

Indirekt miljöpåverkan av Livsmedelsverkets beslut

– underlag för beslut om vidare arbetsstrategi

av Charlotte Lagerberg



LIVSMEDELS
VERKET

NATIONAL FOOD
ADMINISTRATION, Sweden

Indirekt miljöpåverkan av Livsmedelsverkets beslut

- underlag för beslut om vidare arbetsstrategi

Charlotte Lagerberg

Förord

Vi måste på alla områden anpassa vår konsumtion till en nivå som inte utarmar jordens resurser. En hållbar utveckling är nödvändig för vår fortlevnad på sikt. Hälsosamma livsmedel och sunda matvanor är nödvändiga för överlevnaden även på kort sikt. Mycket av arbetet för en god miljö har fokuserats på produktionen av livsmedel. Men även konsumtionsmönster och hantering av livsmedel har stor betydelse för hur miljön påverkas. Våra kunskaper om hur Livsmedelsverkets krav och rekommendationer påverkar en långsiktig hållbar utveckling är begränsade. Livsmedelsverkets uppfattning är att här finns betydande möjligheter att göra insatser som kan främja en god resurshushållning.

Statsmakterna har ålagt alla centrala myndigheter i Sverige att ta miljöhänsyn i sina beslut. Hur detta ska ske och hur avvägningar ska göras mot andra mål som satts upp för myndigheterna är oklart.

Mot bakgrund av detta har Livsmedelsverket givit Centrum för Uthålligt Lantbruk, CUL, och AgrD Charlotte Lagerberg, i uppdrag att utreda vilka förutsättningar som finns för att väga in miljöhänsyn i Livsmedelsverkets beslut. Begreppet beslut används här i ett vidare sammanhang och omfattar många uppgifter vid verket som enskilda beslut, föreskrifter, rekommendationer och information.

Det här redovisade uppdraget beskriver verktyg som finns tillgängliga för att uppskatta miljöpåverkan. Vidare värderas verktygens användbarhet inom Livsmedelsverkets ansvarsområde.

Utredningen kommer att ligga till grund för verkets vidare överväganden om möjligheterna att utveckla analyserna av indirekt miljöpåverkan inom Livsmedelsverkets ansvarsområde. Det är vår förhoppning att även andra myndigheter ska ha god användning av utredningen.

Livsmedelsverkets mål måste vara att konsumenterna har goda matvanor och tillgång till säkra livsmedel samtidigt som vi har en hållbar utveckling av samhället.

Författaren svarar för rapportens innehåll. Slutsatser speglar inte nödvändigtvis Livsmedelsverkets ståndpunkter och kan inte åberopas som Livsmedelsverkets.

Ett stort antal personer har bidragit med information och konstruktiva kommentarer på olika delar av manuskriptet. Ett särskilt tack vill författaren rikta till Livsmedelsverkets personal, som bidragit med värdefulla synpunkter på arbetet, samt till följande personer:

Bengt Andersson, Naturvårdsverket
Ulf P. Andersson, Naturvårdsverket
Sven Eric Berg, Räddningsverket
Kristina Bockhan, Fødevaredirektoratet, Danmark
Kari Bryhni, Statens næringsmiddeltilsyn, Norge
Stig Carlberg, SMHI
Lisa Deutsch, Stockholms universitet
Göran Finnveden, FOI/fms
Fredrik Fogelberg, SLU
Rolf Ivar Gran, Landbruksdepartementet, Norge
Jan Gustavsson, Jordbruksverket
Torunn Hagebø, Statens næringsmiddeltilsyn, Norge
Åsa Heiter, SLU/MKB-centrum
Olof Hjelm, Linköpings universitet/Tekniska högskolan
Pia Lindeskog, Centrum för tillämpad näringslära vid Stockholms läns landsting
Annica Lindqvist, Linköpings universitet/Tekniska högskolan
Inger Norstedt, Konsumentverket
Viveka Palm, Statistiska centralbyrån
Bo Pettersson, Jordbruksverket
Maria Rosander, Jordbruksdepartementet
Sjöfn Sigurgísladóttir, Hollustvernd ríkisins, Island
Ingrid Svedinger, Jordbruksdepartementet
Gun Tombrock, Miljödepartementet
Cecilia Ulleryd, Läkemedelsverket
Anders Wadeskog, Statistiska centralbyrån
Harriet Wallin, Livsmedelsverket, Finland
Ann Åkerskog, SLU/MKB-centrum
Per Östling, Riksrevisionsverket

Bertil Norbelie
Generaldirektör

Leif Busk
FoU-chef

Innehållsförteckning

<i>Sammanfattning</i>	9
<i>1 Inledning</i>	12
1.1 Bakgrund och uppdrag	12
1.2 Arbetsätt	13
1.3 Avgränsningar	13
<i>2 Begrepp</i>	14
2.1 Beslut	14
2.2 Miljöaspekter, miljöpåverkan och miljöeffekter	14
2.3 Uthållighet	16
<i>3 Hantering av indirekt miljöpåverkan vid andra myndigheter</i>	17
3.1 De nordiska livsmedelsmyndigheterna	17
3.1.1 <i>Statens næringsmiddeltilsyn, Norge</i>	17
3.1.2 <i>Fødevaredirektoratet, Danmark</i>	17
3.1.3 <i>Livsmedelsverket, Finland</i>	18
3.1.4 <i>Hollustvernd ríkisins, Island</i>	18
3.2 Regeringskansliet	18
3.3 Centrala myndigheter	20
3.3.1 <i>Naturvårdsverket</i>	20
3.3.2 <i>Jordbruksverket</i>	21
3.3.3 <i>Läkemedelsverket</i>	22
3.3.4 <i>Räddningsverket</i>	23
3.3.5 <i>Konsumentverket</i>	25
3.3.6 <i>Riksrevisionsverket</i>	26
3.3.7 <i>Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut, SMHI</i>	27
3.4 Stockholms läns landsting	28
<i>4 Miljöhänsyn vid Livsmedelsverkets beslut</i>	30

5 Livsmedelsverkets verksamhet och beslutsområden	33
6 Livsmedelsverkets indirekta miljöpåverkan	36
6.1 Livsmedelsverket och nationella miljömål	36
6.2 Rum och tid	37
6.3 Volym och aktörer	37
6.4 Svinn och spill	38
7 Verktyg	39
7.1 Begrepp	41
7.1.1 Dematerialisering och transmaterialisering	41
7.1.2 Systemgräns	43
7.1.3 Allokering	43
7.1.4 Funktionell enhet	44
7.1.5 Livscykel	44
7.2 Processverktyg	45
7.2.1 Miljökonsekvensbeskrivning, MKB	45
7.2.2 Strategisk miljöbedömning, SMB	47
7.2.3 Positionsanalys, PA	49
7.3 Analysverktyg	50
7.3.1 Materialflödesanalyser, MFA	50
7.3.2 Input-outputanalys, IOA	53
7.3.3 Cost-Benefitanalys, CBA	55
7.3.4 Livscykelanalys, LCA	57
7.3.5 Energianalys	58
7.3.6 Exergianalys	60
7.3.7 Emergianalys	62
7.3.8 Ekologiskt fotavtryck	64
7.3.9 Miljöräkenskaper	67
8 Diskussion	69
8.1 Generell diskussion	69
8.2 Förslag kring miljöanpassning av rekommendationer	72
8.2.1 Miljökonsekvenser av inköpsmönster	72
8.2.2 Miljökonsekvenser av livsmedelshantering i hemmet	72
8.2.3 Första-steget-maten	73

8.2.4	<i>Rekommendationers genomslagskraft</i>	74
8.2.5	<i>Checklista för miljöanpassning</i>	75
8.2.6	<i>Livscykelanalys</i>	76
8.3	Förslag kring miljöanpassning av föreskrifter	77
8.3.1	<i>Påverkanskanaler och manöverutrymme</i>	77
8.3.2	<i>Konflikter</i>	77
8.3.3	<i>Checklistor</i>	78
8.3.3.1	<i>Checklista för miljöanpassning</i>	78
8.3.3.2	<i>Simplexförordningen</i>	78
8.3.4	<i>Miljöexpanderad input-outputanalys</i>	79
8.3.5	<i>Strategisk miljöbedömning</i>	80
8.4	Kanaler för svinn och spill	80
9	Referenser	82
	<i>Bilaga 1 De nationella miljökvalitetsmålen</i>	
	<i>Bilaga 2 Simplexförordningen</i>	

Sammanfattning

Denna rapport syftar till att bilda bas för Livsmedelsverkets diskussioner om vilken strategi och vilka prioriteringar som bör genomsyra myndighetens fortsatta arbete inom miljöområdet. Utredningen lyfter fram befintlig kunskap och erfarenheter, belyser problemområden och orsakssammanhang samt pekar på möjliga handlingsalternativ. I rapporten ingår en genomgång av olika metoder för analys av miljöpåverkan. Metoderna diskuteras i förhållande till potentiell användning för bedömning av miljöpåverkan av enskilda beslut inom Livsmedelsverkets myndighetsutövning. Utredningen har utförts med konsumenten i Sverige i fokus. Flera av de synsätt och resonemang som presenteras kan dock överföras till en vidare diskussion.

Indirekt miljöpåverkan är sådan som härrör från att Livsmedelsverkets verksamhet påverkar beteendet hos olika aktörer i samhället. Exempelvis påverkar förändringar i kostråd och regelverk hur olika konsumenter och andra aktörer inom livsmedelskedjan agerar och detta medför olika typer av miljöpåverkan.

I rapporten dras slutsatsen att främst verktygen strategisk miljöbedömning, miljö-expanderad input-outputanalys och livscykelanalys är intressanta att gå vidare med vid bedömning av miljökonsekvenser av Livsmedelsverkets rekommendationer och föreskrifter. Det är viktigt att dessa studier inte utförs enbart med extern kompetens utan att företrädare för Livsmedelsverket deltar aktivt med sin kompetens kring de specifika förutsättningar som gäller livsmedelskedjan, samt för verkets egen kompetensuppbyggnad kring användning av resultat och tillämpning av verktyg. Ämnens toxicitet, markanvändning och påverkan på biologisk mångfald är exempel på faktorer som är svåra att hantera inom alla miljösystem-analys-verktyg. Om dessa faktorer är intressanta för de bedömningar som ska göras, måste de därför hanteras separat.

Rapporten konstaterar att Livsmedelsverket har stort utrymme för att utöka sitt arbete med miljöfrågor. Livsmedelsverkets miljöpolicy visar också på relativt långtgående ambitioner genom att verkets miljöarbete ska inriktas på att ”belysa miljöeffekterna och ta största möjliga miljöhänsyn i myndighetsutövningen”. Livsmedelsverket har omfattande kompetens kring näring, kost och hälsa samt lång erfarenhet av forskning och utvecklingsarbete samt hantering av stora databaser. Livsmedelsverket har genom sina informationskanaler och sin regelbundna närvaro i livsmedelskedjan en unik möjlighet att kommunicera miljöbudskap och påverka livsmedelskedjans miljöprestanda via föreskrifter. Detta är en resurs som idag står outnyttjad. Ur nationell synvinkel skulle det förmodligen vara effektivt och värdefullt att använda sig av denna potential. Det vore i detta sammanhang rimligt att Livsmedelsverket får utökat ansvar för livsmedelsrelaterad miljö-

påverkan. I detta arbete vore det naturligt att söka närmare samarbete med olika myndigheter, universitet och högskolor. Livsmedelsverket har redan omfattande erfarenhet av bl.a. riskanalyser och riksvärdering, vilket innebär att det finns goda förutsättningar att bygga upp den extra miljökompetens som krävs för ett utökat ansvar för livsmedelsrelaterad miljöpåverkan.

Följande förslag kring miljöanpassning av Livsmedelsverkets rekommendationer och föreskrifter utvecklas i rapporten:

Lägre ambitionsnivå:

- Utveckla och uppdatera regelbundet ett informationsmaterial om miljökonsekvenser av inköpsmönster, som kan användas vid generella miljöråd i samband med rekommendationer till hushåll.
- Utveckla och uppdatera regelbundet ett informationsmaterial om miljökonsekvenser av livsmedelshantering i hemmet, som kan användas vid generella miljöråd i samband med rekommendationer.
- Initiera en fördjupad studie av miljömässiga påverkanskanaler respektive manöverutrymme i samband med EU-förordningar, EU-direktiv, remisser och internationellt samarbete.
- Kartlägga, diskutera och dokumentera konflikter i regelverket avseende livsmedelssäkerhet och miljöhänsyn.
- Initiera en fördjupad studie av var spill sker, hur spillet sker och vilka mekanismer som ligger bakom spillet i livsmedelskedjan.

Medelhög ambitionsnivå:

- Kvalitetssäkra första-steget-maten så att den kan användas vid generella miljöråd i samband med specifika kost- och näringsrekommendationer.
- Undersöka hur stor andel av olika målgrupper som följer rekommendationer av olika slag, för att ge underlag för beräkningar av rekommendationers indirekta miljöpåverkan och dess vidare spridning i livsmedelskedjan.
- Utarbeta en checklista för att ta miljöhänsyn vid utveckling av rekommendationer.
- Utarbeta en checklista för att ta miljöhänsyn vid utveckling av föreskrifter.

- Initiera ett samverkansprojekt där olika myndigheter arbetar fram former för hur Simplex-förordningen kan användas vid analys av föreskrifters miljömässiga konsekvenser för småföretag.
- Bygga upp egen kompetens kring användning av livscykelanalysdata och livscykelanalys, för att kunna tolka och använda resultat samt göra kompletterande analyser i samband med rekommendationer och underlag för miljöanpassning av föreskrifter.

Högre ambitionsnivå:

- Initiera ett projekt som tillämpar miljöexpanderad input-outputanalys på de olika länkarna i livsmedelskedjan samt tar fram kompletterande miljödata för användningsfaserna respektive avfallshanteringen för länkarna i kedjan.
- Initiera en fördjupad studie av och bygga upp kompetens kring hur strategisk miljöbedömning kan anpassas till miljöanpassning av Livsmedelsverkets föreskrifter.

1 Inledning

1.1 Bakgrund och uppdrag

Miljöpolicyen vid Livsmedelsverket (Livsmedelsverket, 1999a) anger att myndigheten strävar efter att belysa miljöeffekterna och ta största möjliga miljöhänsyn i myndighetsutövningen. Som en del av arbetet startades hösten 2001 föreliggande utredning angående indirekt miljöpåverkan av Livsmedelsverkets verksamhet. Indirekt miljöpåverkan är sådan som härrör från att myndighetens verksamhet påverkar beteendet hos olika aktörer i samhället, dvs. utanför den egna organisationen. Exempelvis påverkar förändringar i kostråd och regelverk hur olika konsumenter och andra aktörer inom livsmedelskedjan agerar. Rapporten är främst avsedd att användas internt vid Livsmedelsverket. I uppdraget ingick att ta fram en rapport vars syfte är att bilda bas för Livsmedelsverkets diskussioner om vilken strategi och vilka prioriteringar som bör genomsyra myndighetens fortsatta arbete inom miljöområdet. Utredningen lyfter fram befintlig kunskap och erfarenheter, belyser problemområden och orsakssammanhang samt pekar på möjliga handlingsalternativ. I rapporten ingår en genomgång av olika metoder för analys av miljöpåverkan. Metoderna diskuteras i förhållande till potentiell användning för bedömning av miljöpåverkan av enskilda beslut inom Livsmedelsverkets myndighetsutövning.

För fem år sedan fick Livsmedelsverket, tillsammans med 37 andra myndigheter, regeringens uppdrag att införa miljöledningssystem (Regeringen, 1997) inom projektet "Miljöledning i statlig förvaltning" (Miljödepartementet, 1996a; Regeringen, 1996). Inom ramen för arbetet med att införa miljöledningssystem gjordes en miljöutredning som ligger till grund för Livsmedelsverkets miljöpolicy (Livsmedelsverket, 1999a). Miljöledningssystemet omfattar idag endast direkt miljöpåverkan från den interna verksamheten, det vill säga exempelvis energianvändning, vattenanvändning, pappers- och kemikalieförbrukning, men strävar efter att så småningom hantera även indirekta miljökonsekvenser av verksamheten.

Ett viktigt syfte med bedömning av miljökonsekvenser är att vidga beslutsunderlag. Att beslut fattas utan information om miljökonsekvenser betyder att beslut tas omedvetet som påverkar vår livsmiljö aktivt. Att vara medveten även om miljökonsekvenser vid utformning av regler, råd och information ger möjlighet till aktiva beslut.

Livsmedelsverkets miljöarbete ingår i det nationella arbetet kring ekologisk uthållighet och spelar således en viktig roll i omställningen mot ett hållbart samhälle (Miljödepartementet, 2001e). För att en nation ska kunna styra om sin utveckling mot ett gemensamt mål om hållbarhet krävs att arbetet genomsyrar alla

beslutsnivåer i samhället, dvs. regering och riksdag, myndigheter på riks-, region och lokal nivå samt hushålls- och individnivå. Ett led i detta är att ålägga myndigheter miljöansvar samt skapa förutsättningar för aktivt Agenda 21-arbete på såväl kommunnivå som inom landsting och på riksnivå. Utformning och uppföljning av nationella miljö kvalitetsmål utgör en väsentlig del av arbetet med en hållbar utveckling (Naturvårdsverket, 2001a; 2002a). I ett större perspektiv ingår Sveriges arbete med miljöfrågor och hållbar utveckling i Europas arbete och i världens samlade arbete. Förenta Nationernas medlemsstater har åtagit sig att senast 2002 ha antagit nationella strategier för hållbar utveckling. I mars överlämnade regeringen sitt förslag till svensk strategi till riksdagen (Regeringen, 2002).

1.2 Arbetssätt

I utredningen har en kombination av litteraturkällor och intervjuer använts. Nyckelpersoner vid avdelningarna och enheterna vid Livsmedelsverket har intervjuats angående verksamheten och miljöpåverkan. Företrädare för de fyra övriga statliga livsmedelsmyndigheterna i Norden, liksom för myndigheter inom landet, har intervjuats angående sitt arbete med indirekt miljöpåverkan.

1.2 Avgränsningar

Utredningen har utförts med konsumenten i Sverige i fokus. Denna avgränsning är rimlig eftersom konsumenten i Sverige är central för Livsmedelsverkets verksamhet, medan övriga konsumenter utanför landets gränser faller utanför myndighetens primära ansvarsområde. Flera av de synsätt och resonemang som presenteras kan dock överföras till en vidare diskussion.

2 Begrepp

2.1 Beslut

Livsmedelsverket skiljer mellan beslut som omfattar myndighetsutövning i juridisk mening och beslut rörande uttalanden utan rättsverkningar. Myndighetsutövningen omfattar sålunda enbart juridiskt tvingande beslut som rör verksamhet med bestämda rättsverkningar, exempelvis föreskrifter, godkännanden, dispenser och förbud, medan rekommendationer om kost och livsmedelshantering betraktas som uttalanden. (Livsmedelsverket, 2002a).

I strikt juridisk mening ingår följaktligen inte information och allmänna råd (Justitiedepartementet, 2002) i myndighetsutövningen. I denna rapport används begreppen beslut och myndighetsutövning mer generellt, motsvarande myndighetens verksamhet, och i linje med hur Miljödepartementets arbetsgrupp 8 (1999) behandlar begreppet myndighetsutövning.

2.2 Miljöaspekter, miljöpåverkan och miljöeffekter

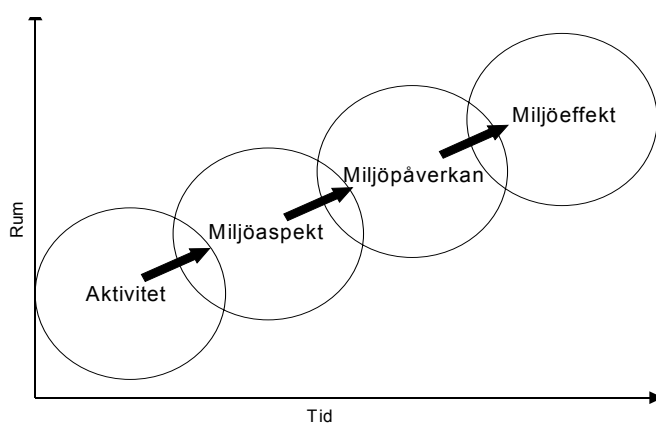
Begreppen miljöaspekt, miljöpåverkan och miljöeffekt kan vara förvirrande. Generellt sett ger miljöaspekter upphov till miljöpåverkan som i sin tur ger miljöeffekter (figur 1). Dessa begrepp är relaterade till tidsmässigt och rums- mässigt olika skalor, så att exempelvis ett utsläpp till atmosfären kan vara litet och kortvarigt medan det bidrar till storskalig och långvarig klimatpåverkan. Användningen av begreppen varierar mellan myndigheter. Ibland likställs begreppet miljöaspekt med aktivitet och ibland särskiljs aktiviteter och miljöaspekter.

Den internationella standarden för miljöledning definierar miljöaspekt som ”delar av en organisations aktiviteter/verksamhet, produkter eller tjänster som kan inverka på miljön”, men anger också att miljöaspekter orsakas av organisationens aktiviteter/verksamhet, produkter eller tjänster (SIS, 1996; 1997). Begreppet miljöpåverkan definieras sedan som ”varje förändring i miljön, antingen negativ eller positiv, som helt eller delvis är ett resultat av organisationens aktiviteter/ verksamhet, produkter eller tjänster”. Begreppet miljöeffekt används inte i standarden (SIS, 1996; 1997). Gränserna mellan aktivitet och miljöaspekt respektive miljöaspekt och miljöpåverkan är således otydliga och delvis överlappande. EUs förordning för miljöledningssystem (EMAS, Europeiska gemenskapernas kommission, 2001; Europaparlamentet & Europarådet, 2001b) tillämpar nära nog identiska definitioner som i ISO-standarderna. I praktiskt miljöledningsarbete bestäms gränserna mellan begreppen med hänsyn till vad som är ändamålsenligt för organisationens verksamhet.

De nationella miljö kvalitetsmålen är nära förknippade med storskaliga miljöeffekter. De indikatorer som används för att följa upp arbetet mot miljömålen är en samling mått på aktiviteter, miljöaspekter och miljöpåverkan.

Syftet med begreppet miljöaspekt är enligt Ammenberg (2002) att sätta verksamheten i fokus, för att därmed underlätta diskussionerna kring vilka konkreta åtgärder i verksamheten som kan göras för att minska miljöpåverkan.

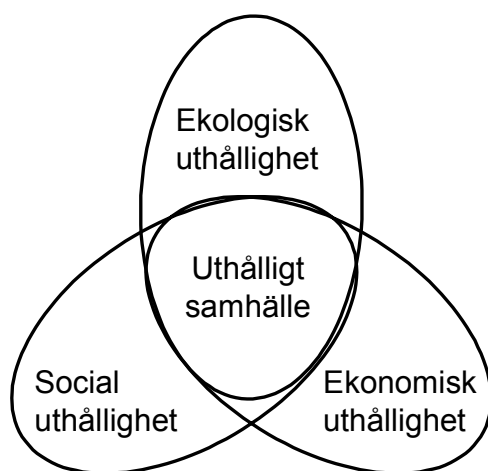
Direkta miljöaspekter är sådana som återfinns inom organisationens interna verksamhet (exempelvis användning av kemikalier i den interna laborieverksamheten eller tjänsteresor av olika slag). Indirekta miljöaspekter ger upphov till indirekt miljöpåverkan, som följaktligen härrör från de förändrade miljöbeteenden som uppstår p.g.a. Livsmedelsverkets utåtriktade verksamhet. Exempel på indirekta miljöaspekter är olika rekommendationer kring näringsintag, kost och livsmedelshantering. Olika aktörer i livsmedelskedjan agerar annorlunda som en följd av Livsmedelsverkets verksamhet och dessa förändrade beteenden kan sedan i sin tur ge förändrad miljöpåverkan. Summan av den direkta och indirekta miljöpåverkan utgör den totala miljöpåverkan. För den enskilda medarbetaren kan den indirekta miljöpåverkan vara svår att uppfatta, eftersom den sker som en följd av externa aktörers handlande utanför den egna organisationen. I miljöledningssammanhang kan även gränserna mellan indirekta och direkta miljöaspekter respektive miljöpåverkan vara något flytande så att olika organisationer karakteriserar sin verksamhet på olika sätt. Inom organisationens miljöarbete är det viktigare att hantera alla miljöaspekter, som bidrar till den totala miljöpåverkan, än att etikettera dem strikt (Europeiska gemenskapernas kommission, 2001).



Figur 1. Samband mellan aktivitet, miljöaspekt, miljöpåverkan och miljöeffekt.

2.3 Uthållighet

Både ”uthållighet” och ”hållbarhet” kan ses som översättningar från engelskans ”sustainability”. I denna rapport betraktas begreppen som likställda och används synonymt. Uthållighet kan sägas innehålla tre dimensioner: ekologisk uthållighet, dvs. den miljömässiga dimensionen, ekonomisk uthållighet och social uthållighet (figur 2). Detta innebär att för att en uthållig utveckling i samhället ska uppnås måste alla tre dimensioner beaktas.



Figur 2. Olika dimensioner av uthållighetsbegreppet.

3 Hantering av indirekt miljöpåverkan vid andra myndigheter

3.1 De nordiska livsmedelsmyndigheterna

3.1.1 Statens næringsmiddeltilsyn, Norge

Statens næringsmiddeltilsyn arbetar med miljökonsekvenser av sin verksamhet såtillvida att exempelvis papper och tonerkassetter samlas in till retursystem. Detta sker dock inte inom ramen för något miljöledningssystem. Statens næringsmiddeltilsyn arbetar inte med indirekt miljöpåverkan av sin verksamhet. Inte heller den nya myndighetsorganisationen inom ramen för kommunal och statlig verksamhet kommer att få några andra uppdrag än krav på källsortering av avfall. (Hagebø, 2002).

En ny norsk livsmedelsmyndighet är under utformning, som fr.o.m. 1 januari 2004 tar över de uppgifter som legat på Statens næringsmiddeltilsyn, Statens landbruks-tilsyn, Statens dyrehelsetilsyn, Fiskeridirektoratet och den kommunala livsmedelskontrollen. Den nya myndigheten kommer troligen att heta Statens mattilsyn. Sannolikt kommer myndigheten att ha ett visst tillsynsansvar för de nationella miljömål som är knutna till primärproduktionen, men sannolikt inte i större utsträckning än vad som idag sker vid Statens dyrehelsesyn och Statens landbrukstilsyn. Närmare detaljer och gränsdragningar gentemot andra myndigheter kommer att fastställas i den vidare utformningen av Statens mattilsyn. (Gran, 2002; <http://odin.dep.no/matforvaltning/>).

I Norge finns ett nationellt initiativ ”Grønn stat”, som fokuserar på möjligheterna att minska den direkta miljöpåverkan inom den statliga förvaltningen (<http://sos.dep.no/md/gronnstat/>). Hela den statliga verksamheten ska integrera miljöhänsyn i egen drift före utgången av 2005. Departementen ska under 2002 ha påbörjat arbetet med att införa miljöledningssystem. Projektet har stora likheter med det svenska statliga miljöledningsarbetets utveckling.

3.1.2 Fødevaredirektoratet, Danmark

Den danska livsmedelsmyndigheten har inget miljöledningsarbete liknande svenska myndigheters. Det finns en vägledning för miljökonsekvensbedömning vid utarbetande av lagförslag och andra regeringsförslag (Miljø- og Energi-ministeriet, 1995). Denna innehåller en checklista för identifiering av miljökonsekvenser som används på departementsnivå. Miljökonsekvensbedömningar görs dock inte inom Fødevaredirektoratet. (Bockhan, 2002).

3.1.3 Livsmedelsverket, Finland

Vid Livsmedelsverket i Finland bedrivs för närvarande inget arbete angående miljöpåverkan av myndighetens verksamhet. Ledningen anser det vara en viktig fråga, men har inte haft möjlighet att allokera resurser till miljöarbete. (Wallin, 2002)

3.1.4 Hollustvernd ríkisins, Island

Vid den isländska livsmedelsmyndigheten bedrivs inte något arbete med anknytning till miljöpåverkan av myndighetens verksamhet. Hollustvernd ríkisins arbetar för att förhindra att oönskade organismer (exempelvis salmonella) uppföras i människors omedelbara miljö, men har inga planer på att införa miljöarbete liknande det vid svenska myndigheter. (Sigurgísladóttir, 2002)

3.2 Regeringskansliet

Regeringskansliet påbörjade sitt arbete med att införa miljöledningssystem 1998. I riktlinjerna för miljöarbetet slog Miljödepartementet fast att samtliga politikområden ska integrera miljöhänsyn och resurshushållning (Miljödepartementet, 1999). I ett första skede inventerades den interna administrationens direkta miljöpåverkan och en miljöpolicy samt miljömål och handlingsprogram fastställdes för denna direkta miljöpåverkan. (Miljödepartementet, 1999; Regeringskansliet/Förvaltningsavdelningen, 1999; 2000). Bland prioriterade åtgärder för att öka den ekologiska hållbarheten, relaterad till verksamhetens direkta miljöpåverkan, återfinns bl.a. upphandling av materiel och transporter (Regeringskansliet/Förvaltningsavdelningen, 1999; 2000). Förvaltningsavdelningen har samordningsansvaret för redovisningen av resultatet av det interna miljöarbetet.

Nästa fas i Regeringskansliets miljöarbete handlar om att integrera miljöhänsyn i beslutsprocesser, dvs. indirekt miljöpåverkan. Miljöpolicyen för beslutsprocesser säger bl.a. att miljöhänsyn ska vara en naturlig del i Regeringskansliets arbete, att Regeringskansliet ska granska eventuell miljöpåverkan vid utformning av förslag till regeringsbeslut samt att Regeringskansliet ska medverka till att Sverige blir ett föregångsland och pådrivande i arbetet med en ekologiskt hållbar utveckling. (Miljödepartementet, 2001b; c)

Regeringskansliets miljöarbete vad gäller beslutsprocesser m.m. samordnas av Miljödepartementet och övriga departement redovisar sitt miljöarbete årligen till Miljödepartementet. Miljöpolicy, mål och handlingsprogram är gemensamma för alla departement. I miljömålen och handlingsplanen redovisas ambitionen att

underlagen för alla regeringsbeslut av betydelse för miljön ska innehålla miljöbedömningar. (Miljödepartementet, 2001c)

Från och med 1 januari 2002 ingår miljöbedömningar i regeringens beslutsunderlag för propositioner, skrivelser till riksdagen, lagrådsremisser och förordningar av betydelse för miljön. För förslag till kommittédirektiv som kan påverka miljön gäller att de ska innehålla en begäran om att en miljöbedömning ska göras. Miljödepartementet har utarbetat en intern checklista för miljöbedömning i beslutsprocesser som används av handläggarna vid departementen. I checklistan finns en blankett där miljöaspekter identifieras och förslaget sätts i relation till de nationella miljö kvalitetsmålen. Checklistan och miljöbedömningen ställer vissa krav på miljökompetens. Checklistan ger ingen ledning om hur långt miljöpåverkan och -effekter bör följas, exempelvis avseende påverkan över tiden respektive rumsliga avgränsningar, utan detta avgörs av den enskilde handläggaren. Miljöbedömningen blir inte en allmän handling utan betraktas som internt arbetsmaterial. Den bifogas inte delningsexemplar som skickas utanför Regeringskansliet.

Miljödepartementet har initierat en rad diskussioner och utredningar på olika teman med anknytning till miljöledningssystem (exempelvis Miljödepartementet, 1996a; 1996b; Miljödepartementet, 1997; Miljödepartementets arbetsgrupp 8, 1999; Miljöledare 98, 2000; Miljödepartementets arbetsgrupp 7; 2001). I Miljöförhållningsberedningens dialog kring framtida handel (Miljödepartementet, 2000c; 2001f) diskuterade företag inom IT-, transport- och dagligvarubranscherna förutsättningarna för att integrera krav på en hållbar utveckling i dagligvaruhandelns transportsystem. Dialogen definierade strategiska åtgärdsområden och lade grunden för överenskommelser och vidare samverkan mellan stat och näringsliv. Logistiksamverkan inom hela dagligvarukedjan, upphandling och införande av ny teknik, forskning och utveckling, helhetssyn på företagen samt synliggjord miljöpåverkan och ökad miljöanpassning av varor pekades ut som områden där åtgärder är särskilt viktiga.

Miljödepartementet har även utarbetat en lathund för statens miljöledningsarbete (Miljödepartementet, 2000b), där man pekar på svårigheterna med att kvantifiera miljöaspekter och miljöpåverkan. Dessa problem är särskilt tydliga när det gäller indirekt miljöpåverkan (Miljödepartementet, 2000b). I lathunden ges inga riktlinjer för hur långt indirekta effekter av myndighetens verksamhet bör följas. Lathunden lyfter dock fram vikten av att hantera de indirekta miljöaspekterna och menar att det i många fall torde vara rimligt att beskriva miljöpåverkan utan kvantitativa mått, exempelvis via en ökning eller minskning av transportbehov.

Försvarsdepartementet finansierar forskning kopplad till den totala miljöpåverkan från försvarssektorn som helhet. Eriksson et al. (2001) beskriver och diskuterar

olika miljösystemanalytiska verktygs potentiella användning för försvarssektorn. Finnveden et al. (2002) beskriver försvarssektorns indirekta miljöpåverkan med hjälp av en modifierad och expanderad input-outputanalys samt diskuterar denna metods möjligheter och begränsningar.

Vid Jordbruksdepartementet har man ännu begränsad erfarenhet av Regeringskansliets checklista för miljöbedömningar av sina ärenden. Vissa svårigheter kan finnas kopplat till tidsutrymme och miljökompetens (Rosander, 2002). Om en miljöbedömning behöver göras och isåfall hur långt miljöpåverkan ska följas bestäms och motiveras av respektive handläggare och för respektive ärende. När ett beslutsunderlag handläggs av flera departement har ett departement huvudansvaret för miljöbedömningen. Inom Regeringskansliet skickas underlaget på delning och de olika departementen har möjlighet att kommentera även miljöbedömningen. Här finns således en viss potentiell kvalitetskontroll inbyggd i systemet. (Svedinger, 2002)

3.3 Centrala myndigheter

3.3.1 Naturvårdsverket

Naturvårdsverket verkar samlande och pådrivande i det nationella miljöarbetet med syfte att främja ekologiskt hållbar utveckling (Miljödepartementet, 2002a). Naturvårdsverket ansvarar för åiterrapportering av miljöpolitikens mål att till nästa generation lösa de stora miljöproblemen, ett arbete som alla myndigheter är ålagda att bidra till (Miljödepartementet, 2001d). Verksamheten kretsar kring de nationella miljökvalitetsmålen och omfattar bl.a. projektstöd, kalkning av sjöar, förvaltning av nationalparker och naturreservat, miljöövervakning, utfärdande av föreskrifter, rådgivning och information samt produktion och beställning av utredningar och rapporter (exempelvis Naturvårdsverket, 2002b; h; i). Dessutom medverkar Naturvårdsverket i internationella fora för exempelvis en europeisk respektive nordisk miljöorienterad produktpolitik (IPP) och stödjer myndigheternas miljöledningsarbete via seminarier och information. I samarbete med Statistiska Centralbyrån har Naturvårdsverket presenterat en serie nationella indikatorer för hållbar utveckling i Sverige (Statistiska Centralbyrån och Naturvårdsverket, 2001). (Naturvårdsverket, 2002j) Under 2002 inrättade Naturvårdsverket ett miljömålsråd som arbetar särskilt med utvecklingen mot de nationella miljökvalitetsmålen (Naturvårdsverket, 2002j; http://miljomal.nu/vem_gor_vad/miljomalsradet.php). Omfattande information om miljökvalitetsmål, miljöledning, upphandling, styrmedel och andra miljörelaterade frågor finns tillgänglig för allmänheten på verkets hemsida (<http://www.environ.se>).

Naturvårdsverket har arbetat med sitt miljöledningssystem sedan 1996 och planerar att certifiera det under 2002 (Naturvårdsverket, 2002f). Naturvårdsverket har indirekt miljöpåverkan som huvuduppgift. Därför är utvecklingen av ett fungerande miljöledningssystem intimt förknippat med kvalitetsarbetet för och effektivisering av myndighetens verksamhet som helhet. Naturvårdsverket pekar på vikten av att kunna följa upp exempelvis föreskrifters och bidrags påverkan på andra aktörers miljöbeteende, dvs. den indirekta miljöpåverkan, för att kunna göra effektiva prioriteringar men pekar också på att detta är ett mycket komplicerat arbete (Naturvårdsverket, 2002f). Miljöpolicyen omfattar både indirekt och direkt påverkan medan miljömålen och handlingsplanen, som har tagits fram inom miljöledningssystemet omfattar främst direkta miljöaspekter (Naturvårdsverket, 2002f; g).

I arbetet med målet att ”Arbetet med allmänna råd, förordningar, föreskrifter, handböcker etc. och informationsspridning, ska genomsyras av en helhetssyn på hållbar samhällsutveckling med utgångspunkt i skydd av miljön, effektivare användning av resurser och en hållbar försörjning” planerades först en checklista. Denna checklista kommer inte att tas fram utan målet kommer istället att följas upp i enlighet med åiterrapporteringskraven i regleringsbrevet. I miljöredovisningen dras slutsatsen att Naturvårdsverket inte nått sina mål att förbättra arbetet med de indirekta miljöaspekterna. Verket konstaterar att det för Naturvårdsverkets verksamhet är svårt att styra arbetet med indirekt miljöpåverkan inom ramen för miljöledningssystemet. Denna påverkan styrs av Naturvårdsverkets uppdrag och verksamhetsplan. Diskussioner pågår kring om det vore lämpligt att hantera de indirekta miljöaspekterna inom ett kvalitetssäkringssystem och kring fördelarna med att integrera kvalitetssystemet och miljöledningssystemet. I revisionsrapporten nämns att trovärdigheten kring Naturvårdsverkets miljöledningssystem för närvarande brister något p.g.a. att de indirekta miljöaspekterna inte följs upp i verkets miljöledningssystem. (Naturvårdsverket, 2002f). Bearbetning av bl.a. miljömål och rutiner för att åtgärda detta pågår i samband med certifieringsarbetet (Andersson, 2002).

3.3.2 Jordbruksverket

Jordbruksverket har fokuserat sitt miljöledningsarbete kring i första hand indirekta effekter av myndighetens beslutsfattande, men arbetar för närvarande med att integrera även direkta miljöaspekter i sitt miljöledningssystem. Detta har delvis sin grund i att Jordbruksverket är miljömålsansvarig myndighet för det nationella miljö kvalitetsmålet Ett rikt odlingslandskap, dvs. att verket ansvarar för samordning, uppföljning och rapportering för detta miljömål. Därutöver har Jordbruksverket ett särskilt sektorsansvar för att arbeta med miljöpåverkan och följa upp miljötillståndet inom jordbrukssektorn. Många beslut som fattas inom

Jordbruksverket har till syfte att minska miljöpåverkan från jordbrukssektorn, exempelvis gällande stöd för miljövänligare jordbruk och projektstöd. Verket ansvarar dessutom för delar av miljöbalken och har en omfattande verksamhet kring miljökompetensutveckling av jordbrukare. Detta innebär att indirekt miljöpåverkan är en central del av verksamheten.

En miljöutredning slutfördes under 2000, där Jordbruksverket kopplat den indirekta miljöpåverkan till de av riksdagen fastställda 15 nationella miljö-kvalitetsmålen (Regeringen, 1998c; Miljödepartementet, 2000a; Regeringen, 2001d; Miljö- och Jordbruksutskottet, 2002; Naturvårdsverket, 2002e; f) (bilaga 1) och utarbetat detaljerade miljömål (Jordbruksverket, 2002a). De miljöaspekter som klassats som betydande är sådana som har stor miljöpåverkan i förhållande till miljömål eller sådana där stora personalresurser är engagerade och därmed stora belopp betalas ut. I utredningen har man bortsett från aktiviteter som styrs helt av EU-förordningar och som Jordbruksverket därför inte påverkar. Miljö-policyn (Jordbruksverket, 2000) anger dock att ”Vidare ska Jordbruksverket genom utredningsuppdrag, rapporter med mera verka för att EGs gemensamma jordbrukspolitik förändras mot en ökad miljöanpassning”.

Jordbruksverket koncentrerar miljöarbetet kring miljö-kvalitetsmålen 4 (Giftfri miljö), 7 (Ingen övergödning), 11 (Myllrande våtmarker) och 13 (Ett rikt odlingslandskap). Verkets miljömål följs upp via nyckeltal avseende exempelvis bekämpningsmedelsanvändning och växtnäringssläckage inom lantbrukssektorn samt omfattningen av miljöstöden (exempelvis areal anlagda våtmarker). Jordbruksverket utvärderar också kompetensutvecklingen inom området indirekt miljöpåverkan bland lantbrukarna, via antalet kurser och mängden rådgivning (biologisk mångfald, växtnäring, bekämpningsmedel, ekologisk produktion). Jordbruksverket följer och utvärderar, i samarbete med Naturvårdsverket och Riksantikvarieämbetet och i enlighet med regeringsbeslut, även miljöeffekterna av den gemensamma jordbrukspolitiken inom EU (CAP) (Jordbruksverket, 2002b).

3.3.3 Läkemedelsverket

Verksamhetens vid Läkemedelsverket övergripande mål är att vårdens kvalitet och tillgänglighet ska förbättras. Detta ska uppnås bl.a. genom en utvecklad och mer kostnadseffektiv läkemedelsförsörjning. (Socialdepartementet, 2001) Verksamheten omfattar bl.a. tillståndsgivning, information, behandlingsrekommendationer, uppföljning av biverkansprofiler samt kontroll av tillverkning och distribution av läkemedel till människa och djur, läkemedelsnära produkter och medicintekniska produkter. Läkemedelsverkets miljöutredning 2000 visade att negativ indirekt miljöpåverkan kan förväntas huvudsakligen inom verksamheter rörande godkännande av läkemedel, godkännande och kontroll av läkemedelsnära

produkter samt normgivning (Läkemedelsverket, 2002). Vidare konstaterade utredningen att läkemedelsinformation till hälso- och sjukvården leder till en effektivare hushållning med läkemedel, vilket medför en positiv påverkan på miljön.

I sin miljöpolicy anger Läkemedelsverket att ”att beakta miljöaspekter vid tillståndsgivning” är ett prioriterat område för att genom ständig förbättring åstadkomma att största möjliga miljöhänsyn tas i verksamhetsutövningen (Läkemedelsverket, 2001).

Läkemedelsverket redovisar för närvarande inte sin indirekta miljöpåverkan, men har för 2002 formulerat det övergripande miljömålet för indirekt miljöpåverkan ”att miljöaspekter beaktas vid godkännande och kontroll av läkemedel och läkemedelsnära produkter” (Läkemedelsverket, 2002). För 2002-2003 anges ett snävare detaljerat miljömål, ”Att Läkemedelsverket har kännedom om och en samlad bild över befintliga krav som finns med avseende på att beakta miljöaspekter vid godkännande och kontroll av läkemedel och läkemedelsnära produkter.” (Läkemedelsverket, 2002). I linje med detta mål kommer juridiska och andra krav på de nämnda verksamhetsgrenarna att utredas. Under hösten 2002 tillträder en miljösamordnare som kommer att utreda Läkemedelsverkets indirekta miljöpåverkan samt fullfölja och kontinuerligt vidareutveckla Läkemedelsverkets miljöledningssystem (Ulleryd, 2002).

3.3.4 Räddningsverket

Räddningsverket har ett certifierat miljöledningssystem enligt ISO 14001, sedan november 2001. Verkets övergripande miljömål fastställer att ”Vår positiva indirekta miljöpåverkan ska förstärkas” samt att ”Detta ska ske genom att miljöinnehållet på ett märkbart sätt ska öka i myndighetsutövning, utbildning, FoU och information” (Räddningsverket, 2001b).

Myndigheten har identifierat tolv betydande miljöaspekter för 2002 (Berg, 2002). Miljöaspektlistan ses över årligen, varvid kontroll och revision sker enligt en faställd rutin (Räddningsverket, 2001c) som utvecklats från Miljödepartementets rekommendationer (Miljödepartementet, 2000b). Räddningsverket bedömer att den betydande indirekta miljöpåverkan härrör främst från utbildningsverksamheten och myndighetsutövningen (framför allt utarbetande av råd och föreskrifter). Den största miljöpåverkan bedöms komma från utbildningsverksamheten, som ger upphov till direkt miljöpåverkan via resursanvändning och utsläpp och till indirekt miljöpåverkan genom att utbildningarna påverkar Räddningstjänstens agerande (Räddningsverket, 2002).

Räddningsverket har följaktligen främst koncentrerat sitt arbete med indirekt miljöpåverkan kring utbildningsrelaterad miljöpåverkan. Verket har detaljerade miljömål för utbildningsverksamheten och konstaterar i sin miljöredovisning (Räddningsverket, 2002) att det för denna såväl som för det vidare arbetet med indirekt miljöpåverkan från myndighetsutövningen finns stort behov av metodik för att mäta miljöprestanda. För myndighetsutövningen lyfter verket dessutom fram behoven av utvecklad statistik, mer forskning, samordning mellan aktörer, analys och förbättrade metoder för information. Åtgärderna i år inriktas mot att införliva dessa frågeställningar i verksamhetsplanen för 2003 (Räddningsverket, 2002).

Räddningsverket har utarbetat en rutin för framtagning och revidering av kursplaner (Räddningsverket, 2001a) där syftet bl.a. är att säkerställa att miljöfrågor integreras i kursplaner och att miljöhänsyn tas vid utformning av kurser. I denna rutin finns konsekvensanalyser i form av tabeller för områdena investeringsbehov, materielanskaffning, materialhanteringsrutiner, behov av läromedel, kompetensutveckling för lärare respektive området säkerhet, hälsa och miljö. Även för Räddningsverkets tillsynsverksamhet finns en rutin, där syftet anger bl.a. att "Räddningsverkets tillsyn ska medverka till en positiv miljöpåverkan." (Räddningsverket, 2001b). Någon fastställd beskrivning av hur detta ska gå till finns dock för närvarande inte men viktiga bidrag är att främja användning av bästa tillgängliga teknik och att medverka till utfasning av kemikalier där miljövänligare alternativ finns (Berg, 2002).

Räddningsverket tar stark ställning för att ta miljöhänsyn i sin verksamhet (Berg, 2002). Vikten av den indirekta miljöpåverkan synliggör verket i sin miljöpolicy (Räddningsverket, 2000) genom att uttala att uppgiften att förebygga och åtgärda olyckor ska ske bl.a. genom beaktande av de nationella miljö kvalitetsmålen. Vidare uttalas att Räddningsverket ska "minska negativ miljöpåverkan indirekt genom t.ex. utbildning och myndighetsutövning". Det övergripande syftet med Räddningsverkets verksamhet är att minimera skador på människa, miljö eller egendom. Miljö lyfts fram alltmer och för detta anser Räddningsverket att det finns stöd i lagstiftningen (bl.a. Räddningstjänstlagen, 1986:1102; Förvaltningslagen, 1986:223; Lagen om åtgärder för att förebygga och begränsa följderna av allvarliga kemikalieolyckor, 1999:381) (Berg, 2002).

3.3.5 Konsumentverket

Konsumentverket verkar inom konsumentpolitiken, energipolitiken och regionalpolitiken (Justitiedepartementet, 2001a;b; Konsumentverket, 2002a). Verket har en omfattande utåtriktad verksamhet som medför att den indirekta miljöpåverkan dominerar över den direkta (Konsumentverket, 1999; 2002a). Att påverka konsumenter att förbättra sitt miljöbeteende är ett centralt syfte med verksamheten. Ett annat är att förbättra förutsättningarna för ett miljöanpassat beteende. Enligt sin instruktion (Justitiedepartementet, 2001a), har Konsumentverket ett sektorsansvar för miljörelaterade konsumentfrågor och ska verka samlade, stödjande och pådrivande i förhållande till andra berörda parter. Konsumentverket ska medverka till att utveckla konsumtions- och produktionsmönster som minskar påfrestningarna på miljön och bidrar till en långsiktigt hållbar utveckling (Justitiedepartementet, 2001a; b).

Kunskapsförmedling sker bl.a. via hemsidan, tidsskriften Råd & Rön, den kommunala konsumentvägledningen och läromedel. Konsumentverket utvecklar nya provningsmetoder, provar produkters egenskaper samt utfärdar föreskrifter och allmänna råd. I samband med att remissvar bereds, gör Konsumentverket en bedömning om huruvida de förslag verket framför har inverkan på faktorerna energianvändning, vattenförbrukning, råvaruförbrukning, avfallsproduktion, användning av farliga ämnen och transporter (Konsumentverket, 2002b). Konsumentverket har ännu begränsade erfarenheter av detta (Norstedt, 2002). Någon metod för bedömningen används inte utan arbetet är under utveckling (Norstedt, 2002). Någon formaliserad metod eller rutin för detta finns inte utan detta arbete är under utveckling. Konsumentinformation ingår även i andra myndigheters verksamhet. För att tydliggöra ansvarsfördelningen har Konsumentverket träffat samverkansavtal, bl.a. med Naturvårdsverket och Kemikalieinspektionen (Regeringen, 2001b).

Konsumentverket redovisar sin indirekta miljöpåverkan i huvudsak kvalitativt, men anger där så är möjligt även kvantitativa uppföljningstal. Exempelvis anges hur stor andel av remissvaren som ansetts ha relevans för miljön samt andelen korrekt energimärkta apparater vid kontroll i butik. (Konsumentverket, 2002b)

Konsumentverket har föreslagit indikatorer för att följa förändringar i hushållens miljöpåverkan. För livsmedel föreslås en uppföljning av konsumenternas tillgång till ekologiskt producerade livsmedel samt försäljningen av KRAV-märkta produkter. Verket konstaterar att konsumentsektorn sällan redovisas separat och att det i dagsläget därför är svårt att konstruera indikatorer för hushållens miljöpåverkan. Arbetet pågår för att finna lämpliga indikatorer för förändringar i hushållens miljöbeteenden. (Regeringen, 2001b)

Konsumentvägledningen från Konsumentverket gällande livsmedel är för närvarande begränsad. Informationsmaterial finns på Konsumentverkets hemsida (<http://www.Konsumentverket.se>). Hemsidan är under uppbyggnad och särskilt informationen om ekologiskt producerade livsmedel planeras utökas (Norstedt, 2002).

3.3.6 Riksrevisionsverket

Riksrevisionsverket är central förvaltningsmyndighet för statlig revision (Finansdepartementet, 2000). Verksamheten omfattar granskning av effektivitet, måluppfyllelse, redovisning och förvaltning hos statliga myndigheter och verk samt affärsverk och stiftelser som drivs av staten. Dessutom granskas nordiska institutioner och projekt. Riksrevisionsverket deltar också vid EUs revisioner av Sverige samt utför särskilda granskningar och utredningar på uppdrag av regeringen. (Finansdepartementet, 2001; <http://www.rrv.se>)

Riksrevisionsverket utförde en miljöutredning av sin verksamhet under 1999 (Riksrevisionsverket, 1999b) och utifrån denna har verket sedan arbetat vidare med sitt miljöledningssystem. I miljöutredningen ansågs alla verksamhetsområden, dvs. årlig revision, effektivitetsrevision, internationell verksamhet och direkt regeringsstöd, kunna ge upphov till betydande indirekt miljöpåverkan. Den indirekta miljöpåverkan från verksamheten ansågs vara flerfaldigt större än den direkta miljöpåverkan. Bland annat via granskning av miljöinformation i årsredovisningarna, effektivitetsrevisionens undanröjande av hinder för politiskt fastställda (miljö)mål, remissvar och uppdrag som kan påverka riksdagsutskottens respektive regeringens ställningstagande samt bistånd med miljökompetens i internationellt samarbete har Riksrevisionsverket sannolikt förutsättningar för att medverka till positiv indirekt miljöpåverkan (Riksrevisionsverket, 1999b). Miljöpolicy anger att Riksrevisionsverket ska arbeta för en nationellt god resurshushållning samt ekologiskt hållbar utveckling genom att integrera miljöarbetet i verksamheten och kontinuerligt utveckla miljöarbetet med beaktande av ny kunskap och erfarenheter (Riksrevisionsverket, 2001a).

Hur granskning av miljöhänsyn ska införlivas med revisionsuppdrag inom den årliga revisionen ligger på agendan för att utredas vidare (Östling, 2002). Den årliga revisionen skulle ha genomfört denna utredning under 2001 (Riksrevisionsverket, 2002), men detta miljömål har skjutits fram ett år. Granskningar rörande miljö och miljökonsekvenser (exempelvis Riksrevisionsverket, 1998a;c;d; 1999a; 2001b;c;d) är en etablerad del av effektivitetsrevisionens verksamhet och Riksrevisionsverkets miljömål söker säkerställa att det sker sådana granskningar på kontinuerlig basis (Riksrevisionsverket, 2002).

I sina riktlinjer för vad myndigheter bör göra innan beslut fattas om föreskrifter och allmänna råd pekar Riksrevisionsverket på att konsekvensbedömningar bör omfatta bl.a. miljöeffekter och beakta dynamiken i effektkedjor, dvs. att ett förändrat regelverk inom ett område kan påverka aktörers beteenden inom andra områden och att dessa indirekta effekter bör identifieras och beräknas så långt möjligt. (Riksrevisionsverket, 1996a)

Riksrevisionsverket har tidigare utarbetat riktlinjer för myndigheternas miljö-redovisning (Riksrevisionsverket, 1998b; 2000). Uppdateringen av riktlinjerna 2001 gavs ut av Miljödepartementet (Miljödepartementet, 2001e). För närvarande redovisar myndigheterna sitt miljöledningsarbete till sina sakdepartement respektive till Naturvårdsverket. Detta innebär att Riksrevisionsverket för tillfället inte har årligt revisionsansvar för miljöredovisningarna.

3.3.7 Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut, SMHI

SMHIs verksamhet omfattar både traditionell myndighetsverksamhet, uppdrag för andra myndigheter och affärsdrivande verksamhet. SMHI är svenska statens expertorgan inom meteorologi, hydrologi, oceanografi och klimatologi. Verksamheten omfattar insamlingar av stora mängder data inom dessa områden samt bearbetning och tolkning av data. SMHI representerar svenska intressen i flera internationella samarbetsorgan. Myndigheten samordnar också det svenska klimatforskningsprogrammet Sweclim, som bl.a. modellerar scenarier över det framtida svenska klimatet och levererar data till internationella klimatmodeller (<http://www.smhi.se>, välj sedan FOU och därefter Klimatmodellering). SMHIs verksamhet är fördelad på affärsområdena Samhälle, Miljö och Energi, Konsument, Trafik, Intern produktion och utveckling samt enheten Rossby Centre.

SMHI:s indirekta miljöpåverkan har översiktligt förknippats med hela verksamheten. Den första miljöutredningen omfattade främst direkta miljöaspekter. Dock slog utredningen fast att externa kundkrav skulle göra det nödvändigt att behandla indirekta miljöeffekter framför allt av den affärsdrivande verksamheten. Miljöutredningen konstaterade också att de indirekta miljöaspekterna vid SMHI i princip är omöjliga att kvantifiera och måste hanteras på annat sätt, exempelvis via beskrivningar av respektive aktivitets omfattning. (SMHI, 1998). I den reviderade miljöutredningen (SMHI, 2002a) har de indirekta aspekterna inventerats för delar av verksamheten.

Den indirekta miljöpåverkan uppmärksammas i miljöpolicy genom att "Miljöhänsyn ska vara en naturlig och väl integrerad del i alla SMHIs aktiviteter. Verksamhetens konsekvenser för miljön ska uppmärksammas och analyseras med syfte att reducera negativ inverkan" och att "Anställda ska erbjudas en kun-

skapsbas som möjliggör att miljöaspekter beaktas i det dagliga arbetet. Anställdas aktiva engagemang i miljöarbetet ska uppmuntras” (SMHI, 2002b). SMHI avser att certifiera sitt miljöledningssystem enligt ISO 14001.

Under våren 2002 inventerades indirekta miljöaspekter för SMHIs affärsverksamhet och delar av forskningen, inom ramen för ett examensarbete (Eriksson, 2002). Via s.k. fokusgruppintervjuer identifierade deltagarna miljöaspekter inom affärsområdena Samhälle, Miljö och Energi samt för Rossby Centre. En slutsats av studien var att forskarna vid Rossby Centre bör skaffa sig större kunskap om indirekt miljöpåverkan för att kunna bedöma hur resultaten används. Genom att förmedla forskningsresultaten på ett tydligare sätt kan forskarna därmed indirekt påverka miljön. Eriksson (2002) pekar på att ytterligare studier behövs för att kunna bedöma under vilka förutsättningar kunskapsförmedling inom konsultuppdrag leder till positiv eller negativ miljöpåverkan. Arbetet utmynnade även i ett förslag till checklista avsedd att användas vid miljöbedömning av SMHIs projekt och uppdrag. Eriksson (2002) pekar på behovet att vidareutveckla den föreslagna checklistan samt undersöka sätt att kvantifiera indirekt miljöpåverkan. SMHI går nu vidare och testar och utvecklar förslaget till checklista genom att använda den på ett tiotal pilotfall (Carlberg, 2002).

3.4 Stockhoms läns landsting

Vid Centrum för tillämpad näringslära (CTN), Samhällsmedicin, Stockholms läns landsting har man inom projektet ”Mat och miljö i Stockholms län” tagit ett unikt initiativ att väva samman närings- och miljöbudskap.

I första-steget-maten, som presenterades 1999 (Dahlin & Lindeskog, 1999), har man vägt samman kunskap om livsmedels hälsoeffekter med kunskap om dess miljöeffekter. Rapporten innehåller konkreta förslag på hur svenska folkets matvanor i ett första skede bör förändras för att bli mer hälsomässigt och miljömässigt hållbara. Hälsomässigt uppfyller första-steget-maten de svenska näringsrekommendationerna som absolut kriterium. På miljösidan baseras rekommendationerna för första-steget-maten på ett trettiotal vetenskapliga artiklar, rapporter, seminarier och broschyrer (Dahlin & Lindeskog, 1998; Dahlin & Lindeskog, 1999). En referensgrupp har även varit knuten till projektet. I projektet har man vägt samman information från miljörelaterade studier, som egentligen inte är jämförbara p.g.a. olikheter i avgränsningar och metodik, med hjälp av välinformerat sunt förnuft.

Ur första-steget-maten har informationsmaterial och utbildningspaket utvecklats (Centrum för tillämpad näringslära, 2001). Huvudbudskapet i första-steget-maten sammanfattas i S.M.A.R.T. som står för Större andel vegetabilier, Mindre ”tomma

kalorier”, Andelen ekologiskt ökas, Rätt kött och grönsaker respektive Transportsnålt. En styrka hos S.M.A.R.T. som förkortning och huvudbudskap är att det kan användas även om kunskapsbasen uppdateras och innehållet förändras. Eftersom kost- och näringsrekommendationerna ligger som absolut krav vid utformningen av första-steget-maten och dessa är något mer robusta än kunskapsmängden kring miljö och livsmedel, skulle en eventuell uppdatering av basen för rekommendationerna troligen inte ge några större förändringar av näringsskäl medan nya miljöstudier kan ge upphov till förändringar i S.M.A.R.T.-rekommendationerna, i synnerhet inom grupper av livsmedel (Lindeskog, 2002).

4 Miljöhänsyn vid Livsmedelsverkets beslut

I de dokument som styr Livsmedelsverkets verksamhet finns inga specificerade krav på att ta miljöhänsyn i myndighetsutövningen. Därmed blir det myndighetens eget ansvar att tolka sitt handlingsutrymme och ta ställning till sina ambitioner på området. Det finns dock en rad generella krav på miljöhänsyn. Regeringen lyfter i ett flertal dokument fram de statliga myndigheternas ansvar i samhällets utveckling mot större hållbarhet samt vikten av att integrera miljöhänsyn i all statlig verksamhet (Regeringen, 1997; 1998c; 2001b; 2001d; 2002). Synsättet återfinns även i Agenda 21, där ”Ensuring the integration of economic, social and environmental considerations in decisionmaking at all levels and in all ministries”(Att säkerställa en integrering av ekonomiska, sociala och miljömässiga överväganden i beslutsfattande på alla nivåer och i alla departement) anges som en viktig komponent i förbättringen av beslutsprocesser (United Nations, 1992). Integreringen av miljöledningssystem i Livsmedelsverkets och andra centrala myndigheters verksamhet manifesterar delvis detta synsätt.

I den nationella strategin för hållbar utveckling (Regeringen, 2002) uttalas bland annat att ”En begränsad klimatpåverkan ska uppnås genom en aktiv klimatpolitik som integreras i hela samhället. Var och en måste ta sin del av ansvaret. Det gäller såväl myndigheter och kommuner som företag, organisationer och enskilda.”och ”Ett viktigt bidrag för att minska klimatpåverkan är att minska den påverkan som härrör från tillverkningen och användning av produkter.”

Eftersom produktion och konsumtion av livsmedel är förknippade med stora varuströmmar, är konsumenternas agerande av avgörande betydelse för miljöpåverkan och hållbar utveckling. Livsmedelsverket har en stark position när det gäller att påverka konsumenterna och livsmedelskedjan. Vad och hur konsumenterna konsumerar står redan i fokus för Livsmedelsverkets verksamhet. Således ligger det nära till hands att här söka integrera det miljöansvar som eftersträvas av regeringen.

Livsmedelsverket ska, enligt sitt regleringsbrev (Jordbruksdepartementet, 2001b), ha en verksamhet som bidrar till en ekologiskt, ekonomiskt och socialt hållbar livsmedelsproduktion. Detta kan synas ge stöd för en integrering av miljöhänsyn i myndighetens beslutsfattande. Uppdraget att tillhandahålla kunskap till konsumenterna, så att de får ökade möjligheter att göra medvetna och väl underbyggda val (Jordbruksdepartementet, 2001a), verkar kunna tolkas så att det kan omfatta miljörelaterad information. När det gäller utarbetande eller förändring av föreskrifter verkar det inte heller med automatik uppstå konflikter mellan miljö och nuvarande kärnfrågor. Exempelvis skulle målet för verksamhetsgrenen Regelarbete, ”Att svenska konsumentintressen på livsmedelsområdet ska tillgodoses

nationellt och inom det internationella samarbetet” (Jordbruksdepartementet, 2001b), kunna omfatta även miljöhänsyn. Sålunda verkar det i Livsmedelsverkets instruktion (Jordbruksdepartementet, 2001a) eller regleringsbrev (Jordbruksdepartementet, 2001b) inte finnas något som med automatik utesluter att miljöhänsyn tas i myndighetsutövningen.

I verksförordningens (Justitiedepartementet, 2000) 7 § 4 tilldelas Livsmedelsverket, liksom andra myndigheter under regeringen, ett generellt ansvar för ekologiskt hållbar utveckling, dvs. ett generellt miljöansvar. I 27 § ställs krav på utredning av ”kostnadsmissiga och andra konsekvenser” i en konsekvensutredning inför beslut om föreskrifter och allmänna råd. Riksrevisionsverket beskriver den konsekvensutredning som myndigheter bör göra inför beslut om föreskrifter och allmänna råd, (Riksrevisionsverket, 1996a). Konsekvensutredningens syfte är att bidra till att beslutsunderlaget blir så heltäckande som möjligt. Riksrevisionsverket pekar på vikten av att beräkna både direkta och indirekta effekter, såväl positiva som negativa, samt att analysera miljöeffekter för att få ett så fullständigt beslutsunderlag som möjligt (Riksrevisionsverket, 1996a).

Livsmedelsverkets miljöpolicy (Livsmedelsverket, 1999a) visar på relativt långtgående ambitioner gällande indirekt miljöpåverkan genom uttalandet att Livsmedelsverket ska inrikta miljöarbetet på att ”belysa miljöeffekterna och ta största möjliga miljöhänsyn i myndighetsutövningen”.

Under arbetet med miljöutredningen, 1998-1999, konstaterade Livsmedelsverket att risk finns för konflikter mellan miljöhänsyn och gällande lagstiftning på livsmedelsområdet (bl.a. Jordbruksdepartementet, 2000a;b; 2001c). Gällande lagstiftning måste följas. Dock finns en rad områden där miljöhänsyn kan införlivas i arbetet med föreskrifter och allmänna råd, exempelvis kan miljöbedömningar användas för att belysa miljöeffekter i remisser av olika slag samt vid diskussioner kring utformning av regelverk i olika arbetsgrupper, såväl nationellt som internationellt (Miljödepartementets arbetsgrupp 8, 1999). Under utformningen av nationella föreskrifter och råd finns möjligheter att ta fram alternativ som är mest fördelaktiga från miljösynpunkt, förutsatt att de inte strider mot livsmedelslagstiftningen. En miljöbedömning kan användas som instrument för att tidigt upptäcka eventuella konflikter och hantera dem medvetet vid utformning av föreskrifter och allmänna råd, för att därmed bidra till aktiva medvetna beslut om miljökonsekvenser. Även i underlag till förhandlingar kan miljöbedömningar ingå. För EU-förordningar, som inte införlivas med den nationella lagstiftningen, är manöverutrymmet obefintligt. Här måste eventuell påverkan på förslag ske på EU-nivå, dvs. i arbetsgrupper och remissinstanser. Vid förmedling av kostråd strider det inte mot gällande lagstiftning att neutralt informera om potentiella miljökonsekvenser av olika alternativa sätt att följa rådet, exempelvis genom att ange att det ena handlings sättet sannolikt ger minskade/ökade utsläpp av växthus-

gaser eller minskad/ökad yta odlad areal i Sverige. Snarare kan det synas bidra till att ge konsumenterna förutsättningar för aktiva val.

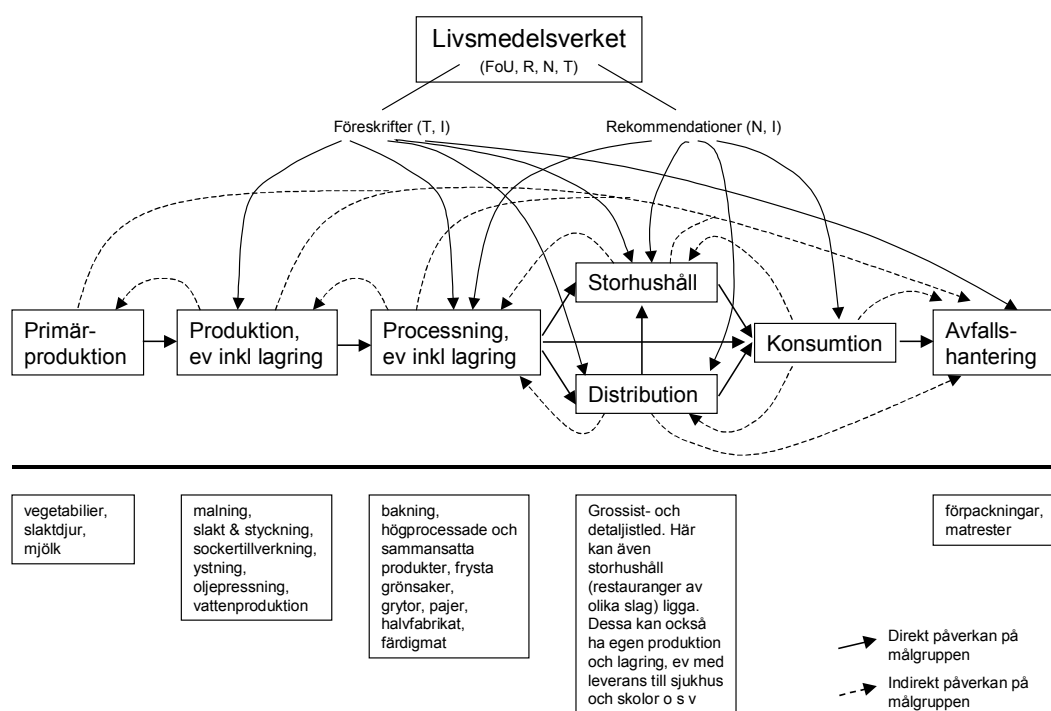
Det går inte att fastställa att konflikter mellan miljöhänsyn och Livsmedelsverkets kärnuppgifter uppstår generellt eller med automatik. Exempelvis kan bestämmelser om materialval för förpackningar, användning av vatten av dricksvattenkvalitet eller om krav på kylförvaring vid första anblicken tyckas ha negativ indirekt miljöpåverkan genom att kraven ger upphov till ökad resurs- och energi-användning. Å andra sidan bidrar dessa krav sannolikt till ett minskat svinn, vilket har en positiv miljöpåverkan genom att ett minskat svinn ökar verkningsgraden i livsmedelskedjan (fler konsumerade produkter per enhet insatt resurs och per enhet miljöpåverkan). Således behöver eventuella konflikter utredas närmare inför det enskilda beslutet.

Hur mycket miljöhänsyn som bör vägas in i Livsmedelsverkets myndighetsutövning, dvs. den tyngd miljöbedömningen får måste bedömas i varje enskild beslutssituation och mot bakgrund av beslutsunderlaget som helhet. Även ekonomiska och tekniska bedömningar kan ingå i beslutsunderlaget (exempelvis via analys enligt Simplex-förordningen; Regeringen, 1998a, bilaga 2), för att säkerställa att medvetna beslut tas kring exempelvis ekonomiska konsekvenser av myndighetsutövningen. Att föra in miljöbedömning i beslutsunderlag skulle på motsvarande sätt säkerställa att medvetna beslut tas kring myndighetsutövningens miljömässiga konsekvenser. I vissa fall kommer miljöhänsynen att åsidosättas helt och andra hänsyn att överväga helt, men i flera fall torde det vara möjligt att använda kunskaper om miljöpåverkan till att modifiera förslag utan att konflikter uppstår.

5 Livsmedelsverkets verksamhet och beslutsområden

Livsmedelsverket är central tillsynsmyndighet för frågor som gäller livsmedel inklusive dricksvatten.

Livsmedelsverkets verksamhet spänner över hela livsmedelskedjan (figur 3) men det är snarare hälsoaspekter som står i fokus än livsmedelskedjans funktion i sig. Livsmedelsverket verkar för befolkningens hälsa genom att kontrollera nyckelaktiviteter inom livsmedelskedjan. Verksamheten syftar till att påverka och reglera olika aktörers beteenden i livsmedelskedjan. Aktörernas förändrade beteenden kan sedan i sin tur resultera i förändrad miljöpåverkan. Flera sektorer påverkas direkt och indirekt av Livsmedelsverkets verksamhet, exempelvis transportsektorn och hälso- och sjukvårdssektorn.



Figur 3. Påverkansområde för Livsmedelsverkets verksamhet. Transporter ingår mellan alla delar i livsmedelskedjan. FoU=Avd. för forskning och utveckling, R=Regelavdelningen, N=f.d. enheten för nutrition vid Avd. för information och nutrition, T=Tillsynsavdelningen, I=f.d. enheten för information vid Avd. för information och nutrition.

Generellt sett tas olika typer av beslut på många ställen i organisationen. Några huvuddrag kan urskiljas kring beslut gällande regelverk, rekommendationer, respektive underlag för remissvar och arbete i internationella grupperingar. Dessa har olika direkta målgrupper såtillvida att regelverkets specifika föreskrifter och lagar reglerar verksamheten hos väl avgränsade målgrupper, exempelvis styckningsföretag. Rekommendationerna kring kost, näring och livsmedelshantering har dels professionella målgrupper inom storhushållsbranschen, exempelvis måltidsansvariga vid sjukhus och skolor, och dels en stor spridd målgrupp i form av de svenska hushållen. En rekommendation kännetecknas av att den är frivillig medan en regel/föreskrift är tvingande och medför rättsansvar. Underlag för remissvar och internationellt samarbete ligger till grund för beslut som kan beröra olika målgrupper.

Livsmedelsverkets verksamhet omfattar normgivning, tillsyn, information och kunskapsuppbyggnad inom livsmedelsområdet. Figur 3 beskriver Livsmedelsverkets verksamhet och påverkansområde. Regelavdelningen (R) utformar och reviderar föreskrifter med stöd från Avd. f. forskning och utveckling (FoU), Tillsynsavdelningen (T) och f.d. enheten för nutrition (N). Avdelningen för information och nutrition består av två tidigare separata enheter, enheten för nutrition (N) respektive enheten för information (I). För att tydliggöra dessas olika funktioner används enhetsbeteckningarna fortfarande i denna rapport. F.d. enheten för nutrition utarbetar kost-, närings- och hanteringsrekommendationer samt utför kostundersökningar och utvecklar livsmedelsdatabasen. Avdelningen för forskning och utveckling stödjer Livsmedelsverkets övriga verksamhet via kunskapsuppbyggnad, metodutveckling, analyser och riskvärdering. Föreskrifterna kanaliseras vidare via arbetet vid Tillsynsavdelningen (T) och kommuniceras med hjälp av arbetet vid f.d. enheten för information (I). Tillsynsavdelningen samordnar och utvärderar kommunernas inspektionsverksamhet, hanterar tillståndsgivning, kontrollerar import och export av livsmedel samt tar prover för kontroll av kemisk och hygienisk kvalitet. Kontrollen av efterlevnaden av regelverket, som till största delen utförs av kommunerna, omfattar ca 52 000 livsmedelsanläggningar inklusive vattenverk. Rekommendationer kanaliseras till de direkta målgrupperna av f.d. enheten för information, via tidsskriften Vår Föda, broschyrer, böcker, rapporter, kursverksamhet och Livsmedelsverkets hemsida. Ytterligare kanaler för Livsmedelsverkets påverkan utgörs av f.d. enhetens för nutrition nära samarbete med måltidsansvariga vid kommuner, landsting och storhushåll samt samverkan med branschföretag. (Livsmedelsverket, 2002b; diverse material på Livsmedelsverkets hemsida, <http://www.slv.se>) Föreskrifternas respektive rekommendationernas direkta påverkan på målgruppers ageranden markeras med heldragna linjer i figur 3.

Konsumenten står i fokus för de beslut som tas inom Livsmedelsverket. Den slutliga målgruppen för verkets arbete är de enskilda konsumenterna som ska till-

försäkras säkra och högkvalitativa livsmedel samt ges förutsättningar för att göra välinformerade val på livsmedelsmarknaden (Jordbruksdepartementet, 2001a). Livsmedelsverkets verksamhet har en direkt påverkan på aktörernas beteende i livsmedelskedjan. Den direkta påverkan fortplantas uppströms och nedströms livsmedelskedjan så att den sammanlagda potentiella påverkan förstärks och når alla aktörer i kedjan. Denna spridning av den indirekta påverkan markeras med streckade linjer i figur 3.

Via sina föreskrifter och rekommendationer samt kanalerna (T, I, N) för efterlevnad och information är Livsmedelsverket närvarande i och påverkar handlandet hos aktörerna i livsmedelskedjan. Exempelvis föreskrivs vilka slaktdjur som får levereras till slakt och vilka djur som får avlivas på gården. Detta påverkar verksamheten inom primärproduktionen indirekt. Krav på förpackningar som används vid livsmedelshantering, vilket påverkar avfallshanteringen, regleras i föreskrifter. Hantering av riskavfall vid slakterier samt eventuell destruktion av livsmedel som inte uppfyller kraven har också en indirekt påverkan på transportbehov samt verksamheterna vid exempelvis deponier, destruktions- och komposteringsanläggningar. Livsmedelsverket arbetar både förebyggande, genom regelverk och rekommendationer, och kurativt, genom tillämpning av regelverket (exempelvis destruktion av livsmedelspartier som inte håller måttet eller indragning av tillstånd).

6 Livsmedelsverkets indirekta miljöpåverkan

Hur de svenska konsumenterna äter och hanterar sina livsmedel påverkar inte bara livsmedelssektorn, via påverkan på storhushåll och grossister, utan har följd-effekter för exempelvis sjuk- och hälsovård, tillverkningsindustri, byggindustri, transportindustri, och kan bl.a. påverka forskning och utveckling inom dessa områden. Exempelvis ger rekommendation om separata skärbrädor till animalier och vegetabilier ökade behov av skärbrädor och förändrade hygienkrav ger förändrade behov av tvätt- och städutrustning. Även kraven på tillverkningslokaler förändras om flöden av livsmedelsråvaror och färdiga produkter inte får korsas.

Det är karakteristiskt för många statliga myndigheter att den indirekta miljöpåverkan ofta dominerar över den direkta, eftersom statens verksamhet har som huvudsyfte att påverka andra aktörer (Riksrevisionsverket, 1998a; Miljödepartementet, 2000b). Livsmedelsverkets verksamhet och beslutsområden sammanfattas i figur 3. På grund av Livsmedelsverkets stora påverkansområde, omfattande hela livsmedelskedjan, dominerar sannolikt också i detta fall den indirekta miljöpåverkan över den direkta.

Livsmedelsverket slår i sin miljöutredning (1999b) fast att myndighetens indirekta miljöpåverkan främst är förknippad med regelverket kring livsmedelshygien och mikroorganismer samt kost- och näringsrekommendationerna, och att dessa områden därför bör prioriteras. Resonemanget i detta kapitel stödjer i huvudsak detta ställningstagande.

6.1 Livsmedelsverket och nationella miljömål

Konsumentverket (1997; 1999) visar på att konsumenternas beteenden har inflytande på alla nationella miljö kvalitetsmål (bilaga 1). Livsmedelskedjan har främst påverkan på miljö kvalitetsmålen 1) Frisk luft, 2) Grundvatten av god kvalitet, 3) Levande sjöar och vattendrag, 5) Hav i balans, levande kust och skärgård, 6) Ingen övergödning, 7) Bara naturlig försurning, 8) Levande skogar, 9) Ett rikt odlingslandskap, 12) Giftfri miljö, 14) Skyddande ozonskikt och 15) Begränsad klimatpåverkan (Konsumentverket, 1997; 1999). Livsmedelsverkets beslut om föreskrifter och rekommendationer, riktade till aktörer i livsmedelskedjan, har följaktligen indirekt inflytande på flertalet av de 15 nationella miljömålen.

Sett över hela livsmedelskedjan är påverkan på miljö kvalitetsmålen kopplad till användning av olika energislag, förpackningar, kemikalier och andra insatsmedel med åtföljande transporter (ev. kyltransporter) och emissioner till luft, mark och vatten. Fysisk påverkan på mark och landskapsstruktur är också en viktig miljö

parameter. De beslut som har inflytande över användning av mark, energi och andra resurser, miljöfarliga/toxiska ämnen samt påverkan på transportbehov kan därför förväntas ha inflytande på miljö kvalitetsmålen. Exempelvis påverkar beslut som har konsekvenser för branschens geografiska struktur eller destruktion av livsmedelspartier behovet av transporter. Förändringar i transportbehov ger upphov till förändringar i luftföroreningar som påverkar klimat och försurning.

6.2 Rum och tid

Avgörande för hur stor miljömässig betydelse en verksamhet får är inte bara miljöpåverkans farlighet utan även dess rumsliga och tidsmässiga utbredning (Miljödepartementet, 2000b; Generaldirektoratet för miljö, 2001; se även hållbarhetsfunktionen på s. 40). För indirekt miljöpåverkan är de totala konsekvenserna av föreskrifter och rekommendationer relaterade till bl.a. hur stora målgrupperna är. När det gäller Livsmedelsverkets verksamhet kan de direkta målgrupperna, dvs. de som enskilda föreskrifter och rekommendationer direkt vänder sig till, vara relativt små men spridningseffekterna i livsmedelskedjan ger att de totala konsekvenserna av målgruppens handlande blir avsevärt mycket större (figur 3). Detta gäller bl.a. för storhushållssektorn där 32 000 storhushåll förser svenska folket med 5,6 miljoner måltider varje dag (Delfi Marknadspartner AB & JS Analys, 2001). Exempelvis medför ökade inköp av miljömärkta varor konsekvenser för jordbruk och processindustri, tillverkningsindustri m.m. Den reella förändringen i miljöpåverkan hör dessutom samman med hur många mottagare i målgruppen som verkligen förändrar sina beteenden i enlighet med regler och rekommendationer. I detta sammanhang har information och tillsyn en viktig roll.

6.3 Volymer och aktörer

Varje år konsumerar svenska folket i genomsnitt 700 kg livsmedel per capita (inkl. drycker; saluförda produkter till privathushåll och storkök inkl. produktcenternas hemmaförbrukning; mätt före beredning i hemmet) (Statistiska centralbyrån, 2001b). Genomsnittssvensken använder dessutom ca 330 liter färskvatten per dygn, varav ca 200 liter i hushållet och resten för industri, läckage, vattenverkens egenförbrukning m.m. (Svenska Vatten- och Avloppsverksförbundet, 2001). Vi använder ungefär 10 liter för dryck och matlagning samt 40 liter till disk i hemmet. Grovt räknat använder vi alltså en fjärdedel av det direktkonsumerade vattnet till livsmedelsrelaterade aktiviteter.

Målgrupperna för Livsmedelsverkets rekommendationer och regelverk är flera och ofta stora samt geografiskt spridda över hela landet. Verkets påverkansområde representerar följaktligen stora varuflöden med stor potentiell miljöpåverkan. År 2000 uppgick antalet lantbruksföretag till knappt 77 000 (Statistiska centralbyrån,

2001b). Dessa levererade råvaror till bl.a. 11 000 anläggningar inom livsmedelsindustrin med ca 770 000 anställda (1998; exkl. dryckesvaror; Statistiska centralbyrån, 2000c). Livsmedelsindustrin är därmed Sveriges näst största tillverkningsindustri. Befolkningen i Sverige uppgår till 8 909 128 (31 dec 2001; <http://www.scb.se/statistik/be0101/Be0101tab4kommun.asp>), fördelade på drygt 3 miljoner enskilda hushåll (2000; Statistiska centralbyrån, 2001a) som via inköpsmönster, hantering i hemmet osv. bidrar till olika typer av miljöpåverkan.

Översiktliga beräkningar har visat att livsmedelskedjan, exkl. energianvändning för produktion av importerade livsmedel, svarar för en energianvändning motsvarande ca en femtedel av landets energianvändning (Naturvårdsverket, 1997a; Uhlin, 1997). En undersökning visar att av en dansk familjs bränsleenergianvändning, resursanvändning och emissioner är mer än en tredjedel förknippade med hantering av livsmedel (Forbrugerstyrelsen, 1996). Ungefär en tredjedel av de europeiska godstransporterna på landsväg är livsmedelstransporter (Wallgren, 2000). Av det sammanlagda transportarbetet (räknat i tonkm) inom landet beräknas livsmedel och jordbruksprodukter motsvara ca 15 % (Statistiska centralbyrån, 2000c). Godstransporterna för kött och köttvaror, mejeriprodukter samt drycker (öl, läsk och mineralvatten) dominerar det inhemska transportarbetet (Naturvårdsverket, 1999a; Statistiska centralbyrån, 2000c). Carlsson-Kanyama & Hagberg (2001) visar på möjligheter att halvera energianvändningen för livsmedelstransporterna i Grästorps kommun, genom ökad andel lokalkonsumerade livsmedel, dvs. lokalt producerade och lokalt förädlade livsmedel.

6.4 Svinn och spill

Spill eller svinn, dvs. produkter som produceras och hanteras men som inte slutkonsumeras utan blir avfall, har stor inverkan på den sammanlagda miljöpåverkan från livsmedelskedjan. I en studie av svinn i storhushåll låg svinnet på i genomsnitt 18 % av kökens inköp av livsmedel (Karlsson, 2002). För hela storhushållssektorn skulle detta motsvara att 1,5 % av den odlade arealen i Sverige används till att producera den mat som slängs i storköken (Karlsson, 2002). I detta sammanhang har förpackningar en viktig roll att spela. Lorentzon Karlsson & Löfgren (1999) pekar på att det för värderingen av förpackningar är av stor vikt att betrakta såväl positiv som negativ miljöpåverkan från förpackningar, dvs. att jämföra förpackningsavfallet med hur mycket produktsvinn som förhindras med förpackningen ifråga.

7 Verktyg

Verktyg eller metoder för miljösystemanalys kan delas in i processverktyg och analysverktyg. Processverktygen integreras i beslutsprocessen och visar vägen mot bästa möjliga beslut medan analysverktyg ger avgränsade data till besluts-underlag eller används inom processverktyg. Strategisk miljöbedömning och positionsanalys är exempel på processverktyg medan exempelvis livscykelanalys, energianalys och miljöräkenskaper är analysverktyg. Flera analysverktyg kan användas vid analys med enskilda processverktyg. (SETAC, 1997; Moberg et al., 1999; Eriksson et al., 2001; Wrisberg et al., 2002)

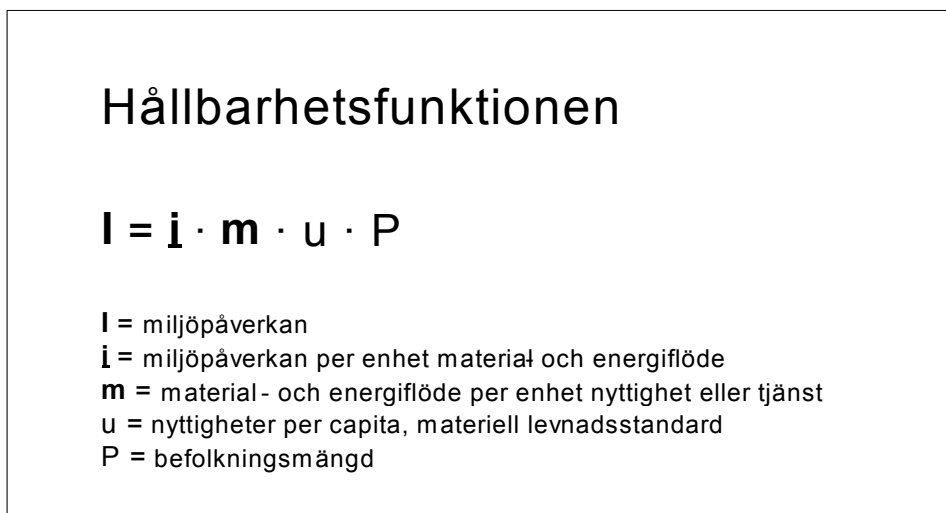
Flera sammanställningar över miljösystemanalytiska verktyg har utarbetats i olika sammanhang och med olika frågeställningar i fokus (t.ex. Lagerberg, 1996; Levett, 1997; Dale & English, 1999; Moberg, 1999; Moberg et al., 1999; IVF Industrieforskning och utveckling AB, 2000; Ulgiati, 2000; Eriksson et al., 2001).

Verktyg genererar inte beslut utan levererar underlag för beslut och som vägs mot andra underlag i beslutsprocessen. Det är också viktigt att förstå att verktyg som beräknar miljöpåverkan i själva verket beräknar potentiell påverkan. Eftersom vi alltid arbetar med och analyserar förenklade modeller av verklighetens komplexa system, måste vi acceptera förenklingar och osäkerheter. Att analysera verkligheten är inte möjligt. Det är också viktigt att vara medveten om att alla metoder utvecklas och att nuvarande prestanda för respektive verktyg är beroende av såväl inneboende begränsningar i själva verktyget som de val som görs vid olika tillämpningar. Dessa val, som bestämmer utseendet på den modell av verkliga system/objekt som studeras, kan gälla exempelvis krav på indata, rumsliga eller tidsmässiga avgränsningar samt val av metoder för att fördela resursflöden på olika produkter (Lagerberg, 2001a).

Helhetsperspektivet eller systemtänkandet är viktigt. Utan detta riskerar vi att optimera delsystem skilda från helheten, t.ex. att optimera något led i primärproduktionen trots att en helhetsbild skulle visa att någon förädlingsprocess dominerar miljöpåverkan från systemet som helhet. Med helhetsperspektivet följer vi såväl direkt som indirekt resursanvändning och miljöpåverkan. Olika verktyg har helhetsperspektiv inbyggt i olika grad. Studier kan också tilldelas helhetsperspektiv genom de avgränsningar och val som görs vid tillämpningen av verktyg.

Ekologisk uthållighet kan betraktas som en funktion av resursanvändning per producerad/konsumerad enhet, miljöpåverkan per producerad/konsumerad enhet och produktion/konsumtionsmängd, vilket kan formuleras i en generell uthållighetsfunktion eller hållbarhetsfunktion (figur 4). Miljöpåverkan (I) är beroende av

miljöpåverkan per enhet material- och energiflöde (i), material- och energiflöde per enhet nytthet eller tjänst (m), den materiella levnadsstandarden per capita (u , nyttheter per capita) samt den globala befolkningens mängd (P). Detta generella samband används bl.a. vid identifiering av betydande miljöaspekter inom arbete med miljöledningssystem, där kriterierna omfattar såväl storleken på produktionen/konsumtionen (vilket är beroende av exempelvis målgruppens storlek) som miljöpåverkan per nytthet. Propositionen Svenska miljömål (Regeringen, 1998c) knyter an direkt till komponenterna i hållbarhetsfunktionen genom att slå fast att hållbara materialflöden förutsätter effektiv användning av material och energi samt en avgiftning av de material som används.



Figur 4. Generellt samband mellan ekologisk uthållighet och dess huvudkomponenter. Efter Holmberg et al. (1994) och Karlsson et al. (1996).

Olika verktyg har sin styrka i olika delar av hållbarhetsfunktionen, så att några verktyg fokuserar på resursanvändning medan andra fokuserar mer på miljöpåverkan. Det finns många olika aspekter på miljöpåverkan, avseende exempelvis användning av olika energislag, påverkan på luft, vatten, mark och landskap. Vid val av verktyg behöver man ta ställning till olika aspekter, exempelvis om verktyget är av analytisk eller processinriktad karaktär, fokuserar det på resursanvändning eller miljöpåverkan, vilka s.k. analysobjekt som verktyget kan hantera (varor, tjänster, nationer, företag osv.) eller om det är beskrivande (bakåtsyftande) respektive förändringsorienterat (framåtsyftande) (SETAC, 1997; Moberg et al., 1999; Finnveden & Moberg; Eriksson et al., 2001; Wrisberg et al., 2002).

Att kombinera verktyg kan ge en mer heltäckande bild av olika aspekter på ekologisk uthållighet och miljöpåverkan. Energianalys kompletteras ofta med mått på olika emissioner till luft (t.ex. Carlsson-Kanyama & Hagberg, 2001). Lagerberg (2001b) pekar på att livscykelanalysens beräkning av effekter av toxiska ämnen kan komplettera emergianalysens bild av miljöpåverkan. Emergi-analysens viktade mått på aggregerad resursanvändning skulle på motsvarande sätt kunna användas för att komplettera dagens livscykelanalys, som saknar detta mått (Lagerberg, 2001b). Finnveden & Östlund (1997) föreslår att mått från exergianalys kan komplettera livscykelanalys genom att exergiförbrukning används som mått på resursanvändning.

Med hjälp av mer komplexa verktyg kan man konstruera miljöindikatorer (miljönnyckeltal) och checklistor. Naturvårdsverket följer upp Sveriges arbete mot de nationella miljö kvalitetsmålen via 159 indikatorer, exempelvis halter av marknära ozon och användning av olika energislag (Naturvårdsverket, 2001a). Även det svenska jordbrukets miljöprestanda följs upp med hjälp av indikatorer, exempelvis antal försålda hektardoser bekämpningsmedel (Statistiska centralbyrån och Lantbrukarnas riksförbund, 2001). Enskilda företag kan också använda också miljönyckeltal för att kontrollera sitt miljöarbete (Halberg, 1999; Bendz, 2001; Kvarnäck & Emanuelsson, 2001; Nilsson, 2001; Åhman et al., 2002). Inom regelverket för Svenskt Sigill för spannmålsodlingsföretag ingår miljörelaterade nyckeltal och checklistor (Svenska lantmännen, 2001). En indikator eller ett nyckeltal kan beräknas utan helhetsperspektiv, dvs. för enskilda delar av livscykeln (exempelvis en produktionsprocess).

Nedan beskrivs olika verktyg. Vidare diskuteras verktygens förmåga att generera information om indirekt miljöpåverkan för miljöanpassning av Livsmedelsverkets rekommendationer och föreskrifter.

7.1 Begrepp

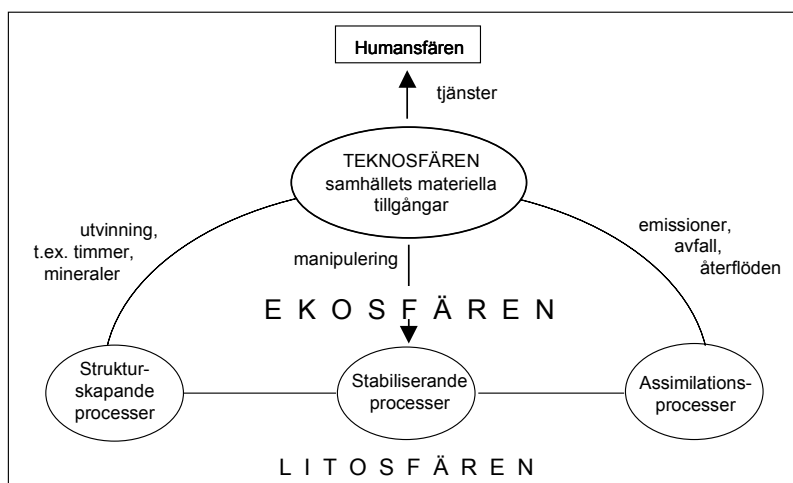
7.1.1 Dematerialisering och transmaterialisering

Hållbarhetsfunktionen (figur 4) illustrerar möjligheterna att minska påverkan på miljön via dematerialisering och transmaterialisering.

Begreppet dematerialisering fokuserar på att minska materialflöden, det vill säga minska omsättningen av material i teknosfären och minska överföringen av energi och material mellan ekosfären/litosfären och teknosfären (figur 5). Detta leder till en mer uthållig utveckling genom att både resursanvändning (uttaget av resurser) och miljöpåverkan minskar. Att dematerialisera betyder att ett behov fylls med kvantitetsmässigt mindre material- och energiåtgång, det vill säga material- och

energianvändningen minskar trots att samma behov (tjänster och materiella behov) uppfylls. Detta innebär att man får ut mer tjänster per insatt material- och energi-enhet. Dematerialisering kan ske huvudsakligen genom att energi- och materialflödena minskas eller genom att sluta flöden så att energin och materialen återvinns eller återanvänds. En minskning av flödena kan ske på många sätt, bland annat genom effektivare utnyttjande av energi och material, genom att samma tjänst uppnås med volymmässigt mindre komponenter (till exempel elektroniska komponenter som utvecklats i allt mindre format) eller genom att den vara som levererar tjänsten har längre livslängd, har fler funktioner (exempelvis en kombinerad borrar- och slipmaskin) eller är lättare att reparera.

Transmaterialisering fokuserar i högre grad på miljöeffekterna av energi- och materialanvändningen än enbart kvantiteten. Transmaterialisering innebär att behoven fylls med material av annan kvalitet. Ett material eller ett energislag ersätts (substitueras) med ett annat som har mindre miljöpåverkan, är förnybart eller material som är mer vanligt förekommande, det vill säga som det inte riskerar att bli brist på. På så vis kan substitution med ett nytt material även minska den totala material- och energianvändningen men då mer på grund av kvalitetsmässiga skillnader mellan det nya och det tidigare använda materialet eller energiformen. Även när ett material ersätts med energi, tid eller mänskligt arbete, är det frågan om substitution. Via dematerialisering kan m minska och leda till mindre I, vilket skulle ge ökad uthållighet (figur 4). Transmaterialisering verkar på i så att påverkan för samma material- och energiflöde minskar, I minskar och uthålligheten ökar.



Figur 5. Samverkan mellan mänskliga processer och naturliga processer (Holmberg et al., 1994; Karlsson et al., 1996).

7.1.2 Systemgräns

När man använder, jämför och tolkar resultat från miljöstudier är det viktigt att hålla reda på hur gränserna för de undersökta systemen dragits.

Systemgränsen avgränsar och definierar det system som analyseras, tidsmässigt, rumsmässigt, gentemot andra system m.m. I figur 6 illustreras systemgränsen av ramen kring livscykeln. En rättvisande undersökning förutsätter att man lagt sig vinn om att inte gynna eller missgynna något av de jämförda systemen. Denna systemgräns, som avgränsar det system som undersöks, kan betraktas som en inre systemgräns och hör samman med tillämpningen av analysverktyget eller beräkningsmetoden. En annan systemgräns, den yttre, hör samman med verktygets inneboende egenskaper och är följaktligen metodberoende (Lagerberg, 2001a).

7.1.3 Allokering

Hur vi fördelar, allokerar, resursanvändning och miljöpåverkan på flera produkter, exempelvis mellan kött och mjölk från en mjölkgård eller mellan socker och foderprodukter från sockerindustrin, kan påverka analysresultaten mycket.

Allokering sker ibland efter prisförhållanden mellan produkterna och ibland i enlighet med fysiska samband mellan produkterna. Naturvårdsverket (2002c) förordar att allokering sker på naturvetenskaplig bas för beräkningar av produkters miljöprestanda. I butiksledet rekommenderar Carlson & Sonesson (2000) allokering i förhållande till exponeringsyta.

Ett speciellt allokeringsproblem uppkommer i samband med styrning av areella näringar mot ekologisk uthållighet. Om vi allokerar enbart till kommersiella produkter, dvs. de produkter som har ett marknadsvärde, riskerar vi att få missvisande svar. Produktion som styrs mot ökad ekologisk uthållighet utformas ofta för att producera även tjänster som är värdefulla för det större omgivande systemet men inte för den enskilda produkten i det kortare perspektivet. Exempelvis kan tjänsterna stödja biologisk mångfald eller främja vattenomsättning och jordmåns. Om all miljöpåverkan och resursanvändning allokeras till de kommersiella produkterna för system som producerar även andra tjänster i landskapet, riskerar vi att ofrivilligt gynna vissa system. Det produktionssystem som producerar enbart stora mängder kommersiella produkter framstår i detta fall som ”billigare” (mätt i resurser och miljöpåverkan per nytthet) i förhållande till produktionssystem som producerar även icke-kommersiella tjänster, eftersom allokeringmetoden döljer dessa icke-kommersiella nyttheter. Exempelvis uppstår detta allokeringsproblem när vi använder utegrisar i växtföljden, där de förutom att producera kött även utför jordbearbetningstjänster.

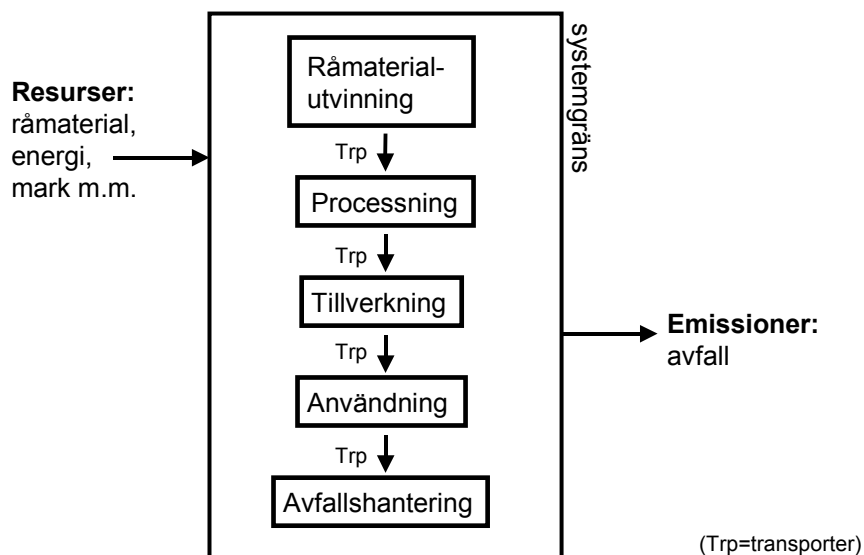
7.1.4 Funktionell enhet

Den funktionella enheten är räknebasen i analysen och används för att jämföra system. Den ska spegla systemets funktion och kan exempelvis uttryckas som 1 st färdiglagad måltid på konsumentens bord eller 1 kg benfritt nötkött.

Den funktionella enheten kan vara svår att bestämma om en produkt eller tjänst har flera funktioner. Fluck (1992) menar att detta är ett problem som vi ofta ställs inför när det gäller livsmedelsproduktion där produkterna har flera funktioner och argumenterar för att använda 1 kg produkt som funktionell enhet. Exempelvis kan det vara svårt att bestämma om resursanvändning och miljöpåverkan för tomater ska räknas per 1 mg c-vitamin eller 1 MJ osv. men båda dessa egenskaper är relaterade till produktens vikt. Marshall (2001) demonstrerar hur olika val av funktionell enhet styr den miljömässiga rangeringen mellan frysta ärtor, fryst spenat och morotspuré.

7.1.5 Livscykel

En produkt eller tjänsts livscykel omfattar utvinning av råmaterial, produktion och förädling, användning och kvittblivning av avfall (figur 6). Ibland kallas livscykeln för ”vaggan-till-graven”. Livscykelperspektivet är ett krav i livscykelanalys men kan tillämpas även vid analys med andra miljösystemanalytiska verktyg.



Figur 6. Livscykelperspektiv.

7.2 Processverktyg

7.2.1 Miljökonsekvensbeskrivning, MKB

Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) (Boverket, 1997; Therivel et al., 1992; Glasson et al., 1999; Jonsson & Palm, 2000; Naturvårdsverket, 2001e; Miljödepartementet, 2002b) är ett framåtsyftande processverktyg som används i samband med tillståndsgivning för planerade projekt och vid utarbetande av detaljplaner. Användningen av MKB regleras i lagstiftningen genom bl.a. miljöbalken (Miljödepartementet, 2002b), förordningen om miljökonsekvensbeskrivningar (Miljödepartementet, 2001a) och plan- och bygglagen (Miljödepartementet, 2002c). MKB är också ett dokument som tjänar som beslutsunderlag. MKB utförs av den som söker tillstånd, dvs. företag eller myndigheter. Enligt miljöbalken är syftet med MKB att identifiera och beskriva planerade åtgärders effekter på människor, djur och växter, mark, vatten och luft, klimat, landskap och kulturmiljö. Vidare ska MKB beskriva konsekvenserna förushållning med material, energi, mark, vatten och fysisk miljö i övrigt (Miljödepartementet, 2002b). Fokus ligger på platsspecifika miljökonsekvenser, såväl positiva som negativa, av projekt eller planer. MKB kan även ta hänsyn till reell påverkan.

Enligt miljöbalken ska MKB utföras för all tillståndspliktig verksamhet och MKB med utökat samråd för verksamheter som kan antas medföra betydande miljöpåverkan. Förordningen om miljökonsekvensbeskrivningar (Miljödepartementet, 2001a) förtecknar vilka objekt (projekt, verksamheter, åtgärder) som alltid ska antas medföra betydande miljöpåverkan. Förordningen anger också kriterier för bedömning av huruvida projekt kan antas medföra betydande miljöpåverkan så att en MKB måste utföras.

Det finns ingen detaljreglering av vad som ska ingå i processen MKB, men samråd med olika intressenter i projektet är centralt. Krav på tidigt samråd finns för alla ärenden och utökat samråd krävs för ärenden med betydande miljöpåverkan (Miljödepartementet, 2001a; 2002b). Boverket (1997) rekommenderar att MKB i ett inledningsskede integreras i utvecklingen av alternativ inom projektet för att senare utföras mer självständigt. Jonsson & Palm (2000) förordar en växelverkan mellan planering och analys av miljökonsekvenser så att MKB för detaljplan tillåts att påverka planen samtidigt som den genererar beslutsunderlag för planens antagande.

Miljöbalken (Miljödepartementet, 2002b) och förordningen om MKB (Miljödepartementet, 2001a) stipulerar vilken information som MKB-dokumentet ska innehålla. Huvudkravet är att sådan information ska redovisas, så att syftet med

MKB, ovan, kan uppfyllas. Det innebär bl.a. uppgifter om verksamhetens lokalisering, utformning och omfattning, motiv till valda avgränsningar, prognos- och beräkningsmetoder, antaganden, beräkningsunderlag och källmaterial, brister och osäkerheter samt vem eller vilka som utfört respektive assisterat vid utförandet av miljökonsekvensbeskrivningen. MKB-dokumentet måste också presentera och beskriva miljöeffekterna av alternativ till den föreslagna lokaliseringen och utförandet samt motiv till varför dessa avförts. Ett nollalternativ, dvs. ett alternativ utan att den planerade verksamheten genomförs, måste också ha bedömts. Genom att jämföra alternativ med nollalternativet fastställs alternativens potentiella konsekvenser för miljön.

MKB har ett mer lokalt och kortsiktigt perspektiv än strategisk miljöbedömning (SMB), som är avsett att användas vid utformning av policybeslut, planer och program. MKB hanterar lokala och direkta effekter på miljön väl, men omfattar i mindre grad indirekta, regionala och globala effekter. Liksom i SMB kan flera olika analysverktyg användas inom ramen för MKB.

I sin utvärdering av MKB enligt miljöbalkens regler, pekar Naturvårdsverket (2001c) på att flera av de brister som Riksrevisionsverket uppmärksammat för MKB enligt naturresurslagen (Riksrevisionsverket, 1996b) kvarstår. Detta gäller exempelvis att allmänheten ofta engageras för sent i processen för att kunna påverka utformning och alternativ. Naturvårdsverket (2001c) uppmärksammar också att redovisningen av alternativ i många MKB-dokument var så bristfällig att det underlag för en samlad miljöbedömning, som är syftet med MKB, inte uppfylls. Studien uppmärksammar också länsstyrelsernas önskemål om råd och vägledning för prövning om betydande miljöpåverkan. I en studie av MKB-dokument för bioenergiprojekt 1995-1998, pekar Bruhn-Tysk & Eklund (2002) på svårigheterna att inkludera icke-lokala frågor i MKB. Författarna föreslår att analysverktyg som för in livscykelperspektiv, exempelvis livscykelanalys eller materialflödesanalys, kan användas för att ge MKB ett vidare perspektiv utöver själva bioenergiverkens fastighetsgräns.

MKB är utformat för planerade projekt eller detaljplaner. Dess inriktning på lokal och direkt miljöpåverkan stämmer inte överens med Livsmedelsverkets stora och ofta geografiskt spridda målgrupper. Dessutom är indirekt miljöpåverkan via spridningseffekter i livsmedelskedjan sannolikt av stor betydelse för miljöpåverkan av Livsmedelsverkets föreskrifter och rekommendationer. Detta medför att MKB inte kan rekommenderas för att ta fram underlag om indirekt miljöpåverkan av Livsmedelsverkets beslut om rekommendationer och föreskrifter.

7.2.2 Strategisk miljöbedömning, SMB

Strategisk miljöbedömning (SMB) (Therivel et al., 1992; Glasson et al., 1999; Boverket & Naturvårdsverket, 2000b; Eggiman, 2000; Naturvårdsverket, 2001b) är ett processverktyg som avses användas vid utformning av planer och program, dvs. på en hög strategisk nivå innan för många parametrar låsts i beslutsunderlaget. Detta skiljer SMB från MKB, som utförs för väl avgränsade projekt eller detaljplaner. MKB hanterar dessutom direkta och lokala effekter medan en SMB omfattar bedömningar av indirekta och kumulativa effekter på systemnivå, dvs. effekter av planen i samverkan med andra planer och policyområden. SMB har ett bredare och mer långsiktigt perspektiv än MKB.

SMB har utvecklats främst inom områden som rör strategisk planering av energiförsörjning, infrastruktur och transporter. Naturvårdsverket (2000b) ger exempel på hur SMB använts av kommuner, landsting och departement vid utarbetande av exempelvis nationell trafikplanering, kommunal energiplanering och regional planering rörande markanvändning.

Verktyget används framåtsyftande, för att miljöanpassa alternativ och förslag under deras utformning, som ett led i arbetet för uthållig utveckling. Om SMBn ska bedöma hållbarhet mer specifikt, kan även samhällsekonomiska, sociala och kulturella bedömningar ingå. Dessutom bidrar SMB till en ökad öppenhet och allsidighet samt belyser osäkerheter och konflikter. (Naturvårdsverket, 2000b; 2001b). Boverket & Naturvårdsverket (2000b) menar att det är viktigt att ”integrera med integritet”, dvs. integrera SMB på ett sådant sätt att den samverkar med den översiktliga fysiska planeringen utan att ersätta den.

Detaljerna för hur SMB ser ut avgörs av den specifika besluts- och planeringsprocess där den ska ingå. Precis som för MKB, kan många olika verktyg komma ifråga inom ramen för SMB. Följande gemensamma huvuddrag för metoden beskrivs av Naturvårdsverket (2000b):

- Kartläggning av behov, problem, mål m.m. som kommer att påverkas av planen
- Avgränsning – vilka alternativ och vilka miljöparametrar som ska ingå i bedömningen
- Samråd – med allmänheten, myndigheter, enskilda och experter genomsyrar hela processen
- Alternativ – fastställande av vilka alternativ som ska analyseras
- Analys – även av kumulativ och indirekt miljöpåverkan
- Värdering – gentemot miljömål, riktvärden eller andra mål
- Osäkerheter och olösta frågor – kunskapsluckor och konflikter lyfts fram

- Dokumentation – redovisning i separat dokument som särskiljs från andra beslutsunderlag, här redovisas även hur SMB har integrerats och påverkat planeringsprocessen
- Uppföljning – kontroll- och åtgärdsprogram för planens genomförande

Den strategiska miljöbedömningen är en iterativ process där momenten samverkar och inte alltid utförs i den strikta ordningsföljden ovan (Naturvårdsverket, 2000b; 2001b). Vid exempelvis kartläggning och värdering kan det vara lämpligt att relatera till de nationella miljökvalitetsmålen. Naturvårdsverket (2001d) diskuterar SMB:s olika komponenter, samt olika metoder som kan vara aktuella inom miljöbedömningen, i syfte att skapa en objektspecifik SMB för naturgasutbyggnad. Den föreslagna metoden sammanfattas i sekvensen Kartläggning – Avgränsningar – Alternativgenerering – Scenarion och energisystemmodellering – Miljöanalys – Värdering – Åtgärder och uppföljning – Dokumentation. Författarna föreslår att SMB av naturgasutbyggnad bör omfatta även samhällsekonomiska analyser av miljöeffekterna.

Inom EU finns ett direktiv om strategisk miljöbedömning (Europaparlamentet & Europarådet, 2001a; Naturvårdsverket, 2001b) som ska föras in i medlemsstaternas lagstiftning före 21 juni 2004. Enligt detta ska en miljöbedömning utföras för planer och program för jord- och skogsbruk, fiske, energi, industri, transporter, avfallshantering, vattenförvaltning, telekommunikationer, turism samt fysisk planering eller markanvändning. Direktivet gäller för planer och program som utarbetas av myndigheter för att antas av regering eller parlament samt för planer och program som utarbetas och/eller antas av myndighet på nationell, regional eller lokal nivå. (Europaparlamentet & Europarådet, 2001a). För planer och program för små områden på lokal nivå, ska miljöbedömning utföras om planen kan antas medföra betydande miljöpåverkan. Innehållet i SMB, enligt EG-direktivet, stämmer i huvudsak överens med uppställningen ovan. För bedömning huruvida planer och program kan ge upphov till betydande miljöpåverkan, finns kriterier specificerade angående särdragen i planer och program (exempelvis i vilken utsträckning planen eller programmet påverkar andra planer och program) respektive särdragen hos påverkan och hos det område som kan antas komma att påverkas (t.ex. kulturell betydelse eller miljömässig sårbarhet hos området). Vidare innehåller direktivet en specifikation av miljörapportens innehåll (Europaparlamentet & Europarådet, 2001a).

SMB är ett verktyg för miljöanpassning. Inom verktyget skapas alternativ som miljöbedöms. Miljöbedömningen kan ske med flera olika analysverktyg och med hänsyn till såväl kvantitativ som kvalitativ miljöinformation. Strategisk miljöbedömning ger i sin processtruktur möjlighet att gå vidare med det miljömässigt mest fördelaktiga alternativet. Metoden är under utveckling och måste anpassas till de speciella förutsättningar som gäller för tillämpningen. SMB skulle kunna

anpassas till bedömning och utformning av Livsmedelsverkets föreskrifter. Bland annat behöver man fastställa vilka analysverktyg som är lämpliga att användas inom SMB för föreskrifter.

7.2.3 Positionsanalys, PA

Positionsanalys (PA) har sin bas i institutionell ekonomi. Positionsanalysen vänder sig bort från aggregering till ett enda penningvärde och betonar istället disaggregering samt att värden måste anges i olika kvantitativa och kvalitativa mått. Detta processverktyg har delvis utvecklats som reaktion mot analysverktygets cost-benefitanalys fokusering på monetära värden och syn på substituerbarhet.

Syftet med PA är enligt Söderbaum att på ett allsidigt sätt belysa valsituationen i relation till olika intressenters ideologiska värderingar. Positionsanalysen bör betraktas som en del av en läroprocess, där de beslut som tas är en följd av kunskaperna och verksamheterna hos de deltagande aktörerna samt utredaren. Slutsatserna presenteras villkorligt bl.a. i förhållande till olika prioriteringar och alternativ jämförs på olika nivåer (exempelvis avseende monetära och andra effekter eller avseende intressen). (Söderbaum (1993; 2000)

Positionsanalys omfattar följande huvuddrag (Forsberg, 1996a; Söderbaum, 2000):

- Beskrivning av utredningssituationen – inklusive intressenter och aktörer
- Problemidentifiering – inklusive historik och ev. tidigare studier
- Generering av handlingsalternativ – i samverkan med intressenter
- Problemformulering och påverkan på andra beslutsituationer
- Analys av alternativ – olika effekter analyseras
- Jämförelse av alternativ – i kvalitativa och kvantitativa termer
- Analys av irreversibla eller svårvändbara effekter
- Analys av intressen som funktion av aktiviteter och målinriktning – inklusive identifiering av intressekonflikter och ranking av alternativ enligt målinriktningar
- Analys av risker och osäkerheter
- Formulering av värderingsmässiga utgångspunkter
- Beslutsunderlag – resultat presenteras dissaggregerat och slutsatser dras mot bakgrund av olika ideologiska utgångspunkter och scenarier.

Effekter av konflikter och olika intressen har en framträdande roll i PA. Positionsanalysen belyser hur olika intressen och bakomliggande värderingar påverkar värdering av alternativ. Positionsanalysen justeras efter den rådande besluts-situationen. Exempel på effektområden för biobränslen är monetära effekter, sociala effekter, ekologiska effekter och beredskapseffekter (Forsberg, 1996b). Irreversibla eller svårvändbara effekter för bränslesystem kan vara förknippade med mineralförluster, landskapsomvandling, minskat humusskikt och försurning (Forsberg, 1996b). Positionsanalys kan utföras för projekt och planer men kan också vidare belysa komplexiteten i olika beslutsprocesser. Positionsanalysen ger ett mycket brett och disaggregerat beslutsunderlag. Miljöpåverkan utgör en del av det underlag som tas fram inom processen. De analyser av olika beslutsalternativs miljöpåverkan som sker kan utföras med hjälp av olika analysverktyg.

Positionsanalys kan användas till att brett belysa de genomförandeprocesser som följer på Livsmedelsverkets föreskrifter och rekommendationer.

7.3 Analysverktyg

7.3.1 Materialflödesanalyser, MFA

I en materialflödesanalys (MFA) kvantifieras de materialflöden som direkt och indirekt stödjer en vara, tjänst, region eller ett land (Baccini & Brunner, 1991; Bringezu et al., 1997). Resultaten uttrycks ofta i kilogram. MFA fokuserar snarast på effektivisering av material- och energiflöden inom uthållighetsfunktionen (hållbarhet). Metoden bygger på antagandet att en minskad tillförsel av resurser till samhället ger minskade flöden ut från samhället till miljön och därmed minskad miljöpåverkan (Kleijn, 2000). Oftast är det inte meningsfullt att aggregera resultaten till en enda siffra utan en separat redovisning av förnybara resurser, icke-förnybara resurser, inhemsk produktion, import och export, direkta och indirekta flöden samt eventuell ytterligare uppdelning p.g.a. att den enskilda studiens syfte är mer användbar (Moberg et al., 1999, Statistiska centralbyrån, 2000a, Naturvårdsverket, 2002d). Materialflödesanalyser ger mått på användningen av olika resurser, vilka även kan betraktas som grova mått på den miljöpåverkan som härrör från de material som omfattas av analysen.

Metoden kan användas både beskrivande och förändringsorienterat. Den syftar till att beskriva förändringar i materialflöden och jämföra effekterna på material- och/ eller energiflöden av olika handlingsalternativ (t.ex. förändringar i en process). Generellt sett kan materialflödesanalyser av olika slag användas i strategidiskussioner, planering och produktutveckling. Mängden material (kg) följs genom ett definierat system som kan omfatta olika pooler i teknosfären, ekosfären

och litosfären. Historiska flöden och (temporär) ackumulering i lager är centrala i denna metod.

För olika typer av MFA och olika analysobjekt görs olika avgränsningar.

MIPS (från eng. Material Intensity Per unit of Service, även Material Input Per unit of Service) (Schmidt-Bleek, 1993; Karlsson et al., 1996) är nära kopplat till dematerialisering (Hinterberger et al., 1997; Hinterberger & Schmidt-Bleek, 1999). Metoden beräknar den totala mängd material som förknippas med en funktionell enhet, över dess livscykel. Metoden har huvudsakligen utvecklats vid Wuppertal-institutet (<http://www.wupperinst.org/Sites/home1.html>). MIPS omfattar alla material som påverkas av aktiviteter relaterade till den funktionella enheten. Materialflödena grupperas i de fem kategorierna abiotiskt material (exempelvis gruvmineral), biotiskt material (exempelvis trä), jord, vatten och luft. Det finns ingen rimlig metod som kan vikta samman materialflödena ytterligare utan för att uppnå en effektivare materialanvändning bör dematerialisering ske inom alla kategorierna (Hinterberger et al., 1997). Att metoden inte tar hänsyn till de olika materialflödenas kvalitet innebär i sig en viktning som det är viktigt att vara medveten om (Hinterberger et al., 1997). Begreppet Ekologisk ryggsäck härleds från MIPS genom att från det totala materialflödet subtrahera det material som återfinns i själva produkten/funktionen.

Olika faktorer för dematerialisering av de västerländska industrialiserade ekonomierna har föreslagits. Faktor 10-institutet arbetar för en tiofaldig minskning av mängden använda resurser per erhållen tjänst/funktion (Schmidt-Bleek, 1996; 1997; Hinterberger & Schmidt-Bleek, 1999; <http://www.factor10-institute.org/>). Naturvårdsverket (1999b) diskuterar möjligheter och hinder för att minska resursanvändningen i produktion och konsumtion av livsmedel med en faktor 4. Även s.k. rättvist miljöutrymme (Miljöförbundet Jordens Vänner, 1998), ett begrepp som myntats av Jordens Vänner, är nära besläktat med faktorbegreppen och MIPS.

Substansflödesanalyser (**SFA**) fokuserar på enskilda substanser, exempelvis metaller eller näringsämnen (Bergbäck et al., 1996; Burström, 1999; Guinée et al., 1999; Lindqvist & Burström von Malmborg, 2002; Sörme et al., 2002). SFA kan bl.a. användas för att identifiera lager och följa ackumulering respektive frigörelse av substanser från olika lager över tiden, exempelvis i en region. Verktuget ger information om utsläppskällor och kan därför användas till att identifiera vilka aktörer som lokala myndigheter behöver påverka för att kunna minska miljöpåverkan från diffusa utsläpp (Lindqvist, 2002). Exempelvis kan ett initialt diffust utsläpp av ett oönskat ämne följas via åkermarken och grödan genom livsmedelskedjan fram till konsumenten, för att ge information om vilka aktörer som kan förändra de oönskade flödena.

För exempelvis nationer och regioner kan det totala materialflödet, **TMR** (från eng. Total Material Requirement)(Statistiska centralbyrån, 2000a), beräknas. Här omfattas både direkta och indirekta materialflöden, dvs. de materialmängder som saknar marknadsvärden men uppstår p.g.a. det studerade objektet (vanligtvis nationen eller regionen). Både materialflöden relaterade till produktionen inom regionen och till importen ingår i en TMR-analys. Statistiska centralbyrån (2000a) beräknar att TMR/capita för Sverige ligger på cirka 45 ton. TMR kan liknas vid MIPS där den funktionella enheten motsvaras av en nation eller region.

En materialflödesanalys kan fokusera enbart på direkta materialflöden, **DMI** (från eng. Direct Material Input), som omfattar direkta materialflöden förknippade med inhemsk produktion och import (Statistiska centralbyrån, 2000a). Direkt inhemsk materialkonsumtion (**DMC**, från eng. Domestic Material Consumption, även Direct Material Consumption) omfattar direkta materialflöden förknippade med inhemsk produktion och import men exklusive materialflöden för exporterade produkter.

Statistiska centralbyrån (2000a) föreslår en struktur för hur den svenska nationella materialflödesstatistiken skulle kunna byggas upp inom ämnesområdena naturresursflöden, kemikalieindikatorer och substansflöden samt med möjligheter till regional modellering och andra tillämpningar. Naturvårdsverket & Kemikalieinspektionen (1999) konstaterar att det finns ett behov av att utveckla statistik och andra befintliga datakällor för flöden av s.k. farliga ämnen. För närvarande saknas anslag för att gå vidare med uppbyggnaden av materialflödesstatistiken men planerna vidareutvecklas i Naturvårdsverket (2002d).

Eriksson et al. (2001) konstaterar att TMR, DMI och DMC skulle kunna användas för att studera materialflöden relaterade till försvarssektorn. På motsvarande sätt skulle dessa materialflödesanalyser kunna användas för att studera spridningseffekter av förändrade föreskrifter och rekommendationer i livsmedelskedjan. MIPS skulle kunna användas för att undersöka materialflöden som härrör från produktrelaterade rekommendationer, exempelvis näringsrekommendationer där alternativa näringskällor finns. Endast de material som ingår i statistiken ingår i analysen. Detta innebär bl.a. att markanvändning inte fångas i analysen. Upplösningen och branschindelningen i statistiken påverkar resultatens precision, dvs. vilka frågor som kan besvaras med de tillgängliga data. Kvaliteten hos materialflödesanalysen är beroende av upplösning och kompatibilitet mellan olika datakällor. Materialflödesanalyser ger indata till andra analyser, exempelvis livscykelanalys, energianalys, exergianalys, emergianalys och ekologiska fotavtryck.

7.3.2 *Input-outputanalys, IOA*

Input-outputanalys (IOA)(Chiou-Shuang, 1969; Leontief, 1986; Nordisk Ministerråd, 1997; United Nations, 1999; Finnveden et al., 2001) härleder den produktion som behövs för konsumtionen av en viss vara. Produktionen mäts i pengar och beräknas fram till inköpstillfället i butik, då slutanvändaren köper in varan. Det innebär att aktiviteter i användningsfasen inte specificeras i IOA. Slut användarna kan grupperas i exempelvis privat konsumtion, offentlig konsumtion, export och investeringar. Input-outputanalys ingår i nationalräkenskaperna.

Metoden bygger på antagandet att skalavkastningen är konstant så att större användning av resurser ger proportionellt större produktion. Därmed blir också priselasticiteten noll, dvs. en förändring i prisrelationer förändrar inte förhållandet mellan insatsvaror respektive till slutkonsumtion. Även substituerbarheten är noll. Input-outputanalysen kan kompletteras med icke-linjära modeller som för in substituerbarhet och priselasticitet.

Ur nationalräkenskapernas tillförsel- och användningstabeller, de s.k. produktbalanserna, beräknas den s.k. inversmatrisen som i pengar beskriver hur mycket insatsvaror av olika slag som behöver produceras i Sverige för varje krona av respektive slutproduktgrupp till slutkonsumtion.

En input-outputanalys kan miljöexpanderas (Statistiska centralbyrån, 2000a; 2002; Naturvårdsverket, 2002d). Via utsläppsstatistik från miljöräkenskaperna kompletteras då de monetära flödena av mått på miljöpåverkan (utsläpp, användning av material- och bränslen, avfall, se s. 67). Denna miljöexpanderade IOA resulterar i mått på den indirekta miljöpåverkan fram till slutanvändaren, som kan relateras till produktion i Sverige. För att beräkna den totala miljöpåverkan, mätt i bl.a. några utsläpp, kan man lägga till de direkta utsläppen osv. från användningsfasen samt de utsläpp som härrör från importen av varor till slutanvändning i Sverige (Statistiska centralbyrån, 2000b). Denna analys kan sedan bland annat användas till att rangordna produktgrupper efter ackumulerade utsläpp av exempelvis koldioxid eller elanvändning. Även effekter av exempelvis styrmedel inom den miljöorienterade produktpolitiken (IPP) kan studeras på produktgrupps- eller branschnivå (Finnveden et al., 2001; Naturvårdsverket, 2002d;h).

IOA kan användas beskrivande i bakåtblickande studier men också framåt-syftande, med antaganden om att tekniknivån i produktionen är densamma över den tidsperiod som undersöks. Man bör hålla i minnet att IOA endast kan hantera sådana miljöparametrar som är relaterade till insatser och produktion, det vill säga ekonomiska transaktioner på marknaden. Miljöpåverkan förknippad med exempelvis markanvändning, biologisk mångfald och utsläpp till vatten fångas inte i analysen.

Input-outputanalys arbetar snarast med resursanvändningssidan i hållbarhetsfunktionen. Systemgränsen för metoden ligger kring det ekonomiska systemet. När IOA miljöexpanderas tillkommer mått på miljöpåverkan. Med en mer utvecklad materialflödesstatistik förs även direkta mått på resursanvändning in i analysen. Fördelningen av miljöpåverkan görs med grundantagandet att penningflödena speglar flöden av material, bränslen och miljöpåverkan. Utvecklingsarbetet inom miljöräkenskaperna kommer sannolikt att resultera i bättre tillförlitlighet i exempelvis avfallsdata, resursflöden, fler data per varugrupp (t.ex. fler emissioner) och större upplösning i data ner på varuflödesnivå.

En pilotstudie av miljöpåverkan av svensk handel (Statistiska centralbyrån, 2000b) pekar på att studier på branschnivå begränsas av tillgången på data. Miljöräkenskapsdata för fler branscher och varugrupper liksom tillgång till fler länders input-outputmatriser är nödvändigt för att mer detaljerat kunna täcka in olika konsekvenser av Sveriges handel med omvärlden.

IOA är ett verktyg främst för översiktliga analyser på nations-, bransch- eller varugruppernivå. Resultaten är beroende av att det går att definiera och kvantifiera penningströmmarna mellan branscherna, med tillräcklig upplösning och en varugrupperindelning som är tillräckligt homogen. Om varugrupperna är för heterogena, riskerar analysen att ske för en produktmix som inte är relevant för frågeställningen.

I princip skulle det vara möjligt att konstruera miljöexpanderade input-outputmatriser för de olika aktörerna i livsmedelskedjan (figur 3). Dessa tabeller skulle sedan kunna användas för att skatta förändringar i indirekt miljöpåverkan uppströms respektive bransch, men inte nedströms, av föreskrifter eller rekommendationer där den initiala förändringen i slutanvändning definierats och kvantifierats i pengar. Det vill säga att för hushåll som slutanvändare erhålls en skattning av miljöpåverkan uppströms fram till inköp i butik. För slakteribranschen erhålls mått på miljöpåverkan fram till slakteriets varuintag, inklusive transporter för distribution fram till slakteriet som slutanvändare. Resursanvändning och miljöpåverkan förknippad med användningsfasen ingår inte utan måste adderas separat liksom miljöpåverkan för importerade varor till slutkonsumtion. För att komma åt hela den indirekta miljöpåverkan av Livsmedelsverkets föreskrift eller rekommendation måste alltså den direkta miljöpåverkan för importen och användningsfasen inom respektive bransch läggas till (exempelvis energianvändning som speglar förändrade inköpsmönster eller avfall från användningen). Användningen av IOA förutsätter att branscherna och slutanvändarna kan definieras i statistiken samt att de varor som köps in till branscherna kan identifieras och kvantifieras. Dessutom förutsätts att data för olika miljöparametrar, helst via miljöräkenskaperna, finns kvantifierade på samma aggregationsnivå som penningflödena.

Se även avsnittet om miljöräkenskaper (s. 67).

7.3.3 Cost-benefitanalys, CBA

Cost-benefitanalys (CBA) (Mattsson, 1988; Hanley & Spash, 1993; Perkins, 1994; Nas, 1996) är en samhällsekonomisk analys som väger ekonomisk nytta mot kostnader för olika projekt eller program. Verktöget används framåtsyftande för att prioritera samhällsekonomiskt mellan alternativ, men kan också användas bakåtblickande för uppföljning av projekt. Även miljökonsekvenser kan införlivas i analysen. Cost-benefitanalysen bygger då på att det finns information om de miljömässiga konsekvenserna av exempelvis projektet och att dessa konsekvenser går att värdera i ekonomiska termer. I de fall marknadsvärden saknas används ofta intervjuer för att tilldela miljökonsekvenserna ett monetärt värde i enlighet med individens preferenser.

Människors preferenser kan studeras via reella marknadspriser eller intervjuer om betalningsvillighet (alternativt villighet att acceptera förändringen) på en hypotetisk marknad. Till exempel kan människor tillfrågas om hur mycket de vore beredda att betala för exempelvis bevarandet av ett naturområde eller en art på en hypotetisk marknad. Individens preferenser studeras indirekt via marknadspriser för relaterade företeelser. Exempelvis kan marknader eller resekostnader samt turismens omsättning i ett område användas för att uppskatta ett värde på naturtypen i området. Indirekt hypotetiska metoder intervjuar människor om hur mycket de vore beredda att betala för faktorer som är relaterade till det man egentligen vill prissätta. Till exempel kan människor få rangordna upplevelser genom att fördela hur de skulle fördela en summa pengar eller berätta hur långt de vore beredda att resa till olika resmål.

Cost-benefitanalys har sin bas i neoklassisk ekonomi och vilar på antagandet att samhällsekonomiskt värde bestäms via individens preferenser. Metoden förutsätter att individens preferenser kan kvantifieras genom deras betalningsvillighet, dvs. att allt som individen är beredd att betala för eller kompenseras för ekonomiskt får ett värde i kalkylen (Mattsson, 1988). Det innebär också att om individerna inte vill betala för exempelvis en naturupplevelse eller en art, så får denna inget värde i CBA-kalkylen.

Hicks och Kaldors kompensationsprincip är central i CBA. Den anger att en aktivitet är till samhällsekonomisk nytta och förbättrar samhällets välfärd om de individer som förlorar kan kompenseras av dem som vinner på aktiviteten. Det innebär att projekt anses vara samhällsekonomiskt lönsamma om den ekonomiska nyttan överstiger kostnaderna. Ingen reell kompensation är nödvändig för att prin-

cipen ska gälla och principen tar inte hänsyn till fördelning av nyttor och kostnader bland individer.

CBA omfattar följande faser (Mattson, 1988):

- Identifiering av mål och välfärdsekonomiska utgångspunkter
- Definition av projekt och alternativ
- Identifiering av projektets effekter
- Kvantifiering och värdering av effekter
- Diskontering till nuvärde - för att kunna summera värden
- Rangordning av projektalternativ
- Osäkerhet i beräkningar – känslighetsanalys
- Effekternas fördelning på olika medborgargrupper
- Övrigt – kompletterande kalkyler och information

Hanley (1992) samt Hanley & Spash (1993) gör en genomgång av de problem som kan uppstå när man vill föra in miljökonsekvenser i CBA. Författarna menar att problemen hänger samman med att man söker sätta penningvärden på företeelser som inte har ett marknadsvärde. Dessa problem omfattar bl.a. komplexiteten hos ekosystem, irreversibla effekter och unika miljöer, diskontering och obalans mellan generationer samt att samhällets nytta skiljer sig från individens värdering av nytta.

I CBA diskonteras framtida effekter till dagens värde. Diskonteringsräntan värderar dagens tillgång till bl.a. bra miljö högre än morgondagens, vilket ger en ojämn fördelning mellan generationer. Valet av diskonteringsränta påverkar i hög grad resultaten från cost-benefitanalysen. Värderingen av miljöpåverkan är helt kopplad till hur individer upplever den. Det innebär att individen måste vara välinformerad om vilka miljökonsekvenser som beslutet får, dvs. en situation som sannolikt inträffar endast för enklare sammanhang där miljökonsekvenserna är lätta att identifiera, riskbedöma och kvantifiera. För mer komplexa frågor rörande påverkan på ekosystem kan miljöeffekterna vara okända för individen som då svårtligen kan sätta ett pris på förändringen. En del av den kritik som förts fram mot CBA hör samman med antagandet att individers betalningsvillighet speglar värdet hos exempelvis en naturupplevelse. Till exempel medför det faktum att betalningsförmågan är olika för olika människor att de riskerar att sätta olika pris på samma miljöeffekter. Preferenserna hos dem som har större betalningsförmåga väger alltså tyngre på marknaden, dvs. de individer som har större betalningsförmåga har en starkare röst; ett fenomen som Söderbaum (1993) kallar ekonokrati. Hur väl individens preferenser speglar nyttan för samhället som helhet (Hardin, 1968) diskuteras också. (Hanley, 1992; Hanley och Spash, 1993)

Risk finns även att individens preferenser påverkas av intervjusituationen, frågornas utformning, individens upplevelse av andra problem än miljömässiga, individens kunskap samt tilltro till forskares och politikens förmåga att beskriva konsekvenserna och finna lösningar på problemen m.m.

Cost-benefitanalys genererar i sig inte miljöinformation. Miljötillämpningen av verktyget bygger på att det finns information om miljökonsekvenserna av alternativa planer eller projekt som sedan kan vägas emot ekonomisk nytta. Metoden kan användas för att värdera samhällsekonomiska effekter av den miljöpåverkan och de miljöeffekter vi har information om. Lundström (1997) beräknar exempelvis det samhällsekonomiska värdet av omläggning från konventionell till ekologisk mjölkproduktion till 57 öre per kilo mjölk.

CBA kan användas för att göra samhällsekonomiska bedömningar av projekt, men inte för att identifiera och kvantifiera miljöpåverkan i samband med Livsmedelsverkets rekommendationer och föreskrifter. Mot bakgrund av att det är information om miljöpåverkan i sig, snarare än en ekonomisk värdering, som är intressant för en eventuell miljöanpassning av beslut kring Livsmedelsverkets rekommendationer och föreskrifter samt spridningseffekter av dessa, ger inte CBA den information som eftersträvas.

7.3.4 Livscykelanalys, LCA

Livscykelanalys (LCA) är en metod för bedömning av potentiell miljöpåverkan som härrör från en produkts livscykel, inkl. transporter (figur 6, s. 44). Produkten, den funktionella enheten, kan vara en vara eller en tjänst. Metoden regleras i en serie internationella standarder (ISO 14040-serien; ISO, 1997;1998;2000a;b). Livscykelanalys arbetar med såväl resursanvändningssidan som miljöpåverkan i hållbarhetsfunktionen, men har för närvarande sitt starkaste fokus på miljöpåverkan. Analysen omfattar fyra huvudfaser (ISO, 1997):

- Mål och omfattning – studiens mål, syften och avgränsningar bestäms
- Inventeringsanalys – inventering av in- och utflöden av material och bränsleenergi
- Miljöpåverkansbedömning:
 - Klassificering och karakterisering
 - Viktning
- Tolkning

Vid miljöpåverkansbedömningen klassificeras de inventerade in- respektive utflödena av material och bränsleenergi i miljöpåverkanskategorier. Sedan

beräknas respektive flödes bidrag till varje kategori. Exempel på miljöpåverkans-kategorier som ofta ingår är biotisk och abiotisk resursanvändning, mark-användning, växthuseffekt, nedbrytning av stratosfäriskt ozon, försurning, övergödning och olika toxiska effekter. Ibland görs även en sammanvägning (viktning) av hela systemets miljöprestanda till ett enda index, men detta är inget krav enligt ISO-standarderna. Viktningen kan göras med olika metoder (Guinée et al., 2002). Den baseras på något mer subjektiva värderingar än vad som gäller under klassificeringen och karakteriseringen, vilka sker med naturvetenskapliga modeller som bas. Slutligen tolkas resultaten mot bakgrund av vad som bestämts och framkommit i de övriga faserna.

Toxiska effekter kan ännu inte hanteras tillfredsställande men LCA är den metod som kommit längst med arbetet kring dessa problem. Både kvantitativa och kvalitativa data kan ingå i LCA, men normalt läggs störst vikt vid kvantitativa mått. Livscykelanalys innehåller energianalys som indata till den vidare analysen. Det pågår arbete med att utveckla förenklade LCA för olika tillämpningar (Guinée et al., 2002; Hochschorner, 2002; Hochschorner et al., 2002).

Livscykelanalys genererar produktrelaterad miljöinformation. Verktöget kan användas både bakåt- och framåtblickande. Informationen kan användas som underlag för förbättringar i olika skeden av processkedjor, som underlag för produktutveckling, miljömärkning, inköpsbeslut m.m.

Livscykelanalys kan användas för att ta fram produktrelaterad miljöinformation i samband med utformning av Livsmedelsverkets rekommendationer och föreskrifter. Metoden kan också användas för att ta fram data eller värdera data som är relaterad till hela livsmedelskedjan och miljömässiga spridningseffekter av föreskrifter och rekommendationer.

7.3.5 Energianalys

I en energianalys (Spreng, 1988; Månsson, 1991) beräknas den ackumulerade förbrukningen av olika bränsleslag och elektricitet. Sedan beräknas exempelvis förhållandet mellan den bränsleenergi som satts in i det system som undersökts och det förbränningsvärde som de producerade varorna har. Energianalys kan beräknas på olika sätt beroende av vilka avgränsningar som görs. Den kan ibland omfatta ackumulerad mängd primär bränsleenergi, som använts i samband med produktion, användning och avfallshantering för en vara eller tjänst. I detta fall ges analysen ett livscykelperspektiv. I andra fall omfattas endast vissa typer av bränslen eller primärbränslen adderas till el, dvs. att elbehovet inte räknas om till primär bränsleenergi. Systemgränsen kan också dras snävare, exempelvis kring

enbart primärledet i livsmedelskedjan, eller inte omfatta bränslen för produktion av materialinsatser.

Energianalys utförs vanligen enligt processmetoden. Det innebär att de direkta insatserna av bränslen och el som tillförs det analyserade systemet beräknas. Sedan följs systemet bakåt och den bränsleenergi som satts in vid exempelvis tillverkning av maskiner och andra insatsvaror uppskattas. Respektive bränsleslag multipliceras med faktorer så att även ”energi för energi”, dvs. den bränsleenergi som gått åt för att prospektera, utvinna och processa respektive bränsleslag, förs in i analysen. Energianalys kan också utföras enligt input-outputmetoden, då input-outputtabeller (se input-outputanalys, s. 53) för regioner eller nationer bildar basen för uppskattning av energiflöden.

Energianalys hanterar endast en del av resursanvändningsdelen i hållbarhetsfunktionen. Analysen tar inte hänsyn till exempelvis kvaliteter hos bränslen (el) eller miljöpåverkan m.m. förknippad med energianvändningen. Därmed likställs användningen av el med användning av diesel osv. Mänskligt arbete värderas oftast inte i energianalys, eftersom det i ett högteknologiskt system utgör en sådan liten andel energi i förhållande till den i bränsleinsatserna. Man har inte heller enats om någon metod att göra det. Fluck (1992) diskuterar svårigheterna att sätta ett energivärde på det mänskliga arbetet och anger flera möjliga metoder: som direkt muskelenergi under arbetet, som den ämnesomsättning som krävs för att utföra arbetet, som den totala energimetabolismen under arbetstiden, som energiinnehållet i maten vilket i sin tur kan beräknas på olika sätt, som den bränsleenergi som krävs för att producera maten (ev. inklusive livsmedelskedjan och transporter), som den bränsleenergi som behövs för matproduktionen plus alla övriga samhällsinsatser som krävs för att understödja den som utför arbetet, som föregående inklusive bränsleinsatserna för dennes familj. Beroende av hur man räknar kan alltså arbetsinsatsernas energivärde variera väldigt. Pimentel (1993) använder energiinnehållet i den konsumerade maten (han antar 3 500 kcal/dag) för lantbruksarbetare i sina kalkyler över amerikanska ekologiska och konventionella jordbruksgrödor.

Att använda energianalys för att bedöma miljöpåverkan bygger på antagandet att miljöeffekterna är direkt kopplade till ackumulerad bränsleanvändning. Metoden kan bara fånga bränsleanvändning och urskiljer exempelvis inte aspekter förknippade med användning av förnyelsebara respektive icke-förnyelsebara bränslen. Med kunskap om strukturen på bränsle- och elförsörjningen, bl.a. bränsleslag och produktionen av dessa, kan man dock dra grova slutsatser om sambandet mellan bränsleanvändning, emissioner och miljöpåverkan för det studerade systemet.

Carlsson-Kanyama (1998) och Olofsson (2001) kombinerar energianalys med data om utsläpp av växthusgaser. På detta sätt kan studier omfatta även parametrar avseende miljöpåverkan i hållbarhetsfunktionen.

Livscykelanalys, miljöräkenskaper, energianalys och exergianalys innehåller energianalys som indata till de vidare analyserna.

Energianalys kan användas för att studera konsekvenser av Livsmedelsverkets beslutsfattande rörande såväl produktrelaterad information som spridningseffekter vid beredning av föreskrifter. Man måste dock vara medveten om att en renodlad energianalys enbart följer bränsleanvändning och att andra aspekter på miljöpåverkan inte fångas med denna metod. Därför framstår det som mycket tveksamt att använda energianalys som enda bas för miljöbedömning i samband med föreskrifter eller rekommendationer kring kost, näring och hantering av livsmedelsprodukter.

7.3.6 Exergianalys

Exergi beskriver olika energiformers användbarhet (tillgänglighet), eller fysikaliska kvalitet, relativt ett referenstillstånd. Exergin är exempelvis hög för högt belägna vattenmagasin eller elektricitet och låg för värme med liten temperaturgradient gentemot omgivningen. Den kan definieras som den mängd arbete som kan utvinnas ur ett system som reversibelt förs till jämvikt med sin omgivning (Szargut et al., 1988; Mc Govern, 1990a;b; Wall, 1993). Exergi beskriver förmågan till ordnad rörelse, dvs. mekaniskt arbete, medan energi även omfattar ordnad rörelse (Wall, 1986; 1993).

Jorden tillförs energi från solen i form av exergirikt kortvågigt solljus. En del solstrålning reflekteras mot atmosfären men resten driver alla processer i det globala systemet för vår planet, utom dem med vulkaniskt ursprung och dem som drivs av gravitationskrafterna. Solexergin ger upphov till luft- och havscirkulation och driver på så sätt vattnets kretslopp och därmed våra klimatprocesser. Via fotosyntesen tar de gröna växterna upp exergi ur solljuset och omvandlar den till kolhydrater, proteiner och fetter som sedan omvandlas vidare genom näringskedjorna. I varje omvandling försämras energikvaliteten i fysikalisk mening genom att exergi förbrukas. Denna konsumtion av exergi driver därmed alla processer på jorden. Slutligen lämnar energin jorden som ”exergitom” långvågig värmestrålning utan förmåga att utföra arbete. En del av exergin (även energin) lagras under längre tid och bildar så småningom fossila bränslen i form av olja, kol, torv och naturgas. Dagens fossilbränsleberoende samhälle drivs därmed till stor del av lagrad exergi från solen.

Vid exergianalys av ett system kvantifieras de bränsleenergislåg som används direkt och indirekt av systemet, dvs. en energianalys enligt processmetoden ger indata till exergianalysen. Med hjälp av tabeller över exergiinnehåll för olika bränsleslag omvandlas energiflödena till exergiflöden. Även kemisk energi i material har en exergi som kan beräknas i förhållande till definierade referenstillstånd. Verkningsgraden för systemet eller processen beräknas genom att dividera den exergi som återstår efter processen med den exergi som sattes in. Exergianalys har för närvarande sitt fokus främst i resursanvändningsdelen av hållbarhetsfunktionen (s. 40) och kan användas på exempelvis produkter, processer, regioner eller nationer.

Exergianalys används med fördel vid analys av tekniska system, dvs. för industriprocesser där man vill identifiera arbetsförluster och optimera bränsleenergi-användningen. Exergianalys har också föreslagits användas för analys av resursanvändning (Wall, 1986; 1993; Finnveden och Östlund, 1997), avfall (Ayres & Masini, 1998) och studier av ekosystem (Jørgensen, 1998). Dessa tillämpningar är under utveckling, främst inom i den akademiska världen.

Exergianalys skulle kunna tillämpas på livsmedelskedjan, främst för att studera effektivitet och förluster i bränsleenergianvändning i olika delar av kedjan eller verkningsgraden för kedjan som helhet. För att kunna analysera även resursanvändning i exergitermer skulle man behöva ha tillgång till materialflödesdata för hela livsmedelskedjan. Exergianalysen studerar i sig inte spridningseffekter i livsmedelskedjan. De spridningseffekter som härrör från en ny eller förändrad föreskrift skulle därför behöva kvantifieras separat i samband med materialflöden respektive bränsleflöden. Eventuellt skulle exergiberäkningar kunna användas inom ramen för miljöexpanderade input-outputanalyser (s. 53) och miljöräkenskaperna (s. 67). Exergiberäkningar kan även utföras för livsmedelsprodukter, men det är tveksamt att använda exergivärden eller exergiverkningsgrader som enda parameter för miljöpåverkan i samband med rekommendationer kring kost, näring och hantering av livsmedelsprodukter.

Mot bakgrund av detta rekommenderas inte exergianalys som enda verktyg för analys av indirekt miljöpåverkan från Livsmedelsverkets föreskrifter eller rekommendationer.

7.3.7 Emergianalys

Emergianalys (Odum, 1987; 1988; 1996; Ulgiati & Brown, 1998; Lagerberg, 2000) kan användas för att studera resursanvändning och miljöpåverkan på såväl regional och nationell nivå som för sektorer, processkedjor och produkter (exempelvis Ulgiati et al., 1994, Odum, 1996; Lagerberg & Brown, 1999; Lagerberg et

al., 1999; Johansson et al., 2000; Geber & Björklund, 2002). Metoden kan användas för att studera samband mellan ekonomiska och ekologiska system, trender i miljöprestanda, för att ta fram underlag för förbättringar av processkedjor och jämförelser mellan produkter.

Förmågan att värdera naturresurser och mänskligt arbete inom samma analysram gör verktyget till ett intressant tillskott till övriga verktyg för miljösystemanalys. Metoden tilldelar värden åt såväl direkta naturinsatser som material, bränslen och mänskliga arbetsinsatser som köpts in till det analyserade systemet. Emergiansanalys hanterar även flöden som saknar marknadsvärden, dvs. exempelvis sol, vind och regn. Mänskliga ekonomiska system betraktas som delar av och ömsesidigt förbundna med omgivande ekosystem.

Emergi definieras som den ackumulerade mängd resurser som krävs för att producera en vara, tjänst eller ett bränsle, omräknat till en gemensam typ av energi. Eftersom solenergi valts som energityp är den gemensamma enheten solemergi-joule (sej), där bokstaven "m" markerar att det är fråga om en emergiansanalys. Även inköpta insatser härrör ytterst från naturen och värderas i förhållande till hur mycket ackumulerat arbete som naturen investerat för att t.ex. koncentrera bauxit i brytvärd koncentration. Energi används som bärare av information om hur mycket resurser som krävs för att driva produktionssystemet. Emergivärdet har sin yttersta bas i jordens energiomsättning och visar hur mycket av jordens drivkrafter som tas i anspråk för en funktionell enhet eller ett system.

Följande huvudfaser ingår i emergiansanalysen:

- Systemdefinition – studiens mål, syften och avgränsningar bestäms
- Inventeringsanalys – direkta insatser inventeras och transformeras bakåt genom sin historia för att kvantifiera alla indirekta insatser, viktade till basenheten sej.
- Miljöpåverkansbedömning:
 - Klassificering
 - Beräkning av kvoter och index
- Tolkning

Systemet och studien avgränsas och de direkta insatserna till det system som ska analyseras definieras och inventeras. Såväl direkta naturinsatser såsom sol och regn som bränslen, material och mänskligt arbete som köpts in till produktionssystemet ingår. Genom att i en emergitabell multiplicera varje direkt insats med dess transformitet (se nedan) får man fram en lista över hur mycket varje insats bidrar till driften av produktionen. Eftersom varje insats nu viktats om till samma

enhet (sej) är de direkt jämförbara vare sig det handlar om regnets, dieseln, maskinernas eller det mänskliga arbetets betydelse för driften av systemet. Miljöpåverkansbedömningen i emergianalys omfattar klassificering av emergi-flöden i resurskategorierna förnyelsebara, icke-förnyelsebara, platsgivna (lokala), icke-platsgivna (icke-lokala), inköpta och gratis resurser. Därefter beräknas en serie index och kvoter mellan de olika emergi-flödena. På så sätt beräknas t.ex. index för hur beroende produktionen är av insatser från ekonomin och hur effektivt systemet är att utnyttja ekonomiska resurser till att attrahera gratis och/eller förnyelsebara resurser. Index för miljöbelastning liksom uthållighet beräknas också. Slutligen tolkas resultaten gentemot studiens frågeställningar samt systemets och studiens avgränsningar.

Emergianalys arbetar med såväl resursanvändningssidan som miljöpåverkan i hållbarhetsfunktionen, men har för närvarande något starkare fokus på resursanvändning. Indata är i huvudsak desamma som vid livscykelanalys.

Genom att baslinjen för sättet att tilldela resurser värde ligger vid jordens energiomsättning, sträcker sig den metodberoende systemgränsen och livscykeln för emergianalys bortom utvinningen av råvaror. Det innebär att även det arbete som krävts för att t.ex. koncentrera mineraler i jordskorpan eller att rena grundvatten utan mänsklig inblandning ingår i analysen. Emergianalys har ibland något felaktigt betraktats som en typ av energianalys. Värt att notera i det sammanhanget är att energianalys endast hanterar bränslen medan emergianalys använder tillgänglig energi i alla insatta resurser som bärare av information om det ackumulerade ekologiska arbete som driver det analyserade systemet. Emergianalys innehåller energianalys som indata till den vidare analysen.

Faktorer för att räkna om t.ex. kg järnvägsräls till emergi finns ofta tillgängliga från tidigare publicerade studier, s.k. transformiteter som uttrycks i exempelvis solemergi-joule per kg järnvägsräls. Eftersom transformiteterna varierar med basår, plats (bl.a. det ekonomiska system som tillverkningen sker i) och processteknik så är det mycket viktigt att kontrollera dessa transformiteter för att försäkra sig om att de har tillräckligt god kvalitet för att kunna användas i den aktuella studien.

Mänskligt arbete tilldelas en transformitet genom att göra en emergianalys av den nationella ekonomi som det analyserade systemet befinner sig i och beräkna den resursskugga (uttryckt i sej per SEK) som krävs för att cirkulera pengar i ekonomin. Detta beräkningssätt bygger på antagandet att pengar generellt sett betalas till människor i förhållande till den mängd arbete som satts in för processning och hantering av naturresurser. Proceduren lider av samma marknadsimperfectioner som prissättningen av varor och tjänster, men ger ett generellt mått på den emergi som krävs för att generera och cirkulera BNP. Transformiteter för mänskligt arbete kan också beräknas utan att använda pengar. Istället kan man använda mått

på omsatt arbete, och dividera det sammanlagda emergivärdet som krävs för driften av en nation med exempelvis antalet arbetsdagar för hela befolkningen.

Det kan vara svårt att hitta lämpliga transformiteter, eftersom de härrör från fallstudier med de begränsningar dessa har. Därför behöver man ofta beräkna mer specifika transformiteter för applikationer med hög upplösning, exempelvis gällande svensktillverkade maskiner och kommunalt vatten. Att inventera bortom det som finns lättillgängligt och aggregerat i databaser för att fylla dataluckor med data av god kvalitet är vanligt även inom tillämpningen av andra verktyg. Problemet är för närvarande något större för tillämpning av emergianalys, främst p.g.a. att det ännu finns för få användare av metoden och att det behövs plattformar för spridning av data.

Emergianalys kan i dagsläget inte värdera effekter av toxiska effekter på ett tillfredsställande sätt utan dessa måste analyseras och värderas på annat sätt. Inom emergianalys används begreppet tillgänglig (användbar) energi, dvs. egentligen exergi. Denna användning av begreppen kan uppfattas som oklar och behöver förtydligas inom emergiteorin. Diskussioner av vokabulären pågår för att öppna upp en tydligare dialog med företrädare för exempelvis exergianalys och energi-analys.

Emergianalys kan användas för att ta fram produktrelaterad miljöinformation vid utformning av Livsmedelsverkets rekommendationer. Även miljöinformation relaterad till hela livsmedelskedjan och spridningseffekter från föreskrifter och rekommendationer kan studeras. Metoden kan också vikta samman data för resursanvändning på naturvetenskaplig basis, vilket ev. kan användas inom miljöexpanderad input-outputanalyser (s. 53) och miljöräkenskaper (s. 67).

7.3.8 Ekologiskt fotavtryck

Det ekologiska fotavtrycket för en befolkning är den sammanlagda produktiva land- och vattenyta som krävs för att producera de resurser och assimilera det avfall som en befolkning använder. Wackernagel & Rees (1996) beräknar fotavtrycket oavsett var på jorden denna produktion och assimilation sker medan företrädare för en annan inriktning av ekologiska fotavtryck beräknar mer plats-specifika mått (exempelvis Folke et al., 1998)

Ekologiska fotavtryck kan användas till att åskådliggöra mänskliga systems beroende av ekosystemens funktioner och kan därmed komplettera beslutsunderlag med information om ekosystemtjänster (Deutsch et al., 2000).

I studier enligt Wackernagels metod för ekologiska fotavtryck beräknas det ekologiska fotavtrycket per capita och knyts till den biologiskt produktiva arealen inom en region eller nation, uttryckt i globala genomsnittsytor (exempelvis Wackernagel et al., 1999a; Boverket & Naturvårdsverket, 2000a). För att säkerställa den biologiska mångfalden avsätts schablonmässigt 12 % av den biologiskt produktiva ytan. För att kunna göra jämförelser mellan nationer och regioner normaliseras ytorna till globala genomsnittsytor, dvs. istället för platsspecifika skördenivåer räknas ytorna om enligt globalt genomsnittliga avkastningsnivåer. I detta fall används verktyget för att diskutera obalans mellan dagens konsumtion och uthållig konsumtion samt frågor kring rättvis fördelning av resurser mellan nationer. Ett grundläggande antagande är i detta fall att konsumtionen bör anpassas till den lokala ytans (nationens, regionens) produktionsförmåga uttryckt i globala genomsnitt.

Andra forskare använder lokala och regionala skördenivåer i sina beräkningar av ekologiska fotavtryck och menar att detta är nödvändigt för att besvara frågeställningar på regional och lokal nivå (Folke et al., 1998; Deutsch, 2002).

Delytorna för det ekologiska fotavtrycket beräknas för närvarande inom kategorierna åkermark, betesmark, skogsmark, fiskevatten, bebyggd areal och skogsyta för koldioxidabsorption för användning av fossila bränslen. Beräkningar har även utförts för vattenflöden (Jansson et al., 1999; Jansson & Nohrstedt, 2001).

Ekologiska fotavtryck har för närvarande sitt fokus på delar av resursanvändningen och en begränsad del av miljöpåverkan i hållbarhetsfunktionen (s. 39). Beräkning av ekologiskt fotavtryck är enligt Wackernagel et al. (1997; 1999a;b) och Lewan (Boverket och Naturvårdsverket, 2000a) främst ett verktyg för det översiktliga perspektivet och utförs för nationer och regioner. Verktyget används ofta bakåtblickande eller för att beskriva dagens situation, men kan också användas framåtsyftande genom att göra antaganden om handlingsmönster och teknikutveckling.

I dagsläget kan ekologiska fotavtryck mäta sådana faktorer som relativt direkt kan relateras till och räknas om till en land- eller vattenyta. Endast större grupper konsumerade varor ingår idag och det pågår utveckling gällande bl.a. överföring av avfallshantering till yta. (Rees, 1999) Vad gäller avfallshantering, ingår idag endast den yta som behövs för att assimilera den koldioxid som härrör från förbränning av bränslen. Wackernagel et al. (1999a) diskuterar möjligheterna att överföra omhändertagande av växtnäringsläckage från jordbruksmark till land- och vattenyta. Lewan (Boverket & Naturvårdsverket, 2000a) pekar på att arealer för exempelvis gruvor, deponier, produktion och rening av vatten, dräneringsvatten och avloppsvatten endast i undantagsfall omfattas av dagens beräkningar.

Metoden kan hantera användning av biologiska resurser som låter sig överföras till yta, men har svårt att hantera icke-biologiska resurser (exempelvis användning och processning av mineraler). Det ekologiska fotavtrycket skiljer inte mellan hållbar och icke-hållbar markanvändning, vilket kan ge skevheter i de fall då slutsatser om hållbarhet dras (van den Bergh & Verbruggen, 1999; Boverket & Naturvårdsverket, 2000a; Herendeen, 2000; Rapport, 2000). Exempelvis kan frågor kring intensitet i jordbruket inte besvaras (Deutsch, 2002). På grund av att endast en del av konsumtionen och avfallen ingår, att koldioxidberäkningarna för fossila bränslen ifrågasätts samt ovanstående invändning för jordbruksmark ger det ekologiska fotavtrycket idag en underskattning av ytbehovet (van den Bergh & Verbruggen, 1999; Boverket & Naturvårdsverket, 2000a; Herendeen, 2000).

Ett ekologiskt fotavtryck är pedagogiskt och lättkommunicerat. Liksom för andra verktyg där resultaten presenteras som en enda högaggregerad siffra är det extra viktigt med god transparens, dvs. att det framgår hur resultaten beräknats och vad som ingår i de enskilda studierna.

Även beräkningar från exempelvis energianalys, exergianalys, LCA eller emergi-analys kan presenteras som ekologiska fotavtryck (exempelvis Brown & Ulgiati, 1998). Dessa fotavtryck har då ärvt de egenskaper som moderverktyget har och det är ytterst viktigt att markera för användaren av resultaten att detta är en annan sorts fotavtryck än det som presenterats ovan.

Vid Stockholms universitet används lokala och regionala omräkningsdata i beräkningar av ekologiska fotavtryck (Folke et al., 1998; Jansson & Nohrstedt, 2001; Deutsch, 2002). Vid SLU pågår beräkningar av ett ekologiskt fotavtryck med specifika icke-globala omvandlingsfaktorer för de olika varugrupper som ingår i den samlade svenska livsmedelskonsumtionen (Johansson-Juston, 2002).

Ett ekologiskt fotavtryck skulle kunna användas för att beräkna ett mått på livsmedelskedjans sammanlagda beroende av biologiskt produktiv yta. Noteras bör dock att en sådan beräkning i dagsläget skulle bli relativt ofullständig, eftersom bl.a. många insatsmedel inte omfattas. Beräkningar på produktnivå skulle i högre grad lida av de begränsningar i beräkningarna som redovisas ovan. Jämförelser mellan alternativ skulle vara svåra att göra, bl.a. därför att resursanvändning och omhändertagande av avfall ingår ofullständigt och detta kan påverka utslaget för olika produkter i olika grad. Således rekommenderas inte ekologiskt fotavtryck som enda verktyg för analys av indirekt miljöpåverkan i samband med Livsmedelsverkets föreskrifter eller rekommendationer.

7.3.9 Miljöräkenskaper

Miljöräkenskaper är ett nationellt informationssystem som är uppbyggt så att samband mellan ekonomi och miljö kan studeras. Miljöstatistik och ekonomisk statistik anpassas inom gemensamma ramar och enligt samma branschindelning som nationalräkenskaperna. Sedan FNs konferens om miljö och utveckling i Rio 1992, då det fastställdes att alla nationer behöver utarbeta miljöräkenskaper för att kunna integrera ekonomiska och miljömässiga konsekvenser i beslut, har det pågått ett internationellt utvecklingsarbete kring miljöräkenskaper inom FN, EU och OECD. Miljöräkenskaperna utvecklas även nationsspecifikt för att kunna ta hänsyn till nationella särdrag. (Nordisk Ministerråd, 1997; Statistiska centralbyrån, 1997; 2000a)

Systemet för de svenska miljöräkenskaperna består av fysiska räkenskaper och monetära räkenskaper. De fysiska räkenskaperna utvecklas vid Statistiska centralbyrån och beskriver miljödata som bränsleanvändning, materialflöden, avfallsflöden samt utsläpp av koldioxid, kväveoxider, svaveldioxid, koloxid, lustgas, metan och ammoniak. Även ekonomiska data rörande exempelvis miljöföretag, förädlingsvärde och miljöskatter ingår i de fysiska räkenskaperna. Konjunkturinstitutet utvecklar de monetära räkenskaperna, som avses beskriva samband mellan miljöskador och fysiska flöden samt värdera miljöskadorna monetärt. Därutöver ansvarar Naturvårdsverket för att ta fram underlag för ekonomiska hänsyn i miljöpolitiken, exempelvis genom beräkningar av åtgärdskostnader (Naturvårdsverket, 2000a).

Via miljöexpanderad input-outputanalys (s. 53) använder de fysiska miljöräkenskaperna data om branschens inbördes handel till att studera miljöpåverkan från branscher och varugrupper (Finnveden et al., 2001; Naturvårdsverket, 2002d; Statistiska centralbyrån, 2002). Detta medför att de grundantaganden som finns för input-outputanalys också finns inom de fysiska miljöräkenskaperna. Miljöräkenskaperna redovisar grova mått på miljöpåverkan för nationer, branscher och varugrupper. Dessa data kan användas av företag som vill jämföra sin miljöprestanda med rikets genomsnitt (Naturvårdsverket, 2002d).

Systemet för de svenska miljöräkenskaperna är under utveckling. I takt med att ny statistik utvecklas kan förutsättningar för högre upplösning på fler varugrupper och flera miljöegenskaper (exempelvis utsläpp) ge möjligheter att använda data från räkenskaperna för att ta fram underlag vid beslutsfattande kring Livsmedelsverkets föreskrifter och rekommendationer.

Flera undersökningar visar på behov att komplettera och utveckla miljöräkenskaperna, exempelvis avseende antalet produktgrupper (Statistiska centralbyrån, 1997; Finnveden et al., 2001), naturresurs- och substansflöden (Naturvårdsverket,

2002d), farliga ämnen (Naturvårdsverket & Kemikalieinspektionen, 1999) samt fler utsläppstyper och avfallsflöden (Naturvårdsverket, 2002d).

Statistiska centralbyrån (2000a) påpekar att mer detaljerade fysiska input-output-tabeller för enskilda material kan ge värdefull information men att detta, p.g.a. att den underliggande statistiken inte räcker till utan måste utvecklas, kan bli aktuellt att genomföra endast för vissa strategiskt viktiga material. Statistiska centralbyrån (1997) och Finnveden et al. (2001) pekar på att indelningen i varugrupper inverkar på utfallet för respektive grupp och att det därför vore en fördel att konstruera fler men homogenera produktgrupper.

Statistiska centralbyrån (2000b) pekar på vikten av att miljöräkenskapsdata för olika länder beräknas på samma sätt i olika länder så att jämförelser kan göras. Miljöräkenskapsdata för fler branscher och varugrupper liksom tillgång till fler länders input-outputmatriser är nödvändigt för att kunna täcka in olika konsekvenser av Sveriges handel med omvärlden. För att handel med länder utanför EU ska kunna analyseras behöver EUs branschindelning och miljöräkenskapsdata harmonisera med de som utvecklas inom FN.

Data från miljöräkenskaper kan användas i både beskrivande (bakåtsyftande) och framåtsyftande studier.

Se även avsnitten om materialflödesanalyser (s. 50) respektive input-outputanalys (s. 53).

8 Diskussion

8.1 Generell diskussion

Ur kapitel 7 dras slutsatsen att främst strategisk miljöbedömning, miljö-expanderad input-outputanalys och livscykelanalys är intressanta att gå vidare med vid bedömning av miljökonsekvenser av Livsmedelsverkets rekommendationer och föreskrifter. Strategisk miljöbedömning innehåller en alternativ-skapande fas, medan livscykelanalys genererar produktrelaterad miljöinformation för fastställda alternativ. Miljöexpanderad input-outputanalys kan användas för att studera spridningseffekter i livsmedelskedjan, dvs. indirekt miljöpåverkan. Nedan föreslås fördjupade studier av bl.a. dessa verktyg med tillämpningar kring föreskrifter och rekommendationer. Det är viktigt att dessa studier inte utförs enbart med extern kompetens utan att företrädare för Livsmedelsverket deltar aktivt med sin kompetens kring de specifika förutsättningar som gäller livsmedelskedjan samt för verkets egen kompetensuppbyggnad kring användning av resultat och tillämpning av verktyg.

Positionsanalys kan delvis tillämpas på samma sätt som strategisk miljöbedömning och kan ta fram liknande underlag. Eftersom SMB vunnit starkt gehör genom lagstiftningen (Europaparlamentet & Europarådet, 2001a; Naturvårdsverket, 2001b) rekommenderas SMB för Livsmedelsverkets framtida miljöarbete kring miljökonsekvenser av myndighetens rekommendationer och föreskrifter. Förutom ovanstående kan flera verktyg generera miljöinformation som kan vara användbar vid miljöanpassning av Livsmedelsverket rekommendationer och föreskrifter. Emergiansanalys, materialflödesanalyser, exergiansanalys och beräkningar av ekologiska fotavtryck är exempel på sådana verktyg, men dessa ger begränsad information ur miljösynpunkt och måste kompletteras med ytterligare information. Emergiansanalys är ett brett och kraftfullt verktyg, men avfärdas ofta p.g.a. att det finns för få utövare och metoden fortfarande är okänd i forskar- och företagskretsar. Icke desto mindre skulle detta verktyg kunna ge mycket intressant information. Därför föreslås att Livsmedelsverket följer den vidare utvecklingen av emergiansanalys och eventuellt gör någon egen provberäkning för förståelsens skull.

Ämnens toxicitet, markanvändning och påverkan på biologisk mångfald är exempel på faktorer som är svåra att hantera inom alla miljösystemanalysverktyg. Om dessa faktorer är intressanta för de bedömningar som ska göras, måste de därför hanteras separat. Mängderna data och kvaliteten på data måste vara sådan att det går att följa de förändringar som önskas eller skillnader mellan alternativ. Det är ytterst viktigt med en ordentlig dokumentation, så att transparensen i beslutsunderlaget ger förutsättning för granskning och vidare bearbetning.

Behovet av miljökunskaper kring livsmedelskonsumtion är stort. I en nordisk kartläggning av miljöinformation till konsumenter, från bl.a. myndigheter, konstateras att information och kunskap om livsmedelsrelaterad miljöinformation är underrepresenterad i förhållande till hur stor andel av hushållens miljöbelastning som härrör från konsumtion av livsmedel (Nordiska ministerrådet, 2001). Naturvårdsverket (2002c) pekar på behovet av livscykelrelaterad miljödata för produkter. I ett tioårsperspektiv förutses ett ökat fokus på livscykelperspektiv i samband med att produkters miljöprestanda ska kommuniceras till olika målgrupper. Författarna pekar också på att de grundläggande miljödata som saknas idag ofta finns inom näringslivet. Vidare skissas en modell för att i samverkan med näringslivet ta fram miljödata och organisera ett informationssystem för produktspecifik miljödata.

Livsmedelsverkets verksamhet omfattar produktion, konsumtion och hantering av livsmedel med livsmedelssäkerhet i fokus. Detta tolkas vanligen till att omfatta hygieniska och kemiska aspekter på produktkvaliteten. Mot bakgrund av samhällets strävan efter en hållbar utveckling skulle det dock vara värdefullt att diskutera en tidsdimension hos begreppet livsmedelssäkerhet. Detta skulle innebära att en säker livsmedelsförsörjning och -konsumtion även omfattar att vi idag producerar, konsumerar och hanterar livsmedel på ett sådant sätt att vi inte äventyrar morgondagens försörjning med livsmedel av god kvalitet. Detta resonemang för med sig ett rättviseperspektiv, eller fördelningsperspektiv mellan generationer, som ligger väl i linje med strävanden efter en hållbar utveckling. Hållbar utveckling definieras enligt Bruntlandkommissionen (World Commission on Environment and Development, 1987) som ”en utveckling som tillfredsställer dagens behov utan att äventyra kommande generationers möjligheter att tillfredsställa sina behov”. Denna definition ligger till grund för dagens arbete kring hållbar utveckling och ger stöd åt en modifiering av begreppet livsmedelssäkerhet. Denna modifierade syn på livsmedelssäkerhet skulle knyta miljöhänsyn närmare kärnverksamheten och på så vis minska konflikterna mellan kärnverksamhet och miljöhänsyn.

I kapitel 4 konstateras att Livsmedelsverket har stort utrymme för att utöka sitt arbete med miljöfrågor. Livsmedelsverkets miljöpolicy visar också på relativt långtgående ambitioner genom att verkets miljöarbete ska inriktas på att ”belysa miljöeffekterna och ta största möjliga miljöhänsyn i myndighetsutövningen”. Livsmedelsverket har omfattande kompetens kring näring, kost och hälsa samt lång erfarenhet av forskning och utvecklingsarbete samt hantering av stora databaser. Livsmedelsverket har genom sina informationskanaler och sin regelbundna närvaro i livsmedelskedjan en unik möjlighet att kommunicera miljöbudskap och påverka livsmedelskedjans miljöprestanda via föreskrifter. Detta är en resurs som idag står outnyttjad. Ur nationell synvinkel skulle det förmodligen vara effektivt och värdefullt att använda sig av denna potential. Det vore i detta sammanhang

rimligt att Livsmedelsverket får utökat ansvar för livsmedelsrelaterad miljöpåverkan. I detta arbete vore det naturligt att söka närmare samarbete med olika myndigheter, universitet och högskolor. Naturvårdsverket, Jordbruksverket och Konsumentverket vore naturliga samverkanspartners.

För att kunna införliva ett utökat miljöansvar i sin verksamhet, behöver Livsmedelsverket komplettera med egen kompetens inom miljöområdet. Behovet av egen kompetens är beroende av ambitionsnivån. Vare sig verket väljer att arbeta med egna analyser eller endast använda sig av befintlig miljöinformation, behöver man bygga upp egen kompetens på området. Även användning av befintlig information kräver kunskap för att söka upp, hålla sig ajour med och kritiskt granska miljöinformation innan den anpassas till Livsmedelsverkets syften. Livsmedelsverket har redan omfattande erfarenhet av bl.a. riskanalyser och riksvärdering, vilket innebär att det finns goda förutsättningar att bygga upp den extra miljökompetens som krävs för ett utökat ansvar för livsmedelsrelaterad miljöpåverkan.

Nedan ges förslag kring miljöanpassning av Livsmedelsverkets rekommendationer och föreskrifter. Resultaten av flera av förslagen skulle också vara användbara i samband med remissvar och internationellt arbete. Flera av förslagen kan genomföras delvis med extern forskningsfinansiering. Förslagen 8.2.1, 8.2.2, 8.3.1, 8.3.2 och 8.4 kan sägas representera en relativt låg ambitionsnivå medan förslagen 8.3.4 och 8.3.5 motsvarar en hög ambitionsnivå. Förslagen 8.2.3, 8.2.4, 8.2.5, 8.2.6 och 8.3.3 motsvarar därmed en medelhög ambitionsnivå.

Beroende på vilken ambitionsnivå som väljs, behöver resurser tillföras i olika grad. Det exakta resursbehovet är i detta läge svårt att bedöma. En miniminivå för underhåll av det löpande miljöarbetet skulle sannolikt kräva resurser motsvarande en heltidsstjänst för en miljöcontroller. Denna skulle arbeta med bevakning av nya rön inom området miljö-livsmedel, omvärldsbevakning, serva handläggarna på regelavdelningen och avd. f. information och nutrition med relevanta diskussioner och uppdaterad kunskap, revidera checklistor samt ta fram interna rekommendationer och rutiner som borgar för kontinuitet i miljöarbetet. Utöver detta tas övrig personal i anspråk genom att de tillämpar rutiner och tar miljöhänsyn i sitt arbete på ett systematiskt sätt samt deltar i diskussioner och revisioner av miljöarbetet. Förutom detta behövs extra resurser för initiering och utveckling av miljörelaterade projekt, exempelvis kring nedanstående förslag.

8.2 Förslag kring miljöanpassning av rekommendationer

8.2.1 Miljökonsekvenser av inköpsmönster

Inköpsmönster kan påverka bl.a. valet av produkter inkl. förpackningsstorlek, och transportbehov. Att informera konsumenterna om detta så att de kan göra medvetna välinformerade val avseende miljöpåverkan av sin livsmedelskonsumtion är därför viktigt. För att kunna göra detta föreslås Livsmedelsverket att gå igenom befintliga studier relaterade till miljöpåverkan av inköpsmönster och utveckla ett informationsmaterial som riktas till hushållen. För att behålla sin aktualitet, behöver materialet ses över och uppdateras regelbundet.

Informationsmaterialet kan också anpassas till de förhållanden som gäller för olika typer av storhushåll.

Detta förslag kan genomföras i samverkan med forskare och studenter som gör examensarbeten vid universitet och högskolor.

Förslag: Utveckla och regelbundet uppdatera ett informationsmaterial om miljökonsekvenser av inköpsmönster, som kan användas vid generella miljøråd i samband med rekommendationer till hushåll.

8.2.2 Miljökonsekvenser av livsmedelshantering

Även detta förslag syftar till att skapa ett redskap för Livsmedelsverket att informera konsumenterna så att de kan göra medvetna välinformerade val avseende miljöpåverkan av sin livsmedelskonsumtion. Hanteringen av livsmedel i hemmet, har visat sig kunna ge upphov till betydande miljöpåverkan. Svinn är här en viktig faktor att ta hänsyn till. Livsmedelsverket föreslås göra en genomgång av befintliga studier avseende användning av livsmedel och utveckla ett informationsmaterial som riktas till hushållen. Materialet bör kontrolleras mot nya rön och uppdateras regelbundet.

Informationsmaterialet kan också anpassas till de förhållanden som gäller för olika typer av storhushåll.

Detta förslag kan genomföras i samverkan med forskare och studenter som gör examensarbeten vid universitet och högskolor.

Förslag: Utveckla och uppdatera regelbundet ett informationsmaterial om miljökonsekvenser av livsmedelshantering i hemmet, som kan användas vid generella miljøråd i samband med rekommendationer till hushåll.

För att ta miljöhänsyn i sina kost- och näringsrekommendationer på en mer generell nivå, skulle Livsmedelsverket kunna använda sig av potentialen i första-steget-maten (S.M.A.R.T.-konceptet). Detta material är dock för närvarande baserat på en miljömässigt för smal och inaktuell bas för att Livsmedelsverket som myndighet och med full trovärdighet skulle kunna luta sig mot det. Inom arbetet med första-steget-maten saknade man även möjligheter att gå igenom internationella studier. Under senare år har den miljörelaterade forskningen resulterat i en stor mängd studier, så även kring miljöpåverkan av olika delar av livsmedelskedjan. Både nya fakta och nya studier som bekräftar tidigare slutsatser har tillkommit. Nuvarande referenser för första-steget-maten har tonvikt på miljöpåverkan som är relaterad till användning av bränslen. I dag finns ett stort antal studier kring andra miljöparametrar och även studier kring hela livsmedelskedjan samt sammanvägningar av miljöeffekter. För ökad trovärdighet bör denna nya kunskapsmängd inkorporeras i referensbasen för första-steget-maten.

Första-steget-maten har byggt upp en unik kunskap och visat på hur hälso- och miljöbudskap kan vägas samman. Budskapen har implementerats i S.M.A.R.T. – paketet. För att utnyttja potentialen hos och bygga vidare på initiativet kring första-steget-maten behöver materialet förvaltas på ett systematiskt sätt. Inom ramen för denna förvaltning bör slutsatserna och detaljinnehållet i S.M.A.R.T. kontinuerligt testas, diskuteras och uppdateras mot nya rön. För en mer balanserad bas och för att kunna göra avvägningar med hänsyn till begränsningarna i respektive studie, bör man vid en uppdatering sträva efter att analysera de ursprungliga vetenskapliga studierna och i mindre grad referera sammanfattningar där det kan vara svårt att uttolka vad som egentligen undersökts när, var och hur. Om inte en utveckling och uppdatering sker riskerar första-steget/S.M.A.R.T.- initiativet att bli alltmer inaktuellt och slutligen gå förlorat.

Detta kvalitetssäkrade S.M.A.R.T.-budskap skulle kunna kommuniceras till kostrekommendationernas målgrupper separat från mer specifika kostrekommendationer. I kombination med Livsmedelsverkets kompetens kring storhushållens struktur och villkor kan det kvalitetssäkrade första-steget-budskapet kommuniceras till specifika målgrupper som serveras måltider via storhushåll. Kommentarer och miljömässiga tolkningar av rekommendationerna, med hänvisning till den kvalitetssäkrade versionen av S.M.A.R.T., kan också läggas in i anslutning till de specifika rekommendationerna.

En kvalitetssäkring av första-steget-maten kan göras helt eller delvis vid Livsmedelsverket. Om Livsmedelsverket väljer att använda första-steget-maten i samband med kostrekommendationer är det rimligt att Livsmedelsverket samordnar och ansvarar för såväl den miljömässiga som den näringsrelaterade uppdateringen av materialet. För detta talar även att Livsmedelsverket har

omfattande kompetens kring näring, kost och hälsa samt lång erfarenhet av forskning och utvecklingsarbete. Livsmedelsverket är dessutom väl förtroget med första-steget-matens upp-byggnad genom att verket haft två representanter i referensgruppen. Eftersom kravet på att första-steget-maten ska följa de svenska näringsrekommendationerna är absolut och Livsmedelsverket ansvarar för regelbunden kontroll och uppdatering av dessa rekommendationer kommer varje uppdatering av första-steget-maten med nödvändighet att involvera expertis från Livsmedelsverket. Vare sig systemet för kvalitetssäkring upprätthålls med egen personal inom Livsmedelsverket eller med hjälp av extern expertis respektive som en samverkan mellan myndigheter behöver resurser och miljökompetens tillföras Livsmedelsverket.

Förslag: Kvalitetssäkra första-steget-maten så att den kan användas vid generella miljöråd i samband med specifika kost- och näringsrekommendationer.

8.2.4 Rekommendationers genomslagskraft

För att kunna analysera förändrad miljöpåverkan i samband med förändrade beteenden behöver man skaffa sig en klar bild av referenspunkten, dvs. hur beteendet ser ut idag. Detta omfattar bl.a. hur stor genomslagskraft rekommendationer av olika slag har. Den reella indirekta miljöpåverkan hör samman med hur många mottagare i målgruppen som verkligen följer regler och rekommendationer samt förändrar sina beteenden. För föreskrifter är tillsyn i kombination med information avgörande för genomslagskraften. För rekommendationer bestäms genomslagskraften av Livsmedelsverkets informationsverksamhet. Vilket budskap som väljs ut och hur det förmedlas (t.ex. val av medium) inverkar på hur många procent av den direkta målgruppen som följer rekommendationen och därmed på hur stor den indirekta miljöpåverkan blir.

Kunskapen kring hur stor andel av målgrupperna som följer rekommendationer kring kost, näring respektive hantering av livsmedel samt varför detta görs är för närvarande liten. Därför föreslås att Livsmedelsverket initierar ett projekt med syfte att ge underlag för beräkningar av rekommendationers indirekta miljöpåverkan och dess vidare spridning i livsmedelskedjan. Projektet omfattar med fördel även en kartläggning av hur konsumtionsförändringen till följd av ett urval rekommendationer sett ut, dvs. på vilket sätt har rekommendationen påverkat konsumtionen av andra varor än den som berörs direkt av rekommendationen. Förskjutningen i konsumtion kan också ha skett mot produkter som tillförs från andra geografiska områden, dvs. att exempelvis förhållandet mellan inhemska och importerade produkter har förskjutits.

Detta förslag kan genomföras i samverkan med forskare vid universitet och högskolor, eventuellt som en doktoranduppgift och med hjälp av studenter som gör examensarbeten.

Förslag: Undersöka hur stor andel av olika målgrupper som följer rekommendationer av olika slag, för att ge underlag för beräkningar av rekommendationers indirekta miljöpåverkan och dess vidare spridning i livsmedelskedjan.

8.2.5 Checklista för miljöanpassning

För att göra en bedömning av indirekt miljöpåverkan förknippad med rekommendationer kan man använda sig av checklistor. En checklista kan vara ett hjälpmedel att sammanställa tidigare information eller avslöja kunskapsluckor som behöver fyllas för att få en helhetsbild av miljöpåverkan. En väl utformad checklista kan vara ett hjälpmedel att täcka in alla väsentliga aspekter på miljöpåverkan. En checklista kan också utformas som en flerstegsraket, där en första grovre checklista identifierar vilka punkter som behöver undersökas närmare. Dessa punkter kan sedan bedömas närmare i mer specifika checklistor.

Livsmedelsverket föreslås utveckla en checklista som kan användas för att miljöbedöma förslag till rekommendationer. En sådan checklista skulle ge underlag för aktiva beslut gällande miljöpåverkan av rekommendationer.

Vid utformningen kan de nationella miljömålen (bilaga 1) vara värdefulla att ha i åtanke och inkorporera dem i checklistan i olika grad. Miljövårdsberedningen (1996) anger generella punkter att utgå ifrån vid bedömning av miljökonsekvenser, exempelvis transporter, energianvändning, biologisk mångfald samt produkter och avfall.

Det är mycket viktigt att analysera konsekvenserna av hur checklistan används och fastställa rutiner för detta. Konsekvenserna av olika viktningssätt mellan punkter i checklistan är av central betydelse. Exempelvis skulle en viktning av svaren på punkterna i en checklista i förhållandet 1:1, dvs. att t.ex. ja- och nej-svar skulle få samma tyngd, ge en styrning som kan leda till oavsiktliga skevheter i ställningstaganden. Hur långt de indirekta effekterna ska följas är viktigt att diskutera. Ofta kan man följa miljöpåverkan kvalitativt längre än kvantitativt, men detta får inte som enda skäl avgöra om miljöpåverkan utesluts eller följs längre. Hur omfattande miljöbedömningar kommer att göras är naturligtvis även en fråga om kostnadseffektivitet i arbetet.

Under arbetet med Livsmedelsverkets checklista skulle det även vara värdefullt att lära sig av regeringskansliets respektive SMHIs erfarenheter av sina respektive checklistor.

Utformningen av checklistan kan ske i samverkan med universitet/högskola.

Förslag: Utarbeta en checklista för att ta miljöhänsyn vid utveckling av rekommendationer.

8.2.6 Livscykelanalys

För att kunna göra bedömningar av rekommendationers indirekta miljöpåverkan behövs produktrelaterad miljöinformation. För att denna miljöinformation ska kunna spegla livsmedelsprodukters indirekta miljöpåverkan som helhet, behövs ett livscykelperspektiv.

För att kunna använda befintliga livscykelanalyser och livscykeldata på ett kritiskt sätt behöver Livsmedelsverket bygga upp egen kompetens. Det är också viktigt att Livsmedelsverket kan göra egna kompletterande bedömningar och beräkningar. Detta är av betydelse även för en eventuell användning av checklistor (förslag 8.2.5, 8.3.3). Även förslagen 8.2.1, 8.2.2 och 8.2.3 förutsätter tillräckliga kunskaper om livscykelanalys för att kritiskt kunna granska befintlig miljöinformation.

I detta förslag vore det värdefullt att nära följa utvecklingen av den integrerade produktpolitiken (IPP). I enlighet med Naturvårdsverket (2002c) kan Naturvårdsverket komma att agera samarbetspartner och samordna den företagsdrivna samverkansmodell som föreslås för IPP. Även utvecklingen av förenklade LCA kan följas.

Förslag: Bygga upp egen kompetens kring användning av livscykelanalysdata och livscykelanalys, för att kunna tolka och använda resultat samt för att kunna göra kompletterande analyser i samband med rekommendationer och underlag för miljöanpassning av föreskrifter.

8.3. Förslag kring miljöanpassning av föreskrifter

8.3.1 Påverkanskanaler och manöverutrymme

För att kunna påverka utformningen av bl.a. EU-förordningar, som inte införlivas med den nationella lagstiftningen, i en miljömässigt sund riktning vore det värdefullt att kartlägga manöverutrymme och påverkanskanaler i samband med internationellt samarbete. En sådan studie skulle gå igenom delar av Livsmedelsverkets regelverk med frågeställningar kring påverkanskanaler och manöverutrymme i fokus. Studien skulle kunna undersöka hur regler kommit till och hur påverkansmöjligheterna sett ut på vägen fram till fastställd lag. Den skulle även omfatta en kartläggning av hur situationen ser ut idag för blivande regler.

Detta förslag skulle kunna utföras delvis som examensarbeten eller delar i doktorandarbeten vid universitet/högskola.

Förslag: Initiera en fördjupad studie av miljömässiga påverkanskanaler respektive manöverutrymme i samband med EU-förordningar, EU-direktiv, remisser och internationellt samarbete.

8.3.2 Konflikter

Livsmedelsverket betonar redan idag sambandet mellan mat, hälsa och miljö (Folkhälsoinstitutet & Livsmedelsverket, 1999). För att skaffa sig underlag för vidare miljöarbete har verket inlett diskussioner med företrädare för slakteribranschen, kring miljörelaterade krav inom regelverket. Dessa diskussioner föreslås fortsätta. Det vore önskvärt att kartläggningen av konflikter utvidgas till fler branscher så att en större del av regelverket täcks in. Det är viktigt att dokumentera arbetet så att det kan bearbetas vidare.

Den kunskap som inhämtas kan användas som underlag för en rutin för regelbunden kontroll och hantering av eventuella konflikter. Detta skulle vara värdefullt för bl.a. användning av checklistor och miljöanpassning med hjälp av strategisk miljöbedömning.

Förslag: Kartlägga, diskutera och dokumentera konflikter i regelverket avseende livsmedelssäkerhet och miljöhänsyn. Kunskapen kan användas i samband med miljöanpassning av regelverket.

8.3.3 Checklistor

8.3.3.1 Checklista för miljöanpassning

Livsmedelsverket föreslås utarbeta en checklista för miljöbedömning av föreskrifter.

I huvudsak gäller samma resonemang som för utvecklingen av en checklista för miljöhänsyn vid utformning av rekommendationer (avsnitt 8.2.5). En checklista skulle utgöra ett hjälpmedel att täcka in väsentliga aspekter på miljöpåverkan och ge underlag för aktiva beslut gällande miljöpåverkan av föreskrifter. Miljöpåverkan kan relateras till de nationella miljömålen (bilaga 1).

Det är viktigt att utarbeta rutiner för användning av checklistan samt diskutera hur långt miljöpåverkan bör följas. Checklistan måste också testas och följas upp regelbundet, samt modifieras vid behov

Förslag: Utarbeta en checklista för att ta miljöhänsyn vid utveckling av föreskrifter.

8.3.3.2 Simplexförordningen

Simplex-förordningen (bilaga 2) ger hållpunkter och en checklista för bedömning av reglers konsekvenser för småföretag. Arbetet enligt Simplex-förordningen omfattar idag inte bedömningar av konsekvenser i miljötermer, men utesluter inte heller att en framtida konsekvensanalys kompletteras med miljömässiga bedömningar. Sådana konsekvensbedömningar skulle analysera även det förändrade regelverkets effekter på företagens miljöbeteenden. Även bedömningar av strukturell förändringar i miljötermer skulle ingå.

Livsmedelsverket föreslås initiera ett grupparbete kring en utveckling av Simplex-förordningens tillämpning inom miljöområdet. I projektgruppen föreslås personal från Livsmedelsverkets regelavdelning och avd. f. forskning och utveckling ingå, tillsammans med representanter från exempelvis Räddningsverket, Riksrevisionsverket och Naturvårdsverket.

Förslag: Initiera ett samverkansprojekt där olika myndigheter arbetar fram former för hur Simplex-förordningen kan användas vid analys av föreskrifters miljömässiga konsekvenser för småföretag.

8.3.4 Miljöexpanderad input-outputanalys

Livsmedelsverket föreslås initiera ett forskningsprojekt som tillämpar miljö-expanderad input-outputanalys på de olika länkarna i livsmedelskedjan samt tar fram kompletterande miljödata för användningsfaserna respektive avfallshanteringen för länkarna i kedjan. Ett sådant projekt undersöker möjligheterna att ta fram en modell för spridningseffekter av miljöpåverkan i livsmedelskedjan, vilket kan användas för att bedöma indirekt miljöpåverkan av såväl föreskrifter som rekommendationer. Ett sådant verktyg, specifikt för livsmedelskedjan, skulle vara mycket värdefullt vid bl.a. användning av checklistor (förslag 8.2.5 och 8.3.3) och strategisk miljöbedömning (förslag 8.3.5). Observera dock att endast flöden med monetära värden omfattas av en sådan modell och att de miljö-komponenter som bedöms i dagsläget kan behöva kompletteras med annan miljöinformation.

Idealt skulle ett sådant projekt ge en modell över de miljömässiga spridningseffekterna av förslag till föreskrifter och rekommendationer. Modellen skulle kunna användas för att skatta förändringar i indirekt miljöpåverkan uppströms respektive bransch av föreskrifter eller rekommendationer.

Det är osäkert hur långt befintlig statistik räcker till i upplösning och datakvalitet. Projektet skulle inventera befintliga datakällor och avslöja svagheter. Projektet skulle också söka ta fram den information som behövs för att fylla i dataluckor, exempelvis via inventeringar och dialog med branschrepresentanter. Inom ramen för detta projekt skulle det också vara värdefullt att undersöka möjligheterna att koppla materialflöden till input-outputanalysen.

Detta forsknings- och utvecklingsprojekt skulle kunna genomföras i samarbete med universitet, även med examensarbeten och doktoranduppgifter. Samarbete med SCB, som driver utvecklingen av Sveriges miljöräkenskaper och har stor erfarenhet av input-outputanalys, vore naturligt. De olika branscherna och företag i livsmedelskedjan behöver också involveras i projektets datainventering.

Förslag: Initiera ett projekt som tillämpar miljöexpanderad input-outputanalys på de olika länkarna i livsmedelskedjan samt tar fram kompletterande miljödata för användningsfaserna respektive avfallshanteringen för länkarna i kedjan. Ett sådant projekt undersöker möjligheterna att ta fram ett underlag för miljömässiga spridningseffekter i livsmedelskedjan, vilket kan användas för såväl föreskrifter som rekommendationer.

8.3.5 Strategisk miljöbedömning

Strategisk miljöbedömning innehåller en alternativskapande fas som alternerar med miljöbedömningsfasen. Verktøget ger i sin processtruktur mōjlighet att gå vidare med det miljōmāssigt mest fördelaktiga alternativet. Metoden är under utveckling och māste anpassas till de speciella fōrutsāttningar som gāller fōr livsmedelskedjan och Livsmedelsverkets fōreskrifter. Bland annat behōver man faststālla vilka analysverktyg som är lāmpliga att anvāndas inom SMB fōr fōreskrifter. Inom ramen fōr ett forsknings- och utvecklingsprojekt skulle Livsmedelsverket kunna fā svar pā hur en SMB fōr miljōanpassning av fōreskrifter bōr se ut.

Miljōbedōmningen kan ske med flera olika verktyg och med hānsyn till sāvāl kvantitativ som kvalitativ miljōinformation. Livscykelanalysdata samt kompletterade livscykelanalyser respektive tillāmpning av den modell fōr miljō-expanderad input-outputanalys som fōreslās utvecklas (fōrslag 8.3.1) kan exempelvis utgōra viktiga komponenter. Fōr att kunna utfōra SMB behōver Livsmedelsverket āven grundlāggande kompetens om exempelvis LCA och energianalys. Fōrslag 8.2.6 ovan är dārfōr av betydelse fōr den vidare anvāndningen av strategisk miljöbedōmning vid miljōanpassning av Livsmedelsverkets fōreskrifter.

Projektet skulle kunna genomfōras i samverkan mellan Livsmedelsverket och universitet, dār nāgot examensarbete och nāgon doktoranduppgift skulle kunna knytas till projektet.

Fōrslag: Initiera en fōrdjupad studie av och bygga upp kompetens kring hur strategisk miljöbedōmning kan anpassas till miljōanpassning av Livsmedelsverkets fōreskrifter.

8.4 Kanaler fōr svinn och spill

I kapitel 6.4 uppmārksammas att svinn har stor inverkan pā den sammanlagda miljōpāverkan av livsmedlens vāg genom livsmedelskedjan. Detta sker genom att svinn i olika faser av livsmedelskedjan fortplantar och multiplicerar upp miljōpāverkan i olika grad. Svinn innebār att mer resurser i form av rāvāror, brānslen, el och mānskligt arbete māste sāttas in fōr varje tugga mat vi āter. Ett minskat svinn har en positiv miljōpāverkan genom att verkningsgraden i livsmedelskedjan ōkar.

Fōr att kunna gōra bedōmningar av rekommendationers och fōreskrifters indirekta miljōpāverkan är det dārfōr viktigt att skaffa sig en uppfattning om svinn sett ōver

livsmedelskedjan. Detta omfattar både kvalitativa och kvantitativa aspekter på hur svinn ser ut samt vilka drivkrafter som ligger bakom. Livsmedelsverket föreslår därför initiera en studie kring kanaler för svinn i livsmedelskedjans olika delar.

Denna studie skulle kunna genomföras i samarbete med universitet, bl.a. med examensarbeten och doktoranduppgifter.

Förslag: Initiera en fördjupad studie av var spill sker, hur spillet sker och vilka mekanismer som ligger bakom spillet i livsmedelskedjan.

9 Referenser

- Ammenberg, J. 2002. Miljömanagement. Kompendium för kurser i miljöledning. Linköpings universitet, Avd. f. industriell miljöteknik.
- Andersson, Ulf. 2002. Naturvårdsverket. Personlig kommunikation, juli 2002.
- Ayres, R. U. & Masini, A. 1998. Waste exergy as a measure of potential harm. Ulgiati, S. Brown, M. T. Giampietro, M. Herendeen, R. A. & Mayumi, K (red.). Advances in energy studies. Energy flows in ecology and economy. Porto Venere, Italy, 26/30 May 1998. Musis Publisher, Rom, 113-128.
- Baccini, P. & Brunner, P. 1991. Metabolism of the antroposphere. Springer Verlag, Heidelberg.
- Balfors, B. 1997. Strategisk miljöbedömning. Praktiska tillämpningsexempel. Naturvårdsverket. Rapport 4832.
- Bendz, E. 2001. Miljönyckeltal inom jordbruket – ett sätt att beskriva företagets miljöpåverkan. Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Uppsala. Fakta Jordbruk nr 4 2001.
- Berg, Sven Eric. 2002. Räddningsverket. Personlig kommunikation, juni 2002.
- van den Bergh, J. C. J. M. & Verbruggen, H. 1999. Spatial sustainability, trade and indicators: an evaluation of the 'ecological footprint'. Ecological Economics 29, 61-72.
- Bergbäck, B. Eklund, M. Lohm, U. & Svidén, J. 1997. Duration of soil cadmium and lead pollution from shale-based alum production. Journal of Geochemical Exploration 58 (1997), 309-317.
- Bockhan, Kristina. 2002. Fødevardirektoratet, Danmark. Personlig kommunikation, april-juli 2002.
- Boverket. 1997. Boken om MKB. Del 1. Att arbeta med MKB för projekt. Lagerblads Tryckeri, Karlshamn.
- Boverket & Naturvårdsverket. 2000a. Ekologiska fotavtryck och biokapacitet. Verktyg för planering och uppföljning av hållbar utveckling i ett internationellt perspektiv. Lenanders Tryckeri AB.

Boverket & Naturvårdsverket. 2000b. SMB och översiktlig fysisk planering. Lenanders Tryckeri AB.

Bringezu, S. Fisher-Kowalski, M. Kleijn, R. & Palm, V. (red.). 1997. Regional and national material flow accounting: from paradigm to practice of sustainability. Proceedings of the first ConAccount conference, 24-25 January 1997, Leiden, the Netherlands. Wuppertal Institute of Climate, Environment, Energy. Tillgänglig via <http://www.conaccount.net/> (besökt juli 2002).

Brown, M. T. & Ulgiati, S. 1998. Emergy evaluation of the environment: quantitative perspectives on ecological footprints. Ulgiati, S. Brown, M. T. Giampietro, M. Herendeen, R. A. & Mayumi, K (red.). Advances in energy studies. Energy flows in ecology and economy. Porto Venere, Italy, 26/30 May 1998. Musis Publisher, Rom, 223-240.

Brown, M. T. & Ulgiati, S. 1999. Emergy evaluation of natural capital and biosphere services. *Ambio* 28 (6), 486-493.

Bruhn-tysk, S. 2001. The scope of environmental impact statements for biofuelled energy plants in Sweden and its environmental relevance. Linköping Studies in Science and Technology. Licentiate thesis no. 879. Linköpings universitet, Inst. f. Fysik och mätteknik.

Bruhn-Tysk, S. & Eklund, M. 2002. The aspect of natural resources in environmental impact statements for Swedish bioenergy plants. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management* 4 (1), 67-82.

Burström, F. 1999. On the management of nitrogen flows: towards a decentralisation of environmental management in Sweden? *VATTEN: The Swedish Journal of Water Management and Research* 55 (4), 271-284.

Carlberg, Stig. 2002. SMHI. Personlig kommunikation, augusti-september 2002.

Carlson, K. & Sonesson, U. 2000. Livscykelinventering av butiker. Data och metoder för att beräkna butikens roll vid LCA av livsmedel. SIK-rapport 676.

Carlsson-Kanyama, A. 1998. Climate change and dietary choices: how can emissions from of greenhouse gases from food consumption be reduced? *Food Policy* 23 (3/4), 277-293.

Carlsson-Kanyama, A och Linden, A-L. 2002. Hushållens energianvändning. Värderingar, beteenden, livsstilar och teknik. Fms-rapport 176.

Carlsson-Kanyama, A. & Boström-Carlsson, K. 2001. Energy use for cooking and other stages in the life cycle of food. A study of wheat, spaghetti, pasta, barley, rice, potatoes, couscous and mashed potatoes. fms-rapport 160.

Carlsson-Kanyama, A. & Hagberg, M. 2001. Småskalig närproducerad mat i Grästorps. Miljökonsekvenser av dagens och morgondagens livsmedelstransporter. fms rapport 162. <http://www.fms.ecology.su.se/>.

Centrum för tillämpad näringslära (CTN), Samhällsmedicin. 2001. Ät S.M.A.R.T. Ett utbildningsmaterial om maten, hälsan och miljön. Stockholms läns landsting. Nedladdningsbar via <http://www.sll.se/ctn>.

Chiou-Shuang, Y. 1969. Introduction to input-output economics. Principles of Economics Series. New York.

Dahlin, I. & Lindeskog, P. 1998. Hälsosam och miljöanpassad mat – finns den? Rapport nr 21. Stockholms läns landsting, Centrum för tillämpad näringslära, Samhällsmedicin. Nedladdningsbar via <http://www.sll.se/ctn>.

Dahlin, I. & Lindeskog, P. 1999. Ett första steg mot hållbara matvanor. Rapport nr. 23. Stockholms läns landsting, Centrum för tillämpad näringslära, Samhällsmedicin. Nedladdningsbar via <http://www.sll.se/ctn>.

Dale, V. H. & English, M. R. (eds.). 1999. Tools to aid environmental decision making. Springer Verlag, New York.

Delfi Marknadspartner & JS Analys. 2001. Delfi storhushållsguide 2001. Delfi Marknadspartner AB, Box 6620, 113 84 Gävle.

Deutsch, L. 2002. Quantifying ecosystem subsidies to Swedish agriculture and assessing indicators of ecosystem performance. Licentiatavhandling 2002:6. Stockholms universitet, Inst. f. systemekologi.

Deutsch, L. Jansson, Å. Troell, M. Rönnbäck, P. Folke, C. & Kautsky, N. 2000. The 'ecological footprint': communicating human dependence on nature's work. Ecological Economics 32(2000), 351-355.

Eggiman, B. 2000. Fysisk planering med strategisk miljöbedömning (SMB) för hållbarhet. En teoretisk diskussion och förslag till SMB-process med Stockholms stad som modell. Boverket och Naturvårdsverket.

Eriksson, M. 2002. Indirekta miljöaspekter på SMHI, identifiering och hantering. Linköpings universitet, Inst. f. tematisk utbildning och forskning. Examensarbete.

Eriksson, N. B. Moberg, Å. Finnveden, G. & Johansson, J. 2001. Försvarssektorns totala miljöpåverkan – inledande studier. Underlagsrapport. FOI-R--0033-SE. Nedladdningsbar via <http://www.fms.ecology.su.se>

Europeiska gemenskapernas kommission (EGC). 2001. Kommissionens rekommendation av den 7 september 2001 om riktlinjer för genomförande av Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 761/2001 om frivilligt deltagande för organisationer i gemenskapens miljölednings- och miljörevisionsordning (EMAS). Europeiska gemenskapernas officiella tidning, L 247, 0001-0023. Nedladdningsbart via http://europa.eu.int/comm/environment/emas/documents/legislative_en.htm.

Europaparlamentet & Europarådet. 2001a. Europaparlamentets och rådets direktiv 2001/42/EG av den 27 juni 2001 om bedömning av vissa planers och programs miljöpåverkan. Europeiska gemenskapernas officiella tidning L197 21.7.2001, 30-37.

Europaparlamentet & Europarådet. 2001b. Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 761/2001 om frivilligt deltagande för organisationer i gemenskapens miljölednings- och miljörevisionsordning (EMAS). Europeiska gemenskapernas officiella tidning, L 114, 24/04/2001, 0001-0029. Nedladdningsbart via http://europa.eu.int/comm/environment/emas/documents/legislative_en.htm.

Finansdepartementet. 2000. Förordning (1998:418) med instruktion för Riksrevisionsverket. Ändring inför t.o.m. SFS 2000:1464. SFS 1998:418.

Finansdepartementet. 2001. Regleringsbrev för budgetåret 2002 avseende Riksrevisionsverket.

Finnveden, G. & Moberg, Å. 2002. Environmental accounts and material flow analysis and other environmental systems analysis tools. Särtryck, FOI-S--87-SE. Nedladdningsbar via <http://www.fms.ecology.su.se> (besökt juni 2002).

Finnveden, G. & Palm V. 2002. Rethinking Producer Responsibility. International Journal of LCA 7, 61.

Finnveden, G. & Östlund, P. 1997. Exergies of Natural Resources in Life Cycle Assessment and Other Applications. Energy 22, 923-931.

Finnveden, G. Johansson, J. Moberg, Å. Palm, V. & Wadeskog, A. 2001. Miljöpåverkan från olika varugrupper. fms rapport nr 167.

- Finnveden, G. Wadeskog, A. Eriksson, B. N. Johansson, J. Palm, V. Åkerman, J. & Hedberg, L. 2002. Indirekt miljöpåverkan från försvarssektorn. Vetenskaplig rapport. FOI-R—0368—SE. Granskningsversion, februari 2002.
- Fluck, R. C. (red.). 1992. Energy in farm production. Stout, B. A. (chefsred.). Energy in world agriculture vol. 6. Elsevier, Amsterdam.
- Folke, C. Kautsky, N. Berg, H. Jansson, Å. & Troell, M. 1998. The ecological footprint concept for sustainable seafood production: a review. *Ecol. Appl.* 8, 63-71.
- Folkhälsoinstitutet & Livsmedelsverket. 1999. Nationella mål och strategier för nutrition 1999-2004. Folkhälsoinstitutet rapport 1999:19.
- Forbrugerstyrelsen. 1996. Miljøbelastningen ved familiens aktiviteter. Resultater fra en kartlægning af ressourceforbrug og udledningen till miljøet fra 22 aktiviteter i en modelfamilie. Forbrugerstyrelsen, København. Rapport 1996:1.
- Forsberg, G. 1996a. Institutionell ekologisk ekonomi med positionsanalys – konsekvensbeskrivning för bioenergi i Skaraborg. SLU, Inst. f. ekonomi. Rapport 99.
- Forsberg, G. 1996b. Institutionell ekologisk ekonomi och bioenergi – utvärdering av energipolitiska alternativ med positionsanalys. SLU, Inst. f. ekonomi. Avhandlingar nr 24.
- Geber, U. & Björklund, J. 2002. The relationship between ecosystem services and purchased input in Swedish wastewater treatment systems – a case study. *Ecological Engineering* 19, 97-117.
- Generaldirektoratet för miljö. 2001. Riktlinjer för identifiering av miljöaspekter och bedömning av deras betydelse. Byrån för Europeiska Gemenskapernas officiella publikationer. KH-39-01-635-SV-C. ISBN 92-894-1613-0. Nedladdningsbart via http://europa.eu.int/comm/environment/emas/documents/guidance_en.htm.
- Glasson, J. Therivel, R. & Chadwick, A. 1999. Introduction to environmental impact assessment. Principles and procedures, process, practice and prospects. 2:a uppl. UCL Press, London.
- Gran, Rolf Ivar. 2002. Landbruksdepartementet, Oslo. Personlig kommunikation, juli 2002.

Guinée, J. B. van der Bergh, J. C. J. M. Boelens, J. Fraanje, P. J. Huppes, G. Kandelaaers, P. P. A. A. H. Lexmond, T. M. Moolenaar, S. W. Olsthoorn, A. A. Udo de Haes, H. A. Verkuijlen, E. & van der Voet, E. 1999. Evaluation of risk of metal flows and accumulation in economy and environment. *Ecological Economics* 30, 47-65.

Guinée, J. B. (ed.). Gorrée, M. Heijungs, R. Huppes, G. Kleijn, R. de Koning, A. van Oers, L. Wegener Sleeswijk, A. Suh, S. Udo de Haes, H. A. de Bruijn, H. van Duin, R. Huijbregts, M. A. J. Lindeijer, E. Roorda, A. A. H. van der Ven, B. L. & Weidema, B. 2002. Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Hagebø, Torunn. 2002. Statens næringsmiddeltilsyn. Personlig kommunikation, januari-juli 2002.

Halberg, N. 1999. Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for Danish livestock farmers. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 76, 17-30.

Hanley, N. 1992. Are there environmental limits to cost benefit analysis? *Environmental and Resource Economics* 2, 33-59.

Hanley, N. & Spash, C. L. 1993. Cost-benefit analysis and the environment. Edward Elgar Publishing Limited, Hants, England.

Hardin. 1968. The tragedy of the commons. *Science* 162 (13 dec.), 1243-1248.

Herendeen, R. A. 2000. Ecological footprint is a vivid indicator of indirect effects. *Ecological Economics* 32, 357-358.

Hinterberger, F. Luks, F. & Schmidt-Bleek, F. 1997. Material flows vs. 'natural capital'. What makes an economy sustainable?. *Ecological Economics* 23, 1-14.

Hinterberger, F. & Schmidt-Bleek, F. 1999. Dematerialization, MIPS and factor 10 physical sustainability indicators as a social device. *Ecological Economics* 29, 53-56.

Hochschorner, E. 2002. Metodproblem i samband med utvärdering av förenklade metoder för livscykelanalyser. FOI-R--0504--SE.

Hochschorner, E. Finnveden, G. & Johansson, J. 2002. Utvärdering av två förenklade metoder för livscykelanalyser. FOI-R--0369--SE. FOI.

Holmberg, J. Robèrt, K.-H. & Eriksson, K.-E. 1994. Socio-ecological principles for a sustainable society. Inst. f. fysisk resursteori, Chalmers tekniska högskola. Rapport 94-11.

IVF Industriforskning och utveckling AB (IVF). 2000. Introduktion till 17 miljöverktyg. IVF-skrift 00825.

ISO. 1997. Environmental management – Life Cycle Assessment – Principles and framework. EN ISO 14040:1997. European Committee for Standardization, Brussels, Belgium.

ISO. 1998. Environmental management – Life Cycle Assessment – Goals and scope definition and inventory analysis. ISO 14041:1998(E). International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

ISO. 2000a. Environmental management – Life Cycle Assessment – Life cycle impact assessment. ISO 14042:2000(E). International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

ISO. 2000b. Environmental management – Life Cycle Assessment – Life cycle interpretation. ISO 14043:2000. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.

Jansson, Å. & Nohrstedt, P. 2001. Carbon sinks and human freshwater dependence in Stockholm county. *Ecological Economics* 39, 361-370.

Jansson, Å. Folke, C. Rockström, J. & Gordon, L. 1999. Linking freshwater flows and ecosystem services appropriated by people: the case of the Baltic sea drainage basin. *Ecosystems* 2, 351-366.

Johansson, J., Finnveden, G. och Moberg, Å. 2001: Metoder för förenklade, kvalitativa livscykelanalyser av produkter och materiel. Underlagsrapport. FOI-R--0032--SE. Nedladdningsbar via <http://www.fms.ecology.su.se>.

Johansson, S. Doherty, S. & Rydberg, T. 2000. Sweden food system analysis. Brown, M. T. Brandt-Williams, S. Tilley, D. & Ulgiati, S. (red.). *Emergy synthesis. Theory and applications of the emergy methodology*. Proceedings of the first biennial emergy analysis research conference. Gainesville, Florida, September, 1999. The Center for Environmental Policy, P. O. Box 116450, University of Florida, Gainesville, FL 32611-6450.

Johansson-Juston, Susanne. 2002. SLU. Personlig kommunikation, september 2002.

Jonsson, G. & Palm, I. 2000. Boken om MKB för detaljplan. Boverket. Kristianstads Boktryckeri AB, Kristianstad.

Jordbruksdepartementet. 2000a. Livsmedelsförordning. SFS 1971:807. Ändring införd t.o.m. SFS 2000:695.

Jordbruksdepartementet. 2000b. Livsmedelslag. SFS 1971:511. Ändring införd t.o.m. SFS 2000:1237.

Jordbruksdepartementet. 2001a. Förordning med instruktion för Livsmedelsverket. SFS 2001:1259.

Jordbruksdepartementet. 2001b. Regleringsbrev för budgetåret 2002 avseende Statens livsmedelsverk. Regeringsbeslut Jo2001/770, 3869.

Jordbruksdepartementet. 2001c. Tillkännagivande om de EG-förordningar som kompletteras av livsmedelslagen (1971:511). SFS 2001:801.

Jordbruksverket. 2000. Jordbruksverkets miljöpolicy. Bilaga till Jordbruksverket. 2002a. Jordbruksverkets redovisning av miljöledningsarbetet för år 2001. Rapport 2002-02-20.

Jordbruksverket. 2002a. Jordbruksverkets redovisning av miljöledningsarbetet för år 2001. Rapport 2002-02-20. Dnr 09-1095/02.

Jordbruksverket. 2002b. Årsredovisning för räkenskapsåret 2001.

Jordbruksverket, Naturvårdsverket & Riksantikvarieämbetet. 2002. Miljöeffekter av EU:s jordbrukspolitik. Rapport från projektet CAP:s miljöeffekter 2001. Jordbruksverket, Rapport 2002:2.

Justitiedepartementet. 2000. Verksförordning. SFS 1995:1322. Ändring införd t.o.m. SFS 2000:1118.

Justitiedepartementet. 2001a. Förordning (1995:868) med instruktion för Konsumentverket. Ändring införd t.o.m. SFS 2001:1019. SFS 1995:868.

Justitiedepartementet. 2001b. Regleringsbrev för budgetåret 2002 avseende Konsumentverket. Regeringsbeslut 43. Ju2001/8478/KO, Ju2001/8338/KO.

Justitiedepartementet. 2002. Författningssamlingsförordning. SFS 1976:725. Ändring införd t.o.m. SFS 2002:372.

Jørgensen, S. E. 1998. Exergy as orientor for the development of ecosystems. Ulgiati, S. Brown, M. T. Giampietro, M. Herendeen, R. A. & Mayumi, K (red.). Advances in energy studies. Energy flows in ecology and economy. Porto Venere, Italy, 26/30 May 1998. Musis Publisher, Rom, 371-402.

Karlsson, R. 2002. Svinn i storhushåll. Mängder, sammansättning och möjligheter att minska. Examensarbete i Naturresurshushållning, Stockholms universitet, inst. f. systemekologi. fms rapport 175. <http://www.fms.ecology.su.se/>.

Karlsson, S. Azar, C. Berndes, G. Holmberg, J. & Lindgren, K. 1996. Man and material flows. Towards sustainable development. Lars Rydén (red.). A sustainable baltic region. A series of booklets from the Baltic university programme. Uppsala universitet. Session 3.

Kleijn, R. 2000. IN = OUT. The trivial central paradigm of MFA?. Journal of Industrial Ecology 3 (2&3), 8-10.

Konsumentverket. 1997. Miljön i konsumentpolitiken – ge hushållen bättre möjligheter att delta och påverka. Rapport 1997:31.

Konsumentverket. 1999. Miljömål för konsumentsektorn. Förslag till sektorsmål som preciserar miljömålet i konsumentpolitiken samt ansatser för uppföljning av målen. Rapport 1999:12.

Konsumentverket. 2002a. Konsumentverkets årsredovisning 2001. Nedladdningsbar via <http://www.konsumentverket.se> (besökt maj 2002).

Konsumentverket. 2002b. Redovisning av miljöledningsarbetet under år 2001. Dnr. 2001/5749.

Kvarnbäck, O. & Emanuelsson, U. 2001. Miljönyckeltal: biologisk mångfald på gårdsnivå. Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Uppsala. Fakta Jordbruk nr 5 2001.

Lagerberg, C. 1996. Energi- och energianalyser. Institutionsrapport. SLU, Inst. f. trädgårdsvetenskap, Alnarp.

Lagerberg, C. 2000. Emergiansanalys - Hur gör man ?. SLU, Inst. f. växtvetenskap, Alnarp. <http://www.cul.slu.se/emergi>.

Lagerberg, C. 2001a. Metoder att mäta uthållighet – som man ropar får man svar. KSLA. Nutrition och folkhälsa i EU-perspektiv. Miljöpåverkan och framtidens matvanor. Framtidens mat i framtidens kök. K. Skogs-o. Lantbr.akad. Tidskr. 140:12, 55-59.

Lagerberg, C. 2001b. Using the best of the best – some thoughts on the integration of environmental assessment tools. Ulgiati, S. (chefsred.). 2001. 2nd international workshop. Advances in energy studies. Exploring supplies, constraints, and strategies. Porto Venere, Italy, May 23/27 2000. Servizi Grafici Editoriali, Padova, Italien, 591-596.

Lagerberg, C. & Brown, M. T. 1999. Improving agricultural sustainability: the case of Swedish greenhouse tomatoes. Journal of Cleaner Production 7, 421-434.

Lagerberg, C. Doherty, S. J. & Nilsson, P. O. 1999. Evaluation of the resource efficiency and sustainability of the Swedish economy using emergy based indices. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Agraria 191. Artikel II.

Leontief, W. 1986, Input-output economics. 2:a uppl. Oxford University Press, New York.

Levett, . 1997. Tools, techniques and processes for municipal environmental management. Local Environment 2(2), 189-202.

Lindeskog, Pia. 2002. Centrum för tillämpad näringslära, Samhällsmedicin, Stockholms läns landsting. Personlig kommunikation, juni-juli 2002.

Lindqvist, A. 2002. Substance flow analysis for environmental management in local authorities – method development and context. Linköping Studies in Science and Technology. Dissertation No 741.

Lindqvist, A. & Burström von Malmberg, F. 2002. What can we learn from local substance flow analyses? – the case of cadmium in Swedish municipalities.

Lindqvist, A. 2002. Substance flow analysis for environmental management in local authorities – method development and context. Linköping Studies in Science and Technology. Dissertation No 741. Artikel II.

Livsmedelsverket. 1999a. Miljöpolicy. Protokoll vid VL-föredragning 1999-09-02. Nr VL 154/99. Även tillgänglig via <http://www.slv.se/HeadMenu/livsmedelsverket.asp>.

Livsmedelsverket. 1999b. Miljöutredning för livsmedelsverket.

Livsmedelsverket. 2000. Redovisning av myndigheternas Agenda 21-arbete. Uppdrag att redovisa insatser inom området Agenda 21 och hållbar utveckling. Dnr 1843/00.

Livsmedelsverket. 2002a. Arbets- och beslutsordningen gällande från 1 januari 2002.

Livsmedelsverket. 2002b. Livsmedelsverkets organisation. Faktablad 20, april 2002. <http://www.slv.se>.

Lorentzon Karlsson, A. & Löfgren, C. 1999. Förpackningars utveckling – förändringar i en varukorg under de senaste fem åren – en förstudie. Vi går mot materialsnålare konsumentförpackningar. <http://www.forpackningsinsamlingen.se/global/docs/Varukorgen.PDF>

Lundström, S. 1997. Bör vi dricka ekologisk mjölk? – en samhällsekonomisk jämförelse mellan konventionell och ekologisk mjölkproduktion. SLU, Inst. f. ekonomi, Uppsala. Rapport 109.

Läkemedelsverket. 2001. Miljöpolicy. Dnr 589:2001/36574.

Läkemedelsverket. 2002. Läkemedelsverkets miljöarbete. Årsredovisning 2001. tillgänglig via <http://www.mpa.se>.

Marshall, K. J. 2001. Functional units for food product life cycle assessments. International conference on LCA in foods. Gothenburg, Sweden, 26-27 april 2001. Proceedings. SIK-Dokument 143.

Mattson, B. 1988. Cost-benefit kalkyler. Esselte Studium, Akademikerförlaget.

McGovern, J. A. 1990a. Exergy analysis – a different perspective on energy. Part 1: the concept of exergy. Proc. Instn. Mech. Engrs. 204, 253-262.

McGovern, J. A. 1990b. Exergy analysis – a different perspective on energy. Part 2: rational efficiency and some examples of exergy analysis. Proc. Instn. Mech. Engrs. 204, 262-268.

Miljø- og Energiministeriet. 1995. Miljøkonsekvensvurdering af lagforslag of andre regeringsforslag. Nedladdningsbar via <http://www.mem.dk/publikationer/milkon/index.htm>.

Miljö- och jordbruksutskottet. 2002. Svenska miljömål – delmål och åtgärdsstrategier. Miljö- och jordbruksutskottets betänkande. 2001/02: MJU3.

- Miljödepartementet. 1996a. Integrering av miljöhänsyn inom den statliga förvaltningen. Delbetänkande från Miljövårdsberedningen. SOU 1996:112.
- Miljödepartementet. 1996b. Miljöarbete i statliga myndigheter. En vägledning om integrering av miljöhänsyn. Miljövårdsberedningens rapport 1996:2.
- Miljödepartementet. 1997. Förvalta med miljöansvar. Statsförvaltningens arbete för ekologisk hållbarhet. Delbetänkande av Miljövårdsberedningen. SOU 1997:145.
- Miljödepartementet. 1999. Riktlinjer för hur det fortsatta arbetet med att införa miljöledning i Regeringskansliet ska bedrivas. Dnr M1999/2982/Kn.
- Miljödepartementet. 2000a. Framtidens miljö – allas vårt ansvar. Slutbetänkande från Miljömålskommittén. SOU 2000:52.
- Miljödepartementet. 2000b. Lathund för miljöledning i staten.
- Miljödepartementet. 2000c. Tänk nytt, tänk hållbart! – en dagligvarukedja för framtiden. En rapport från miljövårdsberedningens dialog framtida handel
- Miljödepartementet. 2001a. Förordning om miljökonsekvensbeskrivningar. Ändring införd t.o.m. SFS 2001:1074. SFS 1998:905.
- Miljödepartementet. 2001b. Miljöledning inom Regeringskansliet – Vad innebär det för oss?. Artikel nr M2001.15.
- Miljödepartementet. 2001c. Miljöpolicy, mål och handlingsprogram för miljöledning i Regeringskansliets beslutsprocesser m.m. Bilaga till protokoll vid regeringssammanträde 2001-05-23. M2001/2296/Kn.
- Miljödepartementet. 2001d. Regleringsbrev för budgetåret 2002 avseende Naturvårdsverket. Regeringsbeslut 30. M2001/4661/A, M2001/4896/Hs(slutligt), M2001/5086/A(delvis).
- Miljödepartementet. 2001e. Riktlinjer för myndigheters redovisning av miljöledningsarbete. Regeringsbeslut M2001/4509/Kn.
- Miljödepartementet. 2001f. Tänk nytt, tänk hållbart! – dialog och samverkan för hållbar utveckling. SOU 2001:20.

- Miljödepartementet. 2002a. Förordning (2001:1096) med instruktion för Naturvårdsverket. SFS nr 2001:1096.
- Miljödepartementet. 2002b. Miljöbalk. Ändring införd t.o.m. SFS 2002:600. SFS 1998:808.
- Miljödepartementet. 2002c. Plan- och bygglag. Ändring införd t.o.m. SFS 2002:519. SFS 1987:10, omtryck SFS 1992:1769.
- Miljödepartementets arbetsgrupp 7. 2001. Rapport från miljödepartementets arbetsgrupp 7: Certifiering-ISO/EMAS.
<http://www.environ.se/dokument/hallbar/ledning/myndled/grupper/rapport/7.pdf>
- Miljödepartementets arbetsgrupp 8. 1999. Indirekta miljöfrågor inom ramen för miljöledning i statlig förvaltning.
<http://www.environ.se/dokument/hallbar/ledning/myndled/grupper/rapport/8.pdf>
- Miljöförbundet Jordens Vänner. 1998. Ställ om för rättvist miljöutrymme. Mål och beräkningar för ett hållbart Sverige. Norstedts Tryckeri, Stockholm.
2:a reviderade upplagan.
- Miljöledare 98. 2000. Arbetsgrupp 5: Miljöhänsyn vid beslut. Vägledning för integrering av miljöhänsyn i underlag till beslut.
<http://www.environ.se/dokument/hallbar/ledning/myndled/grupper/rapport/8a.pdf>
- Moberg, Å. 1999. Environmental systems analysis tools – differences and similarities. Master Degree thesis in Natural Resources Management. Stockholms universitet, inst. f. systemekologi.
- Moberg, Å. Finnveden, G. Johansson, J. & Steen, P. 1999. Miljösystemanalytiska verktyg – en introduktion med koppling till beslutssituationer. AFR-rapport 251.
- Månsson, B. Å. 1991. Naturresurser och samhälle. Chalmers tekniska högskola, Inst. f. fysisk resursteori. Kurskompendium.
- Nas, T. F. 1996. Cost-benefit analysis. Theory and application. SAGE Publications, Inc., Thousand Oaks, USA.
- Naturvårdsverket. 1995. Hur beskrivs konsekvenserna för miljön? – en studie av miljökonsekvensbeskrivningar. Rapport 4469.
- Naturvårdsverket. 1997a. Att äta för en bättre miljö. Slutrapport från systemstudie Livsmedel. Rapport 4830.

Naturvårdsverket. 1997b. Det framtida jordbruket. Slutrapport från systemstudien för ett miljöanpassat och uthålligt jordbruk. Rapport 4755.

Naturvårdsverket. 1998. Sverige år 2021 – vägen till ett hållbart samhälle. Rapport 4858.

Naturvårdsverket. 1999a. Godstransporter på grund av varors flöden. Rapport 4960.

Naturvårdsverket. 1999b. The possibilities and limitations of implementing the factor 4 strategy on the production and consumption of food. Naturvårdsverket. 1999. A sustainable food supply chain. Part one. Rapport 4966.

Naturvårdsverket. 2000a. Metod för samhällsekonomisk analys av miljöåtgärder. Miljöräkenskaper. Rapport 2000:7.

Naturvårdsverket. 2000b. Strategiska miljöbedömningar. Ett användbart instrument i miljöarbetet. Rapport 5109.

Naturvårdsverket. 2001a. de Facto 2001. Miljömålen och de grundläggande värdena.

Naturvårdsverket. 2001b. Miljöbedömningsguiden. Vägledning för miljöbedömning vid planering av transportsystem. Naturvårdsverket förlag.

Naturvårdsverket. 2001c. MKB under utveckling. Tidiga erfarenheter av MKB enligt miljöbalken och förslag på fortsatt utveckling. Rapport 5150.

Naturvårdsverket. 2001d. Naturgasutbyggnad i Sverige – metod för strategisk miljöbedömning inom energisektorn. Rapport 5161.

Naturvårdsverket. 2001e. Naturvårdsverkets allmänna råd om miljökonsekvensbeskrivningar [till 6 kap. miljöbalken samt förordningen (1998:905) om miljökonsekvensbeskrivningar]. NFS 2001:9.

Naturvårdsverket. 2002a. de Facto. Miljömålen – när vi fram?. Miljömålsrådets uppföljning av Sveriges 15 miljömål.

Naturvårdsverket. 2002b. Funktionsperspektiv på varor och tjänster. Rapport 5230, juli 2002.

Naturvårdsverket. 2002c. Kunskap om produkters miljöpåverkan tillgång, behov och uppbyggnad av livscykeldata. Rapport 5229 juli 2002.

Naturvårdsverket. 2002d. Kunskap om produkters miljöpåverkan – vad ger dagens statistik?. Rapport 5231, juli 2002.

Naturvårdsverket. 2002e. Miljömålen. <http://www.environ.se/>

Naturvårdsverket. 2002f. Miljööredovisning 2001.

Naturvårdsverket. 2002g. Naturvårdsverkets miljöpolicy.
<http://www.environ.se/dokument/omverket/mledning.htm>

Naturvårdsverket. 2002h. På väg mot miljöanpassade produkter. Rapport 5225, juli 2002.

Naturvårdsverket. 2002i. Tjänstesektorn och miljön. Rapport 5227, juli 2002.

Naturvårdsverket. 2002j. Årsredovisning 2001.

Naturvårdsverket & Kemikalieinspektionen. 1999. Att finna farliga flöden. Kemikalier i samhället. Naturvårdsverket rapport 5036.

Nilsson, C. 2001. Miljönyckeltal: kemiska bekämpningsmedel. Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Uppsala. Fakta Jordbruk nr 6 2001.

Nordisk Ministerråd. 1997. Nordiska naturresurs- och miljöräkenskaper – delrapport II. TemaNord 1997:598.

Nordiska ministerrådet. 2001. Översikt över information om forbrug og miljø i Norden. TemaNord 2001:518.

Norstedt, Inger. 2002. Konsumentverket. Personlig kommunikation, juni 2002.

Odum, H. T. 1987. Living with complexity. The Craaford Prize in the Biosciences. Craaford Lectures. Kungliga Vetenskapsakademien 19-85.

Odum, H. T. 1988. Self-organization, transformity, and information. Science 242, 1132-1139.

Odum, H. T. 1996. Environmental accounting. Emergy and environmental decision making. Wiley, New York.

Olofsson, M. 2001. Linking the analysis of waste management systems and energy systems. Chalmers tekniska högskola, Inst. f. energiteknik. Licentiatavhandling.

Perkins, F. 1994. Practical cost benefit analysis. MacMillan Education Australia PTY Ltd, Melbourne.

Pimentel, D. 1993. Economics and energetics of organic and conventional farming. Journal of agricultural and environmental ethics 6(1), 53-60.

Rapport, D. J. 2000. Ecological footprints and ecosystem health: complementary approaches to a sustainable future. Ecological Economics 32, 367-370.

Rees, W. E. 1999. Eco-footprint analysis: merits and brickbats. Ecological Economics 32, 371-374.

Regeringen. 1996. Statsförvaltning för hållbar utveckling. Uppdrag till vissa myndigheter inom projekt ”Miljöledningssystem i statlig förvaltning. Regeringsbeslut M96/2948/8.

Regeringen. 1997. Statsförvaltning för hållbar utveckling – uppdrag till ytterligare myndigheter inom projekt ”Miljöledningssystem i statlig förvaltning”. Regeringsbeslut M97/4922/8.

Regeringen. 1998a. Förordning om särskild konsekvensanalys av reglers effekter för små företags villkor. Förordningsmotiv. Fm 1998:2.

Regeringen. 1998b. Konsumenterna och miljön – en handlingsplan för hållbar utveckling. Regeringens skrivelse 1997/1998:68.

Regeringen. 1998c. Svenska miljömål. Miljöpolitik för ett hållbart Sverige. Regeringens proposition 1997/98:145.

Regeringen. 2001a. Hållbara Sverige – uppföljning av åtgärder för en ekologiskt hållbar utveckling. Regeringens skrivelse 2001/02:50.

Regeringen. 2001b. Konsumenterna och miljön. Regeringens skrivelse 2001/02:68.

Regeringen. 2001c. Regleringsbrev för budgetåret 2002 avseende Konsumentverket. Regeringsbeslut Ju2001/8478/KO, Ju2001/8338/KO.

Regeringen. 2001d. Svenska miljömål – delmål och åtgärdsstrategier. Proposition 2000/01:130.

Regeringen. 2002. Nationell strategi för hållbar utveckling. Regeringens skrivelse 2001/02:172.

Regeringskansliet/Förvaltningsavdelningen. 1999. Miljöpolicy och miljömål för Regeringskansliet. FA1999/1194/SERV.

Regeringskansliet/Förvaltningsavdelningen. 2000. Handlingsprogram för Regeringskansliets interna administrativa miljöarbete. FA2000/498/SERV.

Riksrevisionsverket. 1996a. Konsekvensutredningar – en skrift om vad en statlig myndighet bör göra innan beslut fattas om nya eller ändrade föreskrifter eller allmänna råd. RRV 1996:38. En förkortad version finns på Ekonomistyrningsrådets hemsida, <http://www.esv.se/net/ESV/publikationer/Konsekvensutredning>

Riksrevisionsverket. 1996b. Miljökonsekvensbeskrivningar. MKB i praktiken. RRV 1996:29.

Riksrevisionsverket. 1998a. Först ut! – pilotmyndigheternas arbete med att införa miljöledningssystem. RRV 1998:25.

Riksrevisionsverket. 1998b. Hur bör myndigheternas miljöarbete redovisas? RRV 1998:19.

Riksrevisionsverket. 1998c. Skyddas värdefull natur? – en granskning av Naturvårdsverket och länsstyrelserna. RRV 1998:62.

Riksrevisionsverket. 1998d. Subventioners inverkan på en ekologiskt hållbar utveckling. RRV 1998:6.

Riksrevisionsverket. 1999a. Jordbrukets miljöstöd – minskning av kväveläckage och bevarande av biologisk mångfald. RRV 1999:2.

Riksrevisionsverket. 1999b. RRV miljöutredning. Dnr 20-1999-0063.

Riksrevisionsverket. 2000. Mall för pilotmyndigheternas redovisning av arbetet med att utveckla miljöledningssystem. RRV dnr 20-97-0046.

Riksrevisionsverket. 2001a. Redovisning av RRVs miljöledningsarbete år 2000. RRV dnr 20-1999-0063.

Riksrevisionsverket. 2001b. Strategi för effektivitetsrevisioner inom kemikalieområdet – med utgångspunkt från miljöproblemen i Östersjön. RRV 2001:28.

Riksrevisionsverket. 2001c. SWEDACs kontroll av miljöcertifieringsorgan – en granskning. RRV 2001:27.

Riksrevisionsverket. 2001d. Östersjöns miljö – Riksrevisionsverkets bidrag till en internationell granskning. RRV 2001:35.

Riksrevisionsverket. 2002. Redovisning av RRVs miljöledningsarbete år 2001. RRV dnr 20-2001-1203.

Rosander, Maria. 2002. Jordbruksdepartementet. Personlig kommunikation, juli 2002.

Räddningsverket. 2000. Räddningsverkets miljöpolicy. http://www.srv.se/funktioner/frameset/default.asp?om_id=1

Räddningsverket. 2001a. Rutin för framtagning och revidering av kursplan och måltolkningsdokument. Dnr 011-3968-2001.

Räddningsverket. 2001b. Räddningsverkets miljömål 2002-2005. Dnr 011-4245-2001.

Räddningsverket. 2001c. Verksgemensam rutin för identifiering och värdering av Räddningsverkets miljöaspekter. Dnr 011-2858-2001.

Räddningsverket. 2002. Redovisning av miljöledningsarbetet år 2001 vid Räddningsverket. Dnr 011-5758-2001.

Schmidt-Bleek, F. 1993. Wieviel Umwelt braucht der Mensch? – MIPS – Das Maß für ökologisches Wirtschaften. Birkhäuser, Basel. Engelsk översättning ”The fossil makers” av R. Deumling tillgänglig via <http://www.factor10-institute.org/> (besökt juni 2002)

Schmidt-Bleek, F. 1996. Dematerialisation – from concept to practice. Naturvårdsverket. Dematerialisering – en strategi för uthållig utveckling. Seminarium, 13 juni, 1996, Stockholm. AFR-rapport 136, 17-32.

Schmidt-Bleek, F. 1997. The ecological reform of the economy. Smith, P. & Tanner (red.). Dimensions of sustainability. Proceedings of the congress challenges of sustainable development, Amsterdam 22-25 August 1996, 69-80. Baden-Baden, Nomos Verlagsgesellschaft.

SETAC. 1997. Life cycle assessment and conceptually related programmes. Summary. Report of the SETAC-Europe Working Group. Tillgänglig via <http://www.setac.org/lca.html>.

Sigurgísladóttir, Sjöfn. 2002. Hollustvernd ríkisins, Island. Personlig kommunikation, februari-juli 2002.

SIS. 1996. Miljöledningssystem – kravspecifikation med vägledning för användning (ISO 14001:1996). Svensk standard SS-EN ISO 14001. Standardiseringen i Sverige, Stockholm.

SIS. 1997. Miljöledningssystem – allmän vägledning för principer, system och stödjande metoder (ISO 14001:1996). Svensk standard SS-ISO 14004. Standardiseringen i Sverige, Stockholm.

SMHI. 1998. Miljöutredning av SMHI:s verksamhet 1998. Projektrapport. Tillgänglig via <http://www.smhi.se>.

SMHI. 2002a. Miljöutredning av SMHI:s verksamhet 2001. Projektrapport. Tillgänglig via <http://www.smhi.se>.

SMHI. 2002b. Miljöpolicy. Tillgänglig via <http://www.smhi.se>.

Socialdepartementet. 2001. Regleringsbrev för budgetåret 2002 avseende Läkemedelsverket. Regeringsbeslut 34. S2001/627/HS, S2001/4412/HS, S2001/8184/HS, S2001/10955/SK(delvis).

Spreng, D. T. 1988. Net-energy analysis and the energy requirements of energy systems. Praeger, New York.

Statistiska centralbyrån (SCB). 1997. Miljöräkenskaper. Samband mellan miljö och ekonomi. En rapport om fysiska miljöräkenskaper i Sverige. SCB-Tryck, Örebro.

Statistiska centralbyrån (SCB). 1999. Skogsräkenskaper – en delstudie avseende fysiska räkenskaper. Miljöräkenskaper. Rapport 1999:3.

Statistiska centralbyrån (SCB). 2000a. En framtida nationell materialflödesstatistik – användning av naturresurser, substanser och kemikalier i produktion och konsumtion. Miljöräkenskaper. Rapport 2000:4.

Statistiska centralbyrån (SCB). 2000b. Miljöpåverkan av svensk handel – resultat från en pilotstudie. Miljöräkenskaper. Rapport 2000:5.

Statistiska centralbyrån (SCB). 2000c. När mat kommer på tal – tabeller om livsmedel. SCB-Tryck, Örebro.

Statistiska centralbyrån (SCB). 2001a. Bostads- och hyresundersökningen 2000. Statistiska meddelanden BO 31 SM 0201.

Statistiska centralbyrån (SBC). 2001b. Jordbruksstatistisk årsbok. Bulls tryckeri-aktiebolag, Halmstad. Rapport 2001: 12.

Statistiska centralbyrån (SCB). 2002. Miljöräkenskaper 1993-1998. Statistiska meddelanden MI 53 SM 0101, korrigerad version.

Statistiska centralbyrån och Lantbrukarnas riksförbund. 2001. Miljöredovisning för svenskt jordbruk 2000. Lantbrukarnas riksförbund, Stockholm.

Statistiska Centralbyrån & Naturvårdsverket. 2001. Sustainable development indicators for Sweden – a first set 2001.

Svedinger, Ingrid. 2002. Jordbruksdepartementet. Personlig kommunikation, juli 2002.

Svenska lantmännen. 2001. Svenskt sigill. Regler 2001 med checklista, åtgärdsplan och råd & riktlinjer. Tillgänglig via <http://www.svenskt-sigill.com/innehall.html>.

Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen. 2001. Fakta om vatten och avlopp. Prinffo/Team Offset & Media, Malmö. Tillgänglig via <http://www.vav.se/>.

Szargut, J. Morris, D. R. & Steward, F. R. 1988. Exergy analysis of thermal, chemical and metallurgical processes. Springer Verlag, Berlin.

Söderbaum, P. 1993. Ekologisk ekonomi. Miljö och utveckling i ny belysning. Studentlitteratur.

Söderbaum, P. 2000. Ecological economics. Earthscan Publications Ltd, London.

Sörme, L. Lindqvist, A. & Söderberg, H. 2002. Master of the problem? wastewater utilities capacity to influence sources of heavy metals to sewage sludge. Lindqvist, A. 2002. Substance flow analysis for environmental management in local authorities – method development and context. Linköping Studies in Science and Technology. Dissertation No 741. Artikel V.

Therivel, R. Wilson, E. Thomson, S. Heaney, D & Pritchard, D. 1992. Strategic environmental assessment. Earthscan, London.

Uhlin, H. E. 1997. Energiflöden i livsmedelskedjan. Naturvårdsverket rapport 4732.

Ulgiati, S. 2000. Energy, emergy and embodied exergy: diverging or converging approaches? Brown, M. T. Brandt-Williams, S. Tilley, D. & Ulgiati, S. (red.). Emergy synthesis. Theory and applications of the emergy methodology. Proceedings of the first biennial emergy analysis research conference. Gainesville, Florida, September, 1999. The Center for Environmental Policy, P. O. Box 116450, University of Florida, Gainesville, FL 32611-6450.

Ulgiati, S. & Brown, M. T. 1998. Monitoring patterns of sustainability in natural and man-made ecosystems. *Ecological Modelling* 108, 23-36.

Ulgiati, S. Odum, H. T. & Bastianoni, S. 1994. Emergy use, environmental loading and sustainability. An emergy analysis of Italy. *Ecological Modelling* 73, 215-268.

Ulleryd, Cecilia. 2002. Läkemedelsverket. Personlig kommunikation, juni-juli 2002.

United Nations. 1992. World Summit. Agenda 21. <http://www.un.org/esa/sustdev/agenda21chapter8.htm> (besökt i maj 2002)

United Nations. 1999. Handbook of input-output table compilation and analysis.

Wackernagel, M. & Rees, W. 1996. Our ecological footprint. Reducing human impact on the earth. New Society Publishers, Gabriola Island, BC.

Wackernagel, M. Lewan, L. & Borgström Hansson, C. 1999a. Evaluating the use of natural capital with the ecological footprint. Applications in Sweden and subregions. *Ambio* 28 (7), 604-612.

Wackernagel, M. Onisto, L. Obello, P. Callejas Linares, A. López Falfán, I. S. Méndez García, J. Suárez Guerrero, A. I. & Suárez Guerrero, M. G. 1997. Ecological footprints of nations. How much nature do they use? How much nature do they have? Centre for Sustainability Studies. Universidad Anáhuac de Xalapa, Mexico. The Earth Council, Costa Rica.

Wackernagel, M. Onisto, L. Obello, P. Callejas Linares, A. López Falfán, I. S. Méndez García, J. Suárez Guerrero, A. I. & Suárez Guerrero, M. G. 1999b.

National natural capital accounting with the ecological footprint concept. *Ecological Economics* 29, 375-390.

Wall, G. 1986. Exergy – a useful concept. Chalmers tekniska högskola, Inst. f. fysisk resursteori, Göteborg. Avhandling.

Wall, G. 1993. Exergilära.Handledning för självstudier. 178 s.

Wallgren, C. 2000. Livsmedelstransporter i ett hållbart samhälle. En sammanställning av litteratur och pågående projekt. fms 46. KFB-rapport 2000:50.

Wallin, Harriet. 2002. Livsmedelsverket, Finland. Personlig kommunikation, februari-juni 2002.

World Commission on Environment and Development. 1987. Our common future. Oxford University Press.

Wrisberg, N. Udo de Haes, H. A. Triebswetter, U. Eder, P & Clift, R. (red.). 2002. Analytical tools for environmental design and management in a systems perspective. Eco-efficiency in industry and science volume 10. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Åhman, M. Zetterberg, L. Enroth, M. Widing, A. Brohammer, G. Stadig, M Beyer, G. & Johansson, R. 2002. Miljöindikatorer för näringslivet – utveckling och användning inom grafisk medieindustri, verkstadsindustri, livsmedelsindustri och trävaruindustri. IVL rapport B 1450.

Östling, Per. 2002. Riksrevisionsverket. Personlig kommunikation, juli 2002.

Bilaga 1. De nationella miljö kvalitetsmålen

(Regeringen, 1998c; 2001d; Naturvårdsverket, 2002e)

- 1) *Frisk luft*
- 2) *Grundvatten av god kvalitet*
- 3) *Levande sjöar och vattendrag*
- 4) *Myllrande våtmarker*
- 5) *Hav i balans samt levande kust och skärgård*
- 6) *Ingen övergödning*
- 7) *Bara naturlig försurning*
- 8) *Levande skogar*
- 9) *Ett rikt odlingslandskap*
- 10) *Storlagen fjällmiljö*
- 11) *God bebyggd miljö*
- 12) *Giftfri miljö*
- 13) *Säker strålmiljö*
- 14) *Skyddande ozonskikt*
- 15) *Begränsad klimatpåverkan*
- 16) *Regeringen kommer att föreslå ett sextonde miljö kvalitetsmål för biologisk mångfald senast 2005 (Regeringen, 2002)*

Bilaga 2. Simplexförordningen

Förordning om särskild konsekvensanalys av reglers effekter för små företags villkor (Regeringen, 1998a) föreskriver att konsekvensanalysen ska stödjas på följande tolv frågeställningar:

1. Vilket är problemet och vad händer om någon reglering inte sker?
2. Finns det några alternativa lösningar?
3. Vilka administrativa, praktiska eller andra åtgärder måste småföretagen vidta till följd av regleringen?
4. Vilken tidsåtgång kan reglerna föra med sig för småföretagen?
5. Vilka lönekostnader, andra kostnader eller resursbelastning i övrigt för små företagen kan reglerna leda till?
6. Kan reglerna komma att snedvrída konkurrensförhållandena till nackdel för småföretagen eller i övrigt försämra deras konkurrensförutsättningar?
7. Kommer reglerna att i andra avseenden påverka småföretagen?
8. Går det att kontrollera efterlevnaden av reglerna, och hur kommer reglernas effekter för småföretag att uppmärksammas och granskas?
9. Bör reglerna gälla endast viss begränsad tid för att hindra eventuella negativa effekter för småföretagen?
10. Behöver särskilda hänsyn tas till småföretagens villkor när det gäller tiden för reglernas ikraftträdande?
11. Finns det behov av speciella informationsinsatser?

Hur har samråd som behövs skett med näringslivet och med myndigheter som särskilt berörs, och vilka synpunkter av betydelse har kommit fram?

1. Interkalibrering av mikrobiologiska livsmedelslaboratorier – oktober 2001 – av C Haarala och Å Rosengren.
2. Rapportering om livsmedelstillsyn 2000 – Kommunernas rapportering om livsmedelstillsyn av D Rosling.
3. Rapportering av dricksvattentillsyn 2000 – Kommunernas rapportering om livsmedelstillsyn av D Rosling.
4. Proficiency Testing Programme, Chemistry series, Trace Elements in Food – Round 6 – by C Åstrand and L Jorhem.
5. Säkerhetsgenomgång – kommunal dricksvattenförsörjning av A-S Wikström och R Jönsson.
6. Examination of Residues in Live Animals Products – Results of the Control 2001 by I Nordlander.
7. Sous vide – matlagningsmetod på frammarsch av U Lantz och P Norberg.
8. Interkalibrering av mikrobiologiska livsmedelslaboratorier – januari 2002 – av C Haarala.
9. Proficiency Testing Nutritional Components in Food – Round 29, March – April 2002 by L Merino.
10. Riksprojekt 1 – 2000, Campylobacter i kött och vatten – Kartläggning av Campylobacter i rått kött och råvatten till dricksvatten i Sverige år 2000.
11. Collaborative study of method för qualitative determination of *Listeria monocytogenes* in food – NMKL no 136 2nd ed. 1999, by C Normark.
12. Kollaborativ avprövning av metodförslag för bestämning av *Bacillus cereus* i livsmedel – NMKL nr 67, 4 utg. 1997, av I Pudas och C Normark.
13. Interkalibrering av mikrobiologiska livsmedelslaboratorier – april 2002 – av C Haarala och Å Rosengren.
14. Interkalibrering av laboratorier – mikrobiologiska dricksvattenanalyser 2002:1 (mars) av T Šlapokas och M Ljunge
15. The Swedish Monitoring of Pesticide Residues in Food of Plant Origin: 2001, EC and National Report by A Andersson, A Jansson and A-K Kuusk.
16. Bly och kadmium i vegetabilier odlade kring Rönnskårsverken i Skelleftehamn 2001 av B Sundström och L Jorhem.
17. Proficiency Testing Nutritional Components in Food – Round 30, September – October 2002 by L Merino.
18. Provundersökning inför Riksmaten 1997–98 av W Becker.
19. Validitet av ett nordiskt konsumtionsfrekvensformulär för potatis, grönsaker, frukt och bär av S Persson och W Becker.
20. Rapportering om livsmedelstillsyn 2001 – Kommunernas rapportering om livsmedelstillsyn av D Rosling.
21. Mathantering på sjukhus och andra vårdinrättningar av U Lantz och B Svensson.
22. Comparison of solvent and supercritical fluid extractions of incurred pesticide residues in wheat – The 5th progress report of an EU SMT4 project: "Development of multi-residue methods for pesticides in dry and dried foodstuffs using solvent or supercritical fluid extraction and GC detection".
23. Proficiency Testing Programme, Chemistry series, Trace Elements in Food – Round 7 – by C Åstrand and L Jorhem.
24. Rapportering av dricksvattentillsyn 2001 – Kommunernas rapportering om livsmedelstillsyn av D Rosling.
25. Indirekt miljöpåverkan av Livsmedelsverkets beslut. Underlag för beslut om vidare arbetsstrategi av C Lagerberg.



1. Rapportering av dricksvattentillsynen 1999 – Kommunernas rapportering om livsmedelstillsyn – av D Rosling.
2. Interkalibrering av mikrobiologiska livsmedelslaboratorier – oktober 2000 – av S Lundström.
3. Projekt Vägkrogen – slutrapport - av C Lindvall och H Karlén Nilsson.
4. Riskuppfattningar om kost och hälsa hos veterinärstuderande – före och efter en kurs i livsmedelshygien – av L Sjöberg och A Oskarsson.
5. Interkalibrering av mikrobiologiska livsmedelslaboratorier – januari 2001 – av S Lundström och C Haarala.
6. Examination of Residues in Live Animals and Animal Products – Results of the Control 2000 I Nordlander.
7. Fytoöstrogener – förekomst och effekter av av T Tärnvik, A Thuvander, B Brunström och A Glynn.
8. Proficiency Testing Nutritional Components in Food – Round 27, March – April 2001 by L Merino.
9. Optimisation of supercritical fluid extraction parameters – The 3rd progress report of an EU SMT4 project: ”Development of multi-residue methods for pesticides in dry and dried foodstuffs using solvent or supercritical fluid extraction and GC detection”.
10. Supercritical fluid extraction of pesticides on some dry foodstuffs – The 4th progress report of an EU SMT4 project: ”Development of multi-residue methods for pesticides in dry and dried foodstuffs using solvent or supercritical fluid extraction and GC detection”.
11. Interkalibrering av mikrobiologiska livsmedelslaboratorier – april 2001 – av S Lundström och C Haarala.
12. Dricksvattenförsörjningens sårbarhet vid översvämningar – erfarenheter från år 2000 av H Wahrén.
13. Proficiency Testing Trace Elements in Foods – Round 5 – by C Åstrand and L Jorhem.
14. Interkalibrering av laboratorier – mikrobiologiska dricksvattenanalyser 2001:1 (mars) av T Šlapokas och M Ljunge
15. Garantiprojekt 2000 - granskning av Sveriges salmonellagarantier av E Örtenberg.
16. The Swedish Monitoring of Pesticide Residues in Food of Plant Origin 2000, EC and National Report by A Andersson, A Jansson and S Jarl.
17. Lokal och regional livsmedelsproduktion – Kartläggning, analys och förslag till åtgärder.
18. Proficiency Testing Nutritional Components in Food – Round 28, September – October 2001 by L Merino.
19. Interkalibrering av laboratorier – mikrobiologiska dricksvattenanalyser 2001:2 (september) av T Šlapokas, M Ljunge och A Gidlund.
20. Verksamhetsplan 2002.