg N från kalksalpeter/ha	<i>Totalt:</i> 171 kg N/ha <i>Varav:</i> 41 kg N från stallgödsel/ha 130 kg N från CAN/ha			
Pesticider^b		Vätmedel 0,1 l/ha Tribenuronmetyl: 3,75 g/ha Amidosulforon: 12g/ha Azoxystrobin: 95 g/ha	Vätmedel 0,1 l/ha Tribenuronmetyl: 3,75 g/ha			
Diesel [m ³]	-	8,3	2,7	2,8	1,2	15
Olja (EO 1) [m ³]	-	13,26	3,24	2,8	0,7	20
Smörjolja [kg]	-	275,9	89,8	94,5	39,8	500
Elektricitet [kWh]	240 128	8 401,5	2 052,9	1 774,1	443,5	322 800c

a) Arealerna har avrundats.

b) Endast de aktiva substanserna i pesticiderna anges. Mer information om pesticiderna finns på nästa sida

c) Uppskattningsvis förbrukades, förutom elförbrukningen för kycklingstallarna samt torkningen av vete, korn och raps, 70 000 kWh för gårdens bostäder. (Svanh, 2001)

Vårvetet kvävegödslas något mer än höstvetet för att hålla en proteinhalt på 13,5-14,5 %. Hagbyberga ligger i produktionsområdet "Svealands Skogsbygder" (Ssk). Normskörden för olika spannmål samt raps visas i tabell 3.9. Under 1999 var utbytet av korn och vårvete mycket lägre än de normala nivåerna på Hagbyberga om 5,8 ton/ha respektive 5,5 ton/ha (Svanh, 2001). Trots detta har utbytena för 1999 använts vid beräkningarna, eftersom de ligger relativt nära normskörden för odlingsområdet. Detta innebär att resultatet kan anses representativt för hela Svealands Skogsbygder.

Tabell 3.9: Sammanställning av Hagbybergas skörd under 1999 samt skördenivåer för odlingsområdet samt i Sverige.

	Höstvete [ton/ha]	Vårvete [ton/ha]	Korn [ton/ha]	Höstraps [ton/ha]
Hagbyberga 1999	6,4	4,8	4,0	2,4
Normskörd Ssk	5,5	4,4	3,4	2,6 ^a
Intervall Ssk	4,2 – 6,7	4,2 – 5,3	2,2 – 5,3	-
Intervall, normskördar Sverige	3,9 – 6,7	2,9 – 6,0	1,9 – 5,7	2,0 – 3,2

Källa: SLU, 1996 s 26 och 48.

Normskörden gäller för Södermanlands län.

Pesticider som används vid Hagbyberga Säteri

Express

Dosering av Express vid Hagbyberga Säteri: 1 tablett (7,5 g)/ha

Aktiv substans: Tribenuronmetyl, 50 vikt-%

Särskilda miljörisker: Mycket giftig för vattenlevande organismer.

Verknings sätt: Systemisk bladherbicid, som tas upp av växternas blad och sprider sig i plantan.

Express används i odlingar av stråsäd och betesvall samt i insädd av slåttervall. Betesdjur får inte släppas på behandlad betesmark tidigare än sju dagar efter behandling.

Gratil

Dosering av Gratil vid Hagbyberga Säteri: 16 g/ha

Aktiv substans: Amidosulfuron, 75 vikt-%

Särskilda miljörisker: Mycket giftig för vattenlevande organismer. Kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön.

Verknings sätt: Herbicid som används mot örtogräs i odlingar av stråsäd, lin, betesvall och gräsfrövall. Betesdjur får inte släppas på behandlad betesmark tidigare än sju dagar efter behandling.

Amistar

Dosering av Amistar vid Hagbyberga Säteri: 0,38 l/ha

Aktiv substans: Azoxystrobin, 250 g/l

Särskilda miljörisker: Mycket giftig för vattenlevande organismer. Kan orsaka skadliga långtidseffekter i vattenmiljön.

Verknings sätt: Systemisk fungicid. Amistar används mot svampangrepp i odlingar av stråsäd och gräsfrö samt på skogsplantor odlade i skogsplantaskolor.

Källa: Natur och Kultur, 2001

Utsädet man använder är betat med Subitol för att skydda mot dvärgstinksot. Det åtgår 250 mg Subitol per 100 kg utsäde. 15 m³ diesel och 500 kg smörjolja förbrukades 1999 av jordbruksmaskinerna för odlingen.

Vatten från gårdens djupborrade brunn används till rengöring av kycklingstallarna och till kycklingarna. För rengöring förbrukas det omkring 50 m³ per kull, vilket för sju kullar motsvarar 350 m³. Inga desinfektionsmedel används vid rengöringen. Kycklingar behöver vatten motsvarande 2 gånger fodermängdens vikt. Under 1999 utfodrades kycklingarna med 2 069 ton foder och 395 ton vete, vilket ger en vattenförbrukning om 4 928 m³.

3.5.2 Foderförbrukning

Foder köps in från en leverantör i Norrköping. Transporterna har antagits ske med tunga lastbilar utan släp, se tabell 3.4. Sammansättningen på och förbrukningen av de olika fodersorterna visas i tabell 3.10. Sammansättningen av de fodersorter som köps in är baserad på uppgifter från Lantmännen Foderutveckling (Säterby, 2001) och inte på specifika uppgifter från den studerade gården. Uppgifter på totalt förbrukad mängd foder under 1999 har erhållits från Hagbyberga Säteri. I foderstaten ingår helt vete, vilket produceras på den egna gården.

Tabell 3.10: Fodersammansättningen per djur samt foderförbrukningen per år fördelat över olika fodersorter.

Fodersammansättning	Mängd ^a [g per djur]	Total mängd 1999 ^b [ton]
Kyckling 1 Pkr	300	
Kyckling 1 Pell	650	
Ky 5	700	
Ky 5 S	500	
Total mängd inköpt foder	2 150	2 069
Helt vete	600	395 ^c
Totalt		2 464

a) Uppgifter från Björn Säterby, Lantmännen Foderutveckling AB

b) Uppgifter på totalt förbrukad mängd foder under 1999 har erhållits från Hagbyberga Säteri.

c) Helt vete från den egna gården.

I fodret har man blandat i ett medel som kallas för Monteban. Narasin är den aktiva substansen i Monteban och används för att motverka diarré (coccidos). Medlet är klassat som antibiotikaliknande och användningen måste avslutas minst fem dygn innan slakt. Det åtgår 800 g Monteban per ton foder, vilket motsvarar 80 g Narasin (Säterby, 2001). Monteban används inte i Ky 5 S-fodret (som är det foder kycklingarna får strax innan de går till slakt). Uppskattningsvis användes 1,5 ton Monteban i fodret för Hagbyberga Säteri under 1999.

3.5.3 Produktion av foder på gården

Utbytet av höstvetete är 6,4 ton per ha. Utsäde till spannmålsproduktionen på gården köps in från en leverantör i Norrköping. Den egna stallgödseln används enligt Jan Weijber (2000) enbart till odlingen av höst- och vårvete (3 ton respektive 5,9 ton per ha). En sammanställning av de aktiva substanser som ingår i de pesticider som används för vete redovisas i tabell 3.8.

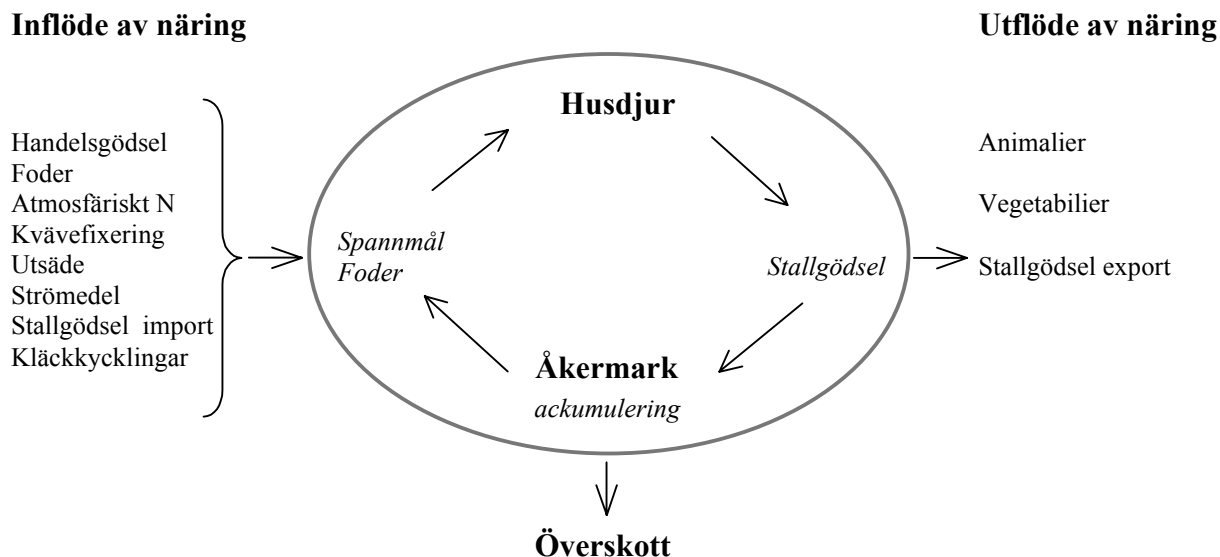
Förutom ovan nämnda insatsmedel används för odlingen av höstvetete 500 g Mantrac per ha. Mantrac är ett mikronäringsmedel som innehåller mangan.

3.5.4 Beräkning av gårdens kväve- och fosforförluster

För vår livscykelanalys behöver vi beräkna eventuellt läckage av näringsämnen, främst kväve men även fosfor. För kväve görs detta med hjälp av ett antal olika emissionsfaktorer, se nedan. För att bedöma rimligheten i de emissioner som beräknas på detta sätt är näringsbalansen ett bra hjälpmedel. Därför börjar vi med att nedan redovisa och diskutera växtnäringsbalansen för Hagbyberga Säteri (Tamm, 2000). Beräkningarna i växtnäringsbalansen är gjorda med hjälp av Jordbruksverkets kalkylprogram STANK. Ursprungliga data från Tamm har modifierats för att exkludera den fasta trädan. Här är data beräknade för en total areal om 309 ha, vilken omfattar den odlade arealen och den rullande trädan.

Näringsbalanser

Växtnäringsbalanser används för att kvantifiera flöden av näringsämnen i ett jordbrukssystem samt emissioner av kväve och fosfor till luft och vatten. I figur 3.4 visas principen för hur en växtnäringsbalans beräknas. I tabell 3.11 respektive tabell 3.12 visas tillförseln respektive bortförseln av växtnäringsämnen vid Hagbyberga Säteri under 1999.



Figur 3.4: Modell för att beräkna växtnäringsflöden i ett jordbrukssystem.

Det totala inflödet av näringsämnen, i form av handelsgödsel, foder, utsäde med mera, uppgick under året till 313 kg N ha^{-1} , 49 kg P ha^{-1} och 42 kg K ha^{-1} , se tabell 3.11. Det största kvävetillskottet kommer från kycklingfodret, som bidrar med 66 % av det totala tillskottet. Kvävetillförseln via nederbörd är för 1999 uppskattad till 1 452 kg. Gårdens användning av mineralgödsel och organisk gödsel (det vill säga slamkalk¹) motsvarar ungefär 1/3 av det totala inflödet av kväve. Eftersom man vid Hagbyberga Säteri inte odlar några kvävefixerande grödor, är kvävefixeringen i tabell 3.11 satt till noll.

Då det gäller fosfor och kalium stod även här fodret för det största tillskottet, 80 % av fosfortillskottet och nästan 100 % av tillskottet av kalium.

¹ Slamkalken är en restprodukt från framställningen av bränd kalk vid Partek Nordkalk AB i Köping. Kalken som används vid Hagbyberga har produktnamnet Nordkalk Aktiv (fuktig) och har kalkvärdena - 1 och 5 år: 46 CaO-ekv. Kalkvärde är ett mått på produktens effektivitet och bygger på syraneutraliserande verkan, kalkens geologiska ursprung, fukthalt och kornstorlek.

Tabell 3.11: Tillförsel av kväve, fosfor och kalium till Hagbybergas Säteri under 1999 (januari till januari)

Tillförsel	Mängd in [kg]	Kväve, N [kg]	Fosfor, P [kg]	Kalium, K [kg]
Animalier		918	204	98
Fjäderfä	34 000	918	204	98
Fodermedel		64 179	12 620	12 537
Inköpt foder	2 069 000	64 179	12 620	12 537
Mineralgödsel		27 961	0	0
Axan (CAN)	24 750	6 682	0	0
Kalksalpeter Svavel	140 000	21 279	0	0
Organisk gödsel		1 405	2 035	147
Slamkalk	370 000	1 405	2 035	147
Strömedel		159	15	13
Kutterspån 80 % ts	26 500	159	15	13
Vegetabilier		721	130	177
Höstveteutsäde	23 000	381	71	98
Vårkornutsäde	8 400	137	28	36
Vårveteutsäde	10 000	203	31	43
Total tillförsel via produkter		95 343	15 004	12 972
Kvävenedfall		1 452		
Kvävefixering				
Baljväxtvallar		0		
Trindsäd till mogen skörd		0		
Grönfoder med baljväxter		0		
Konservärter		0		
Total tillförsel till gården		96 795	15 004	12 972
Total tillförsel per ha		313	49	42

Källa: Tamm C (2000).

Ursprungliga data har modifierats för att exkludera den fasta trädan. Data i tabellen är således angivna för 309 ha.

Den totala bortförseln av näringsämnen, i form av spannmål, sålda kycklingar, gödsel med mera, uppgick under året till 242 kg N ha⁻¹, 54 kg P ha⁻¹ och 63 kg K ha⁻¹, se tabell 3.12.

Kvävet tas till största delen ut av den kyckling som levereras, vilket motsvarade cirka 60 % av den totala bortförseln under året. Gården har, med sitt överskott på 71 kg N ha⁻¹, ett totalt kväveutnyttjande på 77 %. Jämförelsevis ligger de genomsnittliga överskottsvärdena för djurgårdar på 10-150 kg N ha⁻¹ (Tamm, 2000).

Det höga kväveutnyttjandet beror delvis på att man under året har sålt 400 ton av de 1 092 ton gödsel som har genererats på gården. Gödseln stod totalt för 10 ton av kvävebortförseln under 1999. Rapsen som skördades 1999 såddes på hösten året innan och man sådde ingen raps under 1999. Utsädet för rapsen är därför inte inkluderad för 1999, se tabell 3.11. Innehållet av N, P och K i rapsutsädet torde dessutom vara försumbart jämfört med de stora mängder som kommer från inköpt foder och gödselmedel.

Tabell 3.12: Bortförsel av kväve, fosfor och kalium från Hagbybergas Säteri 1999 (januari till januari).

Bortförsel	Mängd ut [kg]	Kväve, N [kg]	Fosfor, P [kg]	Kalium, K [kg]
Animalier		46 505	10 334	4 995
Fjäderfä 1,5-6 kg, lev v.	1 722 437	46 505	10 334	4 995
Organisk gödsel		10 000	3 200	6 000
Djupströ slaktkyckling	400 000	10 000	3 200	6 000
Vegetabilier		18 396	3 157	8 343
Höstraps	42 200	1 477	253	337
Höstvete brödsäd 12 %	600 000	10 859	1 860	2 580
Vårkorn, 11,9 % protein	169 000	2 771	574	726
Spannmålshalm	470 000	3 289	470	4 700
Total bortförsel från gården		74 901	16 691	19 338
Total bortförsel per ha		242	54	63

Källa: Tamm C (2000)

Ursprungliga data har modifierats för att exkludera den fasta trädan. Data i tabellen är således angivna för 309 ha.

Nitratläckage från gårdens åkermark

Utlakning av kväve från åkermark är en naturlig process som sker från all mark men i mycket varierande omfattning beroende av till exempel klimat, jordtyp, gödsling och vad som odlas. Eftersom vädret och årsmånerna varierar från år till år, varierar också läckaget av kväve. Utlakningen är ett så kallat diffust utsläpp och är därmed mycket svårt att mäta.

I enlighet med metodrapporten för LCA Livsmedel har i denna studie en empirisk modell, utvecklad vid SLU, använts för att beräkna nitratläckaget från åkermarken. Modellen gäller för konventionellt jordbruk, där man använder handelsgödsel. Den tar exempelvis hänsyn till geografiskt område, jordartstyp, nederbörd, stallgödseltillförsel i växtföljd med mera (Johnsson & Hoffman, 1996). Den dominerande jordarten vid Hagbyberga Säteri är mellanlera till styv lera. Beräkningarna har utgått från regionen ”Svealands skogsbygder” (Ssk) och jordarten styv lera, (SL). För de olika grödorna som odlas på gården fås då enligt Johnsson & Hoffman (1996) utlakningskoefficienterna enligt tabell 3.13. Ett medelvärde mellan koefficienterna för 1985 och 1994 har använts. Uppgifter för utlakningskoefficienter för raps och vårvete i Ssk-regionen saknas. Istället har ett medelvärde mellan koefficienter från de närliggande områdena ”Götalands norra slättbygder” (Gns) och ”Svealands slättbygder” (Ss) använts för att undvika dataluckor.

Tabell 3.13: Utlakningskoefficienter av nitrat.

Gröda	Nitratläckage NO ₃ -N [kg/ha]
Höstraps ^a	48
Höstvete	28
Vårvete ^a	21,3
Korn	54,5
Rullande träda ^b	1

a) I brist på uppgifter för region Ssk har koefficienter för Gns och Ss använts.

b) Uppskattad med hjälp av koefficient för extensiv vall.

Med hjälp av utlakningskoefficienterna i tabellen ovan och odlingsarealerna i tabell 3.8 beräknades gårdens totala läckage av NO₃-N till 7 619 kg. Fördelat på gårdens totala areal (309 ha exklusive fast träda) erhålls därmed ett medelläckage av NO₃-N om 25 kg/ha.

Ammoniavgång från gården

För att beräkna ammoniavgången från gården har följande källor använts:

- en stallgödselbalans (Tamm, 2000) samt
- emissionsfaktorer för handelsgödsel.

Ur ovan nämnda stallgödselbalans fås kväveförluster i stall, under lagring och vid spridning på åkern, se tabell 3.14.

Tabell 3.14: Kväveförluster från stallgödseln fördelat på stall, lagring och spridning.

	Kväveförluster [kg]
Stall	9 370
Lagring	3 480
Spridning	1 903
Totalt	14 753

På gården användes under 1999 följande mineralgödsel:

- kalksalpeter svavel (kalciumnitrat)
- CAN, kalciumammoniumnitrat (N28)

För beräkningarna har det antagits att 2 % av kvävet i den tillförda mineralgödseln är en rimlig nettoförlust av NH₃-N (Audsley, Alber m.fl, 1997). Totalt tillfördes 27 961 kg kväve från mineralgödseln (se tabell 3.11) vilket ger en förlust av NH₃-N om 559 kg. Totalt avgår 14 753 kg + 559 kg = 15 312 kg NH₃-N eller räknat per gårdens totala areal (309 ha exklusive träda) 49,5 kg NH₃-N per ha.

Förluster av dikväveoxid (N₂O)

För beräkning av utsläpp av lustgaskväve (N₂O-N) från åkermark har FN:s klimatpanels emissionsfaktorer använts (IPCC, 1997). Enligt panelen beräknas 1,25 % av den totala mängd kväve som har tillförts gå förlorat som lustgaskväve. Av posterna i tabell 3.11 räknar vi med följande kvävetillförsel:

- Mineralgödsel – 27 961 kg
- Organisk gödsel – 1 405 kg
- Kvävenedfall – 1 452 kg.

Därtill kommer det kväve från stallgödseln som kommer grödorna till godo (6 919 kg). Denna mängd kväve beräknas genom att ta kvävet som återstår i stallgödseln före spridningsförluster (8 822 kg N) minus spridningsförluster om 1 903 kg (antogs vara NH₃-N enligt tabell 3.14 ovan).

Totalt fås en tillförsel av 37 737 kg N, vilket ger en total N₂O-N förlust om 472 kg. Räknat per ha erhålls att 1,5 kg N₂O-N/ha emitteras.

Validering av de beräknade N-emissionerna

I tabell 3.15 redovisas de beräknade N-emissionerna och en jämförelse görs med kväveöverskottet enligt gårdens näringsbalans (tabell 3.11 och tabell 3.12).

Tabell 3.15: Sammanställning av de beräknade N-emissionerna, kväveöverskottet enligt näringsbalansen samt en jämförelse.

Beräknade kväveemissioner	kg/ha
Nitrat som NO ₃ -N	25
Ammoniak som NH ₃ -N	50
Dikväveoxid som N ₂ O-N	1,5
Totala förluster	76
Kväveöverskott enligt näringsbalansen	kg/ha
N-överskott enligt näringsbalansen	71
N-överskott jämfört med N-emissioner	
Andel av näringsbalansens N-överskott som återfunnits som förluster	107 %

Anledningen till att över 100 % av de ur näringsbalansen beräknade förlusterna har återfunnits som förluster beror på att en perfekt balansräkning inte låter sig göras. Skälen till detta är bland annat att:

- emissionerna beräknas på ett sätt som inte baseras på det faktiska överskottet på gården,
- beräkningsmodellerna är ett försök till att efterlikna verkligheten, men kan inte visa den stora variationen som finns i naturen (p.g.a. sådana faktorer som nederbörd, temperaturer, pH i marken etc.),
- marken har en viss förmåga att lagra kväve, men framför allt fosfor. Mullfraktionen kan ses som en slags buffert av kväve och fosfor, som kan variera beroende av exempelvis växtföljd och brukningsmetoder.

Kväveemissionerna från gården är sålunda sannolikt överskattade. I avsnitt 6.2 görs känslighetsanalyser för nitratläckage samt ammoniakavgång.

Fosforbalansen

Enligt näringsbalansen, i tabell 3.11 och tabell 3.12, erhålls ett underskott av fosfor om 5 kg/ha. Fosfor är starkt bundet i jorden och lakas därför inte ut så lätt. Man har dock en viss, om än liten, erosionsförlust i allt jordbruk, vilket innebär att man även har förluster av fosfor.

Tabell 3.16: Sammanställning av de beräknade P-förlusterna, fosforöverskottet enligt näringsbalansen samt en jämförelse.

Beräknade fosforförluster	kg/ha
P-totalt enligt medelvärde	0,31
Fosforöverskott enligt näringsbalansen	kg/ha
P-överskott enligt näringsbalansen	- 5

Med hjälp av mätningar och beräkningar gjorda av landets länsstyrelser och SLU (Carlsson, Kyllmar & Johnsson, 2000), har ett medelvärde för årstransporten av fosfor för ”Svealands skogsbygder” kunnat användas. Medelvärdet bygger på kontinuerliga mätningar som spänner över 4-9 år. I denna LCA-studie har en fosforförlust om 0,31 kg per ha använts, se tabell 3.16.

3.5.5 Hantering av biprodukter, allokeringar

Kycklinguppfödningen har framför allt beröringar med odlingen av höst- och vårvete. Av den stallgödsel som används på gården och inte säljs av, går så gott som allt (99,9 % enligt Jan Weijber) till odlingen av vete.

För stallgödsel görs därför följande allokeringar (enligt Metodrapporten):

- Kväveförluster i stall och vid lagring allokeras till 100 % till kycklinguppfödningen, vilket ger 12 850 kg N per 900 000 kycklingar eller 14,3 g N per kyckling.
- Kväveförluster vid spridning (1 903 kg) allokeras till 100 % till vetet. Förlusterna fördelas mellan höst- och vårvete med avseende på produktionsmängd (cirka 80 % höstvetet och cirka 20 % vårvete).

För vissa av de insatsmedel som används på gården, till exempel diesel och smörjolja, finns data enbart för hela gårdens användning. Det blir då nödvändigt att allokera. Följande allokeringar har gjorts:

- Diesel – allokeras per odlad ha. Totalt används 15 m³ Agrolight (4 % RME) per år.
- Smörjolja – allokeras per odlad ha. Liksom för diesel antas förbrukningen vara densamma per ha oavsett om det är vete, korn eller raps som odlas. 500 kg per 226 ha ger 2,2 kg per ha.
- Olja (Eo1) för torkning av spannmål – allokeras per ton spannmål eller raps som torkas. Spannmål torkas från 18 % till 13 % vattenhalt. Raps torkas från 15 % till 8 % vattenhalt. Totalt åtgår 20 m³ under ett år.
- Elanvändning för torkning av spannmål – allokeras per ton spannmål eller raps som torkas. Totalt åtgår 12 672 kWh

Halm från vete och korn används i halmpannan för att värma upp stallarna. Om man inte hade använt halmen till att värma upp stallarna, hade man troligtvis myllat ner den i jorden eller bränt upp den. Vi har därför valt att inte allokera någon miljöbelastning till produktionen av denna halm.

3.5.6 Flöden ej följda tillbaka till vaggan

Följande flöden har ej följts tillbaka till vaggan:

- Utsäde + vätningsmedel
- Monteban
- Pesticider
- Betmedlet Subitol
- Mikrogödningsmedlet Mantrac
- Slamkalk
- Smörjolja
- Spån.

Däremot är transporten av utsäde, spån och slamkalk från leverantör inkluderad, se tabell 3.4. Spån antas köpas som bulkvara.

Under 1999 använde man 370 ton kalk på Hagbyberga. Under en 5 årsperiod kalkar man ungefär 5 ton per ha. Hur mycket man kalkar varje år beror på växtföljden och jordarten. I snitt använder man uppskattningsvis 1 ton kalk per ha och år. På en odlingsareal om 309 ha

motsvarar detta 309 ton kalk per år (Svahn, 2001), vilket innebär att 370 ton är lite överskattat.

Slamkalken man använde under 1999 utgörs av en restprodukt (filterkalk) som uppkommer då man tillverkar bränd kalk vid Partek Nordkalk AB i Köping. Vid produktionen av 140 000 ton bränd kalk i Köping får man även cirka 10 000 ton filterkalk och för detta åtgår det totalt 150 000 ton kalk. Vid produktionen av bränd kalk i Köping bildas det mycket damm. Dammetsamlas upp via ett elektrofilter och man får på så vis filterkalk som går under produktnamnet Nordkalk Aktiv. (Grönvall, 2001) Vid en ekonomisk allokering mellan bränd kalk och filterkalk skulle filterkalken endast bära 1,2 % av miljöbelastningen, vilket kan anses vara försumbart. Då filterkalken är en restprodukt och eftersom en ekonomisk allokering skulle innebära till att miljöbelastningen från filterkalken skulle kunna anses vara försumbar, har vi valt att inte följa slamkalken (filterkalken) till vaggan.

Enligt uppgift från SIK skiljer sig odling av utsäde till spannmål inte så mycket från odlingen av en gröda. Man skulle därför kunna anta att om utsädet utgör en viss andel av utbytet vid odlingen av grödan så minskar utbytet av grödan med motsvarande procentandel eftersom denna mängd används för sådd av nästa års skörd. Därmed skulle miljöbelastningen öka i motsvarande grad för odlingen av grödan. Enligt de uppgifter vi har fått från Hagbyberga krävs det 23 kg utsäde per ton producerat höstvetete och 10 kg utsäde per ton producerat vårvete. Den totala produktionen av höstvetete var det studerade året 800 ton och den totala produktionen vårvete var samma år 195 ton. Med ovanstående resonemang skulle detta innebära att det totala utbytet av vete skulle minska från 995 ton till 962 ton. En beräkning av vad detta skulle innebära för det potentiella bidraget till utarmning av icke förnybara resurser med energiinnehåll, det potentiella bidraget till växthuseffekten och det potentiella bidraget till övergödningen visade att det potentiella bidraget till utarmning av icke förnybara resurser med energiinnehåll och det potentiella bidraget till övergödningen skulle öka med vardera 0.1%. Det potentiella bidraget till växthuseffekten förändrades inte.

Övriga av ovanstående inflöden är relativt små och bedöms vara försumbara i sammanhanget. För pesticider kan nämnas att även små mängder kan tänkas ge toxiska effekter, men eftersom dessa effekter inte studeras p.g.a. den stora osäkerheten för dessa metoder och eftersom det varit svårt att få fram data för pesticider har de inte följts till vaggan.

3.5.7 Flöden ej följda till graven

Följande flöden har ej följts till graven/naturen:

- Gödsel som har sålts vidare.

Enligt metodrapporten för LCA Livsmedel skall djurproducenten endast ansvara för restprodukten stallgödsel så länge den finns inom hans/hennes gårdsgräns. Miljöbelastningen relaterad till sluthantering av den gödsel som sålts vidare har därför ej inkluderats.

3.6 Förädling

Vid förädlingen slaktas kycklingar och vidareförädlas till olika produkter som sedan går ut till konsumenterna.

3.6.1 Beskrivning av den studerade anläggningen

På Kronfågels anläggning i Kristianstad bedrivs fjäderfäslakt sedan 1968. Produktionen omfattar slakt och förädling av kyckling i både kyld och fryst form. Anläggningen har i denna studie ansetts motsvara ett branschgenomsnitt av Sveriges slakterier, eftersom man dels är det största slakteriet i Sverige, dels har cirka 35 % av den svenska marknaden.

Produktionen pågår året om och ger 70 000-105 000 kycklingar per dygn. År 1999 uppgick årsproduktionen till 23,9 miljoner kycklingar, vilket motsvarar 19 041,1 ton kylt kycklingkött och 6 576,5 ton fryst kycklingkött.

Efter slakt kyls den hela kycklingen med luft under 1,5 timma i en kyltunnel. Temperaturen sänks från 37°C till 2°C. Efter kyltunneln förvaras kycklingen i ett kylrum under ett dygn, varefter den styckas och förpackas. Kycklingprodukterna underhållskyls under hanteringen. Den förpackade produkten transporteras därefter till grossister och butiker. (Andersson, 2001)

3.6.2 Hantering av de olika produkterna, allokeringar

Vid Kronfågels anläggning i Kristianstad producerar man både kylda (färska) och frysta kycklingprodukter. I denna studie är vi endast intresserade av att titta på de kylda produkterna och behöver därför allokera miljöbelastningen mellan de olika produkterna.

Färska och frysta produkter

För att allokera mellan de färska och frysta kycklingprodukterna vid AB Kronfågel har massallokering tillämpats på de in- och utflöden som har varit relaterade till båda produkterna, se tabell 3.17.

Tabell 3.17: Allokering mellan de kylda (färska) och frysta kycklingprodukterna.

Produkter	Årsproduktion [ton]	Massallokering [%]
Kyckling, kyld	19 041,1	74,3
Kyckling, fryst	6 576,5	25,7

Animaliskt lågriskavfall, bestående av huvud, ben, inälvor med flera restprodukter, säljs vidare som minkmat. Minkmaten allokeras mellan det färska och det frysta kycklingköttet med avseende på massa enligt tabell 3.17. Detta betyder att 6 098 ton minkmat har allokerats till de kylda kycklingprodukterna.

Elförbrukningen för hela anläggningen (7 867 MWh) har delats upp mellan kylda (färska) och frysta produkter. Ungefär 1 000 ton kycklingkött styckfrysades på AB Kronfågel 1999 (övriga frysta produkter fryses in hos grannföretaget Cold Store). Uppgifter om hur mycket elenergi som åtgår för att frysa in kött finns både i litteratur och bland uppmätta värden. Energiåtgången varierar mellan 340 och 475 kJ/kg (Olsson, 2001 och Hallström, 1977). I denna studie har vi använt oss av ett genomsnitt på 408 kJ per kg. Uppskattningsvis åtgick 407 500 MJ till att styckfrysa produkter under 1999. Återstående energimängd att allokera mellan produkterna är 27 913 700 MJ. Det antas vara lika energikrävande att framställa de olika kycklingprodukterna. Den återstående energimängden har massallokerats enligt tabell 3.17, vilket resulterade i att det kylda/färska kycklingköttet har tillskrivits en elförbrukning om totalt 20 739 879 MJ. Eftersom elanvändningen för det kylda köttet är en uppskattning har en känslighetsanalys gjorts, där elanvändningen ökas respektive minskas med 20 %, se avsnitt 6.2.5.

Studiens huvudprodukt, funktionell enhet

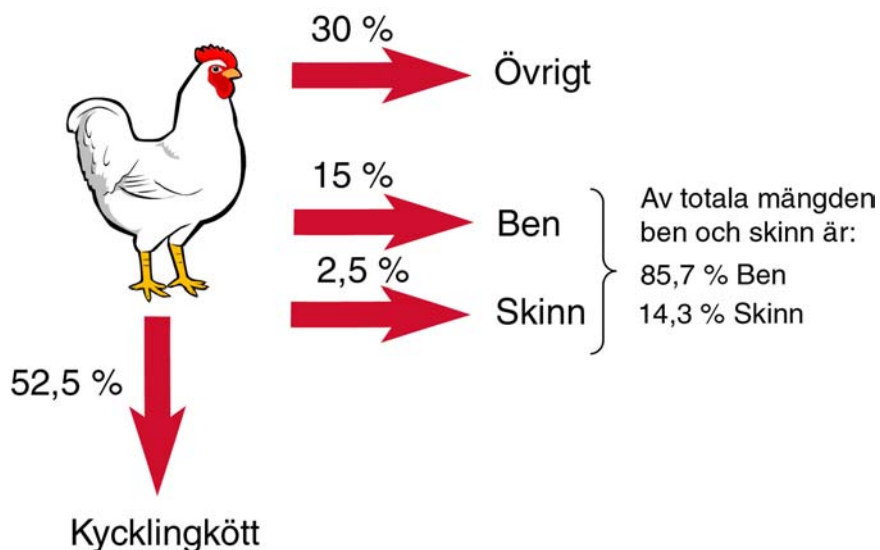
Från Kronfågels anläggning levereras det ett flertal olika produkter av färskt (kylt) och fryst kycklingkött. Under 1999 producerades det 19 041,1 ton färskt kycklingkött och 6 576,5 ton fryst kycklingkött (Bengtsson, 2000). En del av dessa produkter innehåller skinn och ben,

andra består av rent kött. För att få fram den funktionella enhet, som har valts i den här studien, måste benen i kycklingprodukterna avlägsnas.

Av en hel kyckling utgörs uppskattningsvis:

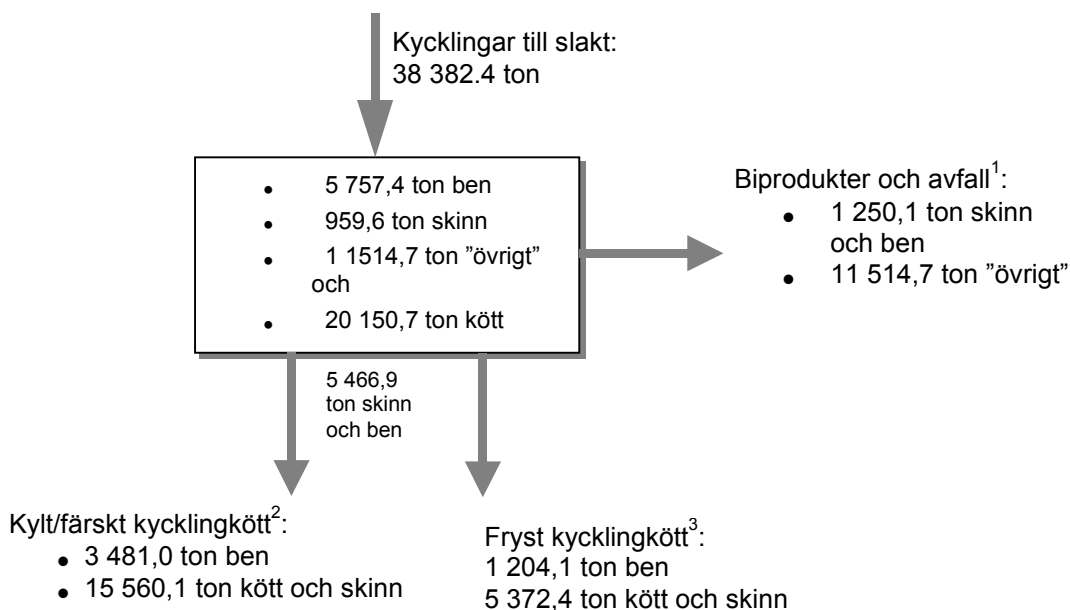
- 70 % av kött, skinn och ben
- 30 % av fjädrar, huvud, inälvor etc. (Håkansson, 2001)

Kött och skinn utgör ungefär 55 % av en hel kyckling och endast skinn utgör uppskattningsvis 2-3 % av en hel kyckling (Håkansson, 2001). Benen utgör således cirka 15 % av en hel kyckling.



Figur 3.5: Uppskattade andelar av en kyckling som är kött, skinn, ben respektive övrigt. Fraktionen övrigt innefattar fjädrar, huvud, inälvor etc. (Håkansson, 2001)

Mängden kycklingar som gick till slakt vid Kronfågels anläggning under 1999 var 38 382,4 ton. Enligt ovanstående uppgifter utgörs cirka 15 % av denna mängd kyckling av ben (5 757,4 ton), 2,5 % av skinn (959,6 ton), 30 % av fjädrar, huvud, inälvor etc. (11 514,7 ton "övrigt") och resten, dvs. 20 159,7 ton, av kött.



- 1) $38\,382,4 - (19\,041,1 + 6\,576,5) = 12\,764,8$ ton, varav 11 514,7 ton "övrigt" och således 1 250,1 ton skinn och ben
 2) 19 041,1 ton, varav 3 481,0 ton ben => 15 560,1 ton kött och skinn
 3) 6 576,5 ton, varav 1 204,1 ton ben => 5 372,4 ton kött och skinn

Figur 3.6: Materialbalans över Kronfågel, för att få fram mängden produkt i den form vi vill ha den, d.v.s. som mängd kycklingkött exklusive ben, till viss del med skinn.

Eftersom den totala mängden in måste vara lika med den totala mängden ut, se figur 3.6, så har mängden biprodukter och avfall beräknats till 12 764,8 ton enligt

$$38\,382,4 \text{ ton kycklingar} - (19\,041,1 + 6\,576,5) \text{ ton produkter} = 12\,764,8 \text{ ton.}$$

Av denna mängd vet vi, enligt föregående beräkningar, att 11 514,7 ton utgörs av fjädrar, huvud, inälvor etc. (i figur 3.6 kallat "övrigt"). Således är 1 250,1 ton ($12\,764,8 - 11\,514,7$) skinn och ben. Mängden skinn och ben som finns kvar i produkterna är följaktligen:

$$5\,757,4 \text{ ton ben} + 959,6 \text{ ton skinn} - 1\,250,1 \text{ ton skinn \& ben} = 5\,466,9 \text{ ton skinn \& ben.}$$

För att erhålla den funktionella enheten behöver man beräkna hur stor andel av 5 466,9 ton som är skinn eller ben. För detta antas att förhållandet mellan mängden skinn och mängden ben som avlägsnas från produkterna vara samma som för en hel kyckling (85,7 % ben och 14,3 % skinn per kg kyckling enligt figur 3.5), d.v.s. att i den mån skinnet avlägsnas tas även benen bort och vice versa. Enligt detta antagande är 4 685,1 ton ben och 781,8 ton skinn av totalt 5 466,9 ton skinn och ben. Om vi dessutom antar att mängden skinn och ben är lika för ett kg kylt respektive ett kg fryst kött, så hör 3 486,2 ton av de ton ben till det kylda köttet och resterande 1 204,1 ton till det frysta köttet (74,3 % av produkterna är kylda och resterande 25,7 % är frysta, se tabell 3.17).

För att få 1 kg färskt kycklingkött, fritt från ben och delvis med skinn, krävs således:

$$1 \text{ kg} \cdot \frac{0,743 \cdot 38\,382,4 \text{ ton}}{15\,560,1 \text{ ton}} = 1,83 \text{ kg kyckling.}$$

3.6.3 Förpackning av färsk kyckling

Vid förpackningen av det färska kycklingköttet tillsätts koldioxid och kvävgas i förpackningarna. Man använder sig av smältlim för att försluta dem. I tabell 3.18 visas hur mycket emballage och tillsatser som åtgick under 1999 för att förpacka det färska kycklingköttet. I tabellen visas även om massallokering, enligt tabell 3.17, har tillämpats för att erhålla de data som presenteras.

Tabell 3.18: Förbrukning av emballage och tillsatser under 1999 för förpackning av färskt kycklingkött. Tabellen visar även vilken allokering som har tillämpats. Då ingen allokering anges betyder detta att alla dessa förpackningar används för det kylda köttet.

Emballage och tillsatser	Mängd [ton]	Allokering
Wellpapp	531,5	massallokering
Grillpåsar ^a	38,65	massallokering
Plastfilm	82,51	massallokering
Papptråg	2,1	ingen
Plasttråg	36	ingen
Koldioxid	218,9	ingen
Kvävgas	10,9	ingen
Smältlim	13	ingen
Kryddor	130,1	massallokering

a) Mängden grillpåsar var angiven tillsammans med förbrukningen av gödpåsar. Gödpåsar används endast för de frysta produkterna.

Data för tillverkning av förpackningarna har begränsats till att endast inkludera framställningen av de förpackningsmaterial som används. Därmed är tillverkningen av förpackningsprodukten inte inkluderad. Eftersom förpackningarna kommer i kontakt med livsmedel har endast data för virgint material använts. Wellpappen används däremot endast vid transporten av kycklingprodukterna till grossist och butik och kommer inte i kontakt med livsmedel.

Uppgifterna på hanteringen av förpackningsavfallet har massallokerats och representerar därför endast förpackningsavfall som är relaterat till det färska kycklingköttet, se tabell 3.19. Av det spill av wellpapp och plast som uppkom under 1999, gick 617 kg wellpapp till återvinning. Resterande mängd förpackningsspill gick till deponering, vilket uppskattningsvis motsvarade 85 ton wellpapp och 30,7 ton plast (55 respektive 22,5 %). Totalt gick 119,8 ton avfall till deponering. Av plastfraktionen som gick till deponering (34,8 ton) var cirka 4,1 ton förbrukningsartiklar som handskar och förkläden.

Tabell 3.19: Mängden förpackningsmaterial och förbrukningsartiklar som återvanns eller gick till deponering under 1999 vid Kronfågel. Allt material i tabellen har massallokerats för att endast representera färska kycklingprodukter.

Fraktion	Återvinning [ton]	Deponering [ton]
Wellpapp	0,62	85
Plastförpackningsmaterial		30,7
Förbrukningsartiklar (plastförkläden, handskar, ärmskydd)		4,1
Totalt	0,62	119,8

Europeisk genomsnittsdata från APME (Boustead, 1999) för framställningen av polyeten, HDPE och LDPE, har modifierats av CIT Ekologik för att man skall kunna välja el-profil. För data för framställning av papp och wellpapp har i huvudsak europeiska genomsnittsdata från FEFCO använts (FEFCO, 1997) Ovanstående data finns tillgängliga i CIT Ekologiks databaser.

3.6.4 Avfallshantering

Alla avfallsfraktioner har allokerats mellan fryst och kylt kycklingkött med avseende på massa enligt tabell 3.17, se tabell 3.20.

Det lågriskavfall (blod och lungmos) som inte säljs vidare som minkmat, transporteras tillsammans med det organiska slammet, från reningsanläggningen, till kommunens biogasanläggning i Karpalund.

Vid Biogasanläggning Karpalund producerar man biogas (CH₄) genom att röta biologiskt avfall. Den utvunna biogasen används för att generera fjärrvärme. Den genererade fjärrvärmens antas ersätta samma mängd genomsnittlig svensk fjärrvärme. Efter rötningen och uttagningen av gas återstår cirka 90 % av avfallet. Detta siktas och säljs sedan som gödsel. (Johansson, 2001) Den gödsel som genereras vid biogasanläggningen har bokförts som ett icke elementärt utflöde, d.v.s. ett flöde som inte följs vidare.

Tabell 3.20: Mängd avfall som genererades under 1999 vid Kronfågels anläggning i Kristianstad. Den totala mängden har allokerats mellan färskt och fryst kycklingkött med avseende på massa.

Avfallsfraktion	Total mängd [ton]	Mängd efter allokering [ton]
Animaliskt lågriskavfall (blod och lungmos)	1 577	1 172
Animaliskt högriskavfall	34,5	25,6
Slam	8 688	6 458
Fjäder	3 720	2 765

Animaliskt högriskavfall består av djur som är döda vid ankomsten samt sjuka djur. Det animaliska högriskavfallet har bokförts som ett icke elementärt utflöde, d.v.s. ett flöde som inte följs vidare.

Fjädrarna skickas till ett företag där de efter behandling säljs vidare som jordförbättringsmedel. Fjädrar från förädlingsanläggningen har bokförts som ett icke elementärt utflöde, d.v.s. ett flöde som inte följs vidare.

3.6.5 Flöden ej följda tillbaka till vaggan

Följande flöden har ej följts tillbaka till vaggan:

- Smältlim
- Koldioxid
- Förbrukningsartiklar
- Kryddor
- Smörjolja
- Kemikalier

Smältlimmet har ej följts tillbaka till vaggan eftersom det används i så små mängder i förhållande till den mängd förpackningsmaterial som används (smältlimmet utgör endast 1,3 % av det förpackningsmaterial som används). Enligt vår bedömning är användningen av smältlim försumbart i detta sammanhanget.

Koldioxid är en av de vanligaste biprodukterna vid exempelvis förbränning. Istället för att släppas ut i atmosfären direkt har den här använts vid förpackningen av kyckling. All miljöbelastning som är relaterad till produktionen av koldioxid har därför helt allokerats till den process koldioxiden har sitt ursprung ifrån.

Övriga ovanstående inflöden är relativt små och den relaterade miljöbelastningen bedöms vara försumbara i sammanhanget.

3.6.6 Flöden ej följda till graven

Följande flöden har ej följts till graven/naturen:

- Minkmat
- Avfall
 - Animaliskt högriskavfall
 - Fjädrar
 - Förbrukningsartiklar

Tabell 3.21: Ekonomisk allokering mellan kycklingprodukterna och de biprodukter som säljs som minkmat under 1999.

Produkter	Producerad mängd [ton]	Pris ^a [SEK/kg]	Ekonomisk allokering [%]
Kyckling (kyld + fryst)	25 617,6	15	99,7
Minkmat	8 204	0,15	0,3

a) Källa: Rune Persson, Marknadsavdelningen, AB Kronfågel, 2001

En ekonomiska allokeringen mellan kycklingköttet och minkmaten visar att minkmaten endast skall bära 0,3 % av den relaterade miljöbelastningen, se tabell 3.21, vilket kan anses försumbart. Av denna anledning har vi valt att inte följa minkmaten vidare.

Animaliskt riskavfall kräver en speciell behandling vid destruktionen. En datainventering för destruktionsprocessen har inte rymts inom projektbudgeten för denna studie. Vidare är mängden avfall relativt liten och enligt vår bedömning är den relaterade miljöbelastningen försumbar i sammanhanget.

Fjädrar skickas till ett företag i Kävlinge, där det värmebehandlas för att sedan säljas vidare som jordförbättringsmedel. I likhet med allokeringen av gödsel har Kronfågel fått bära miljöbelastningen relaterad till fjädrarna så länge de funnits inom anläggningen. En cut-off har ansetts vara tillämplig på grund av likheten med gödselns sluthantering samt det faktum att fjädrarna är en restprodukt.

Mängden förbrukningsartiklar är liten och den relaterade miljöbelastningen bedöms vara försumbara i sammanhanget.

3.7 Transport förädling/grossist-butik

Från förädlingsanläggningen transporteras 90 % av det förpackade kycklingköttet till grossister och 10 % till butiker (Håkansson, 2001). Transporten görs med kylbil. I en kylbil åtgår det extra energi till att distribuera kyla i transporten. Transportdata ur CIT Ekologiks energi- och transportdatabas, baserade på data från NTM, har korrigerats för att efterlikna en kylbil. Korrigeringarna har gjorts efter antagandet att energiförbrukningen antas vara tio procent högre i en kylbil jämfört med en vanlig lastbil (Andersson, 1998). Data för transporter utgår från att det genomsnittliga lastutnyttjandet (fyllnadsgraden) ungefär är 70 %. Transportavstånden i tabell 3.22 har uppskattats.

Tabell 3.22: Förteckning över transporter av förpackat kycklingkött mellan förädlingsanläggningen och grossist/butik samt grossist och butik.

Distans	Transportslag	Gods	Avstånd [km]
Förädling - Grossist	Tung lastbil (40/60 ton)	Kycklingkött	400 ^a
Förädling/Grossist - Butik	Tung lastbil (26/40 ton)	Kycklingkött	60

a) 400 km är ett rimligt avstånd då producenten finns i södra Sverige och levererar till hela landet (Mattsson, 1999 och Andersson 1998).

3.8 Butik

I butiken omsätts en mängd olika livsmedel som har olika krav på förvarings- och lagringsutrymme samt kyl- och frysbehov. Produkterna befinner sig dessutom olika länge i butiken beroende på hållbarhetstid. En längre hållbarhetstid innebär vanligtvis att produkten kan köpas in i större mängder och finns därför i butiken en betydligt längre tid än produkter med kort hållbarhetstid. En butik orsakar miljöpåverkan på olika sätt, varav de mer betydande sannolikt är förknippade med omsättningen av energi (Cederberg m.fl., 2000). Energi utnyttjas för uppvärmning, alstrande av kyla samt för belysning och ventilation. Valet av energibärare för uppvärmning varierar; fjärrvärme, olja och elektricitet är exempel på vanliga energibärare. Resterande energin utgörs i huvudsak av elenergi.

I denna studie har data som har inventerats inom ramen för LCA Livsmedels metodgruppsarbete använts. Av den resursförbrukning som uppstår i en butik har endast energianvändningen studerats. När det gäller utsläpp av köldmedier har det antagits att dessa

utsläpp från butik numera är så små att de inte behöver undersökas. En ”normal” butik har valts ut som datakälla. Valet har gjorts i samråd med ICA Handlarnas AB. Den utvalda butiken ligger i Stockholmsområdet och är en ICA Plusbutik, vilket är den typ av butik som står för den största delen av försäljningen av livsmedel. Det finns cirka 600 stycken ICA Plus butiker i landet. (Cederberg m.fl., 2000)

Den färska kycklingen levereras färdigpackad till butik och läggs där direkt ut i kyldisk för förvaring och exponering. Den elenergi och fjärrvärme som allokeras till den färska kycklingen visas i tabell 3.23.

Tabell 3.23: Energibehov allokerad till att lagra färsk kyckling i butik.

Energislag	Energiåtgång [MJ/kg kyckling]
Elektricitet	2,1 totalt
- kyldisk	1,23
- övrigt	0,87
Fjärrvärme	0,68

Källa: Metodrapport LCA Livsmedel

3.8.1 Hantering av avfall från förpackningar

För transporten av det förpackade kycklingköttet har man använt cirka 446 ton wellpapp. I butiken avlägsnar man denna wellpapp varefter 100 % antas gå till återvinning. Vid återvinningen antas wellpappen ersätta 44 % jungfruligt material och 56 % returmaterial från annat håll (Ekvall, 1999). Enligt detta förfarande utvidgar man systemet till att inkludera de delar av andra livscyklar som påverkas av återvinningen, se avsnitt 2.6.2. Transporterna från butik till de olika anläggningarna har försummats.

3.9 Transport butik-hushåll

Transporten mellan butik och hushåll kan ske på ett flertal olika sätt, till exempel per cykel, bil, buss eller till fots. Transporten kan göras som en ren inköpsresa eller i kombination med andra ändamål, till exempel på väg hem från arbetsplatsen. Eftersom transporten mellan butiken och hushållet kan variera i så stor utsträckning och det saknas statistik på flera av områdena, har i enlighet med metodrapporten för LCA Livsmedel en kombination av statistik och antaganden använts för att ta fram emissioner och energibehov för denna transport.

3.9.1 Förutsättningar, dataunderlag och antaganden

Förutsättningar, dataunderlag och antaganden har definierats i metodrapporten för LCA Livsmedel. Statistiken över resvaneundersökningen avser inköp från en dagligvarubutik, se under färdmedel i tabell 3.24. I denna studie antas endast bilresorna bidra till miljöpåverkan och resursförbrukning (Cederberg m.fl., 2000). En resvaneundersökning genomförd av SCB visar att majoriteten av resorna till och från butiken är solitära, det vill säga att man har endast ett besöksställe (Cederberg m.fl., 2000). I enlighet med metodrapporten antas därför att samtliga inköpsresor har handlande av livsmedel som enda mål.

Tabell 3.24: Sammanställning av de antaganden och data som har använts för transportererna mellan butiken och hushållen.

Inköpt mängd livsmedel per inköpstillfälle	15 kg
<i>Körsträcka (tur och retur)</i>	5 km
Färdmedel^a	Fördelning
- bil	42 %
- går	42 %
- cykel/moped	10 %
- kollektiva färdmedel	4 %

Källa: LCA Livsmedel Metodrapport

a) Endast bilresorna antas bidra till miljöpåverkan och resursförbrukning.

3.9.2 Energi- och emissionsdata

Emissionsdata som har angivits i Metodrapporten för LCA livsmedel har använts, se tabell 3.25.

Tabell 3.25: Emissionsdata och bensinförbrukning för att transportera 1 kg 5 km.

Specifikation			Mängd per kg och 5 km		Ursprung eller mottagare
Riktning	Typ av flöde	Namn	Mängd	Enhet	Miljötyp
Inflöde	Icke elementärt	Bensin	15,4	MJ	Teknosfär
Utflöde	Emission	1,3-Butadien	0,001	g	Luft
Utflöde	Emission	Acetaldehyd	0,002	g	Luft
Utflöde	Emission	Bensen	53,33e ⁻⁴	g	Luft
Utflöde	Emission	CO	0,64	g	Luft
Utflöde	Emission	CO ₂	78,33	g	Luft
Utflöde	Emission	Eten	0,005	g	Luft
Utflöde	Emission	Formaldehyd	33,33 e ⁻⁴	g	Luft
Utflöde	Emission	HC	0,1533	g	Luft
Utflöde	Emission	NOx	56,67 e ⁻³	g	Luft
Utflöde	Emission	PAH	6,66e ⁻⁶	g	Luft
Utflöde	Emission	Partiklar	23,33 e ⁻⁴	g	Luft
Utflöde	Emission	Propen	0,003	g	Luft
Utflöde	Emission	Toluen	0,013	g	Luft

3.10 Miljöpåverkan och resursbehov i hushållet (Användning)

När det gäller hushållet har endast energiförbrukning för lagringen av kycklingköttet beaktats. Hur energiförbrukningen har allokerats beskrivs i metodrapporten för LCA Livsmedel. Förvaringen antas ske i kyl av typen Electro-Helios KL 3019 med en nyttovolym på 306 liter och som förbrukar 0,42 kWh energi per dygn.

Lagringstiden för kycklingköttet antas vara 2 dygn. Uppskattningsvis kräver 1 kg kyckling inklusive tråg ett utrymme om cirka 2 liter. Energibehovet har med ovanstående uppgifter beräknats till 0,04 MJ elektricitet per kg kycklingkött. (Cederberg m.fl., 2000)

3.10.1 Avfallshantering av förpackningar

För avfallshantering har det antagits att konsumenten slänger alla förpackningarna bland det osorterade hushållsavfallet. Det osorterade hushållsavfallet går antingen till deponi eller till förbränning. Vi har i denna studie grundat uppdelningen för osorterat hushållsavfall på Svenska Renhållningsverksföreningens statistik för 1999; 39 % till deponi och 61 % till förbränning (RVF, 2000). Transporten av avfall till de olika avfallsanläggningarna har inte inkluderats, se avsnitt 6.7.

3.11 Inventeringsresultat

Inventeringsresultatet från denna studie presenteras i bilaga A1.

4 Miljöpåverkansbedömning

I detta avsnitt beskrivs metoderna som används för miljöpåverkansbedömningen i den här studien. De metoder som används är de som rekommenderas i huvudstudiens metodrapport (LCA Livsmedel, Metodrapport). Resultatet av miljöpåverkansbedömningen presenteras i Kapitel 5. De karaktäriseringsfaktorer som använts presenteras i bilaga B, liksom referenserna som använts.

4.1 Val av miljöpåverkanskategorier

Följande miljöpåverkanskategorier inkluderas i den här studien:

- Användning av energi och materialresurser
- Användning av färskvatten (endast inventeringsresultat redovisas)
- Markanvändning (anspråkstagen yta i jordbruket, samt typ av markanvändning)
- Toxiska ämnen (endast inventeringsresultat redovisas)
- Bidrag till växthuseffekten
- Bidrag till nedbrytning av stratosfäriskt ozon
- Bidrag till bildning av marknära ozon
- Bidrag till försurning
- Bidrag till övergödning

För samtliga miljöpåverkanskategorier som rekommenderas av SETAC-EUROPE (1999) redovisas karaktäriseringsresultat, förutom för toxiska effekter på människa och ekosystem, där enbart inventeringsresultat redovisas. Anledningen till detta är att det har visat sig vara svårt att finna metoder som både är vetenskapligt acceptabla och där tillräckligt dataunderlag finns, vilket medför att det för dessa kategorier är svårt att uppfylla kravet att miljöpåverkansbedömningen skall ske med vetenskapliga metoder (SETAC-EUROPE 1999a).

I det följande behandlas de olika miljöpåverkanskategorierna i huvudsak enligt SETAC:s struktur och terminologi. I vissa fall skiljer sig denna struktur från rekommendationerna i Miljöstyrningsrådet (1998). För resursanvändning följs därför rekommendationerna i MSR 1998:1.

Det potentiella bidraget till miljöpåverkanskategorin i från inflödet/utflödet j ; C_{ij} , beräknas som produkten av mängden av en viss resurs/den emitterade mängden av ett visst ämne j ; E_j , och karaktäriseringsfaktorn för denna resurs/emission; W_{ij} , enligt följande ekvation:

$$C_{ij} = E_j * W_{ij}$$

Det totala potentiella bidraget, C_i , till en miljöpåverkanskategori beräknas således ur summan av bidraget från alla inflöden/utflöden:

$$C_i = \sum_j C_{ij} = \sum_j E_j * W_{ij}$$

Karaktäriseringsfaktorer som använts i den här studien redovisas i bilaga B.

4.2 Definition av de studerade miljöpåverkanskategorierna

4.2.1 Användning av icke förnybara resurser

Miljöstyrringsrådet delar in denna kategori i 2 undergrupper:

- utan energiinnehåll
- med energiinnehåll

Uttag av icke förnyelsebara resurser (lagerresurser) inkräktar på framtida generationers möjligheter att utnyttja dessa. Framtida generationer kan därför bli hänvisade till att utnyttja källor av lägre kvalitet. Mineraler som tas ut från jordskorpan ”försvinner” inte utan lämnar ofta systemet i en mera dispers form, t ex fosfor som ofta hamnar i vattendrag för att därefter ledas ut i världshavet. Metaller återvinns ofta i form av skrot men hamnar också till stor del på avfallsupplag (deponier) där de kommer att finnas i en låg halt och i en form som försvårar utvinningen. Den metod som används för att bedöma effekterna av uttag av lagerresurser bygger på att ett uttag är allvarligare ju större knapphet det finns på resursen ifråga och ju större den globala uttagshastigheten är. Metoden omfattar alla material som tas ut från jordskorpan och som inte återskapas alls eller endast i långsam takt.

Karaktäriseringsfaktorn för uttag av icke förnyelsebara resurser beskrivs av följande formel (Fava et al, 1993 och Guinée and Heijungs, 1995):

$$W_{ij} = I/(U_j * R_j) = (1/R_j) * (G_j/R_j), \text{ där}$$

G_j = den globala konsumtionen av respektive lagerresurs j .

R_j = kan representera både ”reserves” och ”reserve base” eller något annat mått på mängden resurs. I den här studien har vi valt att använda ”reserves” (av ämne j).

I syfte att ge tal som har en naturlig anknytning till referensramar rörande resursanvändning uttrycks bidraget till uttag av icke förnyelsebara resurser i oljeekvivalenter (analogt med t ex koldioxidekvivalenter och etenekvivalenter). Detta innebär att karaktäriseringsfaktorn för ämne j anges som:

$$W_{ij} = (1/R_j) * (G_j/R_j) / ((1/R_o) * (G_o/R_o))$$

där index o markerar värdena för råolja.

För användning av icke förnybara resurser med energiinnehåll redovisas dessutom användningen av primär energi (den energimängd som tas från jordskorpan för att processen skall få den energimängd som behövs). Faktorerna som använts vid beräkning av primär energi presenteras i bilaga A.4. Mängden sekundär energi, d.v.s. den energi som används av processerna, redovisas däremot inte eftersom detta inte är elementärflöden, d.v.s. flöden från naturen, vilket är det man enligt ISO-standarderna skall redovisa i livscykelanalyser. Det är dessutom svårt att jämföra förbrukad mängd el med förbrukad mängd bränslen som används för generering av värme/ånga då verkningsgraden för energiomvandlingen skiljer sig mycket mellan el och värme/ånga.

4.2.2 Användning av förnybara resurser

Miljöstyrringsrådet delar in denna kategori i 2 undergrupper:

- utan energiinnehåll
- med energiinnehåll

För dessa kategorier redovisas endast inventeringsresultat. För användning av förnybara resurser med energiinnehåll redovisas även användningen av primär energi (den energimängd som tas från jordskorpan för att processerna skall få den energimängd som behövs). Faktorerna som använts vid beräkning av primär energi presenteras i bilaga A.4. Mängden sekundär energi, redovisas däremot inte, se ovan.

4.2.3 Användning av färskvatten

För färskvattenförbrukningen redovisas endast inventeringsresultat.

4.2.4 Markanvändning

Endast den mark som används inom jordbruket redovisas. Markanvändningen redovisas kvantitativt och den gröda som odlats anges, därmed indikeras typen av markanvändning.

4.2.5 Toxiska ämnen

För emissioner av substanser med signifikant human- och / eller ekotoxiska effekter redovisas endast inventeringsresultat, eftersom det inte finns någon konsensus om hur toxiska effekter på människan och på ekosystemen skall beskrivas. I vissa fall redovisas användningen av ämnen istället för de emissioner som ämnet ger upphov till, till exempel när det inte går att utröna var, och i hur stor utsträckning substansen kommer att nå natursystemet. Redovisning sker kvantitativt i följande ämnesgrupper: tungmetaller, pesticider, oorganiska föreningar, radioaktiva ämnen och organiska föreningar. Kadmium samt pesticider som inte är tillåtna i Sverige redovisas dessutom separat.

4.2.6 Klimatförändringar (Växthuseffekten)

Jorden värms upp av direkt solstrålning (huvudsakligen i våglängdsområdet 0,2-0,4 μm . Den uppvärmda jordskorpan avger sedan värmestrålning i det infraröda våglängdsområdet (4-100 μm). 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" (IPCC 1996) och den gör att jordens yta har ca 35° högre temperatur än vad den skulle haft utan atmosfären.

Halterna av flera gaser som effektivt absorberar värmestrålning ökar dock i atmosfären till följd av mänskliga aktiviteter, vilket kan medföra en höjning av jordens medeltemperatur. Det kan också leda till att havsytan stiger vilket kan medföra att kustområden översvämmas. Vissa havsströmmar kan ändra riktning och det kan radikalt förändra det lokala klimatet. Problemet betecknas växthuseffekten, trots att det egentligen handlar om en ökning av en växthuseffekt som redan finns. Växthuseffekten bedöms ha påverkat klimatet mer än variationer i solstrålningens intensitet (IPCC 1996).

De ämnen som ger upphov till klimatförändringar är dels sådana som absorberar strålning i det infraröda området (direkta effekter) och dels sådana som kan bilda eller påverka bildningen av ämnen som absorberar strålning i det infraröda området (indirekta effekter).

Olika gasers bidrag till växthuseffekten beräknas med hjälp av "Global Warming Potentials", GWP, som uttrycks som CO₂-ekvivalenter. Dessa har beräknats genom att hänsyn tas till både de olika gasernas förmåga att absorbera värmestrålning och till deras livlängd i atmosfären. Bidraget till förändringen i strålningsbalansen jämförs sedan med koldioxidens bidrag. Eftersom olika gaser har olika livslängd blir CO₂-ekvivalenterna något olika beroende på

vilket tidsperspektiv man väljer. I den här studien har 100 år valts (därför beteckningen GWP₁₀₀). Enligt tidigare erfarenhet påverkar valet av GWP 100 eller t ex GWP 20 resultatet till viss del. Dock skulle det endast påverka resultatet marginellt.

Det råder idag konsensus runt IPCCs data. Indirekta effekter för ett antal ämnen har tidigare angetts av IPCC (1990). I senare upplagor (IPCC 1992) diskuteras de indirekta effekterna och man finner att de tidigare angivna värdena är förenade med så stora osäkerheter att man inte vill ange siffervärden.

De viktigaste enskilda växthusgaserna är koldioxid, metan och dikväveoxid (lustgas).

4.2.7 Nedbrytning av stratosfärisk ozon

Upp i stratosfären, 10–50 km ovanför våra huvuden, omvandlar solljuset ständigt en del av luftens syremolekyler till ozon. Det naturliga ozonskiktet som skapas på så sätt förmår absorbera ultraviolett ljus från solen, närmare bestämt den så kallade UV-B-strålningen (strålning inom våglängdsområdet 280–315 nm).

Normalt lyckas därför bara en liten del av UV-B-strålningen från solen ta sig igenom stratosfären. Om ozonskiktet inte funnes skulle denna energirika strålning i långt större omfattning nå ned till jordytan. Genom sin förmåga att sönderdela molekyler skulle den i så fall få en förödande inverkan på levande organismer. Därför är det oroande att ozonskiktet i stratosfären de senaste decennierna har tunnats ut. Nedbrytningen av ozon påskyndas av vissa kemiska föreningar som innehåller klor och brom. Dessa föreningar är flyktiga och mycket stabila, vilket innebär att de kan nå stratosfären där ozonskiktet finns och därmed bidra till uttunningen av detta. Ämnena har olika stor nedbrytande effekt på ozon, och deras förmåga att bryta ner ozon räknas i ODP, Ozon Depleting Potentials. ODP-värdet för CFC-11 (CCl₃F) har satts till 1, och andra ämnens ODP-värde uttrycks i förhållande till detta ämne.

Om ozonskiktet försvagas så mycket att det ultravioletta solljuset vid jordytan märkbart ökar kan inte minst växtligheten ta skada. Experiment med svensk fjällvegetation har visat att redan en måttlig ökning av UV-strålningen får flera arter att växa långsammare än normalt. Planktonalger, som ju spelar en nyckelroll i havens och insjöarnas ekosystem, saknar det yttre, skyddande cellager som finns hos högre växter och är därför ännu känsligare. För djurens och människornas del innebär ökad UV-B-strålning fara för ögonskador (såsom grå starr) och försämring av immunförsvaret. Människan riskerar också hudcancer om hon alltför oförsiktigt utsätter oskyddad hud för ultraviolett ljus från solen.

Den kraftigaste uttunningen av ozonskiktet har ägt rum över Antarktis. Där sjunker ozonmängden i stratosfären tidvis till drygt 70 % lägre nivåer än normalt. Detta inträffar på våren, då solen återvänder och sätter fart på ozonnedbrytningen med hjälp av de klorföreningar som ansamlats under vintermörkret. Att ett sådant "hål" i ozonskiktet uppstår just i Antarktis beror dels på de mycket låga vintertemperaturerna i stratosfären över sydpolen (–80 grader och därunder), dels på en mycket stabil luftcirkulation som förhindrar tillflöde av nytt ozon från nordligare latituder.

Över Arktis blir stratosfären inte fullt lika kall och luftcirkulationen inte lika regelbunden som över Antarktis. Risken att nordliga trakter drabbas av ett "ozonhål" jämförbart med det över sydpolen är därför ganska liten. Inte desto mindre har ozonskiktet blivit tunnare även över Arktis. Mindre men markanta uttunnningar ("minihål") har flera gånger under senare år noterats också på tempererade breddgrader i norr – d.v.s. på de breddgrader där exempelvis Sverige är beläget. I början och mitten av 1990-talet minskade ozonskiktets genomsnittliga

tjocklek över Sverige med ca 3 %. På våren var nedgången ännu mer markant. De allra senaste åren tycks dock en viss återhämtning ha ägt rum.

4.2.8 Bildning av marknära ozon (fotokemiska oxidanter)

I troposfären har utsläpp av kolväten och kväveoxider orsakat globalt förhöjda halter av ozon. Tillsammans med lokalt ännu mycket högre förhöjda halter av marknära ozon bidrar dessa till skogsdöd och andra vegetationsskador. På grund av det mycket långsamma gasutbytet mellan troposfären och stratosfären kan det stratosfäriska ozonskiktets uttunning och förhöjda marknära ozonhalter betraktas som två separata viktiga miljöproblem.

Höga halter av det marknära ozonet och andra fotooxidanter bildas i atmosfärkemiska reaktioner under medverkan av solljus. Höga halter är kopplade till utsläpp av kolväten vid närvaro av kväveoxider (NO_x). Om bakgrundshalten av NO_x är låg, kan NO_x vara den begränsande faktorn för bildning av marknära ozon.

Det potentiella bidraget till fotooxidant-bildningen uttrycks här som C_2H_4 (eten)-ekvivalenter och är ett mått på den aktuella emissionens förmåga att bilda fotooxidanter jämfört med samma förmåga hos eten.

Ett problem med att kvantifiera bidraget till marknära ozon är att kolväten ofta inte mäts på annat sätt än att "kolväten" redovisas som klump, och ej som specifika kolväten. Här ligger därmed osäkerheter, eftersom olika kolvätenes potentiella förmåga att bilda ozon skiljer sig åt.

4.2.9 Försurning

Den här effektkategorin berör de ämnen, som bidrar till försurning av land och vattendrag. För vattendrag innebär försurningen en sänkning av pH-värdet (höjning av halten vätejoner) till lägre värden än vad som är naturligt. För mark innebär försurningen en högre andel än naturligt av vätejoner (protoner) på markkolloider² med åtföljande urlakning av metalljoner.

Försurningen orsakas till ca 80 % av antropogena (mänskliga) störningar i svavlets kretslopp och till ca 20 % av antropogena störningar i kvävet kretslopp. Svavelutsläppen utgörs främst av svaveldioxid från förbränning av kol och olja. Kvoten mellan antropogena flöden och biogena (naturliga) flöden är mycket högre för svavel än för kväve.

Det potentiella bidraget till försurningen uttrycks här som SO_2 (svaveldioxid)-ekvivalenter och är ett mått på förmågan hos 1 gram av den aktuella emissionen att frigöra vätejoner jämfört med samma förmåga hos 1 gram svaveldioxid (SO_2).

Verkan av försurande ämnen har ett stort geografiskt beroende. Huvuddelen av Sverige (med undantag för Öland, Gotland och Skåne) är extremt känsliga för försurning beroende på den kalkfattiga berggrunden.

Utslagningen av fiskar och annat normalt liv i sjöar är kanske den mest påtagliga och uppmärksammade följden av försurningen. En sjös försurning är i huvudsak en konsekvens av markförsurningen i dess tillrinningsområde. Eftersom marken fungerar som en fördröjande buffert kommer gångna års nedfall att bidra till fortsatt sjöförsurning för lång tid framåt. Vid sjunkande pH slås successivt allt fler arter ut och vid pH 5 är i princip sjöns normala liv borta. Fiskars reproduktion och yngelstadier är känsliga och god näringstillgång med stora fiskar

² Markkolloid: mycket små organiska (i humus) eller oorganiska (i mineraljord) negativt laddade partiklar.

karaktäriserar därför ofta försurningens sena stadier. De starkt försurade sjöarna får en ny försurningstålig flora och fauna bestående av relativt få och lågt stående arter.

Omfattande insatser görs för att genom tillförsel av kalk (CaCO_3) motverka sjöförsurning. Kalkningen höjer pH och sänker halten av tungmetaller och fisktoxiska aluminiumjoner. De utfällda metallkomplexen hamnar istället i de känsliga sedimenten. Kalkning återställer inte ekosystemet utan får betraktas som en form av ”konstgjord andning”.

I Lindfors et al (1995) finns två scenarier betecknade ”min” och ”max”. Orsaken till att det två olika scenarier används är att kväveföreningarnas bidrag till försurningen varierar beroende på olika processer i det terrestra systemet (landekosystemet). I förenklade termer kan man säga att kväveföreningar endast bidrar till försurningen om anjonen lakas ut från systemet. Om anjonen stannar kvar i systemet kommer olika processer vanligtvis att leda till att syran (vätejonerna) neutraliseras. I Skandinavien är utlakningen mindre än 15 % och i Centraleuropa 10-30 % och i Nederländerna 30-80% (Grennfelt et al, 1994). Miljöstyvningsrådet (1998) anger att maxvärdet skall användas, vilket således innebär en viss överskattning.

4.2.10 Övergödning

Här beaktas endast övergödning i vattensystem vilket också benämns eutrofiering. Ökad tillförsel av näringsämnen till vattensystem leder till ökad tillväxt av biomassa. Eftersom nedbrytningen av denna biomassa kräver syre, kan en ökad biomassatillväxt leda till syrebrist och därmed bottendöd. Även nedbrytningen av organiskt material i vattenemissioner kräver syre, mätt som BOD^3 eller COD^4 . Utsläpp av kväveföreningar till luft kan också bidra till ökad tillgång på kväve i vattendrag eftersom kväveföreningar återföres till marken med nederbörd och sedan till viss del hamnar i vattendrag. Tillväxten av biomassa i vattendrag begränsas i europeiska system vanligen av tillgången på kväve eller fosfor. Eftersom olika system kan vara begränsade av olika näringsämnen (såsom kväve och fosfor), vilket skapar ett problem när det potentiella bidraget till övergödningen skall bestämmas. Ett annat problem är hur man skall hantera emissionerna av kväveföreningar till luft; en del av dessa, men inte alla, kommer att nå det akvatiska systemet (vattenekosystemet), antingen genom direkt deposition eller via lakning från det terrestra systemet (landekosystemet).

I den här studien har vi använt den metod där maximal teoretisk effekt antas (Lindfors et al, 1995), och vi skiljer inte på huruvida recipienten (mottagaren) är kväve- eller fosforbegränsad, då sådan specifik information inte kunnat samlas in i inventeringen.

Det potentiella bidraget till eutrofiering (övergödning) uttrycks här som beräknad maximal syreförbrukning.

³ BOD: Biological Oxygen Demand. Biologiskt mått på mängden syrekrävande material i t ex avloppsvatten; den mängd syre som går åt när materialet bryts ned av.

⁴ COD: Chemical Oxygen Demand. Kemiskt mått på mängden syrekrävande material i t ex avloppsvatten

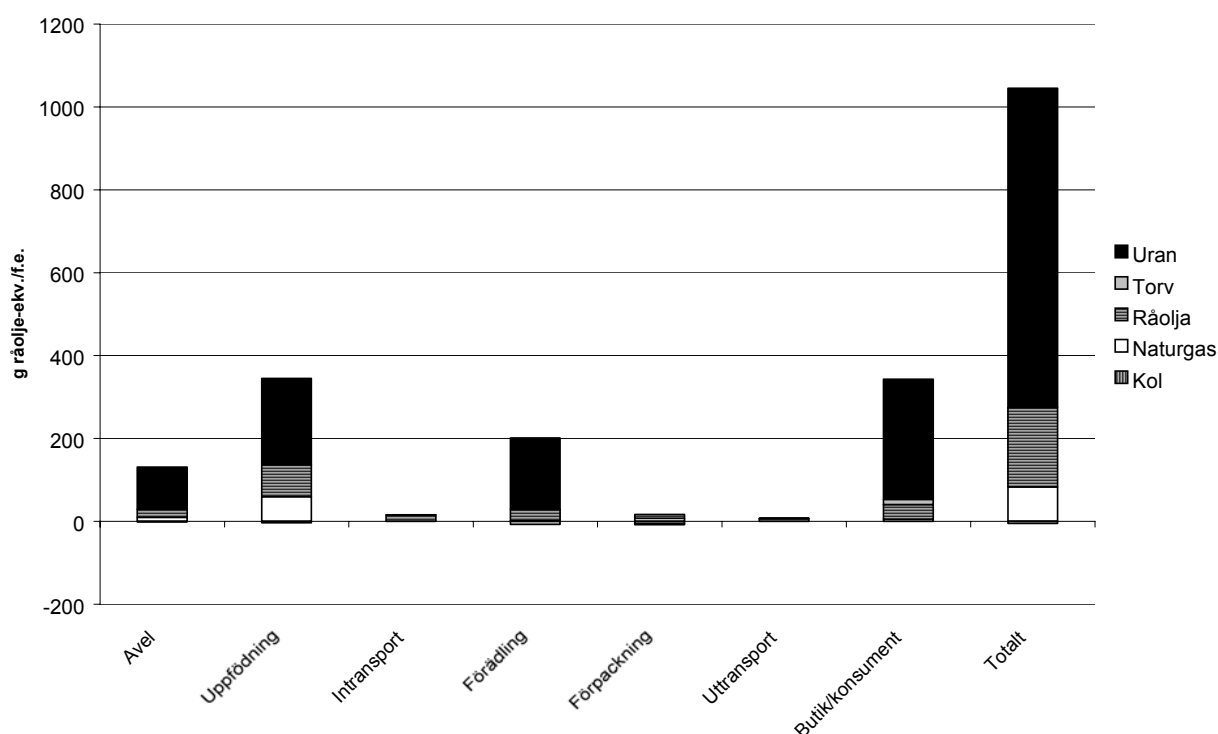
5 Resultat

5.1 Resursförbrukning

5.1.1 Icke förnybara resurser

5.1.1.1 Utarmning av icke förnybara resurser med energiinnehåll

Utarmningen av icke förnybara resurser med energiinnehåll presenteras uttryckt som gram råolja-ekvivalenter i figur 5.1 nedan.



Figur 5.1: Förbrukning av icke förnybara resurser med energiinnehåll, uppdelat på livscykelns olika faser.

Som framgår av figur 5.1 är det uppfödningen och butik/konsument som ger högst bidrag till utarmningen av icke förnybara resurser med energiinnehåll. Utarmningen av uran vid uppfödningen kommer från elanvändningen, främst för kycklingstallarna. Utarmningen av råolja vid uppfödningen härrör främst från den diesel som används av traktorerna vid odling av fodergrödor, och förbrukningen av naturgas kommer från tillverkning av handelsgödsel. Det största bidraget till utarmningen av icke förnybara resurser med energiinnehåll från butik/konsument kommer från uranföbrukning i samband med produktion av den el som åtgår för kylningen i butiken. Utarmningen av råolja för butik/konsument härrör främst från produktionen av bensinen som åtgår vid inköpstransporten.

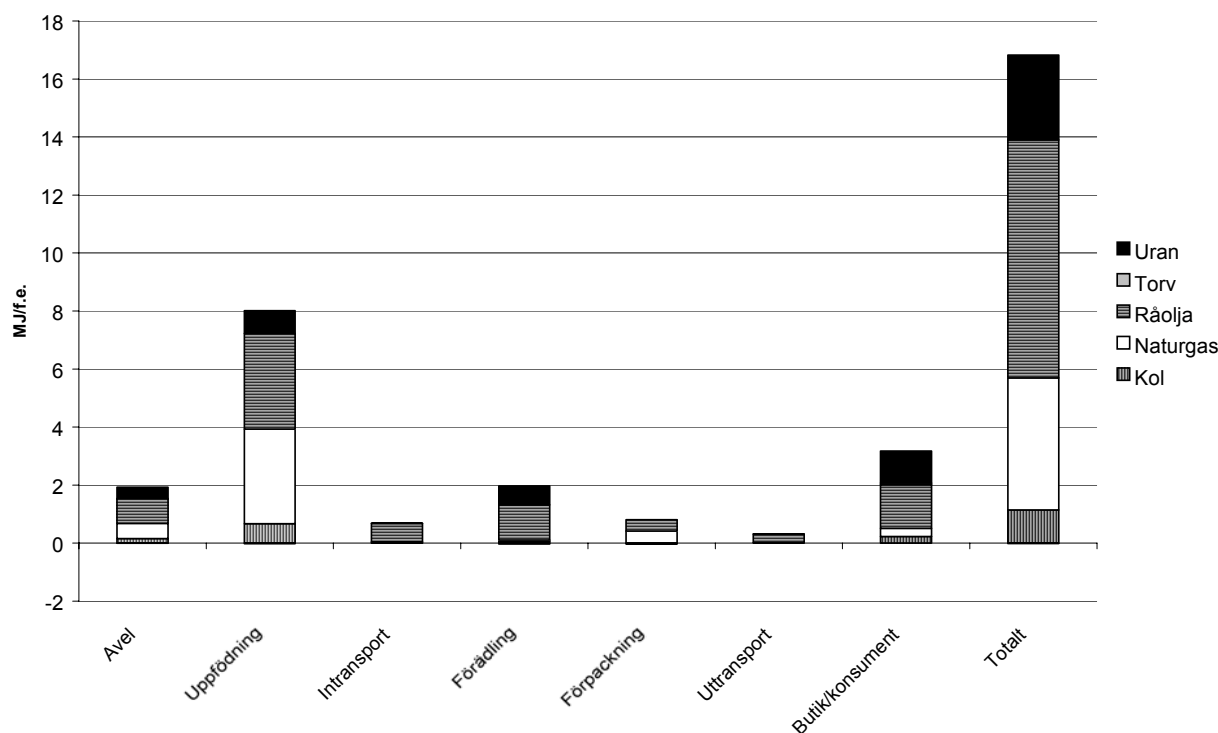
Även för avel och förädling är det förbrukningen av uran som används för att producera den el som används vid kläckeri och förädling som dominerar bidraget till utarmningen av icke förnybara resurser med energiinnehåll.

Som synes ger varken transporten till eller från förädlingen något högt bidrag till utarmningen av icke förnybara resurser med energiinnehåll. Det bidrag som dessa transporter ger kommer från produktion av dieseln som åtgår för transporterna.

I livscykel fasen ”Förpackning” ingår både produktion och resthantering av förpackningsmaterialet. Resthanteringen består av återvinning av wellpapp samt av förbränning av övrigt förpackningsmaterial. Vid återvinningen av wellpappen får man ett negativt bidrag till förbrukningen av icke förnybara resurser med energiinnehåll, eftersom wellpappen antas ersätta andra material vid återvinningen. Vid förbränningen av de andra förpackningsmaterialen produceras energi. Denna energi antas ersätta samma mängd energi från andra energislag, varför man även här får ett negativt bidrag till utarmningen av icke förnybara resurser med energiinnehåll. Det positiva bidraget till utarmningen av icke förnybara resurser med energiinnehåll från produktionen av förpackningsmaterialet reduceras således med det negativa bidraget från resthanteringen. Dock skall påpekas att varken det positiva bidraget från tillverkningen eller det negativa bidraget från resthanteringen är höga.

5.1.1.2 Användning av primär, icke förnybar energi

I figur 5.2 nedan presenteras förbrukningen av icke förnybar, primär energi, d.v.s. den mängd energi som tas från naturen för att få den mängd energi som krävs av processerna. Mängden sekundär energi, d.v.s. den energi som används av processerna, redovisas däremot inte, se avsnitt 4.2.1.



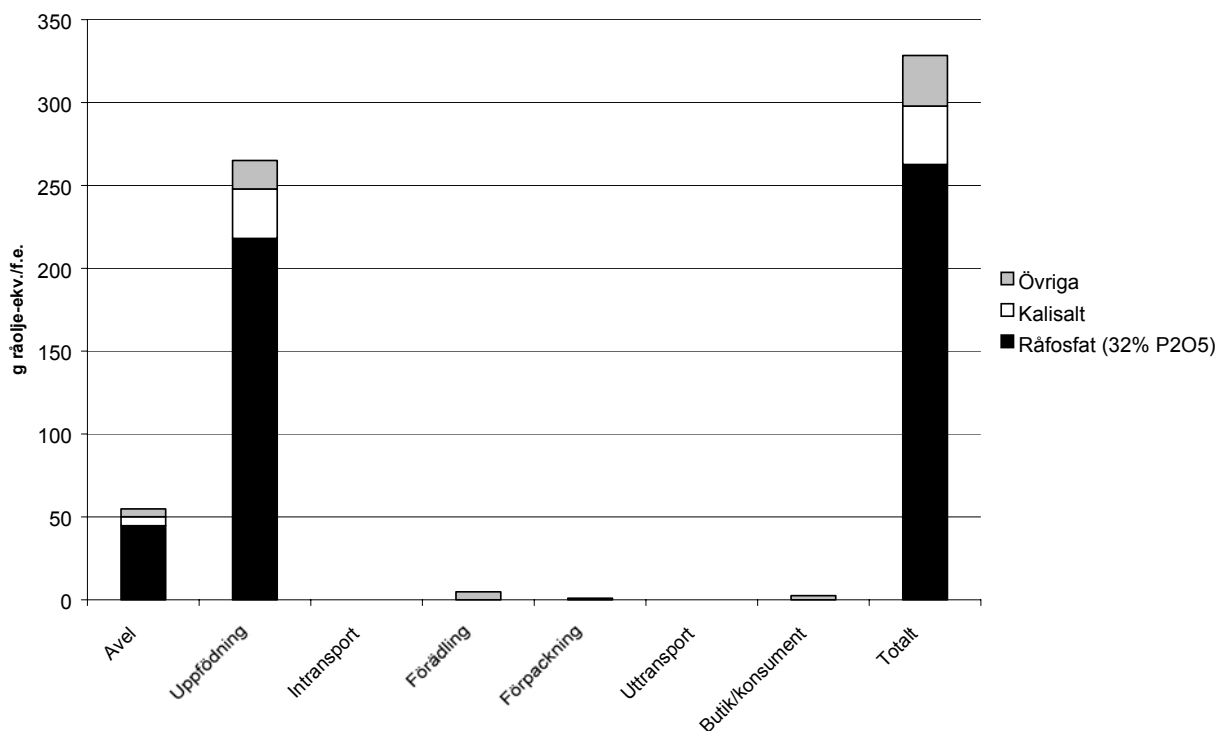
Figur 5.2: Primärenergiförbrukning, icke förnybara resurser.

Som synes är det råolja och naturgas som dominerar användningen av primära, icke förnybara resurser, till skillnad från resultatet för resursutarmningen (figur 5.1), där uran ger ett högre bidrag än råolja och naturgas. Detta beror på att karakteriseringsfaktorn för uran i den metod som används för resursutarmningen (se avsnitt 4.2.1) är högre än motsvarande för råolja och

naturgas. Detta i sin tur beror på att den kända reserven (R i formeln i avsnitt 4.2.1) av uran är lägre än motsvarande för råolja och naturgas. När ingen karaktärisering görs, utan endast mängden primär energi som används studeras, som i figur 5.2, påverkas resultatet således inte av hur stor den kända reserven är, utan endast av hur mycket som används av systemet. Användningen av råolja och naturgas är således högre än motsvarande för uran.

5.1.1.3 Utarmning av icke förnybara resurser utan energiinnehåll

Bidraget till utarmningen av icke förnybara resurser utan energiinnehåll presenteras i figur 5.3.



Figur 5.3: Förbrukning av icke förnybara resurser utan energiinnehåll, uppdelat på livscykelns olika faser.

Även i detta fall är det uppfödningen som ger det högsta bidraget. Det är framförallt förbrukningen av råfosfat från produktion av fosforhandelsgödsel som används vid odling av fodergrödor som bidrar. Också bidraget från aveln domineras av förbrukning av råfosfat från odling av fodergrödor. Förbrukning av kalisalt kommer också från produktion av kaliumhandelsgödsel som används vid odling av fodergrödor, varför bidraget är högst för uppfödningen och därefter aveln.

5.1.2 Förnybara resurser

Förnybara resurser med energiinnehåll har delats upp i två kategorier; i tabell 5.1 redovisas användningen av förnybara bränslen/vedråvara och i tabell 5.2 redovisas användningen av vattenkraft och vindkraft i form av mängd producerad elenergi.

Tabell 5.1: Användning av förnybara resurser (bränsle & vedråvara) [g/f.e.].

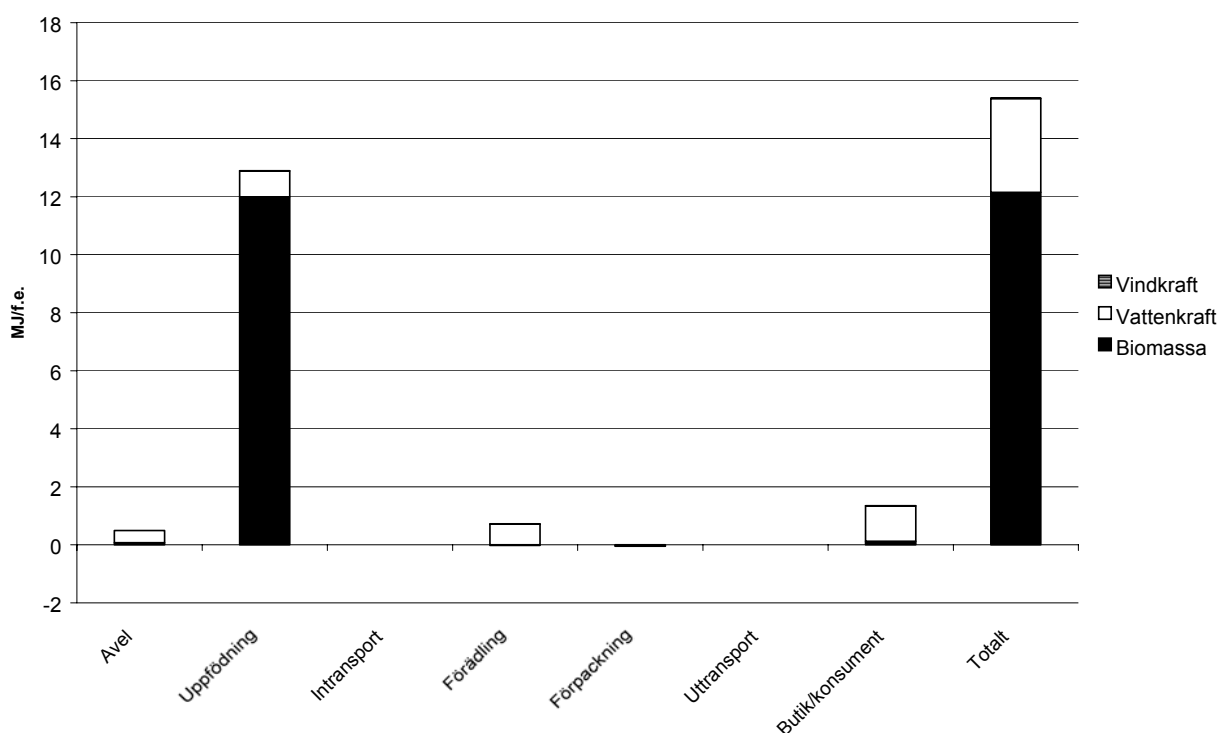
	Avel	Uppfödning	Intransport	Förädling	Förpackning	Uttransport	Butik/ konsument	Totalt
Biomassa (bränsle + vedråvara)	9,07	691,30	0,01	-1,84	-3,93	0,01	14,50	709,12

Tabell 5.2: Användning av vattenkraft och vindkraft [MJ/f.e.].

	Avel	Uppfödning	Intransport	Förädling	Förpackning	Uttransport	Butik/ konsument	Totalt
Vattenkraft	3,78E-01	8,05E-01	0,00E+00	6,45E-01	-1,20E-02	0,00E+00	1,10E+00	2,92E+00
Vindkraft	7,91E-04	1,55E-03	0,00E+00	1,42E-03	1,23E-05	0,00E+00	2,24E-03	6,02E-03

5.1.2.1 Användning av primär, förnybar energi

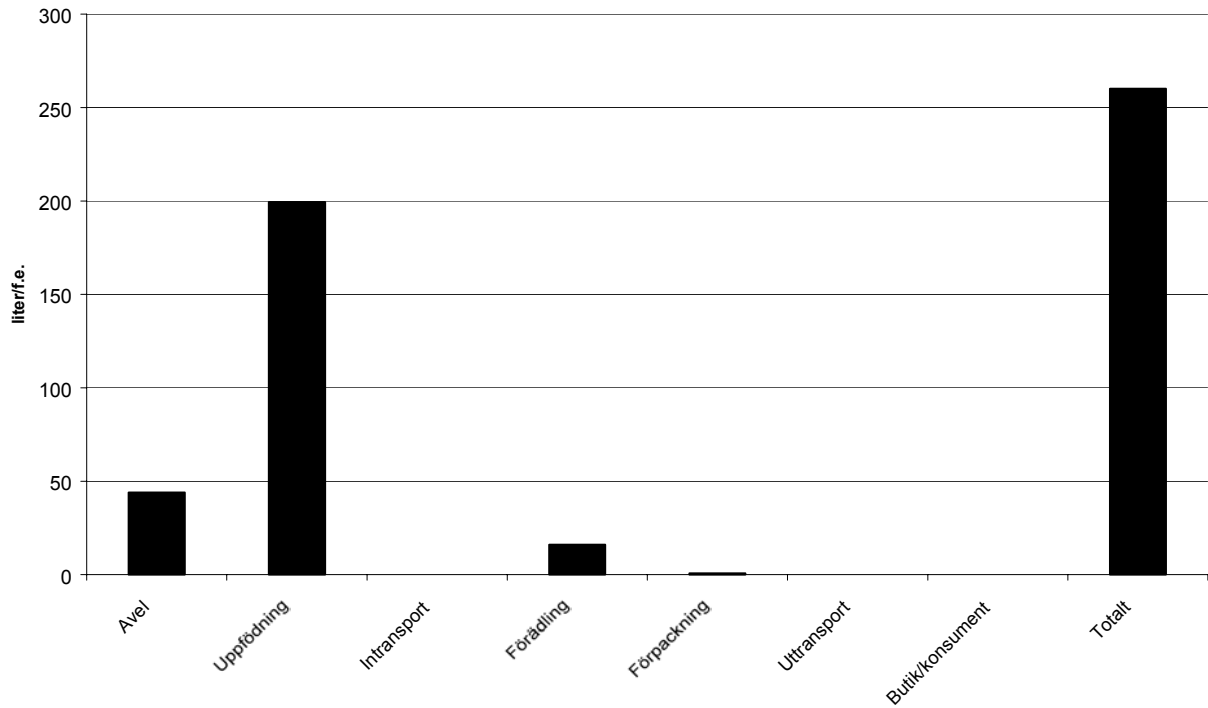
I figur 5.4 nedan presenteras förbrukningen av förnybar, primär energi. Även här är det vid uppfödningen som mest primärenergi förbrukas. Användningen av primär energi i form av biomassa dominerar. Det är framförallt användningen av halm för uppvärmning av kycklingstallarna som bidrar. Användningen av vattenkraft kommer från elanvändningen, och är därför högst för butik/konsument; det är kylningen i butik som dominerar elanvändningen. Mängden sekundär energi, d.v.s. den energi som används av processerna, redovisas däremot inte, se avsnitt 4.2.1.



Figur 5.4: Primärenergiförbrukning, förnybara resurser.

5.1.3 Färskvattenförbrukning

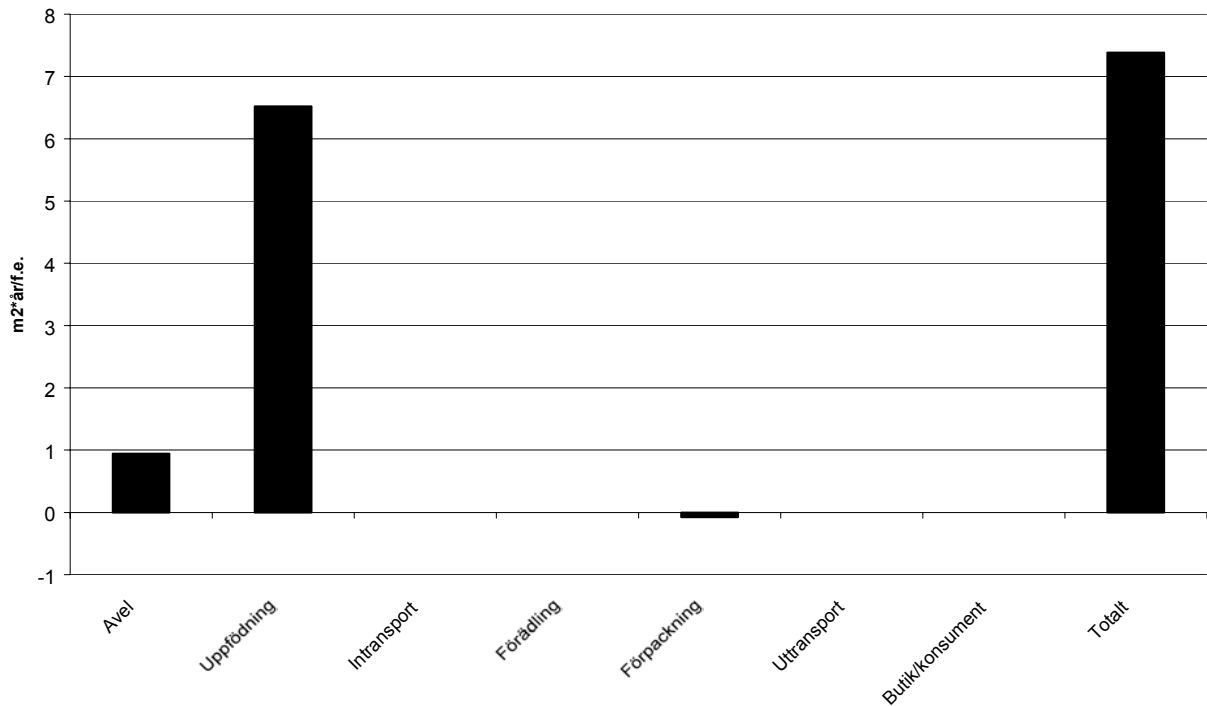
I figur 5.5 nedan redovisas färskvattenförbrukningen för kycklingens livscykel. Det är vid uppfödningen som mest färskvatten används, främst vid produktion av foder, men även som dricksvatten till kycklingarna.



Figur 5.5: Förbrukning av färskvatten.

5.1.4 Mark

Markanvändningen redovisas i figur 5.6 nedan. Även här är det uppfödningen som dominerar användningen. Det är framförallt produktionen av foder till kycklingarna som kräver mark. Anledningen till den negativa markanvändningen för förpackningar är att wellpappen vid återvinningen antas wellpappen ersätta delvis jungfruliga fibrer (44%) och delvis återvunna fibrer (56%), se avsnitt 2.5.2 och avsnitt 3.8.1. I de data som använts för produktion av wellpappen även producerad ur både jungfruliga fibrer och återvunnet material. Andelen jungfruliga fibrer i denna blandningen understiger dock de 44% som antas ersätta vid återvinningen, därav det negativa värdet för förpackningar.



Figur 5.6: Markanvändning

5.2 Användning och utsläpp av toxiska ämnen

I tabell 5.3 nedan redovisas användning och utsläppsmängder av pesticider, kadmium och antibiotiska preparat. I bilaga A3 redovisas alla toxiska ämnen.

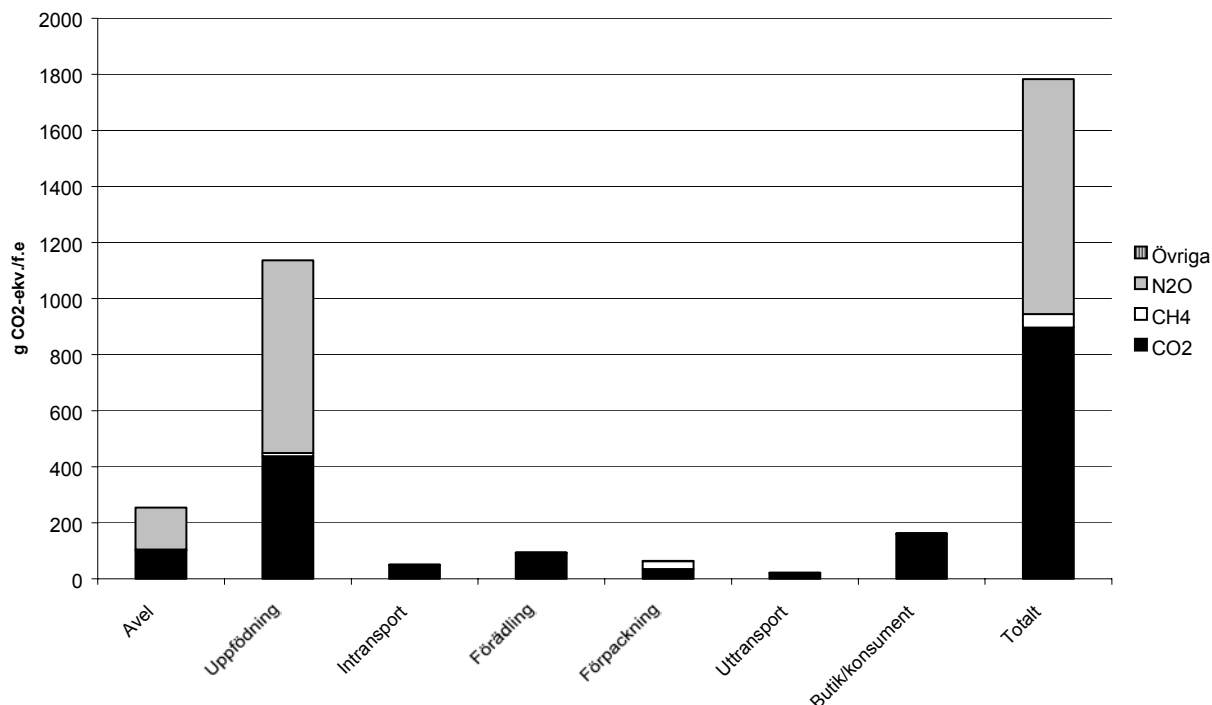
Tabell 5.3: Toxiska ämnen per funktionell enhet.

	Enhet	Avel	Uppfödning	Intransport	Förädling	Förpackning	Uttransport	Butik/ konsument	Totalt
Pesticider									
2,4-D	kg	1,20E-05	1,51E-04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,63E-04
Amistar	m3	0,00E+00	2,30E-08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,30E-08
Mängd aktiv substans (Azoxystrobin)	kg	0,00E+00	5,75E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
Biocides	kg	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,07E-07	0,00E+00	0,00E+00	1,07E-07
Diflubensuron (aktiv substans)	kg	8,99E-08	1,13E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,22E-06
Endosulfan (aktiv substans)	kg	1,06E-06	1,33E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,44E-05
Esfenvalerat (aktiv substans)	kg	5,47E-08	1,88E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,43E-07
Express	kg	0,00E+00	6,02E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	8,03E-05
Mängd aktiv substans (Tribenuronmetyl)	kg	0,00E+00	3,01E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,01E-07
Fungicides	m3	2,26E-09	9,08E-09	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,13E-08
Glyfosat (aktiv substans)	kg	8,64E-06	1,09E-04	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,18E-04
Gratil	kg	0,00E+00	9,69E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	9,69E-07
Mängd aktiv substans (Amidosulfuron)	kg	0,00E+00	7,27E-07	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	7,27E-07
Herbicides	m3	7,92E-10	3,18E-09	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	3,97E-09
Insecticides	m3	4,95E-09	1,98E-08	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,48E-08
Metazaklor (aktiv substans)	kg	2,73E-06	9,36E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,21E-05
Monocrotofos (aktiv substans)	kg	1,80E-06	2,26E-05	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,44E-05
Subitol	kg	0,00E+00	9,74E-11	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	9,74E-11
Tribenuronmetyl (aktiv substans)	kg	4,85E-07	1,93E-06	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	2,42E-06
Tungmetaller till luft									
Cd	kg	3,70E-09	1,87E-08	5,26E-10	3,12E-08	1,35E-10	2,40E-10	9,93E-10	5,55E-08
Tungmetaller till vatten									
Cd	kg	6,59E-10	2,02E-09	8,53E-10	1,42E-09	5,16E-10	3,90E-10	1,24E-10	5,98E-09
Antibiotiska preparat									
Vaccin ¹	ml	1,22E-03	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,22E-03
Narasin	g	0,00E+00	1,56E-01	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00	1,56E-01

1) Vaccinen specificeras i tabell 3.5 och utgörs av försvagade virus utan tillsats av vatten

5.3 Potentiellt bidrag till växthuseffekten

Det potentiella bidraget till växthusen presenteras i figur 5.7 nedan.



Figur 5.7: Potentiellt bidrag till växthuseffekten, uppdelat på livscykelns olika faser.

Även här är det uppfödningen som ger det högsta bidraget. Det är framförallt utsläpp av lustgas från produktion och användningen av kvävegödsel vid odling av fodergrödor och utsläpp av koldioxid från arbetsmaskiner (traktorer m.m.) vid odling av fodergrödor som bidrar. Bidraget från aveln beror också på utsläpp av koldioxid från energianvändning vid odling av fodergrödor och på från utsläpp av lustgas från användningen av kvävegödsel vid odling av fodergrödor.

Bidraget från in- och uttransport beror framförallt på utsläpp av koldioxid från förbränning av dieseln i lastbilarna.

Bidraget från butik/konsument beror dels på emissioner av koldioxid från transporten mellan butiken och hemmet, dels på emissioner av koldioxid vid produktion av den el som används för att kyla kycklingen i butiken och dels på den koldioxid som finns i vakuumpförpackat, färskt kycklingkött och som släpps ut när konsumenten öppnar förpackningen. Att emissioner av koldioxid som släpps ut när konsumenten öppnar från förpackningen allokeras till kycklingköttet är inte självklart eftersom koldioxid är en biprodukt från andra processer och av denna anledning är inte ”produktionen” av den inkluderats (se avsnitt 3.6.5). Hade man inte utnyttjat koldioxiden i kycklingförpackningen så hade den släppts ut direkt. Koldioxid lagras nu istället tillfälligt i förpackningen och blir ett utsläpp då förpackningen öppnas. Alltså orsakar inte kycklingen något extra utsläpp. Koldioxid som släpps ut när konsumenten öppnar förpackningen utgör ca. 9% av bidraget till livscykelfasen Butik/konsument. Om emissioner av koldioxid som släpps ut när konsumenten öppnar från förpackningen istället hade

allokerats till den produkt som genererar koldioxiden, och därmed inte inkluderats i vår livscykel, hade den inbördes ordningen mellan livscykel faserna inte förändrats.

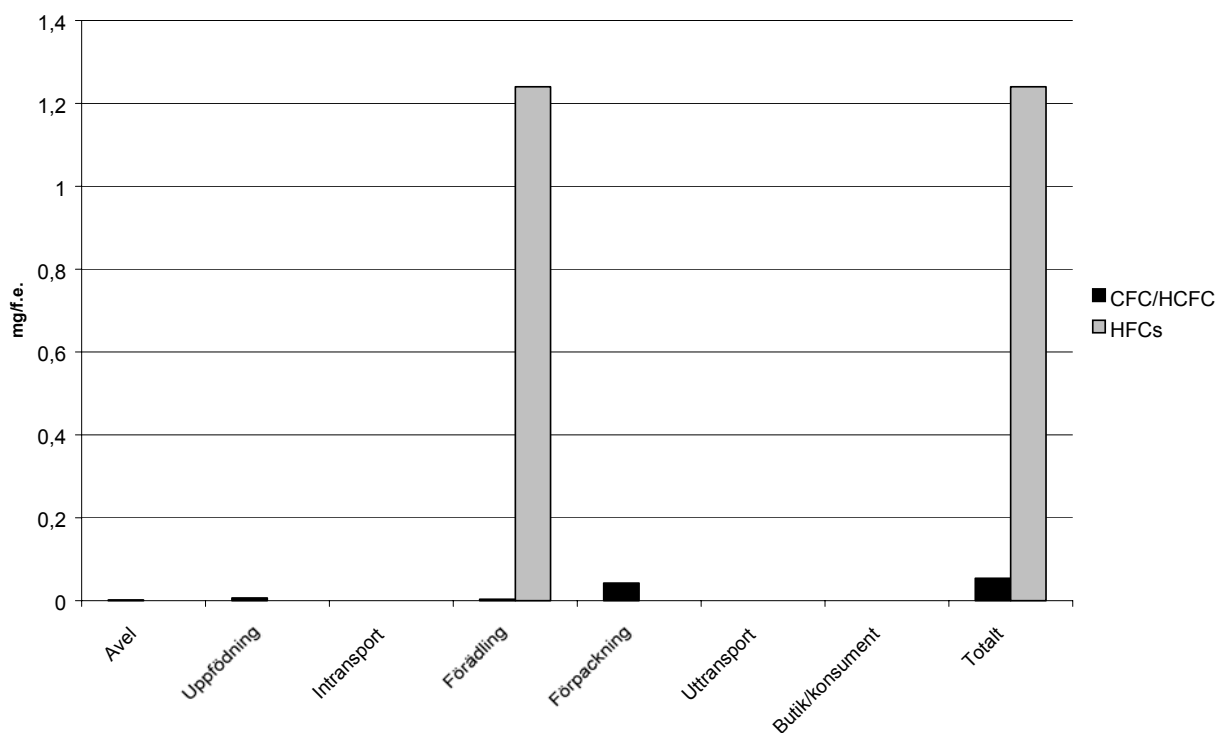
Bidraget från förpackning kommer främst från koldioxidemissioner från energianvändning vid wellpapp tillverkningen. Bidraget från metangas från förpackningsmaterialet beror på att en del av förpackningsmaterialet deponeras efter användning, varvid metan bildas.

Bidraget från förädlingen beror främst på emissioner av koldioxid i samband med förbränning av den eldningsolja som används för uppvärmning och hetvattenproduktion. Emissioner av koldioxid uppstår även vid produktionen av eldningsolja liksom vid produktion av den el som används.

5.4 Potentiellt bidrag till nedbrytning av stratosfäriskt ozon; utsläpp av freoner

Eftersom det inte fanns några faktorer för dessa freoner i den metod som använts för nedbrytning av stratosfäriskt ozon och eftersom övriga freoner som används (CFC/HCFS i figur 5.8) inte är specificerade har vi valt att endast redovisa utsläppsmängder (inventeringsresultat). Således har ingen miljöpåverkansbedömning för det potentiella bidraget till nedbrytning av stratosfäriskt ozon gjorts. I figur 5.8 nedan redovisas utsläpp av freoner. Det är främst från kylanläggningarna vid förädlingen som utsläppen av freoner sker. Följande freoner används vid förädlingen:

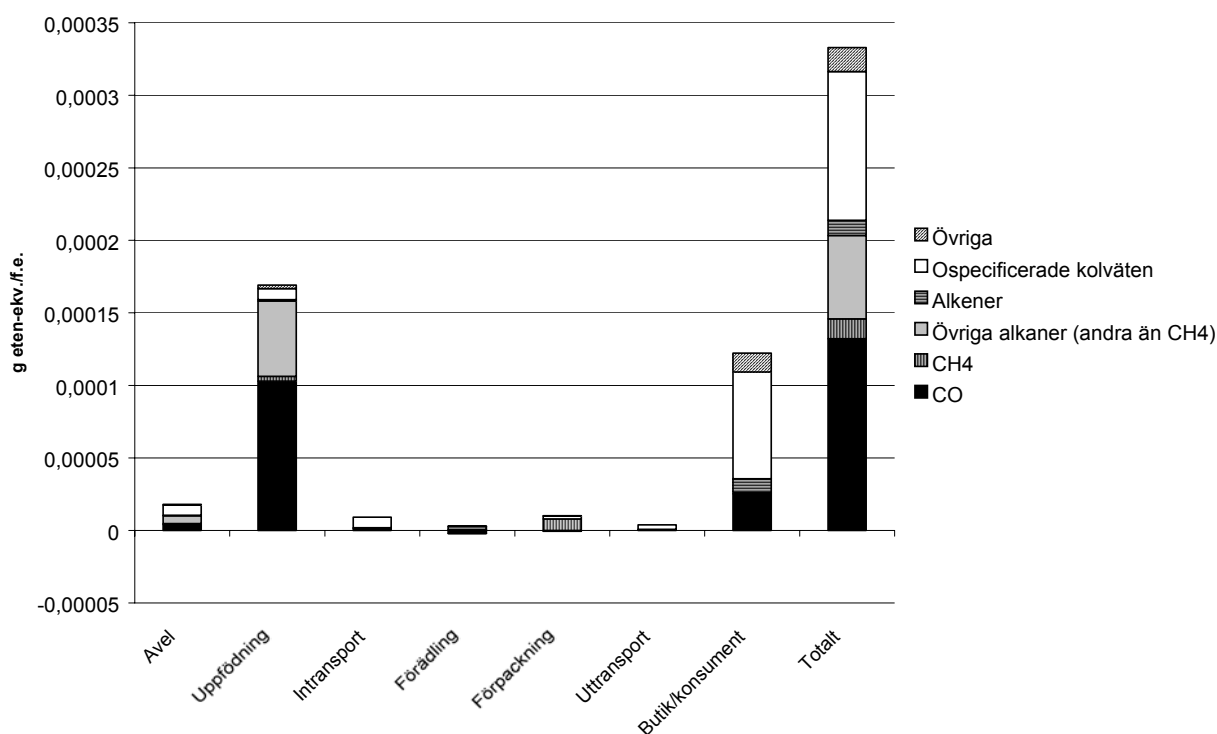
- R 134 a
- R 404 a
- R 407 c



Figur 5.8: Utsläpp av freoner

5.5 Potentiellt bidrag till bildning av fotokemiska oxidanter

Det potentiella bidraget till bildning av fotokemiska oxidanter presenteras i figur 5.9 nedan.



Figur 5.9: Potentiellt bidrag till fotokemisk oxidantbildning, uppdelat på livscykelns olika faser.

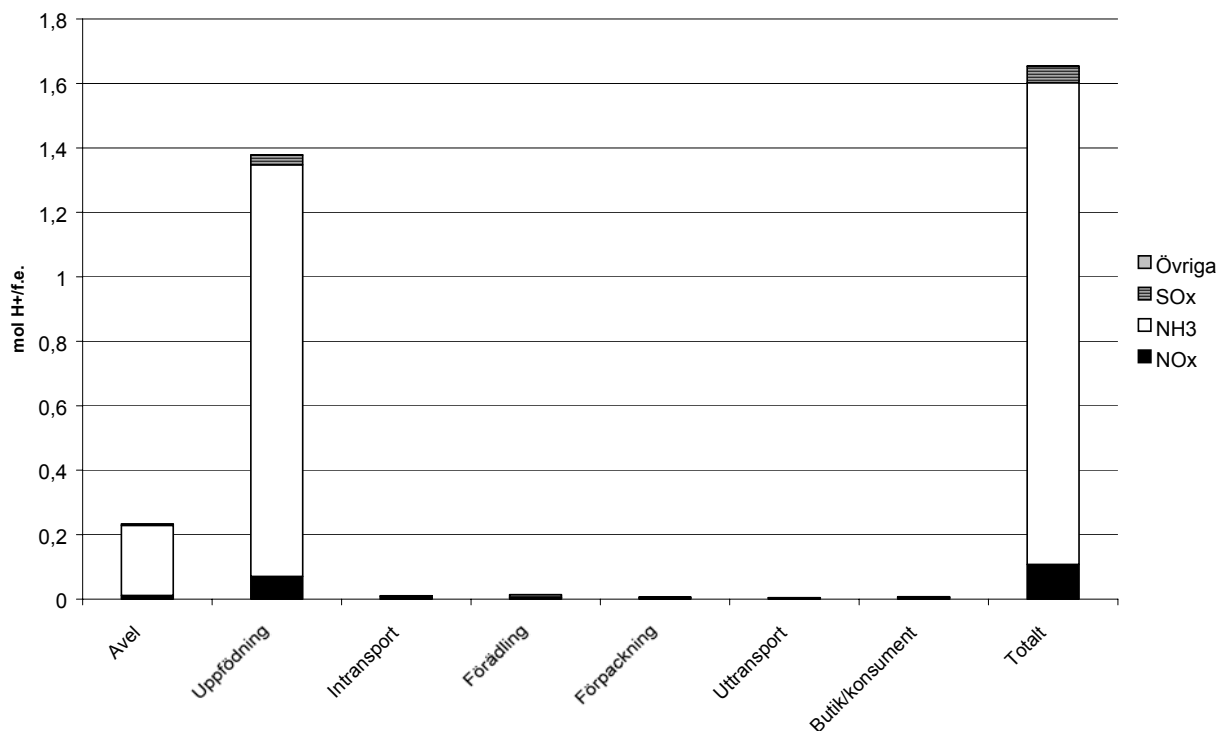
Uppfödningen ger det högsta bidraget till bildningen av fotokemiska oxidanter. Det är framförallt utsläpp av kolmonoxid från förbränningen av halm för att värma upp stallarna och utsläpp av hexan från pressning av soja och raps (hexan används som lösningsmedel vid pressningen) och som bidrar.

Även butik/konsument ger ett relativt högt bidrag till bildning av fotokemiska oxidanter. Det är framförallt utsläpp av kolväten vid transporten mellan butik och konsument som bidrar.

Bidraget från aveln kommer främst från emissioner av alkaner (huvudsakligen hexan), andra, ospecificerade kolväten och kolmonoxid. Utsläpp av hexan kommer från pressning av raps och soja som används som foder. Utsläpp av andra, ospecificerade kolväten kommer främst från energianvändningen vid kläckeri och vid odling av fodergrödor och utsläpp av kolmonoxid kommer främst från energianvändningen vid odling av fodergrödor.

Bidraget från förpackningsmaterialet kommer från emissioner av metan från deponering av wellpapp och annat förpackningsmaterial.

5.6 Potentiellt bidrag till försurningen



Det potentiella bidraget till försurningen presenteras i figur 5.10 nedan.

Figur 5.10: Potentiellt bidrag till försurningen, uppdelat på livscykelns olika faser.

Återigen är det uppfödningen som ger det högsta bidraget. Det är framförallt utsläpp av ammoniak från kycklingstallar och lagring av gödsel som bidrar. Det bör noteras att i denna studie har ammoniakavgången från stallarna beräknats med hjälp av schablonvärden. I det verkliga fallet är ammoniakavgången betydligt lägre tack vare filtrering av ventilationsluften från stallarna genom ett vattenfilter. Utsläppen av kväveoxider kommer främst från traktorn vid odlingen av fodergrödor.

Även bidraget från aveln domineras av utsläpp av ammoniak från gödseln i kycklingstallarna.

Bidraget från in- och uttransporten domineras av emissioner av kväveoxider från förbränning av dieseln som åtgår vid transportererna.

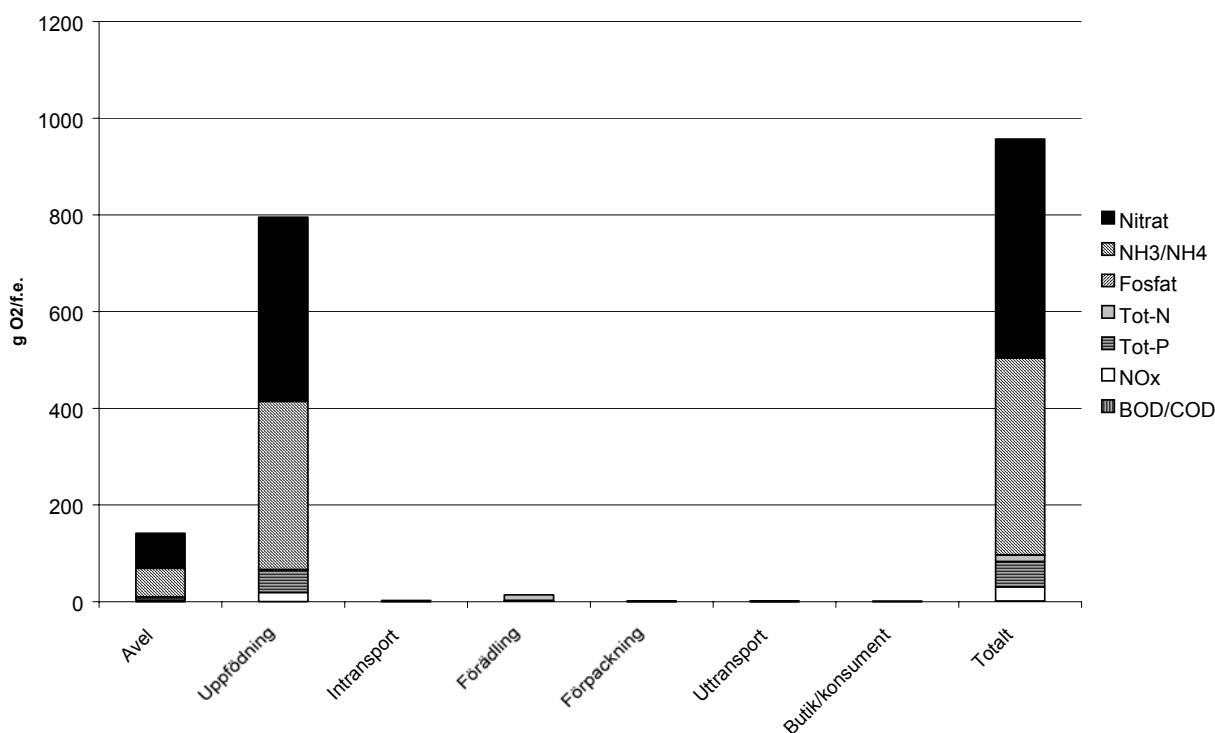
Bidraget från förädlingen domineras av utsläpp av svaveldioxid och kväveoxider från förbränning och produktion av den olja som används för uppvärmning och hetvattenproduktion.

Bidraget från förpackningsmaterialet domineras av emissioner av svaveldioxid och kväveoxider från energianvändning vid wellpapptillverkningen.

Bidraget från butik/konsument domineras av emissioner av svaveldioxid och kväveoxider från transporten från butik till konsument och från produktion av den el som används för kylning i butik.

5.7 Potentiellt bidrag till övergödningen

Det potentiella bidraget till övergödningen presenteras i figur 5.11 nedan.



Figur 5.11: Potentiellt bidrag till eutrofieringen, uppdelat på livscykelns olika faser.

Också till eutrofieringen är det uppfödningen som ger det högsta bidraget. Det är framförallt utsläpp av nitrat till vatten och ammoniak till luft som bidrar. Läckage av nitrat uppkommer vid odling av fodergrödor. Ammoniakemissionerna kommer främst från gödseln i kycklingstallarna och vid lagring av gödsel. Utsläppen av kväveoxider kommer främst från traktorn vid odlingen av fodergrödor. Utsläppen av fosfor till vatten (Tot-P) vid uppfödningen kommer främst från läckage vid odlingen av fodergrödor.

Bidraget från aveln domineras också av utsläpp av nitrat till vatten och ammoniak till luft. Nitratet kommer även här från läckage vid odling av fodergrödor. Ammoniakemissionerna från aveln kommer från gödseln i kycklingstallarna, då ingen lagring av gödsel sker på kläckeriet.

6 *Tolkning*

Slutsatserna från denna studie baseras på LCA-resultatet (inventeringsresultat och resultat från miljöpåverkansbedömningen) och en utvärdering som består av en kontroll av fullständigheten, känsligheten samt av överensstämmelsen.

6.1 **Kontroll av fullständighet**

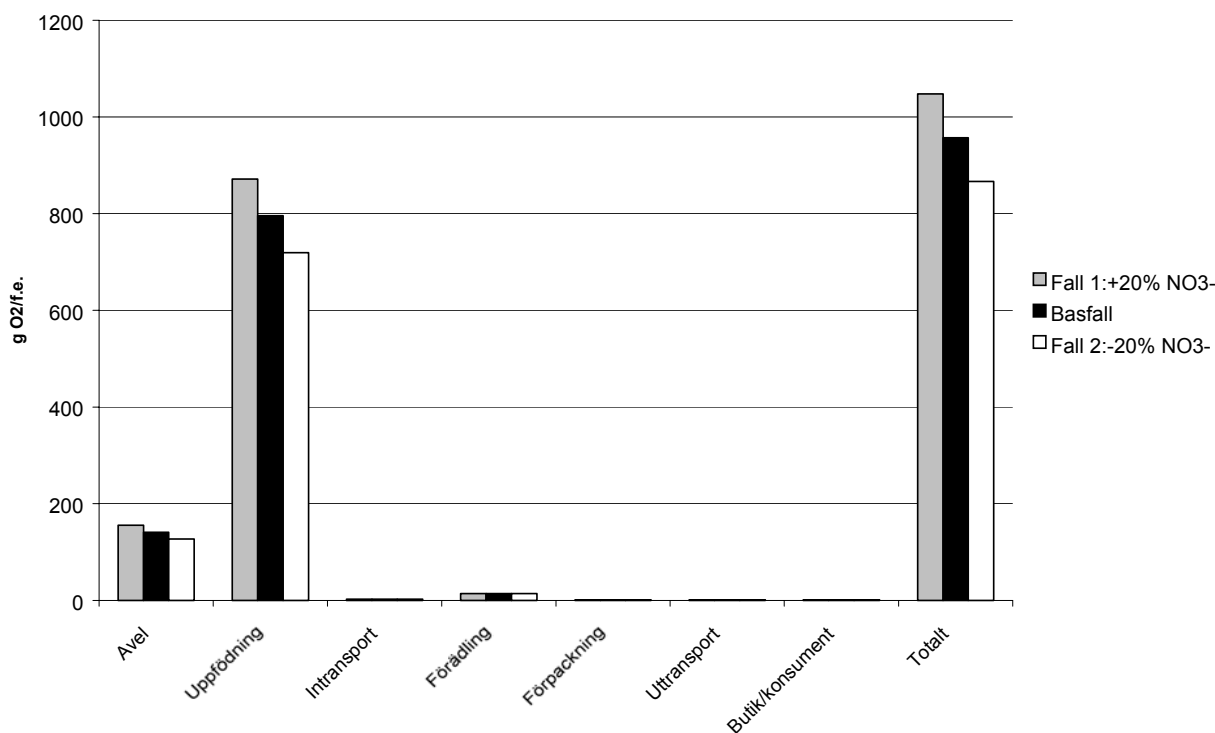
Målet med kontrollen av fullständighet är att säkerställa att all relevant information och alla data som behövs för tolkningen finns tillgängliga och är komplett. Efter ett antal kompletteringar anser vi att all nödvändig information som krävs för tolkningen är inkluderat i studien.

6.2 **Kontroll av känslighet**

Målet med kontrollen av känslighet är att bedöma resultatets och slutsatsernas tillförlitlighet genom att bestämma huruvida de påverkas av osäkerhet i data, allokeringsmetoder, gjorda antaganden eller beräkningar av resultaten av kategoriindikatorerna, etc.

6.2.1 *Nitratläckage från åkermark*

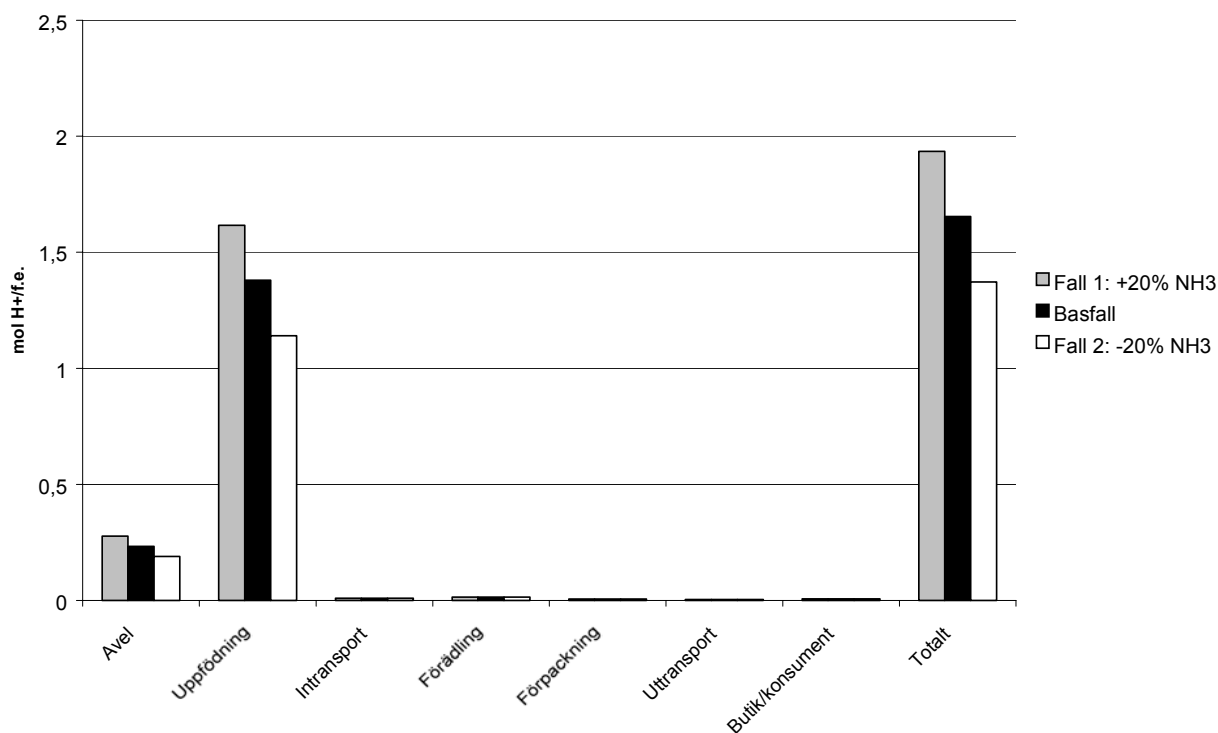
Utlakningen av nitrat från åkermark är mycket svår att mäta, se avsnitt 3.5.4. Nitratläckaget har därför beräknats genom en empirisk modell utvecklad vid SLU (Johnsson & Hoffman, 1996). För uppfödningsgården är nitratläckaget sannolikt överskattat, se avsnitt 3.5.4. Av denna anledning görs en känslighetsanalys där mängden nitrat som lakas ut från gårdens åkermark ökas och minskas med 20 %. Den miljöpåverkanskategori som påverkas av nitratläckage är övergödning. Det totala resultatet för det potentiella bidraget till övergödningen för en 20 %-ig ökning respektive minskning av nitratläckaget från åkermark presenteras i figur 6.1. Resultatet av känslighetsanalysen visar att även om osäkerheten för nitratläckage är stor så är det ändå avel och uppfödning som dominerar livscykelns bidrag till övergödningen.



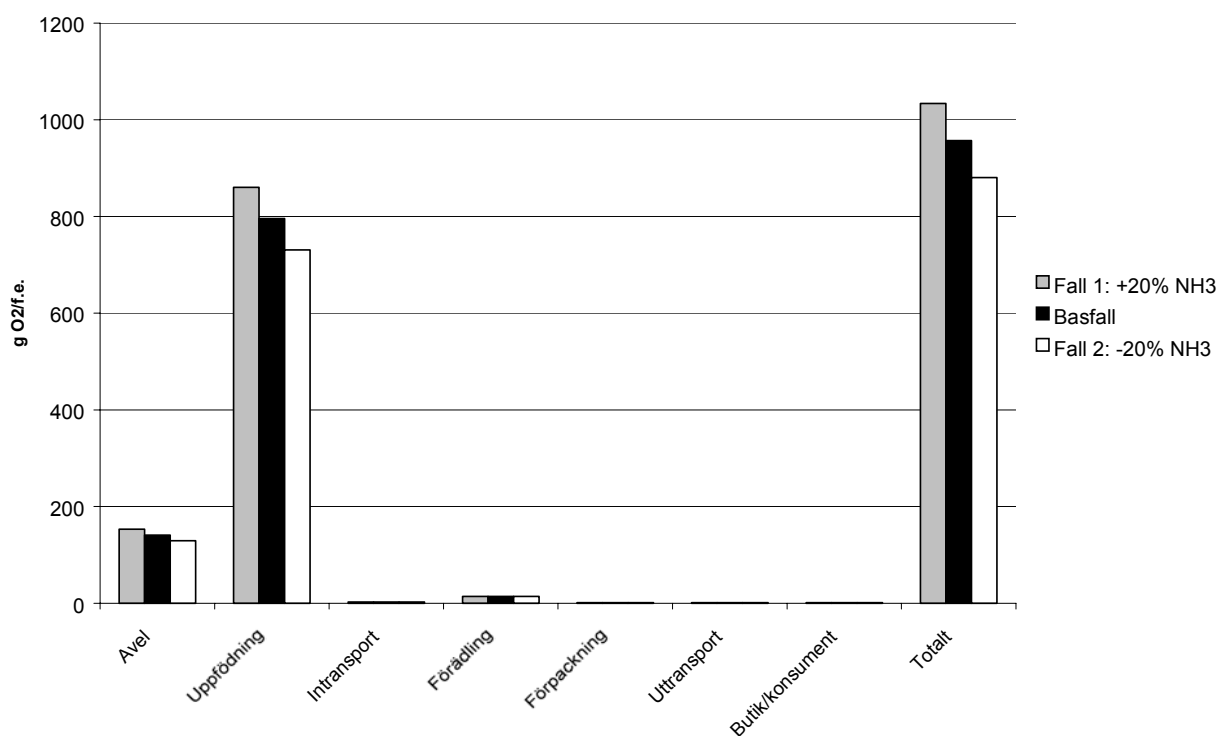
Figur 6.1: Totalt potentiellt bidrag till övergödningen för basfallet samt då nitratläckaget från åkermark ökat respektive minskat med 20%.

6.2.2 Ammoniakavgång från gödsel

Även mängden ammoniak som avgår från gödseln är svår att mäta och har därför beräknats. Ammoniakavgången från Hagbyberga Säteri har, i enlighet med metodrapporten, beräknats med hjälp av dels en stallgödselbalans framtagen med hjälp av STANK (Jordbruksverkets kalkylprogram) av Claes Tamm (2000), och dels emissionsfaktorer för handelsgödsel. Då ingen stallgödselbalans fanns att tillgå för Blenta har ammoniakemissionerna härifrån beräknats med hjälp av uppskattningar gjorda i en holländsk studie (Klarenbeek J.V.), rekommenderad av Cornelis Hermus. Eftersom dessa beräkningar inte nödvändigtvis avspeglar verkligheten, och eftersom ammoniakemissionerna från uppfödningsgården sannolikt är överskattade (se avsnitt 3.5.4) har en känslighetsanalys gjorts, där mängden ammoniak som avgår från gödsel i kycklingstallar och vid lagring ökas respektive minskas med 20 %. Som nämnts tidigare (avsnitt 3.4.3) lagras dock ingen gödsel vid Blenta. De miljöpåverkanskategorier som påverkas av ammoniakemissioner är försurning och övergödning. Det totala resultatet för det potentiella bidraget till försurningen och övergödningen för en 20 %-ig ökning respektive minskning av ammoniakavgång från gödsel i kycklingstallar och vid lagring presenteras i figur 6.2 och figur 6.3. Resultatet av känslighetsanalysen visar att även om osäkerheten för ammoniakemissioner är stor så är det ändå avel och uppfödning som dominerar livscykelns bidrag till övergödningen.



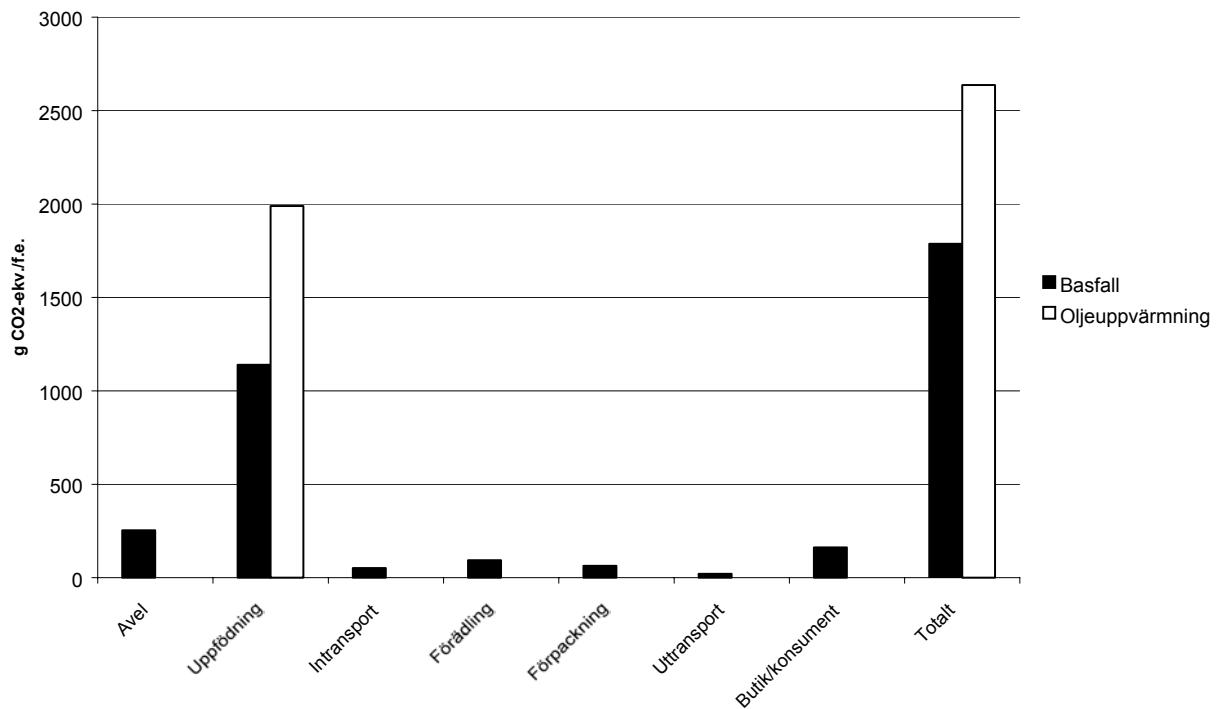
Figur 6.2: Totalt potentiellt bidrag till försurningen för basfallet samt då ammoniakavgången från gödsel ökat respektive minskat med 20 %.



Figur 6.3: Totalt potentiellt bidrag till övergödningen för basfallet samt då ammoniakavgången från gödsel ökat respektive minskat med 20 %.

6.2.3 Uppvärmning av stallar på uppfödningsgården

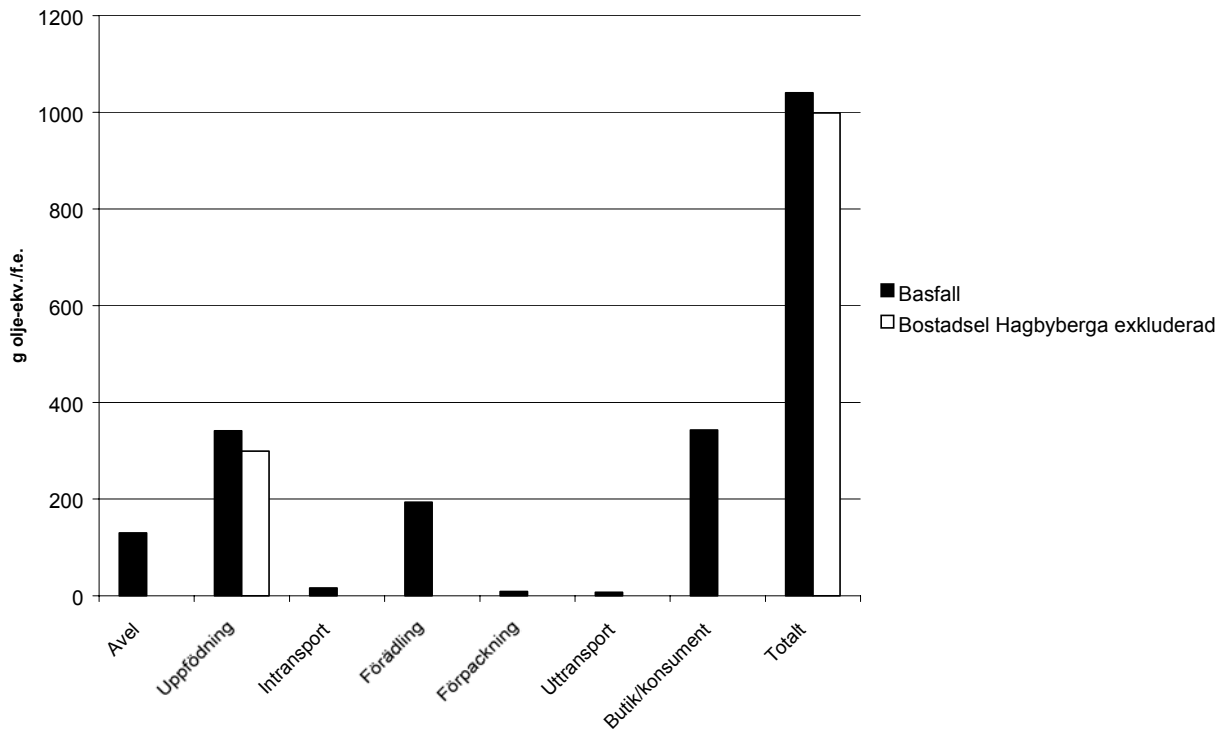
I basfallet värms stallarna på gården för uppfödning upp med halm från den egna gården. Detta är fallet för 20 % av kycklinguppfödarna i Sverige och är således inte representativt för Sveriges totala kycklinguppfödning. Eftersom det är fördelaktigt framförallt för växthuseffekten har vi i en känslighetsanalys undersökt effekterna för växthuseffekten av att istället värma kycklingstallarna med olja, se figur 6.4. Som synes i figur 6.4 ökar det potentiella bidraget till växthuseffekten markant för det fall kycklingstallarna antas värmas upp med olja istället för halm.



Figur 6.4: Totalt potentiellt bidrag till växthuseffekten för basfallet samt för det fall då kycklingstallarna på Hagbyberga värms upp med olja istället för halm.

6.2.4 Elanvändning på uppfödningsgården

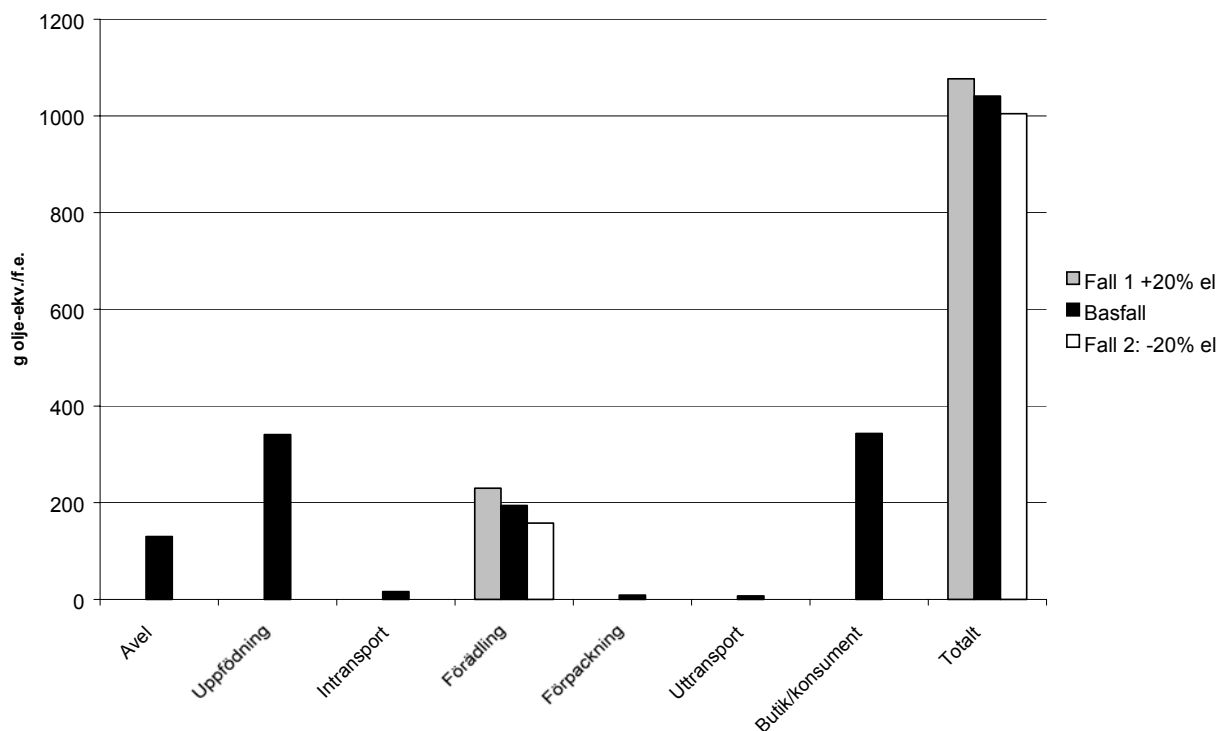
Eftersom elförbrukning för bostäder på Hagbyberga Säteri ingår i den totala elförbrukningen för gården har en känslighetsanalys gjorts, där elanvändningen för bostäder exkluderats. Bidraget till utarmning av icke förnybara resurser med energiinnehåll för det fall då elförbrukningen för bostäder på Hagbyberga Säteri exkluderas presenteras i figur 6.5. Som synes i figur 6.5 så har bostadsdelen vid uppfödningsgården ingen större betydelse för det totala resultatet.



Figur 6.5: Totalt potentiellt bidrag till utarmning av icke förnybara resurser med energiinnehåll för basfallet samt då elförbrukningen för bostäder på Hagbyberga exkluderats.

6.2.5 Elanvändning vid förädling

Eftersom elförbrukning för förädlingen har fördelats mellan det kylda och det frysta kycklingköttet med hjälp av uppskattningar har en känslighetsanalys gjorts, där elanvändningen för förädlingen ökas respektive minskas med 20%. Bidraget till utarmning av icke förnybara resurser med energiinnehåll för det fall elförbrukningen ökas respektive minskas med 20 % presenteras i figur 6.6. Resultatet av känslighetsanalysen visar att även när elförbrukningen för det kylda köttet vid förädlingen varieras upp och ner med 20% så ändras inte den inbördes ordningen mellan livscykel fasernas bidrag till utarmningen av icke förnybara resurser med energiinnehåll; det är fortfarande uppfödning och butik/konsument som ger de högsta bidragen.



Figur 6.6: Totalt potentiellt bidrag till utarmning av icke förnybara resurser med energiinnehåll för basfallet samt då elförbrukningen ökas respektive minskas med 20% för förädlingen.

6.2.6 Icke elementära flöden

Icke elementära inflöden

Produktionen av inflöden såsom kemikalier och andra hjälpmaterial som används för en process exkluderas från LCA:n om mängden är mindre än 2 % av den studerade mängden kyckling, förutsatt att den totala mängden exkluderade inflöden inte överstiger 10% och att produktionen inte förväntas bidra signifikant till någon av de studerade miljöeffekterna. De största flödena som inte följts till vaggan är utsädet som används vid sådd av höst- och vårvete vid Hagbyberga, återvunnet papper från produktion av wellpapp samt koldioxid som tillsätts vid förpackningen av kyckling.

Utsädet utgör 2.2% av den totala mängden kyckling som krävs för att den funktionella enheten. En beräkning av vad det skulle innebära för resultatet att inkludera produktionen av utsäde har genomförts och härvid framkom att det potentiella bidraget till utarmning av icke förnybara resurser med energiinnehåll och det potentiella bidraget till övergödningen skulle öka med vardera 0.1%, se avsnitt 3.5.6. Återvunnet papper från produktion av wellpapp utgör 1.5 % av den totala mängden kyckling som krävs för den funktionella enheten och anses inte bidra signifikant till någon av de studerade miljöeffekterna. Koldioxid är en biprodukt från många industriella processer och anses därför inte heller detta bidra signifikant till någon av de studerade miljöeffekterna. De totala mängderna icke elementära inflöden är presenterat i bilaga A2 som procent av totala mängden kyckling som krävs för att få 1 kg benfritt kycklingkött (delvis med skinn).

Icke elementära utflöden

Icke elementära utflöden är avfall och biprodukter som inte följs till gränsen mellan teknosfären och naturen. Effekten av biprodukterna beror på för vilket syfte de används och, om något, vad de kan ersätta. Allokering mellan huvudprodukt och biprodukterna från avel, uppfödning och förädling har gjorts, se avsnitt 3.4.3, 3.5.5 och 3.6.2. Således har produktionen av dessa biprodukter exkluderats från studien och därmed räknas de inte till kycklingens livscykel. Övriga biprodukter och avfall är således de flöden som ej följt till gränsen mellan teknosfär och natur. Mängden av dessa flöden är förhållandevis liten, och vi bedömer inte att de bidrar signifikant till någon av de studerade miljöeffekterna.

6.3 Kontroll av överensstämmelse

Målet med kontrollen av överensstämmelse är att bestämma huruvida gjorda antaganden och använda metoder och data överensstämmer med definitionen av mål och omfattning.

Vi bedömer att gjorda antaganden, använda data och använda metoder överensstämmer med definitionen av mål och omfattning.

6.4 Dataluckor

Data för slamkalk, ben och fiskmjöl har inte funnits att tillgå och inte varit möjligt att inventera inom ramen för den givna budgeten. Slamkalk används vid odling av höstvet. Slamkalk är en biprodukt från produktion av bränd kalk (se avsnitt 3.5.4) och anses därför, inte bidra signifikant till någon av de studerade miljöeffektkategorierna. Ben tillsätts vid produktionen av köttfodermjöl, som är en foderingrediens. Ben är dock en biprodukt från förädlingen och anses därför, trots de höga mängderna, inte bidra signifikant till någon av de studerade miljöeffektkategorierna. Fiskmjöl är också en foderingrediens för vilken data inte fanns att tillgå när inventeringen gjordes. Dock är mängden fiskmjöl i fodret inte så stor; 1% i tre av de fyra ingående fodren för avelsdjur (inget i det sista) och 3% i två av de fyra fodren för bruksdjur (inget i de två övriga). Totalt sett är därför mängden fiskmjöl inte så stor (2% av den totala mängden kyckling som krävs för den funktionella enheten) och anses därför inte bidra signifikant till någon av de studerade miljöeffekterna.

6.5 Uppnådd datakvalitet

Eftersom det är en nulägesanalys skall data vara så aktuella som möjligt. De data som används är huvudsakligen från 1998-1999, vilket uppfyller detta krav.

Syftet med projektet är att öka förtroendet för svensk kyckling hos konsumenterna genom att öka kunskapen om den miljöbelastning som orsakas av svenskt kycklingkött under dess livscykel. De data som används skall således gälla för den svenska marknaden, vilket också är fallet.

Eftersom de data som samlas in i den här studien för kläckeri, uppfödning samt förädling är platsspecifika är det svårt att säga något om hur väl de motsvarar den genomsnittliga svenska tekniknivån. Gården för uppfödning som studeras är med största sannolikhet bland de bättre när det gäller miljöpåverkan eftersom de är certifierade enligt ISO 14000 och har jobbat mycket med miljö.

Kläckeriet som studeras i den här studien är ett av två i Sverige och täcker ca 50 % av den svenska marknaden. Produktionen från den studerade anläggningen för uppfödning som studeras täcker ca 2 % av den svenska marknaden. Den studerade förädlingsanläggningen är det största i landet och täcker ca 35% av den svenska marknaden.

6.6 Slutsatser och förbättringsförslag

Fördelen med LCA är att den ger helhetsperspektiv. Med hjälp av LCA kan man se vilka delar i produktens livscykel som bidrar mest till produktens miljöpåverkan och koncentrera de miljöförbättrande åtgärderna till de områden där de gör mest nytta.

Resultatet av denna livscykelanalys visar tydligt att det är uppfödningen som är mest betydelsefull när det gäller miljöpåverkan för de studerade miljöpåverkanskategorierna. Uppfödningen dominerar det potentiella bidraget, även då de parametrar som är osäkra har varierats neråt (och uppåt) i känslighetsanalyserna. Detta innebär dock inte att förbättringar i övriga delar av livscykeln är onödiga, speciellt med tanke på att efterfrågan på kycklingkött har ökat under senare år och den tendensen verkar hålla i sig.

Att det är uppfödningen som har störst betydelse för miljöpåverkan är inte så konstigt med tanke på att det livscykelsteget är väldigt omfattande. Här ingår hela processen från omvandling av solljus och närsalter till foder och vidare kycklingarnas näringsupptag och tillväxt. Inom livscykelstegen Avel och Uppfödning sker i stort sett samma verksamhet. De miljöförbättrande åtgärder som föreslås för Uppfödning gäller därför även Avel. Att Avel inte får lika stort genomslag i resultaten beror på att varje "Parent" ger upphov till väldigt många kycklingar.

Eftersom det är under uppfödningen den mesta miljöpåverkan uppstår är det här de största vinsterna kan göras. Resultaten visar att gödselhantering och kväveläckage har en viktig roll för flera av miljöproblemen:

- Kväve i form av lustgas från marken och från produktionen och användningen av handelsgödsel bidrar till klimatförändringen.
- Kväve i form av ammoniak från kycklingstallar och lagring av gödsel bidrar till försurning.
- Kväve i form av nitrat och ammoniak från odling och hantering av gödsel bidrar till övergödningen.

Genom att effektivisera användningen av kväve i alla led når man vinster på alla dessa områden. Det innebär:

6. Hushållning med gödningsmedel genom precisionsgödning av foderspannmål, t ex genom odling enligt Svensk Sigill (samma krav bör ställas på inköpt foder).

7. Optimal fodersammansättning för maximalt kväveutnyttjande. Ju mindre kväve i stallgödseln desto bättre.
 8. Noggrann kontroll av stallgödselgivorna så att inte för mycket kväve sprids. Vid behov bör stallgödsel exporteras till växtodlingsgårdar.
 9. Uppsamling och lagring av stallgödsel på ett sådant sätt att så lite syre som möjligt tillförs för att förhindra ammoniakavgång.
 10. Uppsamling av ammoniak i ventilationsluften från djurstallarna, till exempel på det sätt som sker på den undersökta gården.
- Ökad kunskap om kvävetets kretslopp är viktigt för att uppnå detta.

Ett annat viktigt område är energianvändningen och bidraget till klimatförändringen. Resultaten visar att den undersökta gården, tack vare sin användning av halm för uppvärmning, har betydligt lägre påverkan på klimatförändringen än om man i stället hade använt olja. Idag har endast ca 20 % av gårdarna halmpanna, här finns en stor förbättringspotential.

Uppfödningen och aveln bidrar också till utarmningen av icke förnyelsebara resurser genom användningen av el. Här skulle miljöfordelar vinnas till exempel genom användning av vindkraft. Också Förädling och Butik/konsument bidrar till denna miljöpåverkanskategori genom användningen av el för kylning. Energibesparande åtgärder i dessa led, t ex genom användning av kylar med luckor i butiken, minskar miljöpåverkan.

Sammansättningen av fodret har som tidigare nämnts stor betydelse för miljöpåverkan. Inte bara genom att det har betydelse för kycklingarnas kväveutnyttjande utan också för att valet av proteinkälla har stor betydelse för miljöpåverkan. Proteinkällan i de foder som studerats i detta fall är en kombination av soja, köttmjöl och fiskmjöl. Efter BSE krisen har man slutat använda köttmjöl vilket innebär att endast soja och fiskmjöl ingår i de foder som används för närvarande.

Sojan har ett antal nackdelar från miljösynpunkt. Dels används mycket pesticider vid sojaodlingen, dels odlas soja i vissa fall på mark där den naturliga vegetationen har ersatts med sojaodling. Det innebär en stor negativ inverkan på den biologiska mångfalden. En övergång till svensk proteinkälla skulle därför medföra stora miljövinster.

Markanvändningen för produktion av kyckling är 6,52 m² mark/år. Det används uteslutande för produktion av foder i monokulturer, vilket påverkar den biologiska mångfalden negativt. Vid produktion av andra köttslag används en del av marken till bete och vall, som däremot bidrar till att behålla den biologiska mångfalden. Genom att odla vall för energiproduktion på kycklinggårdar skulle man kunna åstadkomma ett bidrag till den biologiska mångfalden från kycklingproduktionen.

Miljöpåverkan från fiskmjöl har inte undersökts i denna studie på grund av brist på data. Men troligen är produktionen av fiskmjöl mycket resurskrävande, och dessutom leder framställning av fiskmjöl till utfiskning, dvs minskad biologisk mångfald i haven. Köttbenmjöl däremot kan antas vara en från miljösynpunkt mycket bra proteinkälla. En annan viktig fördel med köttbenmjöl är att det dessutom är en mycket bra källa för kalcium och fosfor. Mjölet tillverkas av biprodukter från slakterier som inte har någon alternativ användning. En förutsättning för att använda köttbenmjöl är dock en ordentlig hygienisering för att undvika problem som t.ex. BSE.

När det gäller toxiska ämnen bör det noteras att användningen av växtskyddsmedel vid produktionen av foder, och användningen av veterinärmedicinska preparat och koccidiostatica är en balansgång mellan potentiell miljöpåverkan och den nytta användningen medför. Det är möjligt att användningen skulle kunna minskas genom en mer aktivt värdering av fördelar och nackdelar i varje enskilt fall. Beträffande import av foderingredienser är det rimligt att kräva att odlingen skett utan preparat som är persistenta eller toxiska.

Vid förädlingen används en del fluorerade kolväten som köldmedier, se avsnitt 5.4. På senare tid har man istället för dessa s.k. mjuka freoner använt ammoniak som köldmedia, vilket skulle kunna vara ett möjligt alternativ för att minska bidraget till uttunning av ozonskiktet.

Butiks- och konsumentledets påverkan beror till stor del på konsumenternas bilresor och på energianvändningen vid kylning i butik. Med alternativa bränslen kan man i framtiden förhoppningsvis minska miljöbelastningen för transporten mellan butik och konsument. Även när det gäller konsumenternas beteende vid inhandlingen finns förbättringspotential. Genom att i större utsträckning använda kollektiva färdmedel, cykla eller gå till affären kan man minska miljöbelastningen för inköpsresan.

6.7 Kända fel

Transporten av förpackningsavfall till avfallshantering (återvinning, förbränning eller deponering) har av misstag inte inkluderats. Eftersom avståndet till avfallshantering är relativt kort (ca 15-50 km), vet vi från tidigare genomförda LCA-studier att denna transport inte bidrar signifikant till det totala LCA-resultatet. Naturvårdsverket har undersökt huruvida insamling av förpackningar leder till ökat transportarbete och om detta i så fall spelar någon roll (Hunhammar, 1999). Slutsatserna var att för förpackningsmaterialets totala miljöpåverkan (i ett livscykelperspektiv) spelar förändringen i transportarbete ingen större roll, vilket vi anser stödja våra erfarenheter av att inte heller transporten till avfallshantering spelar någon större roll.

7 *Ordlista*

Karaktäriseringsresultat

Bidrag till miljöpåverkanskategori, t.ex. *växthuseffekten*.

Karaktäriseringsfaktor

Faktor som används för att räkna om inventeringsresultatet till karaktäriseringsresultat, t.ex. *g koldioxidekvivalenter per g av den aktuella emissionen*.

Kategoriindikator

Den enhet i vilken miljöpåverkanskategorin uttrycks i, t.ex. *koldioxidekvivalenter*.

Miljöpåverkanskategori

Klass av miljöförändringar till vilken inventeringsresultaten kan hänföras, t.ex. *växthuseffekten*.

Reserve base

That part of an identified resource that meets specified minimum physical and chemical criteria related to current mining and production practises including those for grade, quality, thickness, and depth. The reserve base is the in-place demonstrated (measured plus indicated) resource from which reserves are estimated. It may encompass those parts of reserves that have reasonable potential for becoming economically available within planning horizons beyond those that assume proven technology and current economics. The reserve base include those resources that are currently economic (reserves), marginally economic reserves (marginal reserves) and some of those that are currently subeconomic (subeconomic resources). The term "geological reserve" has been applied by others to the reserve-base category; it is not a part of this classification system.

Reserves

That part of the reserve base that could be economically extracted or produced at the time of determination. The term reserves need not signify that extraction facilities are in place and operative. Reserves include only recoverable materials: thus terms such as "extractable reserves" and "recoverable reserves" are redundant and are not part of this classification system

8 Referenser

- Andersson K (1998); *Life Cycle Assessment (LCA) of Bread Produced on Different Scales – case study*, AFR-report 214, s 25, Swedish Environmental Protection Agency
- Andersson P (2001); Teknisk chef, AB Kronfågel, Kristianstad, personlig kommunikation, 2001.
- Audsley E, Alber S, Clift R, Cowell S, Crettaz P, Gaillard G, Hausheer J, Jolliet O, Kleijn R, Mortensen B, Pearce D, Roger E, Teuleon H, Weidema B, van Zejts H (1997); *Harmonisation of Environmental Life Cycle Assessment for Agriculture*. Final Report Concerted Action AIR-3-CT94-2028. European Commission DG VI Agriculture. sid 41.
- Bengtsson P (2000); *Miljöutredning på AB Kronfågel i Kristianstad*, AB Kronfågel
- Bousted I (1999); *Eco-profiles of plastics and related intermediates*, published on Internet by APME, Brussels
- Carlsson C, Kyllmar K, Johnsson H (2000); *Typområden på jordbruksmark (JRK) – Avrinning och växtnäring förluster för det agrohydrologiska året 1998/99*, tabell 2 sid. 10, Avd. för vattenvårdslära, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Cederberg C, (1998), *Life Cycle Assessment of Milk Production – A Comparison of Conventional and Organic Farming*, SIK-Rapport No 643.
- Cederberg C, Svensk Mjök, Bengt Johansson, Swedish Meats R&D och Magnus Stadig, SIK, 2000, *LCA Livsmedel, Metodrapport*.
- EKU-Delegationen 2000. Arbetsgrupp J – livsmedel.
http://www.hallbarasverige.gov.se/vagar_till/upphandling/livsmedel-rapp.htm
- Ekvall T (1999) *System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment*. PhD thesis. Department of Technical Environmental Planning, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden.
- Fava J.A., Consoli F., Denison R., Dickson K., Mohin T. And Vigon B (eds) (1993); *A Conceptual Framework for Life-Cycle Impact Assessment*. SETAC, Pensacola, Florida, U.S.A.
- FEFCO (1997); European Database for Corrugated Board Life Cycle Studies, Groupement Ondulé, KRAFT Institute, Paris/Darmstadt/Stockholm
- Frischknecht R, Hofstetter P, Knoepel I, Meénard M, Dones R, Zollinger E. (1994). *Ökoinventare für Energiesysteme*. Zürich: Bundesamt für Energiewirtschaft.
- Grennfelt P., Hov, Ø. And Derwent, R.G. (1994): *Second Generation Abatement Strategies for NOx, NH3, SO2 and VOC*. *Ambio*, 23, 425-433.
- Grönvall M (2001); Kvalitetsansvarig för karbonatprodukter, Partek Nordkalk AB, Köping, personlig kommunikation, 2001.
- Guinée J. And Heijungs, R. (1995): *A proposal for the definition of resource equivalency factors for use in product Life-Cycle Assessment*. *Environ. Toxicol. Chem.* (In press). Also in

Guinée J.: *Development of a methodology for the environmental life-cycle assessment of products with a case study on margarines*. Diss. Leiden University, Leiden, the Netherlands.

Håkansson J (2001); Driftchef, AB Kronfågel, Kristianstad, personlig kommunikation, 2001.

Hallström B (1997); *Energistudie avseende Svensk Livsmedelsindustri*, Industrins energihushållning. Statens industriverk, SIND 1977:6.

Hermus C (2001); Quality manager, Blenta AB, personlig kommunikation, 2001.

Hunhammar S. (1999) *Transport av insamlade förpackningar och annat avfall – leder ökad sortering till ökande transporter och spelar det någon roll?*, Kartläggning, AFR-rapport 237, Stockholm Environment Institute på uppdrag av AFN, Naturvårdsverket, Stockholm.

IPCC (1996), *Climate Change 1995; The Science of Climate Change*. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.

IPCC (1997); *IPCC Guidelines for National Greenhouse Inventories*, Reference Manual, vol. no. 3

Johansson C (2001); Driftchef, Biogasanläggningen Karpalund, Färlöv, personlig kommunikation, 2001.

Johnsson H, Hoffman M (1996); *Normalutlakning av kväve från svensk åkermark 1985 och 1994*, Ekohydrologi 39, Avd. för vattenvårdslära, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Klarenbeek J.V. : *Ammoniakemissies bij opslag van stapelbare pluimveemest*, Nota P 547, Dienst Landbouwkundig Onderzoek, Instituut voor Milieu- en Agritechniek, Nederländerna.)

Lindfors L.-G., Christiansen K., Hoffman L., Virtanen Y., Juntilla V., Hansen O.-J., Rönning A., Ekvall T., & Finnveden G. (1995); *Nordic guidelines on Life-Cycle Assessment*. Nord 1995:20.

Mattsson B (1999); *Environmental Life Cycle Assessment (LCA) of Agricultural Food Production*, PhD thesis, Department of Agricultural Engineering, Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp

Miljöstylningsrådet (1998). *Bestämmelser för Certifierade miljövarudeklarationer*. MSR 1998:1. AB Svenska Miljöstylningsrådet

Natur och Kultur (2001); *Bekämpning I praktiken –jordbruk, trädgård och skogsbruk*, 2001 års upplaga, 47:e årgången. Natur och Kultur/LTs förlag

Naturvårdsverket, Svenska Miljönätet; <http://www.viron.se/>

Olsson P (2001); SIK, personlig kommunikation, 2001.

Persson R (2001); Marknadsavdelningen, AB Kronfågel, Kristianstad, personlig kommunikation, 2001.

Petersson G (1995); *Kemisk Miljövetenskap*, 2:a uppl., Kemisk Miljövetenskap, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg

RVF (2000); *Svensk avfallshantering 2000*, årsskrift från RVF, Svenska Renhållningsverksföreningen, Malmö

- Säterby B (2001); Lantmännen Foderutveckling AB, personlig kommunikation, 2001.
- SETAC- Europe (1999). Second Working group on LCIA (WIA-2). *Int. J of Life.Cycle Assessment* 4 pp 66-74.
- SETAC- Europe (1999a). Second Working group on LCIA (WIA-2). *Int. J of Life.Cycle Assessment* 4 pp 167-74.
- SFS (1998) *Renhållningsförordning*. Svensk Författningssamling 1998:902.
- SLU (1996); *Databok för driftsplanering 1996*, Sveriges Lantbruksuniversitet, Speciella skrifter 62, Uppsala
- Sundqvist J-O (1999); *Life cycle assessments and solid waste, Guidelines for solid waste treatment and disposal in LCA*. Final report, AFR-report 279. IVL, Swedish Environmental Research Institute.
- Svanh K (2001); Hagbyberga Säteri, personlig kommunikation, 2001
- Tamm C (2000); *Växtnärings- & Stallgödselbalans – Hagbybergas Säteri 1999*, LRF-Konsult
- Uppenberg m.fl., *Miljöfaktabok för bränslen, Del 2. Bakgrundsinformation och Teknisk bilaga*, Stockholm, augusti 1999.
- Van Zeijts H., Leneman, H., Wegener Sleeswijk, A (1999); *Fitting fertilisation in LCA: allocation to crops in a cropping plan*, *Journal of Cleaner Production*, Volume 7, Number 1, page 69-74.
- Wahlqvist R (2001); AB Kronfågel, Kristianstad, personlig kommunikation, 2001.
- Weijber J (2000); Ägare till Hagbyberga Säteri, personlig kommunikation, 2000.