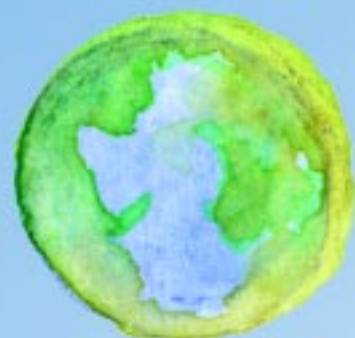


# Att värdera uthållighet i lantbruket - genomgång av metoder för miljö- och naturresursanalys

*Johanna Björklund och Torbjörn Rydberg*



Layout och redigering: Jessica Alm  
Tryck: C & M Reklam & Tryck  
Illustrationer: Malin Ahnström; omslaget, sid. 6 och 48.  
Foton: Johan Ahnström; sid. 21, Jessica Alm; sid. 15, Thomas Henrikson; sid 4, 14, 24,  
44, 49.

ISBN: 91-576-6276-2

# Inledning

Behovet av metoder för att värdera uthålligheten i utvecklingen av vårt samhälle och i olika mänskliga aktiviteter ökar i takt med vårt anspråk på världens begränsade resurser. Det är svårt att hitta rätt i floden av utarbetade metoder och beroende på hur vi definierar uthållighet bör valet av metod bli olika. Det krävs stor kunskap för att göra medvetna val i en enskild analysituation.

Syftet med denna rapport är att beskriva och diskutera metoder som i olika sammanhang har använts i analyser relaterade till uthållig markanvändning i jordbruket. Förhoppningen är att rapporten ska tjäna som underlag i diskussioner om hur uthållighet kan mätas, och att den dessutom kan användas som guide inför val av analysmetod. Det är viktigt att vara medveten om att samtliga metoder är under stark utveckling och att intentionen har varit att beskriva metoderna så som de huvudsakligen används idag.

Analysmetoderna kan diskuteras ur olika perspektiv. I detta arbete används ett systemekologiskt, där jordbruket beskrivs som ett agroekosystem, uppbyggt av levande komponenter, så som människor, djur, växter, svampar och mikroorganismer; samt icke levande komponenter, som berg, jord, luft och vatten. Alla delar i agroekosystemet är ömsesidigt beroende av varandra. Dessutom påverkar och påverkas systemet av de större ekologiska, ekonomiska och sociala system som det är en del av.

Rapporten är inte tänkt som en handbok om metoderna. För detta får man vända sig till de litteraturtips som ges i sista delen av rapporten.



# Innehåll

<b>Inledning</b> .....	<b>1</b>
<b>Förord</b> .....	<b>5</b>
<b>Den systemekologiska ansatsen</b> .....	<b>7</b>
<b>Vad är uthållighet sett ur ett systemekologiskt perspektiv?</b> .....	<b>11</b>
Förutsättningar för uthållig markanvändning .....	12
<b>System och gränser</b> .....	<b>15</b>
<b>Att kategorisera olika analysmetoder</b> .....	<b>16</b>
Flödesanalys .....	16
Tillståndsanalys .....	17
Metoder som analyserar både flöden och tillstånd .....	17
<b>Uthållighetsindikatorer</b> .....	<b>18</b>
<b>Indikatorer på ekosystems hälsa</b> .....	<b>20</b>
<b>Miljöredovisning och miljöcertifiering</b> .....	<b>22</b>
<b>Beskrivning av några i lantbruket använda naturresurs- och miljöanalyser – styrkor och svagheter</b> .....	<b>25</b>
Flödesanalyser .....	25
Materialflödesanalys .....	25
Energianalyser .....	27
Livscykelanalys .....	33
Ekologiskt fotavtryck .....	36
Miljöekonomisk analys .....	38
Tillståndsanalyser .....	41
Biologiska indikatorer .....	41
<b>Metodernas olika utgångspunkter och andra viktiga aspekter att väga in vid val av metod</b> .....	<b>45</b>
<b>Ordlista</b> .....	<b>50</b>
<b>Litteraturförslag</b> .....	<b>51</b>
<b>Referenser</b> .....	<b>53</b>
<b>Appendix: Guide vid val metod</b> .....	<b>57</b>





## Förord

Denna rapport tar sin utgångspunkt i de arbeten och diskussioner som ägde rum under doktorandkursen "System Principles and Sustainability Assessments for Ecological Land-Use". Kursen hölls under vårterminen 2000 inom forskarskolan ResELU (Research School for Ecological Land Use). Kursledare var Torbjörn Rydberg, Steven Doherty och Lennart Salomonsson, alla då verksamma vid CUL (Centrum för uthålligt lantbruk), SLU. En engelsk sammanfattning av arbetet i kursen finns i rapporten "Ecosystem Properties and Principles of Living Systems as Foundation for Sustainable Agriculture – Critical reviews of environmental assessment tools, key findings and questions from a course process" utgiven av CUL, 2002.

Vi vill rikta ett stort tack till kursledare och kursdeltagare för deras ambitiösa ansatser som gjort denna rapport möjlig. Vi vill även tacka Åsa Moberg, Erik Grönlund, Martin Erlandsson, Kristian Skånberg, Charlotte Lagerberg, Karin Höök, Susanne Johansson, Lars Drake, Ulrika Geber och Daniel Nilsson som läst och gett värdefulla kommentarer till rapporten under olika delar av dess tillkomst.







## Den systemekologiska ansatsen

Inom systemekologin ses ekosystem som en lämplig enhet och utgångspunkt för att studera naturen, eftersom många viktiga processer sker i en större skala än på art- eller populationsnivå. Arternas relation till varandra och sin miljö beskrivs, inom systemekologin, med hjälp av energi- och näringsflöden.

### Systemekologins utgångspunkt är självorganisation

En viktig utgångspunkt i systemekologin är att se alla levande varelser, så som en människa, växt eller ett djur som självorganiserande. Att exakt förklara vad som menas med ett självorganiserande system är svårt. Viktiga ingredienser i en förklaring är dock att dessa system är självreglerande, dvs. de har förmåga att bibehålla sin form, reglera värme, oskadliggöra främmande och skadliga ämnen, fördela näring till sina organ, reproducera sig, etc. utan yttre kontroll. De är organiserade i interna nätverk (så som t.ex. vårt nervsystem eller blodomlopp), som påverkas av impulser både inuti och utanför organismen. Genom återkopplingar och interna "regler" i en sådan inboende organisation växer och utvecklas självorganiserande system. Våra gener kan liknas vid sådana "regler" som sätter gränser för vad som är möjligt och hur saker och ting kan utföras. Hur en människa exakt kommer att gestalta sig både fysiskt och psykiskt beror också på upprepade och återkopplande interna signaler i exempelvis nervsystemet som reaktion på impulser utifrån, från vår miljö. Det är dessutom viktigt att notera att det uttryck som ett självorganiserande system tar i varje enskild situation är beroende av vägen dit. Våra tidigare upplevelser och erfarenheter avgör vad vi väljer. Ljusförhållanden avgör t.ex. om en växt ska bli lång och smal eller kort och kraftig; låg tillgång på exempelvis fosfor och kväve i tidiga stadium avgör om en planta ska utveckla symbios med exempelvis en svamp.

För allt detta arbete krävs energi och därför måste systemen vara dissipativa, dvs. hela tiden genomflödas av energi som utnyttjas i upprepade energiomvandlingar. Vi måste äta och dricka, en växt ha solljus och näring, och göra oss av med oanvändbar energi genom svett och avföring, liksom en växt genom transpiration och rotutsöndring.

Energi av hög kvalitet strömmar in i systemet och lämnar det som energi av låg kvalitet i form av diffus värmestrålning. På detta sätt utvecklas systemen och blir mer och mer komplext ordnade, längre och längre ifrån termodynamisk jämvikt.

Även system som vi vanligtvis inte betraktar som levande (t.ex. geologiska eller hydrologiska kretslopp) och system som innehåller både levande och icke levande komponenter (t.ex. ett ekosystem eller hela jorden) är inordnade i processer av självorganisation. Dessa system reglerar och underhåller sig själva genom interna regler och återkopplingar på samma sätt som en levande organism. Det finns forskare som menar att ekosystemen och till och med hela jorden är en organism, något som lever<sup>1,2</sup>, men man kan också välja att likna dessa system vid organismer utan att för den skull tro att de faktiskt är sådana.

### Så fungerar ett självorganiserande system

Självorganiserande system är beroende av sitt sammanhang. De lokala förhållandena påverkar systemets utveckling. De är adaptiva, eller lärande, det vill säga de har förmåga att anpassa sig och utvecklas i förhållande till förändringar.

<sup>1</sup> Lovelock, J.E., 1982. Gaia : a new look at life on earth. Oxford University Press, Oxford.

<sup>2</sup> Wilson, D.S., Sober, E., 1989. Reviving the superorganism. Journal. Theor. Biol., 136, 337-356.

Självorganiserande system är öppna för genomflöde av energi, material och information, och därmed kopplade till andra levande och icke levande system i sin omgivning, i oskiljbara nätverk av interaktioner. De är system som är helheter, men som också är delar av andra helheter.

Alla självorganiserande system i universum har ett pulserande mönster, med pulser som beror av yttre påverkan och inre begränsningar. En puls för en människa kan vara ett liv, för en skog en succession som avbryts av en storm eller en skogsbrand och för det geologiska kretsloppet avslutas en puls i exempelvis ett vulkanutbrott. Ju högre upp i energihierarkin desto längre är intervallet mellan pulserna men desto mer omfattande är pulsens konsekvenser.

Det är också viktigt att betona att självorganiserande system är emergenta, det vill säga att systemet som helhet utvecklar andra kvaliteter än dess enskilda delar. En växts egenskaper och kvaliteter kan inte till fullo förstås genom att studera växtens delar var för sig och inte heller oberoende av dess omgivning.

Självorganiserande system är mångfunktionella, med det menas att de underhåller en mångfald av funktioner och därmed genererar de många produkter. En

våtmark kan t.ex. producera biomassa, vara boplats och ge föda åt djur, reglera klimatet, rena vatten, assimilera koldioxid, bygga upp torv etc. Människoskapade system är ofta konstruerade för att generera en eller ett fåtal produkter eller funktioner. Till exempel ska åkern bara producera spannmål, grisar bara kött, hönor bara ägg och mjölkkor bara mjölk, och djuren får ofta inte ens ta hand om sin egen avkomma.

#### **Ekosystem är en mänsklig konstruktion**

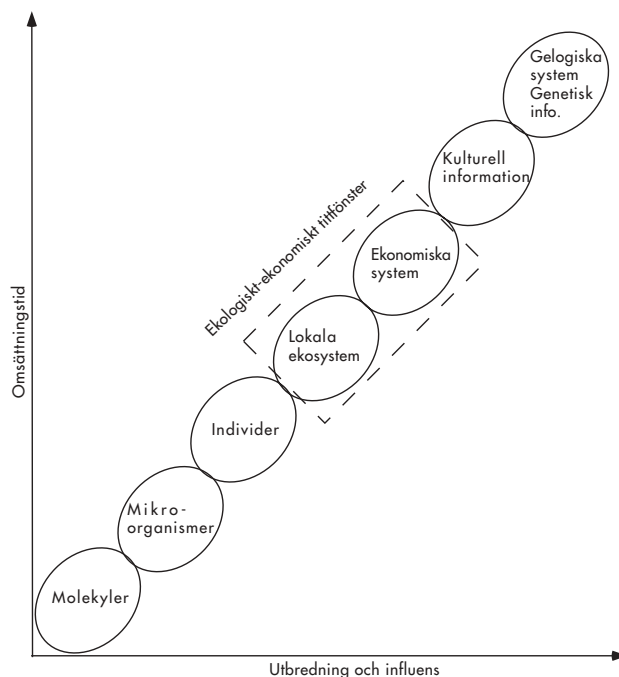
Vad vi väljer att betrakta som ett ekosystem är en mänsklig konstruktion. In i ett ekosystem flödar energi, i form av t.ex. solljus, regn, vind och energirika material. En del av denna energi lämnar systemet i form av återkopplingar (t.ex. frö som sprids eller djur som migrerar) och diffus värme till omgivningen.

Ekosystem är också delar av hierarkiska strukturer av självorganiserande system (figur 1), som bygger på energiomvandlingar. Ju högre upp i hierarkin desto fler energiomvandlingar och krav på större mängd energi för att bildas och överleva. Trofiska nivåer i ett ekosystem är exempel på energihierarkier. En skog kan bära många växter, färre växtätare, kanske sorkar, och ännu färre rovdjur, exempelvis vråkar. Det vill säga, system med kort livslängd (eller omsättnings-tid) och liten utbredning per individ är basen för sys-

tem med längre livslängd och större utbredning (vråken flyger över stora ytor för att finna föda, bland annat sorkar med kortare livslängd och mindre utbredning). Samtidigt har det som händer högre upp i hierarkin genomgående konsekvenser för systemen längre ner. System högre upp i energihierarkin återkopplar till de som är längre ner och påverkar på detta sätt de system som utgör basen för deras överlevnad. Om en individ av en typ av mikroorganism dör är det betydelselöst för skogen, trots att denna mikroorganism är en del av det som bygger skogen, borttagande av större träd ger en stor effekt lokalt, medan exempelvis en skogsbrand å andra sidan har effekt på varanda liten varelse som lever i skogen.

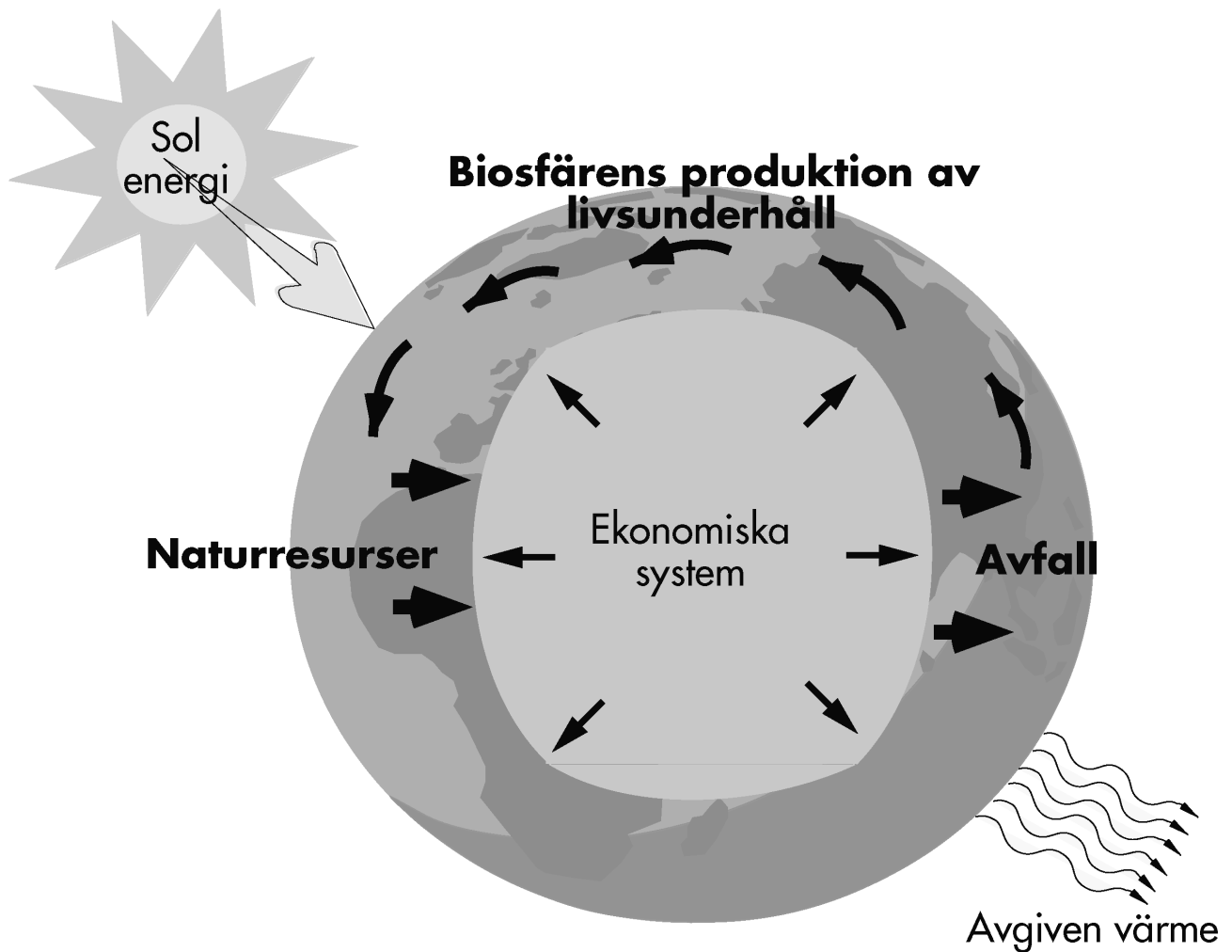
Om man utgår från att lantbruket är ett självorganiserande agroekosystem, med de egenskaper som beskrivits ovan, får detta konsekvenser för vad uthållighet är, samt hur det kan analyseras och mätas. I ett sådant perspektiv är uthållighet exempelvis inget statiskt tillstånd, och det kan inte heller mätas separat för en enskild del oberoende av sitt sammanhang.

I denna rapport diskuteras och jämförs ett antal metoder för miljö- och naturresursanalys i förhållande till uthållighet med utgångspunkten att lantbruket är ett självorganiserande system.



Figur 1. Det ekonomiskt-ekologiska tittfönster som är fokus i denna rapport, beskriven i en tids- och rumsskala. Alla miljö- och naturresursanalysmetoder som behandlas i denna rapport omfattar hela eller delar av systemen i detta tittfönster, och beaktar omgivande system i olika grad (Efter Odum<sup>1</sup>).

<sup>1</sup> Odum, H.T., 1996. Environmental accounting: energy and environmental decision making. John Wiley & sons, Inc., New York.



Figur 2. I ett systemekologiskt perspektiv ses de expanderande ekonomiska systemen som undersystem till det globala ekosystemet (geobiosfären) (Efter Daly<sup>1</sup>).

## Vad är uthållighet sett ur ett systemekologiskt perspektiv?

Uthållighet kan beskrivas utifrån en mängd olika aspekter. Beroende på världsbilden hos den eller de som beskriver kan begreppet innehålla skilda saker, omfatta olika tids- och rumsskalor och uttryckas på olika abstraktionsnivå. En del föredrar också att, istället för uthållighet (att hålla ut), använda begreppen hållbarhet eller bärkraft. Uthållighet kan beskrivas som något statiskt, som uppnås en gång för alla om vi till exempel begränsar vår användning av icke förnybara resurser. Det kan även beskrivas som dynamiskt, som en process som alltid måste underhållas. För att göra begreppet mer hanterbart avgränsas det ofta till att behandla endast ekologiska, sociala eller ekonomiska aspekter. Ekologisk och social uthållighet är dock oskiljbara delar som är nödvändiga förutsättningar för varandra.

I denna rapport beskriva uthållighet ur ett systemekologiskt perspektiv. Det är viktigt att betona att det är ett sätt att betrakta den komplexa verkligheten. Detta perspektiv kan exempelvis vara användbart som underlag till att förstå fysiska och biologiska gränser för mänskliga aktiviteter och konsekvenser av olika handlingsalternativ.

För att helheten och komplexiteten i begreppet uthållighet ska kunna beskrivas bättre i diskussioner och beslutssituationer bör det systemekologiska perspektivet ställas mot andra perspektiv. Sådana perspektiv kan till exempel vara evolutionära, vilka betonar att naturen är oförutsägbar och att förutsättningar för uthållighet står att finna i organisationer som ger möjlighet till anpassning och utveckling i förhållande till förändringar, så som sker i naturen genom variation och urval<sup>2, 3</sup>. Perspektiven kan även vara kaosteoretiska, där alla självorganiserande system antas balansera på randen till kaos<sup>4</sup>. Det kan också vara so-

ciala och ekonomiska perspektiv, där uthållighet exempelvis kan ses som en process som aldrig tar slut, som något som alltid måste förhandlas och revideras<sup>5, 6</sup>.

I ett systemekologiskt perspektiv ses vårt ekonomiska system som ett undersystem till det globala ekosystemet (se figur 2). Det ekonomiska systemet är beroende av naturen som en källa för högkvalitativa resurser: energi, trä, järn, livsmedel och rent vatten, men också som en mottagare för det ekonomiska systemets avfall, avloppsvatten och luftföroreningar. Ekosystemen tar hand om detta förbrukade material och bearbetar det till högkvalitativa resurser igen (det brukar kallas ekosystemens livsunderstöd eller ekosystemtjänster). Dessa processer kräver tid och utrymme och utförs i huvudsak av vilda växter, svampar, bakterier och djur. I takt med att det ekonomiska systemet växer och resursernas omsättningshastighet ökar, minskar de naturliga ekosystemens möjlighet att förse oss med högkvalitativa resurser och att ta hand om vårt avfall. Som exempel kan nämnas att människor utnyttjar ungefär 40 % av all biomassa som produceras på land<sup>7</sup>. Biomassan används till mat, fibrer, energi etc.

<sup>1</sup> Daly, H., 1997. Reconciling international and external policies for sustainable development. I: A.K. Dragun, K.M. Jakobsson (Red.), Sustainability and global environmental policy. Edward Elgar, Cheltenham, s. 11-31.

<sup>2</sup> Kay, J.J., Regier, H.A., Boyle, M. och Francis, G., 1999. An ecosystem approach for sustainability: addressing the challenge of complexity. *Future*, 31, 721-742.

<sup>3</sup> Levin, S.A., 1998. Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems. *Ecosystems*, 1, 431-436.

<sup>4</sup> Bak, P., 1997. *How Nature Works*. Oxford University Press, Oxford.

<sup>5</sup> Scoones, I., 1999. New ecology and the social sciences: What prospects for a fruitful engagement? *Annual Review of Anthropology*, 28, 479-507.

<sup>6</sup> Bell, M.M., 2001. An unfinalizable aliveness: sustainability as response ability, Paper for "perspectives on sustainability" Seminar Series, SLU, Uppsala.

<sup>7</sup> Vitousek, P.M., Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H. och Matson, P.A., 1986. Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience*, 36(6), 368 - 373.



Vi använder hälften av allt dricksvatten och vi förändrar jordens klimat. Vi påverkar flera biogeo-kemiska kretslopp, exempelvis kvävet, genom att binda in luftens kväve i marken via konstgödsel och biologisk kvävefixering<sup>1</sup>.

### **Förutsättningar för uthållig markanvändning**

Som utgångspunkt för detta arbete ligger att en uthållig markanvändning måste:

- Anpassas till jordens biofysiska begränsningar
- Understödja agroekosystemens livskraft
- Ge social och kulturell välfärd

#### **Anpassas till jordens biofysiska begränsningar**

En markanvändning som är anpassad till jordens biofysiska begränsningar uppfyller de två första av fyra systemvillkor formulerade av "Det Naturliga Steget"<sup>2</sup>. Det vill säga, det är ett jordbruk som:

1. Inte bidrar till att lagerresurser omvandlas till utspridda föroreningar med större hastighet än de koncentreras och återuppbyggs i geobiosfären.
2. Inte sprider långlivade naturfrämmande ämnen i sin omgivning.

Till en viss del kan vi utnyttja naturresurserna effektivare, men vi kan inte ändra det faktum att alla transformeringar drivs av energi, vilket gör det första systemvillkoret oförenligt med ett samhälle vars utveckling bygger på materiell tillväxt. För att uppfylla det första systemvillkoret måste vi minska intensiteten i vår användning av naturresurser, med andra ord vår materiella konsumtion. För jordbrukets del innebär detta en minskning av användningen av externa insatsmedel, exempelvis olja, handelsgödsel och maskiner.

Idag drivs livsmedelssektorn till endast omkring 3 % av förnybara lokala resurser, så som sol, regn och växtnäring från vittring och mineralisering, resten är externa resurser, framförallt olja, handelsgödsel och maskiner<sup>3</sup>. För att minska användningen av inköpta resurser måste produktion och konsumtion, dvs. växtodling, djurhållning, lantbruk och de människor som

äter maten, knytas ihop så att näringsämnenas kretslopp blir möjliga. Korta sådana återkopplingar ger mindre läckage och lägre resursförbrukning. Idag är exempelvis djurhållningen koncentrerad till vissa regioner i Sverige medan djurens foder produceras någon annanstans, vilket försvårar recirkulation. Att recirkulera slam från reningsverk till åkermark i stor skala bedöms idag inte heller vara möjlig på grund av att slammet innehåller ämnen som inte har sitt ursprung i jordbruket.

En viktig hjälp till att minska den externa resursförbrukningen är att lita till lokala ekosystemtjänster, som till stor del möjliggörs genom landskapets mosaik, dess geologiska, topografiska och meteorologiska förutsättningar och dess unika sammansättning av växter och djur. Att utnyttja ekosystemtjänster är till exempel att lära sig att underhålla bördighet, ge plats och föda åt naturliga fiender till skadegörare, skapa livsutrymme åt pollinerare, ha effektiv växtnäringscirkulation, skapa bra lokalklimat och använda sig av husdjurens naturliga beteenden i produktionen, t.ex. grisar som markberedare.

För att uppfylla det andra systemvillkoret måste spridning av långlivade människoskapade ämnen i ekosystemen, exempelvis bekämpningsmedel och antibiotika, upphöra. Att minska risken för att sprida naturfrämmande ämnen kan göras med ökad kontroll, men det kräver ökad insats av direkt eller indirekt energi i olika form. Det kan också göras genom att utesluta sådana ämnen ur produktionen.

#### **Understödja agroekosystemens livskraft**

Den andra förutsättningen för uthållighet identifierad i detta arbete, att lantbruket ska understödja agroekosystemens livskraft, innebär bland annat att det ska uppfylla "Det Naturliga stegets" tredje systemvillkor:

3. Ett bevarat "fysiskt underlag för naturens kretslopp och mångfald"<sup>2</sup>.

Markanvändningen måste då fungera som en förstärkande faktor för agroekosystemet. Jordbruket ska

bidra positivt till omgivande system så att jorden, med dess litosfär, biosfär och atmosfär, kan skapa förutsättningar för, och underhålla liv. Detta så att solens instrålning effektivt ska kunna fångas; för att driva de processer som bibehåller ett gynnsamt klimat och en gynnsam atmosfär, ger färskvatten, mat, bränsle, fibrer och bryter ner restprodukter. Jordbruket måste ge utrymme för en tillräckligt hög genetisk och biologisk mångfald så att dessa livsunderstödjande processer kan fortgå. En hög mångfald ökar agroekosystemens förmåga att mildra och anpassa sig till långsamma eller hastiga förändringar.<sup>4</sup>

Om de biofysiska begränsningarna kopplas till det fjärde systemvillkoret, som är:

4. en effektiv och rättvis fördelning av resurser,

innebär det att markanvändningen i högre grad måste anpassas till lokala förhållanden och att de lokala förnybara resurserna anger förutsättningarna för vilken typ av markanvändning som kan bedrivas. Detta systemvillkor omöjliggör att minoriteten av jordens befolkning använder största delen av jordens samlade resurser. I praktiken innebär det att vi i den "rika" delen av världen måste minska vårt anspråk på resurserna.

### Ge social och kulturell välfärd

Ett agroekosystem innehåller även människor med sina specifika krav för att känna välbefinnande och livskvalitet. Social och kulturell välfärd är en förutsättning för ett bärkraftigt, uthålligt jordbruk. Sådan välfärd skapas genom en markanvändning som ger förutsättning för en levande landsbygd där människor kan tjäna sitt uppehälle, få social trygghet, samt känna meningsfullhet, och som bevarar vår kulturhistoria, ger kontinuitet och skönhetsupplevelser.

Lindholm<sup>5</sup> formulerar i sin avhandling tre nyckelord som kan ses som nödvändiga komponenter eller utgångspunkter för att forma uthålliga jordbruks-ekosystem. Hon menar att sammanhanget alltid måste beaktas, att skalan hos varje mänsklig aktivitet i tid och rum måste anpassas till omgivningens och att

mångfalden är central. Småskalighet i livsmedelsproduktionen kan kanske vara en ansats till att beakta dessa komponenter, där lokala platsbundna resurser (sammanhang och skala) och variationen i dessa (mångfald) kan utnyttjas. En sådan livsmedelsproduktion ger förutsättningar för korta återkopplingar och snabba förändringar i fall att de ekologiska eller ekonomiska förhållandena ändras.

### Att uppnå uthållighet – en ständigt pågående process

I en omvärld som är dynamisk, pulserande och oförutsägbar är det inte möjligt att finna en statisk lösning eller nivå som är långsiktigt hållbar. Istället måste vi bygga institutioner och produktionsformer i samhället, såväl som jordbruket, som ger möjlighet att uppfatta återkopplingar från omgivande ekologiska system. Vi måste snabbt få kunskap om effekter av vårt handlande. På så sätt byggs lärande system, som genom upprepande återkopplingar kan anpassa sig, ändra riktning och utvecklas. Folke m.fl.<sup>6</sup> skriver i en bakgrundsartikel om resiliens, inför "World Summit on Sustainable Development" i Johannesburg i augusti 2002, att det för en uthållig utveckling är nödvändigt att bygga organisationer som betraktar miljöpolicyer som hypoteser, och miljöarbete som experi-

<sup>1</sup> Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. och Melillo, J.M., 1997. Human domination of Earth's ecosystem. *Science*, 227, 494 - 499.

<sup>2</sup> Andersson, R. och Helmfrid, H., 1993. Den livsviktiga näringen. En rapport om kretsloppsprincipen och jordbruket, Det Naturliga Steget, Stockholm.

<sup>3</sup> Johansson, S., Doherty, S.J. och Rydberg, T., 2000. Sweden food system analysis. Brown, M.T. *Emergy synthesis. Theory and applications of the emergy methodology*. Proceedings from the First Biennial Emergy Analysis Research Conference, Gainesville, Florida, September 1999. The Center for Environmental Policy, Department of Environmental Engineering Science, Gainesville.

<sup>4</sup> Odum, E.P., 1997. *Ecology: a bridge between science and society*. Sinauer Associates, Sunderland.

<sup>5</sup> Lindholm, S., 2001. Helhet och Mångfald. Det ekologiska jordbrukets bärande idéer i relation till miljöetisk teori. Doktorsavhandling, Agraria 272, SLU, Uppsala.

<sup>6</sup> Folke, C., Carpenter, S., Elmqvist, T., Gunderson, L. Holling, C.S., Walker, B., Berkes, F. Colding, J., Danell, K., Falkenmark, M., Gordon, L., Kaspersen, R., Kautsky, N., Kinzig, A., Levin, S., Mäler, K.-G., Moberg, F., Ohlsson, L., Olsson, P., Ostrom, E. Reid, W., Rockström, J., Savenjie, Svedin, U., 2002. Resilience and Sustainable Development: Building adaptive capacity in a world of transformations. Scientific Background Paper for the process of The World Summit on Sustainable Development on behalf of The Environment Advisory Council to the Swedish Government. Skriftserie 2002:1, Miljövärdsberedningen, Stockholm. <http://www.sou.gov.se/mvb/pdf/resiliens.pdf> (besökt 020814).

ment utifrån vilka vi kan lära och utveckla förståelse för naturen och dess komplexitet. Författarna hävdar att resiliens (och därmed också mångfald som är en förutsättning för resiliens) är absolut nödvändig för uthållighet och de diskuterar både ekologisk och social resiliens. Med resiliens menar de ett systems förmåga att absorbera störningar och fortfarande fungera, samt till vilken grad det är självorganiserande och vilken förmåga det har att lära och anpassa sig till förändringar. Artikeln är skriven på uppdrag av Miljövårdsberedningen och ger en teoretisk grund till begreppet resiliens. Den innehåller konkreta exempel på vad som händer när den ekologiska resiliensen minskar. Den ger också en praktisk grund till hur begreppet kan öka förståelsen för vår livsstils ekologiska effekter på lång och kort sikt, såväl som på lokal och global skala. Den ger en fingervisning om vilken typ av indikatorer som vi behöver finna för att mäta resiliens.

#### **Därför krävs naturresurs- och miljöanalyser**

Kunskap om hur människans aktiviteter påverkar ekosystemen, lokalt och globalt samt på lång och kort sikt, ger oss möjlighet att förändra vårt samhälle så att vi kan bli en förstärkande faktor i stället för en dränerande. Då är det viktigt med standardiserade och informativa mått på resursanvändning och miljöpåverkan, såväl som lämpliga indikatorer på ekosystemens vitalitet. Därför behövs naturresurs- och miljöanalyser, trots vetenskapen om att sådana analyser kräver förenklingar av komplexa samband och iakttagelser.

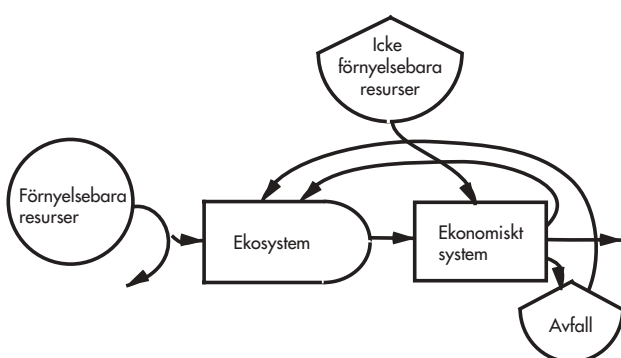




## System och gränser

Naturligtvis är det viktigt att tydliggöra systemgränsen hos metoden och i den studie man gör. En vald systemgräns kan ses som en godtycklig och för studien lämplig avgränsning – ett "tittfönster" (se figur 1). I en studie bör metodvalet och systemgränsen bestämmas utifrån vilka aspekter av uthållighet som ska analyseras.

Oavsett vilken yttre systemgräns som väljs har analysmetoderna olika "inbyggda" systemgränser och tar hänsyn till angränsande system i olika hög grad. I en metod värderas till exempel endast de icke förnybara resurserna (figur 3). Andra viktiga avgränsningar kan exempelvis vara emissioner och biprodukter, naturens arbete för att bilda en resurs, eller resursförbrukning för människors livsuppehälle. Olika metoder har också olika avgränsning i tid. Analyser med en del metoder ger endast ögonblicksbilder, andra mäter förändringar över tid eller följer en hel livscykel.



Figur 3. Naturens understöd till vårt ekonomiska system (efter Odum<sup>1</sup>).

<sup>1</sup> Odum, H.T., 1996. Environmental accounting: emergy and environmental decision making. John Wiley & sons, Inc., New York.



## Att kategorisera olika analysmetoder

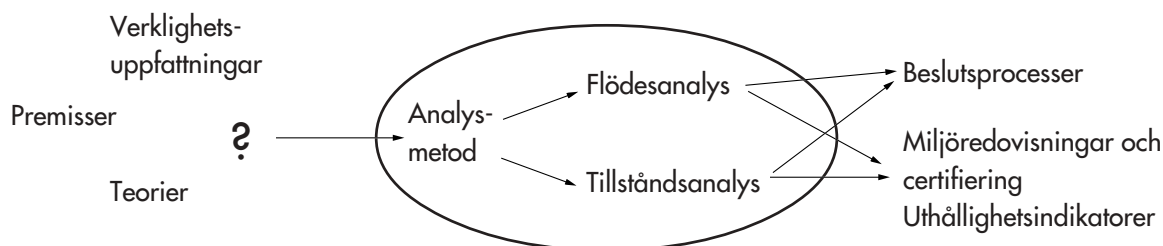
Idag används ett stort antal metoder för att beskriva och värdera vårt utnyttjande av naturen. Alla har, beroende av problemagenda och/eller vetenskaplig bakgrund, sina egna fundament av teorier, systemgränser, antaganden om grundläggande premisser och mål. Det finns många sätt att kategorisera och dela in olika analysmetoder och att hitta skarpa skiljelinjer är svårt, men för strukturen på och avgränsningen av denna rapport har en indelning varit nödvändig.

Vi har valt att skilja mellan flödesanalyser och tillståndsanalyser. Vi har också valt att hålla isär själva analysmetoderna från deras praktiska användning, exempelvis om de används i miljöredovisningar, i nyckeltal eller som underlag för olika beslutsprocesser (figur 4).

### Flödesanalys

I en flödesanalys avgör den aktuella frågeställningen vilka flöden som kvantifieras och identifieras. En flödesanalys kan göras på en aktivitet, till exempel svinproduktion eller spannmålsodling, men den kan också relateras till exempelvis en yta, så som ett fotavtryck (sid. 36) över ett avrinningsområde. I analyserna kan olika kvoter beräknas, t.ex. inflöde i förhållande till utflöde eller förnybara resurser i förhållande till icke förnybara. Till sådan analyser hör exempelvis:

- materialflödesanalyser,
- energianalyser (energi-, exergi- och emergianalyser),
- ekologiska fotavtryck,
- miljöekonomiskaanalyser (cost/benefit-analyser).



Figur 4. Analysmetoderna: utgångspunkter, indelning och deras användningsområden.



## Tillståndsanalys

En tillståndsanalys syftar till att identifiera faktorer eller flöden som indikerar tillståndet eller en förändring hos ett system, orsakad av en viss aktivitet eller process. Om en flödesanalys är ett sätt att studera själva aktiviteten eller orsaken, så är en tillståndsanalys just ett sätt att beskriva effekterna eller verkan av en aktivitet. Till exempel kan eutrofiering studeras genom att mäta läckage och göra en växnäringsbudget på gården (flödesanalys), eller genom att studera flora- och faunaförändringen eller mängden syreförbrukande ämnen i recipienten (tillståndsanalys).

En flödesanalys kvantifierar flöden, medan en tillståndsanalys kan innehålla både kvantitativa och kvalitativa mått. En tillståndsanalys kan innehålla olika typer av indikatorer, så som exempelvis mått på hälsan hos en indikatorart, förekomst av hotade arter, eller förändringar i mullhalt. För att följa förändringar i tillståndet hos ett system kan dessutom index användas, det vill säga en sammansättning av olika indikatorer till ett enda mått.

Det landsomfattande svenska miljöövervakningssystemet, PMK (Program för övervakning av miljö-kvalitet) är ett exempel på en sorts tillståndsanalys. I PMK ingår olika typer av indikatorer, exempelvis på luftföroreningar, försurning, samt hotade fåglar och däggdjur. En av målsättningarna med det svenska

miljöövervakningssystemet är "att följa och beskriva tillståndet och växlingarna i miljön och påvisa förändringar som orsakats av människan"<sup>1</sup>. Som exempel på en metod för tillståndsanalys har vi i denna rapport valt att beskriva:

- biologiska indikatorer och metoden "Index of Biotic Integrity" (IBI).

Urvalet har gjorts för att metoden skulle kunna vara intressant i analyser av jordbrukets markanvändning. Metoden är relativt ny och ännu inte använd i Sverige.

## Metoder som analyserar både flöden och tillstånd

Det är svårt att dra en skarp gräns mellan flödes- och tillståndsanalys. En metod som använder såväl flödesanalyser, för att studera exempelvis resursanvändning eller emissioner orsakade av en aktivitet, som olika tillståndsimpikatorer, för att bestämma exempelvis påverkan av en aktivitet på till exempel den biologiska mångfalden i ett system är:

- livscykelanalys.

I denna rapport beskrivs dock metoden under flödesanalyser, eftersom dess tyngdpunkt i de studier där den hittills använts ligger där.

---

<sup>1</sup> Bernes, C., 1990. Monitor 1990. Svensk miljöövervakning. Naturvårdsverket, Solna.

## Uthållighetsindikatorer

Under UNCED-konferensen i Rio de Janeiro 1992 etablerades ett ramverk med syftet att utarbeta breda indikatorer för att följa vägen till en uthållig utveckling på olika nivåer, till exempel i olika länder, regioner och samhälls sektorer<sup>1</sup>. I linje med FN:s initiativ ska indikatorerna beskriva sociala, ekonomiska, ekologiska och instrumentella aspekter av uthållighet. De delas ofta in i tre olika grupper:

- drivkrafter (driving forces, kallas ibland också pressure eller control),
- tillstånd (state),
- respons (response).

Drivkrafter är indikatorer som mäter en process som påverkar tillståndet i ett system, exempelvis mått på kväveläckaget per hektar eller halter av pesticider i yt- och grundvatten. De, i rapporten, beskrivna flödesanalysmetoderna kan ligga till grund för dessa indikatorer. Tillståndsindikatorer är mått på just tillståndet, det kan vara indikatorer på jordens kemiska och fysikaliska kvalitet, förändringen av artsammansättningen i ett ekosystem eller mått på inkomstfördelningen i ett samhälle (se vidare i kapitlet om tillståndsanalyser, sid. 41). Responsindikatorer är indikatorer som följer de förändringar som görs i samhället för att komma till rätta med ett oönskat tillstånd.

Valet av indikatorer är kritiskt. Det gäller att hitta indikatorer som har egenskaper som gör dem möjliga att mäta och som verkligen mäter det man vill ha kunskap om. Vilka människor eller grupper av människor som väljer ut indikatorerna har avgörande betydelse för det påverkar studiernas innehåll och därmed även beslutsunderlaget. Det är önskvärt att alla som i någon mening påverkas ska ges möjlighet att definiera uthållighet och identifiera lämpliga indikatorer. Det finns exempel på när sådant prövats<sup>2,3</sup>. I praktiken är

det ofta politiker och forskare som arbetar med definitioner av uthållighet och arbetar fram indikatorer<sup>1</sup>.

Halberg<sup>4</sup> för en generell diskussion om problemen med att välja indikatorer och att sedan tolka dem. Vilka indikatorer är relevanta för olika typer av verksamhet, hur ska man göra rättvisa jämförelser och hur ska man skilja förändringar orsakade av årsmån från sådana orsakade av förändringar i produktionen? Hur ska kvalitativa data ges lika stor tyngd som kvantitativa, och vilka viktiga aspekter belyses inte alls? Hur ska man verifiera att det som beräknas eller mäts verkligen säger något om produktionsmetodens miljöpåverkan och inte bara används för att det är data som är lätta att finna? Hallberg påpekar att det viktigaste resultatet av arbetet med indikatorer är att det ger ökade kunskaper, mer diskussion och bättre förståelse.

### Arbeten med uthållighetsindikatorer

Baltic 21 (Agenda 21 för Östersjöregionen) är ett exempel där ett arbete med indikatorer för att mäta uthållighet initierats. Det är ett långsiktigt samarbete mellan länderna runt Östersjön med syfte att nå en hållbar utveckling. Arbetet är uppdelat i nio sektorer som anses vara avgörande för den ekonomiska och miljömässiga utvecklingen i regionen. Jordbruket är en av dessa sektorer. För varje sektor har handlingsprogram, mål och scenarier för en hållbar utveckling utarbetats. För att beskriva hur man når de uppställda målen, såväl de övergripande som de för varje sektor, har man identifierat och använt indikatorer. I Sverige leder NUTEK (Verket för näringslivsutveckling) arbetet inom "Baltic 21 Näringsliv" – vårt ansvarsområde i samarbetet. Danmark ansvarar för jordbrukssektorn. Endast ett fåtal indikatorer, så som: växtnärläckage, handelsgödselanvändning, samt betes-

markens utbredning och produktivitet, är utarbetade för denna sektor.<sup>5</sup>

Millenium Ecosystem Assessment (MA) startade för tre år sedan och är ett samarbete mellan en lång rad FN-organ, statliga organ, samt vetenskapliga och andra ickestatliga organisationer. Projektet har sitt fokus på att följa förändringar i globala och lokala ekosystem och framförallt i systemens förmåga att generera ekosystemtjänster. Man ska studera förändringars konsekvenser för människor, samt för annat liv på jorden.<sup>6</sup> Under de första åren har ett konceptuellt ramverk för projektet utarbetats. Nu startar man värderings- och monitoringsfasen, som ska göras med hjälp av experter från många olika länder, med många olika verktyg och på alltifrån global till lokal skala. Projektet har ett nära samarbete med FN:s konvention om biologisk mångfald. I Sverige planeras två regionala projekt inom MA: "Kristianstad vattenrike" och "National stadsparken och urbana ekosystem i Stockholm". Centrum för naturresurs- och miljöforskning vid Stockholms universitet har huvudansvar för projekten.

Miljövärdsberedningen har utarbetat "tolv Gröna nyckeltal" som har redovisats i budgetpropositionen och finansplanen 1999. Dessa är tänkta att användas för att följa Sveriges anpassning mot en ekologiskt hållbar utveckling<sup>7,8</sup>. Nyckeltalen indelas i huvudsakliga orsaker (drivkrafter), utsläppsnivåer och tillstånd (tillstånd), samt mått på omställningen hos aktörer (respons). De innehåller bland annat beräkningar av energi-, material-, och kemikalieanvändning, mått på utsläpp av växthusgaser, försurande eller övergödande ämnen och biologisk mångfald.

Det finns också ett antal EU-initiativ där man söker finna indikatorer för att mäta jordbrukets miljöpåverkan. Ett exempel är "Environmental Indicators for Sustainable Agriculture" (ELISA) som koordineras av European Centre for Nature Conservation (ECNC) och där nio länder deltar (dock inte Sverige)<sup>9</sup>. Dessutom upprättar OECD en databas över agromiljöindikatorer som används i olika OECD-länder<sup>10</sup>.

---

<sup>1</sup> Bell, S. och Morse, S., 2000. Sustainable indicators. Measuring the immeasurable. Earthscan Ltd, London.

<sup>2</sup> Izac, A.-M. och Swift, M.J. 1994. On agricultural sustainability and its measurement in small-scale farming in sub-Saharan Africa. *Ecological Economics* 11, 105-125.

<sup>3</sup> Morse, S., McNamara, N., Acholo, M. och Okwoli, B., 2000. Visions of sustainability : stakeholders, change and indicators. Ashgate Pub Co, Aldershot.

<sup>4</sup> Halberg, N., 1999. Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for Danish livestock farmers. *Agriculture, Ecosystem & Environment*, 76, 17-30.

<sup>5</sup> Baltic 21: Secretariat , 2001 Baltic 21 <http://www.ee/baltic21/indicators/>

<sup>6</sup> Millenium Ecosystem Assessment 2002. <http://www.millenniumassessment.org/en/index.htm> (besökt 020814).

<sup>7</sup> Miljövärdsberedningen 1998. Gröna nyckeltal för en ekologiskt hållbar utveckling. SOU 1998:170.

<sup>8</sup> Miljövärdsberedningen, 1999. Gröna nyckeltal - följ den ekologiska omställningen. SOU 1999:127. <http://www.sou.gov.se/mvb/pdf/mvb-nyckeltal-rapp.pdf> (besökt 020814).

<sup>9</sup> The European Centre for Nature Conservation, 2000. ELISA: Environmental Indicators for Sustainable Agriculture. Final Project Report. <http://www.ecnc.nl/doc/projects/elisa.html> (besökt 010611).

<sup>10</sup> OECD, 2000. Agri-environmental indicators. <http://www.oecd.org/agr/env/cntryint.htm#OECD> (besökt 010809).

## Indikatorer på ekosystems hälsa

Ekosystemhälsa är ett begrepp som utvecklats med utgångspunkt från mänsklig hälsa<sup>1</sup>. Många forskare diskuterar och utvecklar begreppets innebörd och användningsområde<sup>1, 2, 3, 4, 5, 6, 7</sup>. Dessa forskare menar att begreppet hälsa som används i en vidare betydelse i ett ekosystem ger möjlighet att använda ett språk och ett teoribygge som gör det lättare att finna lösningar på komplexa frågor. Sådana lösningar inbegriper bland annat monitoring, riskbedömning och tillämpning av försiktighetsprinciper. Forskarna anser vidare att det är möjligt att i konsensus mellan samhälle och forskare identifiera kriterier som ska uppfyllas för att ett ekosystem ska anses vid god hälsa. Begreppet innehåller bland annat aspekter på ett ekosystems balans och möjlighet att anpassa sig till förändringar<sup>1, 4</sup>. Cairns Jr och Niederlehner<sup>2</sup> skriver att "Ur en antropocentrisk synvinkel kan ekosystemhälsa ses som bevarande av den biologiska integritet som är nödvändig för att erhålla de ekosystemtjänster som är nödvändiga för det mänskliga samhället" (ff översättning). Kritiker till begreppet hävdar däremot att det är oanvändbart, bland annat på grund av att ekosystem inte kan liknas vid organismer och därför inte har egenskaper som tillskrivs organismer, så som exempelvis hälsa<sup>8, 9</sup>. De menar att ekosystem endast är godtyckligt definierade enheter och att det inte går att vetenskapligt definiera vad som är gott eller ont i ett ekosystem, och inte heller tillstånd av balans eller jämvikt.

### Indikatorer för att beskriva ekosystems hälsa

Det pågår ett omfattande arbete med att utveckla indikatorer och index för att beskriva ekosystems och agroekosystems hälsa, men studier där dessa används är fortfarande svåra att finna. Index of Biotic Integrity (IBI) som beskrivs senare i denna rapport är dock ett exempel på en metod som använts, främst i akvatiska

system. Rapport m.fl.<sup>5</sup> menar att primärproduktion, organisation (till exempel antal trofiska nivåer, dvs. växter, växtätare, nivåer av rovdjur, och funktionella grupper – grupper av arter som utför en viss funktion) och resiliens (förmåga att återhämta sig efter en störning) är några av de egenskaper som kan mätas eller beskrivas för att karaktärisera ett ekosystems hälsa.

Xu och Mage<sup>7</sup> specificerar ytterligare, med fokus på socioekonomiska mått, vad hälsa skulle kunna innebära i relation till agroekosystem. Författarna föreslår en analys av ett systems struktur, funktion, organisation och dynamik. Struktur innehåller värderingar av resurstillgänglighet, diversitet och tillträde till marknaden, medan funktion innehåller produktivitet och effektivitet. Organisation kan beskrivas i form av till exempel grad av autonomi och självtillit, samt dynamik i form av resiliens och stabilitet.

---

<sup>1</sup> Waltner-Toews, D. 1996. Ecosystem health – a framework for implementing sustainability in agriculture. *BioScience*, 46(9), 686-689.

<sup>2</sup> Cairns Jr, J, Niederlehner, B.R. 1995 Ecosystem health concept as a management tool. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 4, 91-95.

<sup>3</sup> Rapport, D.J., 1995. Ecosystem services and management options as blanket indicators of ecosystem health. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 4, 97-105.

<sup>4</sup> Callicott, J.B. och Mumford, K., 1997. Ecological sustainability as a conservation concept. *Conservation biology*, 11(1), 32-40.

<sup>5</sup> Rapport, D.J., Costanza, R. och McMichael, A.J., 1998. Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(10), 397-402.

<sup>6</sup> Karr, J.R. och Chu, E.W., 1999. "Health" and "integrity" are meaningful for environmental management. I: J.R. Karr och E.W. Chu (Red.), *Restoring life in running waters*. Island Press, Washington, DC, s. 16-21.

<sup>7</sup> Xu, W. och Mage, J.A., 2001. A review of concepts and criteria for assessing agroecosystem health including a preliminary case study of southern Ontario. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 83(3), 215-233.

<sup>8</sup> Suter II, G.W., 1993. A critique of ecosystem health concepts and indexes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12, 1533-1539.

<sup>9</sup> Wicklum, D. och Davies, R.W. 1995. Ecosystem health and integrity? *Canadian Journal of Botany*, 73, 997-1000.







## Miljöredovisning och miljöcertifiering

Kombinationer av analysmetoder ingår i olika former av miljöredovisnings- och certifieringssystem som används för att systematiskt följa och ange färdriktningen i utvecklingen av en verksamhet. EU:s miljöstyrning och miljöredovisning (EMAS) och näringslivets miljöstandard (ISO 14000 m.fl.) är två exempel<sup>1</sup>. EMAS och ISO 14000 har en gemensam grund. EMAS är en förordning antagen av EU, dit främst industriella företag frivilligt kan välja att ansluta sig och godkännas, men som nu också har kompletterats för jord- och skogsbruksföretag. ISO 14000 är ett internationellt företagsinitiativ för att internt kvalitetssäkra miljöarbetet. Dessa två standarder innehåller regler för hur miljöarbetet på exempelvis ett företag eller en organisation ska drivas. Det ska t.ex. finnas en miljöpolicy, en miljöplan med uppsatta miljömål, samt en miljörevision för att utvärdera t.ex. om gällande regler följs och om målen uppnås<sup>2</sup>. Det finns även andra metoder för intern miljöbokföring, exempelvis "Sustainable Development Records" (SDR), som kan användas för ett företag, en kommun eller liknande<sup>3</sup>.

För vissa typer av jordbruksproduktion, t.ex. nya anläggningar för uppfödning av fjäderfä eller svin och nyplantering av skog kan det enligt EU:s lagstiftning krävas en bedömning av aktivitetens effekter på miljön, en s.k. miljökonsekvensbeskrivning. I en sådan beskrivning ska man på lämpligt sätt bedöma direkta och indirekta effekter på bl.a. människor, flora och fauna, mark, vatten, luft, klimat och landskap. I en miljökonsekvensbeskrivning kan t.ex. de olika analysmetoderna som beskrivs i denna rapport ingå som underlag.<sup>4</sup>

SCB och LRF har gemensamt utarbetat indikatorer och nyckeltal med syftet att redovisa hela det svenska lantbrukets positiva och negativa miljöpåverkan. Denna

redovisning innehåller bl.a. beräkningar av den totala energiproduktionen och energikonsumtionen, växt-näringsbalanser och växtnäringsläckage, genomsnittliga doser och aktiv substans av bekämpningsmedel använda per hektar, utsläpp av klimatgaser, samt omfattning av mark i EU:s miljöstöd<sup>5</sup>.

Arbetsgruppen för miljönyckeltal som består av representanter från SLU, SJV, Hushållningssällskap, KRAV, LRF, ODAL, Odling i balans och Svenska Lantmännen, utvecklar verktyg för att mäta ett jordbruksföretags miljöpåverkan<sup>6</sup>. De nyckeltal som hittills tagits fram är beräkningar av växtnäringsutnyttjande, energianvändning, markpackning, intensitet i användning av kemiska bekämpningsmedel och indikatorer på biologisk mångfald. Nyckeltalen ska främst användas för att visa utvecklingen för en enskild gård. "Odling i balans" har under flera år gjort omfattande beräkningar och redovisningar av "miljönyckeltal" på ett antal pilotgårdar<sup>7</sup>.

Beräkningsgrunden för de olika miljönyckeltalen finns beskrivna av Bendz<sup>8</sup>. Han utvärderar också deras användbarhet för att beskriva ett lantbruks miljöpåverkan. Detta görs genom att analysera den noggrannhet med vilken de olika indikatorerna kan mätas, hur väl de kan fånga det de avser att indikera och nyttan i förhållande till arbetsinsatsen för lantbrukaren.

Ingående redovisning av miljöarbetet på en gård samt beräkningar av nyckeltal är basen för Lantmännens miljöcertifieringssystem "Svenskt Sigill"<sup>9</sup>. Andra typer av miljöcertifieringssystem är KRAV-certifiering för ekologisk odling och DEMETER-certifiering för biodynamisk odling<sup>10,11</sup>.

I "Svenskt Sigill" är reglerna för vilka produktions-

metoder som får och inte får användas vaga. Regelverket beskrivs med formuleringar som "så litet som möjligt och så mycket som är nödvändigt"<sup>12</sup>. Istället ligger tyngdpunkten vid att mäta och beräkna olika typer av miljöpåverkan med hjälp av bland annat nyckeltal samt genom detaljerad dokumentation av driften. Certifieringssystemen för ekologisk odling (KRAV) och för biodynamisk odling (DEMETER) baseras däremot på en mer strikt kontroll av odlingsmetoderna, och på idén att via en förändring av dem utveckla ett miljövänligt och resurshushållande jordbruk.

"Svenska bönders Miljöhousesyn" ingår som en del i "Svenskt Sigill" och består av ett frågeformulär. Det har utvecklats för att vara ett hjälpmedel för bönder att kontrollera att gården lever upp till miljölagstiftning och bransch policy. En genomförd "Miljöhousesyn" är tänkt att dessutom kunna användas som ett marknadsföringsargument<sup>13</sup>.

<sup>1</sup> Svenska Miljönätet, 2001. Miljöledningsmarknaden, EMAS. <http://www.miljostyrning.se/emas> (besökt 010809).

<sup>2</sup> Anonym, 2001. Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 761/2001 av den 19 mars 2001 om frivilligt deltagande för organisationer i gemenskapens miljölednings- och miljörevisionsordning (EMAS). Europeiska gemenskapernas officiella tidning. [http://www.miljostyrning.se/document/emas/s\\_emas761-01.pdf](http://www.miljostyrning.se/document/emas/s_emas761-01.pdf) (besökt 011214)

<sup>3</sup> Nilsson, J. och Bergström, S., 1995. Indicators for the assessment of ecological and economic consequences of municipal policies for resource use. *Ecological Economics*, 14, 175-184.

<sup>4</sup> Europeiska rådets officiella tidning, 1985. Europeiska rådets direktiv 85/337/EEG av den 27 juni 1985 om bedömning av inverkan på miljö av vissa offentliga och privata projekt. Svensk special utgåva: Område 15 vol. 6 s.6. (kan erhållas via <http://europa.eu.int/comm/environment/eia/eia-legalcontext.htm>).

<sup>5</sup> Bendz, E., 2000a. Miljöredovisning för svenskt jordbruk 2000, SCB och LRF, Stockholm.

<sup>6</sup> Gustafsson, K., 2001. Miljönyckeltal : kväve, fosfor, kadmium, energi och markpackning. Fakta: Jordbruk ; 2001:7, SLU, Uppsala.

<sup>7</sup> Odling i balans, 2001. <http://www.odlingibalans.com> (besökt 010809).

<sup>8</sup> Bendz, E., 2000b. Är miljönyckeltal användbara för att beskriva ett lantbruksföretags miljöpåverkan? Examensarbete 327, Institutionen för ekonomi, SLU.

<sup>9</sup> Svenskt sigill, 2001a. <http://www.svenskt-sigill.com> (besökt 010809).

<sup>10</sup> KRAV, 2001. KRAV regler, Uppsala.

<sup>11</sup> Demeterregler, 1997. Tillgänglig från: <http://www.demeter.nu> (besökt 010611).

<sup>12</sup> Svenskt sigill, 2001b. Höga krav för att bli Svenskt Sigill-odlare. <http://www.svenskt-sigill.com/odlaren.html> (besökt 010809).

<sup>13</sup> LRF, 2001. Sveriges bönders miljöhousesyn. Tillgänglig från: <http://www.miljohousesyn.nu> (besökt 010809).







## Beskrivning av några i lantbruket använda naturresurs- och miljöanalyser, deras styrkor och svagheter

### Flödesanalyser

#### Materialflödesanalyser

I en materialflödesanalys (MFA) kvantifieras fysiska flöden orsakade av en produktion eller en aktivitet. Vanligast är att systemgränsen för studien är en region eller ett land. MFA utvecklades i början av 90-talet, framförallt vid det tyska Wuppertalinstitutet. Materialflödesanalyser är i praktiken underlag för många andra resursanalyser så som exergi- och emergianalyser, livscykelanalys och ekologiska fotavtryck.

I en total MFA kvantifieras alla ingående materialflöden, både direkta och indirekta. En sådan analys antas ge en grov indikation på materialomsättningens storlek och på graden av miljöpåverkan. Analysen kan också begränsas till att beskriva enbart de direkta materialflödena, alltså inte inkludera de indirekta flödena som en viss materialproduktion orsakar, exempelvis gråberg vid gruvbrytning, erosion vid markanvändning eller skogsavverkning för att dra fram en väg.

I materialflödesanalyser kvantifieras olika material med hjälp av dess vikt. De olika materialflödena redovisas sedan var för sig. Det finns förslag om indelning av materialflöden i fem kategorier för att underlätta jämförelser. Dessa kategorier är biotiska material, abiotiska material, jord, luft och vatten<sup>1</sup>. Idag är det vanligt att redovisa i grupper om förnybara och icke förnybara resurser.

#### Så kan materialflödesanalyser användas

MFA kan användas för att följa upp hur mycket material som exempelvis en produktion, region eller ett land använder. Analysen kan åskådliggöra hur materialet används, identifiera olämplig användning och var åtgärder för att minska användningen bäst bör

sättas in. Under slutet av 90-talet startades ett europeiskt nätverk ConAccount (Coordination of regional and national material flow accounting for environmental sustainability) för att diskutera behov av forskning och främja materialflödesanalysernas användbarhet<sup>2</sup>. Nätverket koordineras av Wuppertalinstitutet i samarbete med bland andra SCB i Sverige.

En svensk officiell materialflödesstatistik håller på att sammanställas. Den är tänkt att användas som underlag till arbeten som rör resurseffektivisering och för att ge möjlighet att övervaka kretsloppsanpassningen av samhället<sup>2</sup>. Materialflödesanalyser kan också komma att ingå i de nationella miljöräkenskaper som byggs upp i ett flertal länder, däribland Sverige, i vilka utnyttjande av naturresurser och miljö ska "hanteras inom samma ramar" som den nationella ekonomin<sup>2</sup>.

Begreppet "rättvist miljöutrymme" baseras på materialflödesberäkningar och är den mängd resurser som kan användas av ett lands eller en regions befolkning utan att inskränka framtida generationers möjligheter att försörja sig. Begreppet introducerades av Jordens Vänner i Holland i samband med UNCED-konferensen i Rio de Janeiro 1992. Miljöutrymmesberäkningar har gjorts för flera europeiska länder, däribland Sverige<sup>3</sup>.

"Materialinsats per enhet av tjänst" (Material Input Per unit of Service, MIPS) är det totala materialflödet

<sup>1</sup> Hinterberg, F., Luks, F. och Schmidt-Bleek, F., 1997. Material flows vs. "natural capital". What makes an economy sustainable? *Ecological Economics*, 23, 1-14.

<sup>2</sup> SCB och LRF, 2000. En framtida nationell materialflödesstatistik – användning av naturresurser, substanser och kemikalier i produktion och konsumtion. Rapport 2000:4. SCB-tryck, Örebro.

<sup>3</sup> Jordens Vänner, 1997. Ställ om för Rättvist Miljöutrymme. Mål och beräkningar för ett hållbart Sverige, Miljöförbundet Jordens Vänner, Stockholm.

i kilogram för att erhålla en viss "tjänst". Det kan till exempel vara materialanvändningen för att köra en bil en kilometer eller för att producera en yoghurt. All materialanvändning inkluderas i beräkningen, även indirekt material som krävts för en produktion (se ovan). Produkternas hela livslängd beaktas också, på så vis inkluderas även resurser som krävs för att skrota bilen eller ta hand om yoghurtförpackningen<sup>1</sup>. I en MIPS värderas miljöpåverkan under hypotesen att den är proportionell mot materialanvändningen. Intentionen är att på detta sätt värdera effektiviteten i produktionen av olika "aktiviteter"<sup>2,3</sup>.

Dematerialisering innebär en förhoppning om en möjlig frikoppling av välstånd från naturresursanvändning. Det sker genom en effektivare användning av resurser. Dematerialisering och Faktor X (ex. Faktor 4: fördubbling av välfärden och en halvering av resursanvändningen, Faktor 10: minskning av den absoluta resursanvändningen till 1/10-del, Faktor 20: miljöförbättringar med en faktor 20 eller mer över en 50 års period) är närbesläktade politiska koncept som bygger på MIPS<sup>4,5</sup>. Koncepten avser reducering av den totala resursanvändningen på nationell nivå<sup>4</sup>.

#### Substansanalyser studerar ett ämne i taget

En "substansflödesanalys" (SFA) är en sorts materialflödesanalys som följer ett ämne i taget, vanligen ett ämne som är relaterat till någon slags miljöpåverkan. I en substansflödesanalys utvidgas materialflödesanalysen till att inte bara behandla materialanvändningen utan också identifiera och kvantifiera källor, upplagring och emissioner av det aktuella ämnet<sup>6</sup>. En substansflödesanalys kan snabbt indikera var i samhället som ett ämne ackumuleras eller läcker, så att insatser kan sättas in där de ger störst effekt.

Guinée m.fl.<sup>7</sup> har genom SFA, samt med hjälp av databaser och modeller beräknat den årliga ackumuleringen av kadmium, koppar, bly och zink till holländsk jordbruksmark. Holländska forskare har också upprättat balanser för dessa tungmetaller i olika typer av odlingsystem, och bland annat jämfört ekologisk, integrerad och konventionell odling med olika

typer av gödsel<sup>8</sup>. Källor till, och ackumulationen av kadmium, kvicksilver och bly i jordbruket har sedan början av 1900-talet beräknats av Andersson<sup>9</sup>. Eriksson m.fl.<sup>10</sup> har studerat ackumulationen av kadmium i vete. Bergbäck<sup>11</sup> har gjort en nationell SFA över kadmium under perioden 1940 till 1990. Palm<sup>12</sup> har utvecklat en datamodell för kadmiumflöden i jord och växt.

#### Att dra slutsatser om ekologisk uthållighet utifrån en MFA

En grundläggande utgångspunkt i en MFA är att den mängd material som används i processer i samhället beskriver en utarmning av vårt naturkapital. Samtidigt ger resursanvändningen också indikationer på det tryck, eller den stress, som ekosystemen utsätts för när de ska ta hand om samhällets avfall<sup>13</sup>. Det enkla sambandet är att ju högre total resursförbrukning desto sämre uthållighet. Grovt men pedagogiskt! Det starka fokus på inflöde av material gör dock att all emissionsminskande teknologi som förbrukar ytterligare resurser i analysen ses som en försämring, då det ökar den totala resursanvändningen<sup>3</sup>.

Materialflödesanalyser baseras på fysisk resursteori och har ingen direkt relation till teorier om ekosystems organisation. Metoden baseras på linjära modeller av ekonomins förhållande till ekosystemen. In flödar energi, råvaror, arbete och kapital och ut kommer varor, tjänster, avfall och utsläpp. Ekosystemens livsunderstöd i form av att återbilda resurserna och förutsättningarna för att detta ska kunna ske beaktas inte. Om kretslopp beaktas så är det vårt mänskliga kretslopp för återanvändning, till exempel sopsortering och omhändertagande av giftiga kemikalier.

#### Materialflödesanalysens styrka

Materialflödesanalysen har ett enkelt koncept, är pedagogisk och tydlig och har ett brett användningsområde, då den används för att indikera grova skillnader i jämförelser mellan olika aktiviteter.

#### Materialflödesanalysens svaghet

Att man inte viktat mellan olika typer av materialflöden är en svaghet, eftersom det i sig innebär en



värdering. Olika ämnen får då samma betydelse vid aggregering, det vill säga ett kg järn får samma värde som ett kg plast, bly eller något annat. Helt utan aggregering blir analysen dock lätt överskådlig. Emissionshämmande teknologi kan inte hanteras<sup>3</sup>.

## Energianalyser

Det finns många olika typer och tillvägagångssätt när det gäller energianalyser. De avgörande skillnaderna ligger i om och hur analyserna beaktar energikvalitet, samt var analyserna har sina systemgränser. En skiljelinje går mellan analyser som inkluderar respektive inte inkluderar "gratis" energi från naturen, så som energi i solstrålning, vind, regn, organiskt material, samt mänsklig arbetskraft. Analysernas vetenskapliga

bas är till olika grad utvecklad och tydliggjord.

## Energianalys

Många energianalyser har gjorts genom att beräkna den mängd hjälpenergi eller inköpt energi mätt i värmekvivalenter (joule) som krävs för att producera en vara eller tjänst. Detta sätts sedan i relation till hur mycket energi som återfinns i den tillverkade produkten. Sådana analyser är gjorda för många av våra jordbruksgrödor<sup>14, 15, 16, 17, 18, 19</sup>. Jämförelser av energianvändningen i olika produktionsformer så som i konventionell och ekologisk odling har också studerats<sup>20</sup>, liksom för en region eller ett lands hela jordbrukssektor eller livsmedelssektor<sup>21, 22, 23, 24, 25, 26</sup>. Energianalys har också använts för att studera energiåtgång-

- <sup>1</sup> Hertwich, E.G., Pease, W.S., Koshland, C.P., 1997. Evaluating the environmental impact of products and production processes: A comparison of six methods. *Science of the Total Environment*, 196(1), 13-29.
- <sup>2</sup> Hinterberg, F. och Schmidt-Bleek, F., 1999. Dematerialization, MIPS and Factor 10. *Physical sustainability indicators as a social device. Ecological Economics*, 29, 53-56.
- <sup>3</sup> Krotscheck, C., 1997. Measuring eco-sustainability: comparison of mass and/or energy flow based highly aggregated indicators. *Environmetrics*, 8, 661-681.
- <sup>4</sup> Kågesson, P., 2000. Is Factor 10 a useful tool in environmental policy? I: S. Högberg (Red.), *Dematerialization and factor 10 : survey, AFR-report; 240, AFN, Naturvårdsverket, Stockholm.*, s. 1-31.
- <sup>5</sup> Holmberg, J. och Karlsson, S., 2000. On the Factor X concept from a sustainability perspective. I: S. Högberg (Red.), *Dematerialization and factor 10 : survey, AFR-report; 240, AFN, Naturvårdsverket, Stockholm*, s. 33-64.
- <sup>6</sup> Burström, F., 1998. Municipal material accounting and environmental management. Licentiatavhandling, Tekniska högskolan, Stockholm.
- <sup>7</sup> Guinée, J.B., van der Bergh, J.C.J.M., Boelens, J., Fraanje, P.J., Huppes, G., Kandelaars, P.P.A.A.H., Lexmond, T.M., Moolenaar, S.W., Olsthoorn, A.A., Udo de Haes, H.A., Verkuiljen, E. och van der Voet, E., 1999. Evaluation of risk of metal flows and accumulation in economy and environment. *Ecological Economics*, 30, 47-65.
- <sup>8</sup> Moolenaar, S. och Lexmond, T., 2001. Applications of dynamic balances in agricultural systems I: E. van der Voet, J.B. Guinée, H.A. Udo de Haes (Red.), *Heavy metals: a problem solved? Methods and models to evaluate policy strategies for heavy metals.* Kluwer Academic Press, Dordrecht, s. 139-152.
- <sup>9</sup> Andersson, A., 1992. Trace elements in agricultural soils - fluxes, balances and background values. Report 4077, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- <sup>10</sup> Eriksson, J., Andersson, A. och Andersson, R., 1997. Current status of Swedish arable soils. Rapport 4778, Naturvårdsverket, Stockholm.
- <sup>11</sup> Bergbäck, B., Anderberg, S. och Lohm, U., 1994. Accumulated environmental impact: the case of cadmium in Sweden. *Science of the Total Environment*, 145(1-2), 13-28.
- <sup>12</sup> Palm, V., 1994. A model for sorption, flux and plant uptake of cadmium in a soil profile: model structure and sensitivity analysis. *Water, Air and Soil Pollution*, 77, 169-190.
- <sup>13</sup> Hinterberg, F., Luks, F. och Schmidt-Bleek, F., 1997. Material flows vs. "natural capital". What makes an economy sustainable? *Ecological Economics*, 23, 1-14.
- <sup>14</sup> Törner, L., 1995a. Energiutbytet i växtodlingen – några exempel från praktiken. Lantbrukets energibalans – enregiflöden i jord- och skogsbruk. Seminarium den 19 april 1995 på Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien i samarbete med Svenska Lantmännen. *Kungliga Skogs och Lantbruksakademins tidskrift*, 134(6), 69-75.
- <sup>15</sup> Törner, L., 1995b. Energibalans på tio gårdar. *Odling i Balans. Vallåkra.*
- <sup>16</sup> Sonesson, U., 1993. *Energianalyser av biobränslen från höstvetete, raps och salix. Rapport 174, Institutionen för lantbruksteknik, SLU, Uppsala.*
- <sup>17</sup> Börjesson, P.I.I., 1996. Energy analysis of biomass production and transportation. *Biomass and Bioenergy*, 11(4), 305-318.
- <sup>18</sup> Hovelius, K., 1997. Energy-, exergy- and emergy analysis of biomass production, Rapport 222, Institutionen för lantbruksteknik, SLU, Uppsala.
- <sup>19</sup> Nilsson, D., 1997. Energy, exergy and emergy analysis of using straw as fuel in district heating plants. *Biomass and Bioenergy*, 13(1 & 2), 63-73.
- <sup>20</sup> Refsgaard, K., Halberg, N. och Kristensen, E.S., 1998. Energy utilization in crop and dairy production in organic and conventional livestock production systems. *Agricultural Systems*, 57(4), 599-630.
- <sup>21</sup> Giampietro, M., Cerretelli, G. och Pimentel, D., 1992. Energy analysis of agricultural ecosystem management – human return and sustainability. *Agriculture, Ecology and Environment*, 38, 219-244.
- <sup>22</sup> Jansén, J., 2001. Energy analysis of early, mid and late 20th century Swedish farming systems: a local case study. *Journal of Sustainable Agriculture*, 17(4), 9-25.
- <sup>23</sup> Pimentel, D.C., Wilson, C., McCullum, R., Huang, P., Dwen, J., Flack, Q., Tran, T., Saltman, T. och Cliff, B., 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity. *BioScience*, 47, 747-758.
- <sup>24</sup> Schroll, H., 1994. Energy-flow and ecological sustainability in Danish agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 51, 301-310.
- <sup>25</sup> Uhlin, H.-E., 1997. Energiinflöden i livsmedelskedjan. I: En systemstudie för ett miljöanpassat och uthålligt jordbruk. Rapport 4732, Naturvårdsverket, Stockholm.
- <sup>26</sup> Uhlin, H.-E., 1999. Energy productivity of technological agriculture-lessons from the transition of Swedish agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 73, 63-81.

en för olika typer av dieter, exempelvis vegankost och laktovegetarisk kost gentemot blandkost<sup>1</sup>. Sedan energikrisens dagar har försök gjorts för att standardisera metoden<sup>2</sup>. Det finns också omfattande handböcker, med detaljerade data för energiåtgången, för olika aktiviteter i jordbruket<sup>3</sup> och inom livsmedelssektorn<sup>4</sup>.

Samtliga energianalyser som beskrivs i denna rapport är gjorda enligt processmetoden, som är den absolut vanligaste. I processmetoden beräknas användningen av direkt hjälpenergi i produktionen, samt energi-användningen för att producera de hjälpmedel som behövs under produktionen. Vanligtvis sätts systemgränsen vid resursanvändningen för att producera insatsmedel och maskiner, eftersom man antar att energianvändningen för att producera maskiner som producerar maskinerna, och så vidare, är försumbar i beräkningarna.

Energianalys kan också göras enligt "input/output"-metoden. Denna metod grundar sig på ekonomiska input/output-tabeller över flödet av varor och tjänster inom olika samhällssektorer i ett land eller en region. Sådana tabeller upprättades i USA under andra världskriget för att kanalisera resurser till krigsindustrin, samt under planekonomin i Sovjetunionen. Metoden är mer omfattande och har högre noggrannhet än processmetoden, men kräver att aktuella tabeller över in- och utflöden av resurser mellan olika samhällssektorer finns tillgängliga. "Input/output"-metoden har främst använts i USA, för att exempelvis analysera hur förändringar i produktion eller konsumtion av en vara eller tjänst påverkar energibehovet i olika sektorer.<sup>5</sup>

**Att dra slutsatser om ekologisk uthållighet utifrån en energianalys**  
Analysen blev populär under energikrisen på 1970-talet och har sitt fokus på användningen av fossilenergi. Eftersom den endast tar hänsyn till användningen av hjälpenergi kan den bara säga något om den aspekten av uthållighet.

#### **Energianalysens styrka**

Informationen från energianalyser är lätt att förmedla

och de är relativt enkla att göra. Analyserna ger en grov fingervisning om resursanvändningen i jämförelser mellan processer där man vet att exempelvis användning av fossilenergi har avgörande betydelse.

#### **Energianalysens svaghet**

Eftersom energianalysen inte i högre grad beaktar energikvaliteter och vanligen inte heller "gratis" energi (se ovan) så är den inte lämplig att använda i analyser där man vill jämföra system som drivs av olika typer av energi och där mycket direkt naturarbete från lokala ekosystem ingår, till exempel i jordbrukssystem.

#### **Exergianalys**

Exergi är "arbete (ordnad rörelse) eller förmåga till arbete"<sup>6</sup>. I detta sammanhang definieras arbete som mekaniskt arbete. Energi är oförstörbar, men exergi, det vill säga energins förmåga att uträtta arbete förbrukas vid alla energitransformeringar (när energin övergår i en annan form). Exergin är därför ändlig och man skulle kanske kunna säga att vi lever av den exergi som bildades vid "big bang". Alla energiomvandlingar ger sammanlagt en exergiförlust och en entropiproduktion som ökar oordningen i universum. Eftersom det är den arbetsförmåga (den exergi) som energin har som är värdefull för oss är det viktigt att analysera hur vi hushållar med den i olika processer.

En exergianalys av en produktion bygger på en processanalys (se energianalys, ovan), i vilken den använda mängden energi direkt i produktionen, och indirekt vid produktion av insatsmedel, korrigeras med en kvalitetsfaktor som omvandlar alla energislag till samma fysiska energikvalitet, det vill säga till exergi. Enheten på exergi är, liksom på energi, joule. På så vis är kvalitetsfaktorn enhetslös eller uttrycks i procent och beskriver den mängd joule exergi som kan erhållas per joule energi av det aktuella energislaget.

Exergitrycket i en process är ett mått på den egentliga effektiviteten i vårt utnyttjande av energi. Exergi måste alltid beräknas i förhållande till ett referenstillstånd och beskriver hur mycket ett system avviker från detta

referenstillstånd<sup>6</sup>. I till exempel varmt vatten är exergin den värmeenergi som kan utvinnas ur temperaturskillnaden mellan vattnet och dess omgivning.

Exergi kan också beräknas för material som inte är primära energikällor. Då beräknas exergin som skillnaden i kemisk potential och koncentration för ett eller flera material i ett visst system i förhållande till dess omgivning<sup>6</sup>, till exempel järnmalm i svenska gruvor. Den kemiska potentialen är ett mått på ett ämnes energiinnehåll och beror av ämnets kemiska sammansättning, men också av de specifika tryck- och temperaturförhållandena<sup>7</sup>. I naturen kan ett jämviktstillstånd för järn exempelvis vara rost. Exergin i järn kan då beräknas som skillnaden i kemisk potential mellan den form av järn som man har och rost.

Begreppet exergi är nära relaterat till informationsbegreppet. Båda beskriver graden av ordning och kontrast i ett system<sup>8</sup>. Exergiinnehållet i olika typer av information är möjligt att beräkna, t.ex. exergi per bit information eller exergi per gram DNA<sup>9,10</sup>. Sådana beräkningar kan vara viktiga när jordbrukssystem ska analyseras och jämföras, eftersom det krävs energi och andra resurser att bygga och underhålla information. Exempel på sådana aktiviteter och stukturer som "kostar" är modern växtförädling eller evolutionen hos en art, liksom organisationen i ett landskap, det vill säga hur de olika landskapselementen är placerade i förhållande till varandra.

I Sverige har exergianalysen främst använts för att beräkna effektiviteten i olika tekniska processer där intresset varit att optimera energianvändningen i

själva processen. I dessa processer kan en energi- och en exergianalys ge helt skilda resultat. Figur 5 visar att en energianalys av ett elektriskt element indikerar en verkningsgrad av elvärme på omkring 100 %, medan en exergianalys i stället tyder på att den skulle vara omkring 5 %. I denna typ av analys har exergianalysen sin givna plats, eftersom den kan ge ett gemensamt mått på energi- och resursförbrukning samt identifiera stora energiläckor. Finnveden och Östlund<sup>11</sup> argumenterar för att exergianalys också är användbar som en del i en LCA, där den kan ge en indikation på miljöpåverkan – ju större exergiförlust de

<sup>1</sup> Bruce, Å., Egonsson, D., Karlsson, T. och Pettersson, O., 1997. Vegan - vegetarian - allätare?, SLU Kontakt 3, SLU, Uppsala.

<sup>2</sup> IFIAS, 1974. Energy analysis methodology and conventions 25th-30th August, 1974, Guldsmedshyttan. IFIAS workshop report; 6, Stockholm.

<sup>3</sup> Stout, B.A. (Red.), 1992. Energy in world agriculture. Elsevier, Amsterdam.

<sup>4</sup> Carlsson-Kanyama, A., Faist, M., 2000. Energy use in the food sector: a data survey. AFR-report 291, AFR, Naturvårdsverket, Stockholm.

<sup>5</sup> Hall, C.A.S., Cleveland, C.J. och Kaufmann, R., 1986. Energy and resource quality. The ecology of the economic process. John Wiley & Sons, Inc. New York.

<sup>6</sup> Wall, G., 1993. Exergilära.Handledning för självstudier. Exergi, ekologi, demokrati, Möndal.

<sup>7</sup> Bolt, G.H. och Bryggenwert, M.G.M. (Red). 1978. Soil chemistry, A. Basic elements. Elsevier. Amsterdam.

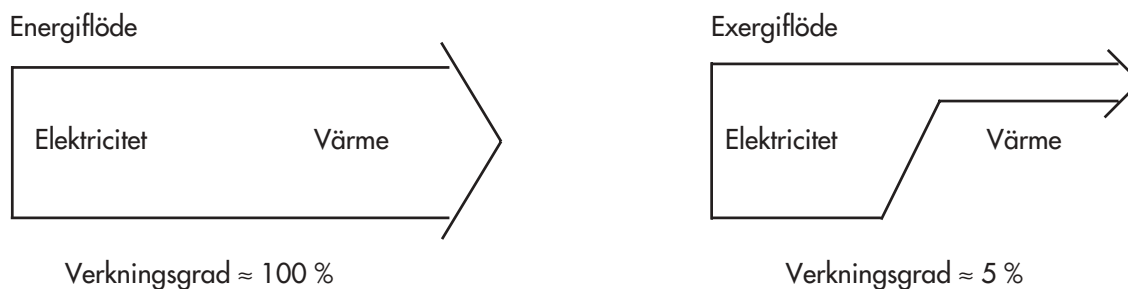
<sup>8</sup> Beckman, O., Kjollerström, B., Sundström, T., 1997. Exergilära: grundläggande termodynamik för högskolestudier. Liber, Stockholm.

<sup>9</sup> Jørgensen, S.E., 1992. Exergy and ecology. Ecological modelling, 63, 185 - 214.

<sup>10</sup> Jørgensen, S.E., 1998. Exergy as orientors for the development of ecosystems. I: S. Ulgiati (Red.), Advances in energy studies. Energy flows in ecology and economy. Proceedings of a Conference in Porto Venere, Italy, the 26-30 of May, 1998. Musis Publisher, Rom, s. 403 - 414.

<sup>11</sup> Finnveden, G. och Östlund, P., 1997. Exergies of natural resources in life-cycle assessments and other applications. Energy, 22(9), 923-931.

<sup>12</sup> Wall, G., 1977. Exergy – a useful concept within resource accounting. Rapport nr. 77-42, Institutionen för teoretisk fysik, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.



Figur 5. Beräkningar av effektivitet i omvandlingen av el till värme i ett elektriskt element för uppvärmning av ett hus, uttryckt i energi och i exergi (omarbetning efter Wall<sup>12</sup>).

sto större potentiell påverkan på omgivande system.

Exergianalysen har även använts i analyser av olika lantbruksgrödor, t.ex. för olika grödor som odlas för energiproduktion (salix och raps) och halm<sup>1,2</sup>.

#### Att dra slutsatser om ekologisk uthållighet utifrån en exergianalys

Det finns forskare som arbetar med att utveckla exergianalysen för att studera processer i ekosystem genom att beräkna exergin i exempelvis en viss struktur, i biomassa och i information<sup>3,4</sup>. Dessa studier bygger på teorier om generella principer för självorganiserandesystem och har en ansats att beskriva uthållighet ur ett systemekologiskt perspektiv, på basis av exergianvändningen. Det system som effektivast lyckas fånga exergi och utnyttja den för att fånga in och lagra mer exergi, genom att exempelvis bygga komplexa strukturer och driva systemet längre och längre från termodynamisk jämvikt<sup>5,6</sup> överlever bäst. Ayres och Masini<sup>7</sup> föreslår användning av exergiberäkningar för att analysera potentiella miljöeffekter av avfall och emissioner. Bastianoni och Marchettini<sup>8</sup> har använt analysen för att mäta graden av organisation i akvatiska ekosystem, och studerat förändringar efter tillförsel av avloppsvatten. Szargut<sup>9</sup> analyserade den ekologiska kostnaden för att tömma lager av icke förnybara fysiska naturresurser med hjälp av exergiberäkningar.

Hur metoden kan vara till nytta för praktiska analyser av ekologisk uthållighet i agroekosystem är svårt att säga då de matematiska beräkningarna för sådana system är omständiga och bland annat kräver att man kan definiera referenstillstånd.

#### Exergianalysens styrka

Exergianalysen tar hänsyn till kvalitetsskillnader i olika former av energi genom att relatera energivärdena till mekanisk energi. Den har också en konsistent naturvetenskaplig bas för beräkningar och jämförelser av resurser och emissioner.

#### Exergianalysens svaghet

Analyserna är svåra att kommunicera med ickefysiker.

Exergiberäkningar för ekonomiska och ekologiska system, så som jordbrukssystem, där jämviktstillstånd är svåra att fastställa blir komplicerade eller också reducerade till att endast beakta ett fåtal aspekter i taget.

#### Emergianalys

Emergianalysen värderar såväl de varor och tjänster som har ett marknadsekonomiskt värde som de som anses som "gratis", till exempel sol, vind, regn, markmineralisering och pollinering. Metoden värderar dessa resurser med hjälp av en gemensam beräkningsbas – den mängd energi av ett slag som krävts direkt och indirekt för att bilda dem. I en emergianalys kan utnyttjande av exempelvis olja, järn eller plast värderas i förhållande till sol, vind, pollineringsarbete och organiskt material. Metoden värderar också det resursbehov för en vara eller tjänst i samhället, till exempel infrastruktur, utbildning och sjukvård, som är nödvändigt understöd för att en människa ska kunna utföra ett arbete.

Emergianalysen har utvecklats av H.T. Odum och hans forskargrupp vid University of Florida. Metoden bygger på systemprinciper för levande system med systemekologi och termodynamik som vetenskaplig bas. Emergianalysmetoden har en tydlig eko-centrisk ansats.

Emergianalysen har sin utgångspunkt i att energiinstrålning från solen, energi från jordens inre och från månens dragningskraft bildar energibasen för allt arbete som kan utföras i geobiosfären, om det så är koncentrerat av mineral genom bergskedjeveckningar och vulkanutbrott, selektion och urval i utveckling av nya arter, organisationen av näringsvävar i ett ekosystem eller industriell produktion. Eftersom energibasen är begränsad uppstår konkurrenssituationer. De system som, i denna konkurrens, använder resurser på det effektivaste sättet för att dra in mer resurser överlever. Detta synsätt leder fram till en hypotes om att det finns någon sorts effektivitet i naturen, att allt måste vara till nytta för systemet eller för sin omgivning. Det är detta som bildar motivet till att mäta resursanvändning utifrån den totala mängd energi som



har krävts för att bilda en resurs.

Emergi kan inte mätas direkt i en vara eller tjänst utan är ett mått på all direkt och indirekt resursanvändning som gått åt när den har producerats, härledd tillbaks till den mängd energi av en typ – vanligen solenergi – som den representerar. För varje resurs beräknas mängd solenergi per enhet av resursen. Enheten för emergi är solemergioule (sej). Emergi kan i princip också beräknas med andra former av energi som bas (exempelvis i "koljoule" eller "oljejoule"), men solenergi har använts i alla senare analyser. Emergiinnehållet i till exempel ett träd beräknas genom att addera den solenergi som bildat det regn och den vind som når trädet, samt den solstrålning som träffar det, med den solenergi som krävs för vittring av de näringsämnen som bygger trädet. Om det inte går att härleda den mängd solenergi som gått åt för att generera en resurs, beräknas energiåtgången med hjälp av direkt och indirekt energiåtgång för att generera en likvärdig resurs. Det är exempelvis fallet för olja då geologiska processer som inte härrör från solen är inblandade. Emergi i olja har därför hittills beräknats via den solenergi som krävts för att generera lika mycket värmeenergi genom förbränning av trä. Sådana beräkningar medför alltid en viss osäkerhet eftersom det inte säkert går att fastställa vad som är en likvärdig resurs, det hela beror på vilka aspekter som värderas högst. I fallet med olja kan det ju vara så att oljans "värde" som energikälla, den aspekt som hittills beaktats, ur ett ekosystemperspektiv är betydligt lägre än dess "värde" i form av att den binder in CO<sub>2</sub> och gör atmosfären gynnsam för liv i sin nuvarande form<sup>10</sup>.

Emergi har använts för att beskriva olika länders totala beroende av lokala och importerade, förnybara och ickeförnybara naturresurser och för att analysera naturresursbasen för olika transaktioner i världshandel, varu- och energiproduktion och olika typer av markanvändning. Emergianalyser har bland annat gjorts av resursanvändningen i den totala svenska livsmedelskonsumtionen<sup>11</sup>. Även resursanvändningen i ekologisk och konventionell tomatproduktion<sup>12</sup>,

samt för olika jordbruksgrödor<sup>13,14</sup> har studerats med hjälp av emergianalys.

Till skillnad från energianalysen, men i likhet med exergianalysen (se ovan) betonas i emergianalysen

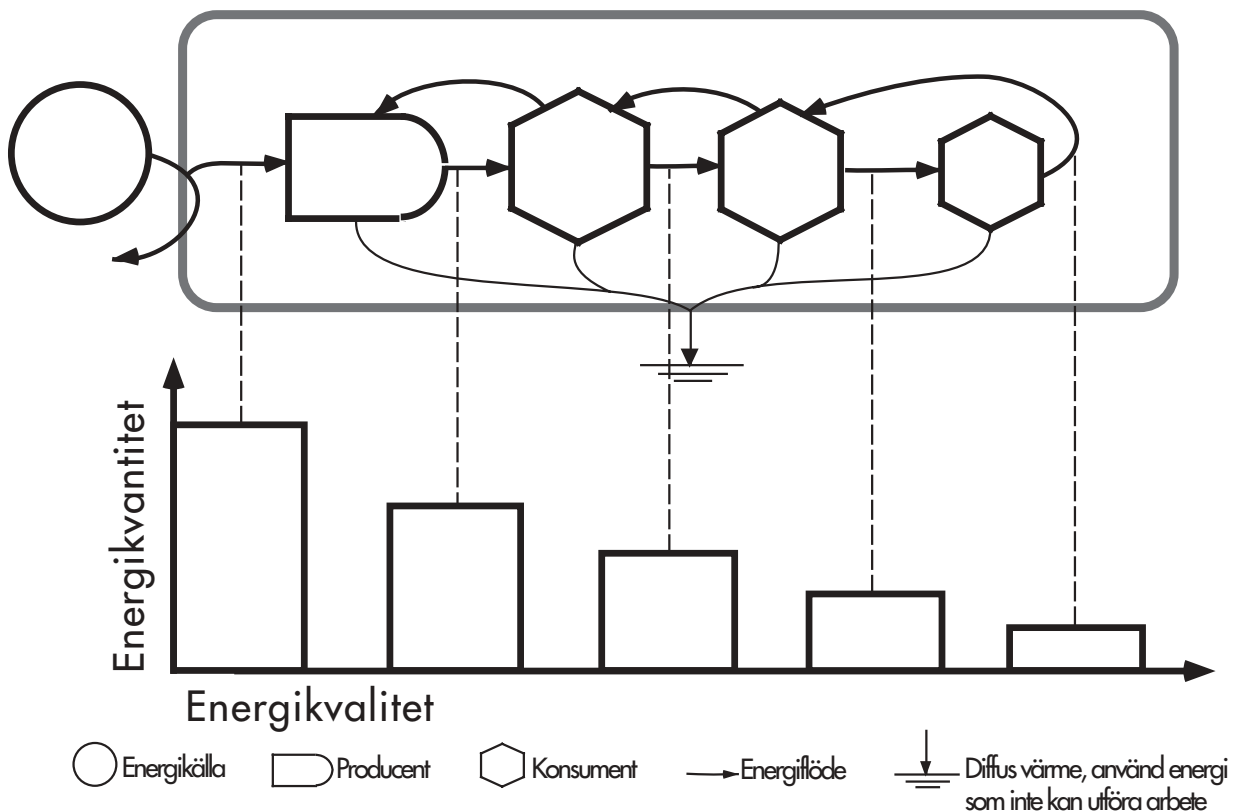
- 
- <sup>1</sup> Hovelius, K., 1997. Energy-, exergy- and emergy analysis of biomass production, Rapport 222, Institutionen för lantbruksteknik, SLU, Uppsala.
  - <sup>2</sup> Nilsson, D., 1997. Energy, exergy and emergy analysis of using straw as fuel in district heating plants. *Biomass and Bioenergy*, 13(1 & 2), 63-73.
  - <sup>3</sup> Jørgensen, S.E., 1992. Exergy and ecology. *Ecological modelling*, 63, 185 - 214.
  - <sup>4</sup> Jørgensen, S.E., 2000. A general outline of thermodynamic approaches to ecosystem theories. In: S.E. Jørgensen, F. Müller (Red.), *Handbook of ecosystem theories and management*. Lewis Publisher, Boca Raton, s. 113-133. environmental benefits of biodiversity. *BioScience*, 47, 747-758.
  - <sup>5</sup> Jørgensen, S.E., 1998. Exergy as orientors for the development of ecosystems. I: S. Ulgiati (Red.), *Advances in energy studies. Energy flows in ecology and economy. Proceedings of a Conference in Porto Venere, Italy, the 26-30 of May, 1998*. Musis Publisher, Rom, s. 403 - 414.
  - <sup>6</sup> Kay, J.J., Regier, H.A., Boyle, M. och Francis, G., 1999. An ecosystem approach for sustainability: addressing the challenge of complexity. *Future*, 31, 721-742.
  - <sup>7</sup> Ayres, R.U. och Masini, A., 1998. Waste exergy as a measure of potential harm. I: S. Ulgiati (Red.), *Advances in energy studies. Energy flows in ecology and economy. Proceedings of a Conference in Porto Venere, Italy, the 26-30 of May, 1998*. Musis Publisher, Rom, s. 113-128.
  - <sup>8</sup> Bastianoni, S. och Marchettini, N., 1997. Energy/exergy ratio as a measure of the level of organization of systems. *Ecological Modelling*, 99(1), 33-40.
  - <sup>9</sup> Szargut, J., 1998. Exergy analysis of thermal processes: ecological cost. I: S. Ulgiati (Red.), *Advances in energy studies. Energy flows in ecology and economy. Proceedings of a Conference in Porto Venere, Italy, the 26-30 of May, 1998*. Musis Publisher, Rom, s. 77-97.
  - <sup>10</sup> Björklund, J., 2000. Emergy analysis to assess ecological sustainability, strengths and weaknesses. Doktorsavhandling, *Agraria 242*, SLU, Uppsala
  - <sup>11</sup> Johansson, S., Doherty, S.J. och Rydberg, T., 2000. Sweden food system analysis. Brown, M.T. Emergy synthesis. Theory and applications of the emergy methodology. Proceedings from the First Biennial Emergy Analysis Research Conference, Gainesville, Florida, September 1999. The Center for Environmental Policy, Department of Environmental Engineering Science, Gainesville.
  - <sup>12</sup> Lagerberg, C., 1999. Emergy analysis of the resources use in greenhouse crop production and of the resources basis of the Swedish economy. Doktorsavhandling, *Agraria 191*, Dissertation, Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp.
  - <sup>13</sup> Ulgiati, S., Odum, H.T., Bastianoni, S., 1994. Emergy use, environmental loading and sustainability. An emergy analysis of Italy. *Ecological Modelling*, 73, 215-268.
  - <sup>14</sup> Brandt-Williams, S. 2001. Emergy of Florida Agriculture. I: *Handbook of emergy evaluation*. Folio nr 4. Center for wetlands, Dept. of Environmental Engineering, University of Florida, Gainesville. <http://www.enveng.ufl.edu/homepp/brown/syseco/xchng.htm> (besöks 020130).



energiers olika kvalitet. Att energi har olika kvalitet blir tydligt om man tänker sig att man skulle försöka tanka bilen med solenergi eller om man skulle försöka äta gräs. Exergi- och emergianalysen beräknar dock kvalitet på olika sätt. Med kvalitet menas i ett emergiperspektiv inte bara den termodynamiska aspekten (så som i exergianalysen där mekanisk energi är den högsta energikvaliteten), utan också olika kvalitet i betydelsen olika egenskaper (att ekens stam är boplats åt tusentals insekter eller att vetet har en kvalitet som gör att den kan ätas) samt olika stor förmåga att påverka andra system (skillnaden mellan påverkan från ett grässtrå och en örn, eller sanden som rasar från sandslottet i sandlådan och ett jordskred). Till följd av hypotesen om systems effektivitet (se ovan) antas denna kvalitet stå i proportion till den mängd energi som har gått åt för att bilda en resurs (figur 6).

En emergianalys inleds med ett eller flera energidiagram i olika skalor som omfattar flöden och processer som har betydelse för det system som ska be-

skrivs. Energidiagrammen i sig ger förståelse för vilka processer som bedöms som betydelsefulla i systemet och används för att beskriva systemet i sin helhet såväl som dess koppling till andra system. Centralt i emergianalysen är att aggregera flöden med liknande funktion istället för att utesluta för att få en hanterbar mängd data. Det är inte möjligt att göra en analys som bara inkluderar den del av resursanvändningen man är intresserad av, exempelvis användningen av el och olja, och utesluta all annan resursanvändning så som exempelvis järn, trä, plast och arbete. Om man gör en analys på region- eller landskapskala kan man däremot aggregera olika former av resurser, exempelvis olika former av växtnäring, och behandla dem som en resurs. Ordet systemfönster används som beteckning för det system man arbetar med och illustrerar att systemen är beroende av varandra och öppna. En systemgräns är något som kan ses som något definitivt och stängt medan ett fönster är öppet. Man vill betona att det som betecknas som ett system endast är en godtycklig avgränsning nödvändig



Figur 6. Energiinnehållet minskar men dess kvalitet ökar i varje energiomvandling i en näringsväv (efter Odum<sup>1</sup>).

för analysen och att "systemet" inte kan studeras utan att man tar hänsyn till hur det påverkar och påverkas av sin omgivning. Jorden är den slutliga systemgränsen för en emergianalys av markanvändning, och alla flöden härleds tillbaka till deras specifika andel av emergibasen för jorden.

#### Att dra slutsatser om uthållighet utifrån en emergianalys

Uthållighet beskrivs i emergianalysen ofta genom tre index:

- Emergiutbytet = Emergiavkastning per inköpt emergi;
- Miljöbelastningskvoten = Inköpt samt icke förnybar emergi i förhållande till lokal förnybar emergi (ju mer externa resurser på en yta desto större belastning eller påverkan på lokala system);
- Andelen förnybar emergi = Förnybar emergi i förhållande till icke förnybar.

De två första indexen kan sedan bilda ett uthållighetsindex, med den underliggande premisen att ju högre emergiutbyte i kombination med så låg miljöpåverkan som möjligt desto större förutsättningar för uthållighet.

I emergianalysen återfinns, liksom i MFA, hypotesen om att resursförbrukningen indirekt kan beskriva den potentiella miljöbelastningen. En viktig skillnad är att en emergianalys innehåller en viktning mellan olika typer av resurser, vilken bygger på den mängd naturarbete som har krävts för att bilda dem (se ovan).

#### Styrkan med emergianalys

Emergianalysen beaktar indirekt resursberoende och kvalitetsskillnader på ett konsekvent sätt. Analysen speglar och kvantifierar det studerade systemets relationer till omgivande system.

#### Emergianalysens svaghet

Emergianalysmetoden är svår att kommunicera då den kräver systemekologiska förkunskaper. Beräkningarna som ingår i analysen är ofta komplicerade. Metoden omfattar vanligen inte analyser av enskilda miljöeffekter, utan dessa indikeras genom miljö-

belastningskvoten, i vilken miljöpåverkan står i proportion till total användning av inköpt och icke förnybar emergi.

#### Livscykelanalys

Ambitionen i en livscykelanalys (LCA) är att beskriva den totala miljöbelastningen av en produkt (som kan vara både en vara eller en tjänst) genom hela dess livscykel, från utvinning av råmaterial, genom produktion och användning till avfallshantering, inklusive alla transporter ("från vaggan till graven").

Livscykelanalysen utvecklades för analyser av industriproduktion och syftar till att beskriva naturresursanvändning, ekologiska aspekter och påverkan på människors hälsa. Den är lämplig för att jämföra miljöbelastningen av olika process- eller produktionsvägar som fyller samma funktion. Metoden utvecklades under 1970-talet, men intresset för den ökade under 1990-talet.

En LCA består av fyra standardiserade delar:

1. identifiering av mål och omfattning,
2. inventeringsanalys,
3. miljöpåverkansbeskrivning,
4. resultattolkning.

Under identifieringen av mål och omfattning, definieras den funktionella enheten som ska studeras i tid och rum. Det kan exempelvis vara en liter mjölk, en portion barnmat eller en kilometer väg. I inventeringsanalysen kvantifieras alla flöden under en produkts eller aktivitets livscykel. I detta steg görs de praktiska avgränsningarna för hur långt tillbaka varje inflöde ska följas, hur olika miljöbelastningar ska allokeras, samt när ett flöde ska antas lämna systemet. Därefter klassificeras olika miljöbelastningar i olika grupper (effektkategorier, se nedan) beroende på typ av påverkan. En karaktärisering, dvs. en sammanvägning av de olika belastningarna inom varje effektkategori ingår också som obligatorisk del av en LCA. I många

<sup>1</sup> Odum, H.T., 1996. Environmental accounting: emergy and environmental decision making. John Wiley & sons, Inc., New York.

fall stannar analysen vid detta men den kan också inrymma en viktning mellan de olika kategorierna. En sådan viktning bygger på naturvetenskaplig forskning samt politiska och etiska värderingar, och kan ha stor påverkan på tolkningen av resultatet av en analys. Praktisk handledning i att göra LCA finns i "Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment" utarbetad av Nordiska ministerrådet<sup>1</sup>. Det finns också ISO-standarder för hur en LCA ska göras<sup>2,3,4</sup>.

Nordiska ministerrådet rekommenderar att inkludera följande effektkategorier i en inventeringsanalys:

1. Resursanvändning
  - Energi (förnybar och icke förnybar)
  - Material (förnybara och icke förnybara)
  - Vatten
  - Mark
2. Humanhälsa
3. Miljöpåverkan
  - Bidrag till växthuseffekten
  - Bidrag till minskning av stratosfärens ozonlager
  - Försurning
  - Tillförsel av växtnäring och syreförbrukande ämnen till vattendrag (eutrofiering)
  - Produktion fotooxidanter (reaktiva och cancerogena ämnen som uppkommer vid exempelvis förbränning)
  - Ekotoxikologisk påverkan
  - Påverkan på biologisk mångfald, exempelvis genom förändrade habitat (vilda djur och växters livsmiljö)

Ambitionen är hög när det gäller att inkludera all tänkbar påverkan och att standardisera analyserna. Detta är också viktigt för analysernas jämförbarhet. I de praktiska analyserna inkluderas dock sällan alla ovanstående kategorier. Den största anledningen är brist på data, ett problem som förhoppningsvis minskar i takt med att fler analyser utförs och LCA-databaser byggs upp.

En LCA är platsberoende, det vill säga man hantear potentiell påverkan oberoende av var och när den sker. Trots att det kan ha stor betydelse för effekterna

av ett utsläpp. Om kväveläckaget från en åker fångas upp i en våtmark, en meandrande bäck med buskar omkring eller om det rinner direkt ut i Östersjön blir effekten av läckaget helt olika. Utveckling av metodik på detta område pågår (Moberg, Å, Forskargruppen för miljöstrategiska studier, Stockholms Universitet, personlig kommunikation, 2000).

Livscykelanalysen har använts och modifierats för miljöanalyser av olika ekologiskt och konventionellt producerade livsmedel, t.ex. mjölk och nötkött<sup>5,6</sup>, bröd, tomatketchup och äppelmos<sup>7,8</sup>, barnmat<sup>9</sup>, fallstudier av olika grödor så som exempelvis äpplen och oljevaxter<sup>10</sup>, samt av olika alternativ vid hantering av gödsel från slaktkyckling<sup>11</sup>.

Vid LCA av olika jordbrukssystem är effektkategorin "mark" central. Denna har traditionellt använts för att beskriva hur stor yta som tas i anspråk för en viss aktivitet. Det finns förslag på att även inkludera en tidsaspekt vid användningen av en viss yta<sup>12</sup>. För extremt långa tidsskalor (exempelvis vid konstruktion av vägar, tunnlar, bostadsområden etc.) används termen "final space use" (slutlig markanvändning). Det finns också en kvalitetsaspekt på markanvändningen, som kan uttryckas som olika grader av fysisk påverkan på ekosystemen. Varvid systemen indelas exempelvis i naturliga, modifierade, brukade, bebyggda och degraderade ekosystem. De två sista kan betecknas som slutlig markanvändning.

I jord- och skogsbruksanalyser har effektkategorin "markanvändning" utvecklas och utvidgats. Mattsson m.fl.<sup>10</sup> föreslår att den bör innehålla:

- Erosion
- Hydrologi
- Organiskt material
- Markstruktur
- Växtnärbalans
- Mark pH
- Tungmetaller
- Påverkan på grund av användning av bekämpningsmedel
- Biodiversitet

## ■ Estetiska värden i landskapet

Dessa olika aspekter ska beskrivas kvantitativt eller kvalitativt. Vissa av aspekterna, t.ex. kadmiumanrikning, bekämpningsmedelsanvändning eller biodiversitet, kan i analyser av andra typer av verksamheter inkluderas under någon annan av effektkategorierna inom "Miljöpåverkan" (se ovan) som Nordiska ministerrådet rekommenderat. Många av aspekterna kan dessutom vara svåra att beskriva på ett acceptabelt sätt<sup>13</sup>.

Vid analyser av jordbrukssystem, såväl som vid andra typer av system, är valet av systemgränser av avgörande betydelse för resultatet, och för i vilken kategori olika typer av påverkan placeras. Detta eftersom påverkan beräknas vid den punkt som någonting lämnar systemet. Är jorden t.ex. en del av det studerade systemet eller av omgivningen? Cederberg<sup>13</sup> föreslår också att man ska expandera sitt system så att biprodukter kan inkluderas, mjölk och kött är t.ex. svåra att analysera var för sig.

### Att dra slutsatser om ekologisk uthållighet utifrån en LCA

I en LCA beskrivs miljöpåverkan av en produktion i jämförelse med något annat produktionssätt eller en nollösning (ingen produktion alls). Att dra slutsatser om ekologisk uthållighet utifrån en LCA bygger på premisen att bäst ur miljösynpunkt också innebär uthålligast. Det bygger dessutom alltid på subjektiva värderingar mellan olika typer av påverkan, såvida inte en produktion har lägst påverkan inom alla effektkategorier. Utvecklingsarbete inom metoden görs för att standardisera tillvägagångssätt vid viktning, det vill säga vid värderingsförfarandet. Erlandsson<sup>14</sup> föreslår en viktningssätt som utgår från en tolkning av de svenska miljöpolitiska målen. Denna metod innehåller en blandning av naturvetenskapligt grundade bedömningar och politiska ställningstaganden om vad som är acceptabla nivåer då det gäller till exempel utsläpp av växthusgaser, ozonbildande gaser eller övergödande ämnen.

Vid sidan av att vikta mellan olika effektkategorier finns risken att en kategori helt missas, och det är van-

ligt att aspekter inte kan kvantifieras på grund av brist på data.

LCA tar sin utgångspunkt framför allt ur fysisk resursteorin, och ur detta perspektiv betraktas naturen. Resursanvändning och miljöbelastning beskrivs i form av flöden, till exempel av olika insatser och emissioner. Resurserna värderas först då de "plockas" ur naturen.

LCA identifierar och kvantifierar utsläpp, men värderar inte utsläppets vidare effekt på de omgivande ekosystemen, exempelvis kväveläckagets eventuella effekt på artsammansättningen i en sjö. Å andra sidan kan de olika effektkategorierna ge information om arten och storleken av en produktions påverkan

<sup>1</sup> Nordiska ministerrådet, 1995. Nordic guidelines on Life-Cycle Assessment. Nord 1995:20, Nordiska ministerrådet, Köpenhamn.

<sup>2</sup> ISO 14041, 1998. Environmental management – Life cycle assessment – Goal and scope definition and inventory analysis. Svensk standard.

<sup>3</sup> ISO 14042, 2000a. Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle impact assessment. Svensk standard.

<sup>4</sup> ISO 14043, 2000b. Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle interpretation. Svensk standard.

<sup>5</sup> Cederberg, C., 1998. Life Cycle Assessment of milk production – a comparison of conventional and organic farming. SIK-rapport nr. 643.

<sup>6</sup> Cederberg, C., Darelus, K., 2000. Livscykelanalys (LCA) av nötkött – en studie av olika produktionsformer. Naturresursforum, Landstinget Halland. Licentiatavhandling, Report 1999:6, Göteborgs Universitet, Göteborg.

<sup>7</sup> Andersson, K., 1998a. Life Cycle Assessment (LCA) of bread products on different scales. case study, AFR-rapport 214, AFR, Naturvårdsverket, Stockholm.

<sup>8</sup> Andersson, K., 1998b. Life Cycle Assessment (LCA) of food products and production systems. Doktorsavhandling, Chalmers tekniska högskola, ARF-rapport 203, ARF, Naturvårdsverket, Göteborg.

<sup>9</sup> Mattson, B. och Stadig, M., 1999. Screening Life Cycle Assessment of organic and conventional production of a cereal-based baby food product. I: B. Mattson (Red.), Environmental Life Cycle Assessment (LCA) of agricultural food production. Doktorsavhandling, Agraria 187. SLU, Alnarp.

<sup>10</sup> Mattson, B., Cederberg, C. och Blix, L., 2000. Agricultural land use in Life Cycle Assessment (LCA): case studies of three vegetable oil crops. Journal of Cleaner Production 8, 283-292.

<sup>11</sup> Vestgöte, E., 2000. Livscykelanalys av gödsel från slaktkyckling. JTI-rapport: Lantbruk & Industri 272, JTI, Uppsala.

<sup>12</sup> Weidema, B.P., Posma, G. och Mortensen, B. 1996. The treatment of land use in Life Cycle Assessment. I: Proceedings of the Sixth SETAC-Europe Annula Meeting. Sicily, 19-22 May 1996:101.

<sup>13</sup> Cederberg, C. 2002. Life Cycle Assessment (LCA) of animal production. Avhandling, Avdelningen för tillämpad miljövetenskap, Göteborgs universitet, Göteborg.

<sup>14</sup> Erlandsson, M., 2000. Viktning av olika miljöpåverkanskategorier baserat på en vision om det framtida hållbara folkhemmet – de svenska miljökvalitetsmålen. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.

på de omgivande ekosystemen om de kombineras med ekologisk kunskap. Det utvecklas också metoder inom LCA för att försöka värdera effekter av olika typer av miljöpåverkan (Moberg, Å, Forskargruppen för miljöstrategiska studier, Stockholms Universitet, personlig kommunikation, 2000).

#### Livscykelanalysens styrka

Livscykelanalysen hanterar utvalda miljöbelastningskomponenter under hela livscykeln. LCA värderar emissioner och kan integrera andra analysmetoder, så som exergi, emergi, biologiska indikatorer etc., för att nå flerdimensionella beslutsunderlag.

#### Livscykelanalysens svaghet

Godtyckliga systemgränser och allokeringar får stor betydelse för resultatet. Analyser som inkluderar viktning är en blandning av politiska värderingar och forskningsresultat, vilket ofta gör resultaten oöverskådliga och svårtolkade. Ett annat problem kan vara att en LCA utger sig för att vara heltäckande, medan vissa effektkategorier i praktiken sällan ingår. Det kan leda till för stor tilltro till resultaten. Kvalitativa aspekter kan finnas med, men kan dock lätt försvinna i den slutliga tolkningen där siffror tar överhanden.

#### Ekologiskt fotavtryck

Ekologiska fotavtryck, har sina rötter i begreppet "Human Carrying Capacity"<sup>1</sup>, och är pedagogiska redskap för att beskriva gränser för ekologisk uthållighet. "Human Carrying Capacity" är demografiska räkenskaper av hur många människor som en viss yta långsiktigt kan bära, avseende både produktion av biomassa och assimilering av avfall<sup>2</sup>. För människor eller samhällen som är direkt beroende av en lokal yta är relationen mellan människor och landyta självklar. Den lokala "Human Carrying Capacity" kan, i ett längre perspektiv, bara överskridas genom import av resurser och export av avfall. Dessa resurser kan uttryckas som en "skuggyta" nödvändig för att understödja en viss aktivitet. Industrialiseringen har gjort de externa resurserna mer och mer betydelsefulla och för vissa industriländer är "skuggytan" avsevärt större än den direkta lokala ytan. I en stad är det interna

understödet praktiskt taget noll, varvid begreppet "Human Carrying Capacity" blir mer eller mindre oanvändbart, då kan anspråket på vår biosfär kanske bättre uttryckas i ett ekologiskt fotavtryck.

Det ekologiska fotavtrycket är den biologiskt produktiva land- och vattenyta som är nödvändig för att producera en befolknings, regions eller aktvitets konsumtion, i form av exempelvis livsmedel och hjälpenergi, samt assimilering av det avfall som konsumtionen genererar. Resursanvändning och emissioner inkluderas till den grad som de är direkt översättbara till en yta.

I metodiken för att beräkna ett ekologiskt fotavtryck inkluderas yta som krävs för livsmedelsproduktion samt för produktion av biobränsle och fibrer, yta som krävs för att assimilera emissioner – huvudsakligen CO<sub>2</sub> som bildats vid förbränning av fossil energi, samt yta för bebyggelse<sup>1</sup>. Wackernagel m.fl.<sup>3</sup> inkluderar i en analys av fotavtrycket för Sverige, Malmöhus län och Kävlinge avrinningsområde, även yta för att assimilera växtnäringläckage samt yta för att generera dricksvatten. Metoden blir då ett redskap att tydliggöra vårt indirekta beroende av naturen.

Deutsch<sup>4</sup> har beräknat fotavtrycket för den svenska livsmedelskonsumtionen, och hur detta fotavtryck förändrats sedan 60-talet. I denna studie beaktades endast landyta som tas i anspråk för produktion av foder och livsmedel, det vill säga inte yta för att generera produktionsmedel eller assimilera emissioner.

Wackernagel m.fl.<sup>5</sup> har jämfört fotavtrycket för 52 länder samt för hela Jorden (tabell 1). Det ekologiska fotavtrycket speglar den aktuella befolkningens resursanvändning. Detta har jämförts med tillgänglig biologisk kapacitet, det vill säga storleken på den biologiskt produktiva ytan inom landets gränser som är tillgänglig per person, vilken i sin tur speglar befolkningstätheten och landytans kvalitet. Utifrån dessa två mått har de beräknat det eventuella underskott av biologisk produktiv yta som de olika länderna har, med den underliggande premisen att en befolknings konsumtion (omräknat i yta) inte får överskrida landets



yta för att vara uthållig.

Landytan delas vanligtvis in i sex kategorier: åker, betesmark, skogsmark, bebyggd mark, mark för assimilerings av CO<sub>2</sub> och biologiskt produktiva vatten. All konsumtion och generering av avfall relateras till en av de olika landkategorierna. Olika resurser låter sig olika lätt omvandlas till en landyta och vissa resurser, exempelvis mineraler, biodiversitet och information är extremt svåra att hantera.

#### Landytors olika produktivitet

Det ekologiska fotavtrycket beskrivs som produktiv markyta per capita eller annan lämplig enhet. För att kunna väga samman ytor med olika markanvändning i en och samma region, måste produktiviteten för respektive yta korrigeras med en ekvivalensfaktor. Dessa ekvivalensfaktorer är globala och mark med en viss typ av markanvändning (t.ex. skogsmark, åker, hagmark) har samma värde oavsett var i världen den ligger.

Eftersom olika typer av landyta också har olika produktivitet, beroende på en regions klimat, topografi, jordmån, teknologi och brukningsmetoder måste fotavtrycket, uttryckt som en viss typ av markyta, korrigeras för den genomsnittliga produktiviteten i denna typ av mark för hela Jorden. För att göra detta används avkastningsfaktorer som beskriver förhållan-

det mellan den lokala produktiviteten, för en viss typ av mark (t.ex. en åker i Sverige eller en i Indien), i förhållande till ett framräknat globalt medelvärde.

#### Att dra slutsatser om ekologisk uthållighet utifrån ett ekologiskt fotavtryck

Att använda en analys av det ekologiska fotavtrycket som en direkt indikator på ekologisk uthållighet i beslutssammanhang, bygger på det grundläggande antagandet att exempelvis en befolknings, ett lands eller en regions fotavtryck ska anpassas till den aktuella ytan (tabell 1). Huruvida detta är en förutsättning för uthållighet eller snarare en etiskt motiverad standpunkt kan diskuteras<sup>6</sup>.

<sup>1</sup> Wackernagel, M. och Rees, W., 1996. Our ecological footprint. Reducing human impact on the earth. New Society Publisher, Gabriola Island.

<sup>2</sup> Catton, W., 1982. Overshoot. The ecological basis for revolutionary change. University of Illinois Press, Urbana.

<sup>3</sup> Wackernagel, M., Lewan, L. och Borgström Hansson, C., 1999a. Evaluating the use of natural capital with the ecological footprint. *Ambio*, 28(7), 604-612.

<sup>4</sup> Deutsch, L., 1999. Ecosystem appropriation through industrial intensification and trade: Swedish agriculture 1962 - 1994. Examensarbete 1999:3, Institutionen för systemekologi, Stockholms universitet, Stockholm.

<sup>5</sup> Wackernagel, M., Onisto, L., Bello, P., Linares, A.C., López Falfán, I.S., García, J.M., Suárez Guerrero, A.I. och Suárez Guerrero, M.G., 1999b. National natural capital accounting with the ecological footprint concept. *Ecological Economics*, 29, 375-390.

<sup>6</sup> Opschoor, H., 2000. The ecological footprint: measuring rod or metaphor? *Ecological Economics*, 32, 363-365.

Tabell 1. Det ekologiska fotavtrycket för några länder uttryckta i hektar per person<sup>5</sup>.

Land	Befolkning 1997	Ekologiskt fotavtryck ha/pers. <sup>i</sup>	Tillgänglig biologisk kapacitet ha/pers. <sup>i,ii</sup>	Ekologisk underskott (om minus) ha/pers. <sup>i</sup>
USA	268 189 000	10,3	6,7	-3,6
Nya Zeeland	3 654 000	7,6	20,4	+12,8
Singapore	2 899 000	6,9	0,1	-6,8
Finland	5 149 000	6,0	8,6	+2,6
Sverige	8 862 000	5,9	7,0	+1,1
Danmark	5 194 000	5,9	5,2	-0,7
Tyskland	81 845 000	5,3	1,9	-3,4
Världen	5 892 480 000	2,8	2,1	-0,7
Indien	970 230 000	0,8	0,5	-0,3
Etiopien	58 414 000	0,8	0,5	-0,3

i. Uttryckt i yta med avkastning motsvarande ett medelvärde för Jordens biologiskt produktiva yta, 1993

ii. Med tillgänglig biologisk kapacitet (ha/pers) menas storleken på den biologiskt produktiva ytan inom landets gränser som är tillgänglig per person

Den stora potentialen hos metoden är framförallt att visualisera den biologiska basen för olika aktiviteter, och på så sätt ge relevant information för att ändra färdriktning mot en mer uthållig utveckling<sup>1</sup>. Beräkningar av ekologiska fotavtryck kan ge underlag till diskussioner om såväl ekologisk som social och ekonomisk uthållighet. Intentionen med begreppet var att "tvinga den internationella utvecklingsdebatten förbi sitt fokus på BNP-tillväxt till att inkludera ekologiska realiteter"<sup>2</sup>.

Ekologiska fotavtryck har sin teoretiska utgångspunkt i ekologi och termodynamik. Metoden beaktar på ett konsekvent sätt resurser som har ett biologiskt ursprung eftersom de går att relatera till en vatten- eller landyta. Metoden har däremot svårare att hantera ickebiologiska resurser.

#### **Styrkan med ekologiska fotavtryck**

Ekologiska fotavtryck är pedagogiska, informativa, relativt enkla att göra, lätta att kommunicera och kan kombineras med andra metoder. De ger en grov bild av vår livsstils anspråk på jordens biologiska resurser och uppmärksammar markanvändningsaspekter och ekosystemtjänster som ofta glöms bort i andra studier, så som yta som krävs för att rena vatten, assimilera CO<sub>2</sub> eller bryta ner avfall.

#### **Svagheter med ekologiska fotavtryck**

Analyserna har ofta godtyckliga systemgränser och det är ej uppenbart vilka resursanspråk och typer av miljöpåverkan som inkluderats. Metoden har svårt att hantera oorganiska resurser och också ytor som genererar flera funktioner, till exempel att en yta producerar biomassa samtidigt som den assimilerar CO<sub>2</sub>, renar vatten, bryter ner avfall eller underhåller biologisk mångfald.

#### **Miljöekonomiska analyser**

En miljöekonomisk analys kan vara en fristående studie av en aktivitet eller företeelse, eller en del av en samhällsekonomisk analys. Gemensamt för denna typ av analyser är att de översätter naturvärden och miljöeffekter i monetära enheter, med syftet att via en ge-

mensam enhet, pengar, väga kostnader mot nytta för att uppnå maximal mänsklig välfärd. Det finns olika kriterier för att definiera maximal välfärd, och dessa kriterier är olika beroende på om det är privat eller samhällsrelaterad välfärd som ska maximeras. I traditionell ekonomisk teori antas att ju större möjlighet till konsumtion desto större personlig tillfredsställelse och därmed välfärd<sup>3</sup>. Inom den ekologiskt-ekonomiska teoribildningen försöker man att modifiera begreppet och betona att mer svåråtgångade kvaliteter, så som exempelvis trygghet eller meningsfullhet och tillfredsställelse i arbetet, kan ha mycket större betydelse för vad man upplever som välfärd än produktion och utbyte av varor<sup>3</sup>. Forskare inom denna teoribildning menar att detta måste återspeglas i analyserna.

#### **Cost Benefit Analys**

Cost Benefit Analys (CBA), som på svenska närmast skulle kunna översättas med "kostnads/nyttoanalys", är exempel på en samhällsekonomisk analys som kan innehålla en miljöekonomisk värdering. Metoden utvecklades i USA under början av 1900-talet och användes för att värdera nytta i förhållande till kostnader i beslutsunderlag för stora "utvecklings-" och konstruktionsprojekt<sup>4</sup>. Metoden har efterhand vidareutvecklats för att inkludera externaliteter, det vill säga olika nyttigheter som inte har något marknadspris, så som exempelvis rent vatten, luft, biologisk mångfald, skönhet, etc. Johansson<sup>5</sup> diskuterar hur och i vilken mån som en CBA kan hantera exempelvis irreversibla processer, till exempel utrotning av arter orsakade av en viss aktivitet. Dessutom diskuterar han hur man kan väga in altruism, det vill säga osjälviskhet – att människor inte alltid först och främst vill maximera sin egen nytta, samt fördelning av miljökostnader inom och mellan generationer.

Miljöekonomiska analysmetoder har annars ett utpräglat antropocentriskt perspektiv, det är den mänskliga nyttan, eller välbefinnandet som ska maximeras. Det utesluter ju inte nödvändigtvis värnande om miljö och arter, men dessa aspekter beaktas bara om de påverkar och upplevs som värdefulla av människor. I en ekonomisk analys antas också det totala värdet vara

summan av alla individers värderingar, eftersom samhället är alla individer tillsammans. I detta antagande ligger i princip en viktning av värden i förhållande till fördelning av inkomster i samhället, så att preferenser hos de som har större betalningsförmåga väger tyngre<sup>4</sup>.

För att kunna värdera natur och miljövärden i pengar måste man anta att de är utbytbara, att pengar alltid kan substituera ett naturvärde<sup>3</sup>. I miljöekonomiska analyser används också en diskonteringsränta, därmed räknas kostnader och intäkter som infaller i framtiden som mindre värda än de som infaller idag. Argumenten för en sådan ränta är baserad på premisser om kapitalets produktivitet – något som man får idag kan öka tillväxten, och på människors otålighet – man värderar något man erhåller idag högre än något som kommer att infalla i framtiden. Drake<sup>6</sup> argumenterar för en lägre diskonteringsränta i samhällsekonomiska analyser.

Det finns en mängd olika metoder för att ta reda på eller uppskatta värdena av kostnader och nyttigheter i en miljöekonomisk analys. Vilken metod man väljer beror av kostnadens eller nyttighetens natur, till exempel om det finns ett marknadspris eller inte, och om det inte gör det, hur man i så fall kan uppskatta det.

*Direkta* värderingsmetoder är sådana som baserar sig på vad människor, som förväntas maximera sin nytta, faktiskt väljer<sup>7</sup>. Om det inte finns något marknadsvärde kan man med *indirekta* metoder försöka uppskatta vad människor skulle välja, via kunskap om hur de väljer i aktiviteter som är relaterade till det man faktiskt vill värdera<sup>7</sup>. Ett indirekt mått på det ekonomiska värdet hos en viss typ av landskap är till exempel hur mycket pengar människor spenderar på att turista på landsbygden.

I *Observerande* metoder baseras värdena på existerande marknader. I *hypotetiska* metoder däremot baseras värdena på människors respons på hypotetiska marknader<sup>7</sup>. Det betyder att man låter ett statistiskt representativt urval av en befolkning svara på frågor om

vad de skulle välja eller hur mycket de skulle vara villiga att betala för något, exempelvis för att bevara en fiktiv våtmark eller för att hyra hus i ett fiktivt landskap. Mitchell och Carson<sup>8</sup> har delat in värderingsmetoderna som används i miljöekonomiska analyser i fyra olika grupper, de ger också exempel på metoder inom varje grupp (figur 7).

	Direkt	Indirekt
Observerad	<p><i>Direkt/Observerad</i></p> <p>Värde på existerande eller simulerad marknad</p>	<p><i>Indirekt/Observerad</i></p> <p>"Hedonic pricing", t.ex. markpriser, skatter, resekostnader, alternativkostnad</p>
Hypotetisk	<p><i>Direkt/Hypotetisk</i></p> <p>"Contingent valuation", t.ex. betalningsvillighet eller villighet att acceptera</p>	<p><i>Indirekt/Hypotetisk</i></p> <p>Hypotetisk reskostnad Konsumenters rangordning</p>

Figur 7. Klassificering av, och exempel på, metoder för ekonomisk värdering<sup>8</sup>.

<sup>1</sup> Deutsch, L., Jansson, Å., Troell, M., Rönnbäck, P., Folke, C. och Kautsky, N., 2000. The "ecological footprint": communicating human dependence on nature's work. *Ecological Economics*, 32, 351-355.

<sup>2</sup> Rees, W. och Wackernagel, M., 1996. Urban ecological footprints: why cities cannot be sustainable – and why they are a key to sustainability. *Environmental Impact Assessment Review*, 16, 223-248.

<sup>3</sup> Edwards-Jones, G., Davies, B. och Hussain, S., 2000. *Ecological economics an introduction*. Blackwell Science Ltd, Oxford.

<sup>4</sup> Pearce, D.W., 1983. *Cost-benefit analysis*. The Macmillan Press Ltd, Bath.

<sup>5</sup> Johansson, P.-O., 1993. *Cost-benefit analysis of environmental changes*. Great Britain University Press, Cambridge.

<sup>6</sup> Drake, L., 1994. Relations among environmental effects and their implications for efficiency of policy instruments. 2. rev. ed. Rapport 74, Institutionen för ekonomi, SLU, Uppsala.

<sup>7</sup> Freeman III, M.A., 1993. *The measure of environmental and resource values. Theory and methods*. Resources for the Future, Washington.

<sup>8</sup> Mitchell, R.C. och Carson, R.T., 1989. *Using surveys to value public goods. The contingent valuation method*. resources for the Future, Washington.

*Direkt/Observerande* metoder är metoder för värdering av kostnader och nyttigheter som har ett pris på marknaden. Ett exempel skulle kunna vara prisskillnaden mellan konventionella och ekologiska produkter som ett mått på vad konsumenten är villig att betala för ekologiskt producerad mat.

*Indirekt/Observerande* metoder används för kostnader och nyttigheter som inte har något pris på marknaden. Deras värde beräknas då utifrån marknadsvärdet på något som är direkt relaterat till denna kostnad eller nytta. Det kan till exempel antas att markpriserna i en region står i relation till hur människor värderar ett visst landskap eller naturtyp. Detta kallas "hedonic pricing", det vill säga vad vi är villiga att betala för skönhet och njutning. Andra exempel på sådan värdering är att studera hur mycket människor spenderar på resor till ett visst område. Det kan också vara en värdering baserad på marknadsvärdet för ett alternativ eller en ersättning till det man vill värdera, till exempel kan kostnaden för att föda upp bin för att ersätta vilda pollinerare vara ett sätt att värdera den nytta vi har av dessa pollinerare. Nivån på olika skatter, exempelvis på olja eller konstgödsel uttrycker indirekt människors värderingar, eftersom de accepterar att deras folkvalda politiker inför dessa skatter och att de ligger på just en viss nivå.

I *Direkt/Hypotetiska* metoder frågar man människor vad de är villiga att betala för att exempelvis bevara en viss typ av landskap eller för att acceptera anläggning av en soptipp, det vill säga "betalningsvillighet" eller "villighet att acceptera". Sådan frågor ger information om värdet av kostnaden eller nyttigheten på en hypotetisk marknad. Denna grupp av metoder kallas "contingent valuation" vilket kanske kan översättas med möjlig eller villkorlig värdering.

Värderingen i *Indirekt/Hypotetiska* metoder baseras på människors svar på hypotetiska frågor om faktorer som är relaterade till det som faktiskt värderas. För att indirekt finna ett värde på etiska aspekter i djurhållningen skulle en sådan hypotetisk frågeställning kunna vara "hur ofta en person skulle äta ekologisk

kyckling om personen visste att kycklingen var uppfödd på ett etiskt riktigt sätt". Två metoder som används är hypotetisk reskostnad, det vill säga frågor om hur långt människor är villiga att åka för en viss upplevelse och rangordningar av olika tillstånd eller aktiviteter<sup>1</sup>. Till exempel kan personer bes att fördela in en viss summa pengar på olika alternativ, exempelvis semester i en national park, ekologisk mat, sex timmars arbetsdag etc. Motivet till att ställa upp hypotetiska frågeställningar om faktorer som är relaterade till den faktor man egentligen vill värdera, istället för att fråga om denna faktor direkt, är att sådan frågor kan vara lättare att besvara och sätta ett rimligt pris på i en fiktiv situation. Man kan till exempel fråga om hur mycket en person är villig att anstränga sig för att resa till ett landskap istället för att fråga om hur personen värderar det landskapet.

Ekonomiska värderingar av miljökostnader för mänskliga aktiviteter, och av nyttigheter som naturen förser oss med, förutsätter att människor är informerade och har ekologisk kunskap så att de kan sätta in en frågeställning i sitt sammanhang och se dess indirekta konsekvenser. Utfallet av hypotetiska frågeställningar beror dessutom i allra högsta grad på hur frågorna ställs.

För att beräkna värdet av exempelvis en våtmark måste man, förutom att värdera hur tilltalande man finner naturtypen, förstå de ekologiska funktionerna i en våtmark och våtmarkens relation till omgivande system. Detta kräver kunskap om hur våtmarken fångar upp näringsämnen, påverkar mikroklimat, reglerar vattenflöden, frigör gaser, underhåller biologisk mångfald etc. Hypotetiska frågeställningar om betalningsvillighet för sådana nyttigheter kräver otroligt komplicerade formulär och kopplingen till ett verkligt värde är därför ofta tveksam.

Det finns ett stort antal miljöekonomiska analyser av jordbrukets markanvändning. Till exempel har Drake<sup>2,3</sup> värderat olika typer av landskapsvärden baserat på studier av betalningsvillighet. Malmberg<sup>4</sup> har beräknat betalningsviljan för att jordbruket upphör att an-



vända bekämpningsmedel. Silvander<sup>5</sup> har beräknat de ekonomiska kostnaderna för kväveläckage från svenskt jordbruk och Lundström<sup>6</sup> har gjort en samhälls-ekonomisk jämförelse mellan ekologisk och konventionell mjölkproduktion. En stor internationell forskargrupp beräknade det monetära värdet av alla ekosystemtjänster på jorden med hjälp av främst analys av alternativkostnader<sup>7</sup>. Pimentel m.fl.<sup>8</sup> har beräknat det monetära värdet av biologisk mångfald och Pretty m.fl.<sup>9</sup> har beräknat de totala miljökostnaderna för det brittiska jordbruket.

#### Att dra slutsatser om ekologisk uthållighet utifrån en miljöekonomisk analys

Eftersom en miljöekonomisk analysmetod är helt antropocentrisk kan den inte ha någon omedelbar relation till ekologisk uthållighet eller ekosystemprinciper utan dessa vägs in i den mån människor har förståelse och lägger vikt vid sådana aspekter. Uthållighet och systemprinciper hanteras i en miljöekonomisk analys via mänskliga värderingar och beror av vår natursyn, kunskap och etik.

#### Styrkan med miljöekonomisk analys

Miljöekonomiska analyser använder ett värdemått som är välkänt och därför är lätt att förstå, tolka och kommunicera. De kan enkelt användas som beslutsunderlag och för utarbetande av policy.

#### Den miljöekonomiska analysens svaghet

Miljöekonomiska analyser kan bara värdera ekologisk uthållighet om människor värderar det som viktigt och förstår dess fulla vidd. Resultaten av indirekta värderingsmetoder är beroende av hur frågor och problem formuleras. Vissa naturvärden kan vara omöjliga att värdera i monetära termer. Analyserna är också ofta aggregerade till en enda summa vilket minskar möjligheten till att bedöma ursprungliga beräkningar och antaganden.

#### Tillståndsanalys

En tillståndsanalys utförs med hjälp av olika typer av indikatorer. Sådana indikatorer kan ha fokus på exempelvis fysiska, kemiska, biologiska och socioeko-

nomiska aspekter<sup>10</sup>. Indikatorer kan innehålla såväl kvalitativa som kvantitativa mått. Här behandlas endast biologiska indikatorer.

#### Biologiska indikatorer

En indikatorart är en art som indirekt kan ge upplysning om tillståndet hos många fler arter eller om ekologiska, kemiska eller fysiska tillstånd. En indikatorart måste vara speciellt känslig för de förändringar som önskas studeras, det är också en fördel om indikatorarten är enkel att undersöka och förekommer allmänt i ekosystemet ifråga. Till exempel kan dagmaskar vara en indikator på en jordstruktur, lavar på olika typer av luftföroreningar, och örter på gödsling etc. Biologiska indikatorer kan beskriva ett brett spektrum av kvaliteter. Såväl antal arter, populationsstorlekar och artsammansättning, som förekomsten av enskilda arter kan användas som indikatorer. Det totala antalet arter som förekommer i en biotop kan t.ex. vara en indikator på områdets komplexitet, och förändringar i populationernas storlek t.ex. på förekom-

<sup>1</sup> Mitchell, R.C., och Carson, R.T., 1989. Using surveys to value public goods. The contingent valuation method. resources for the Future, Washington.

<sup>2</sup> Drake, L., 1987. Värdet av bevarat jordbrukslandskap. Resultat av intervjuundersökningar, Rapport 289, Institutionen för ekonomi, SLU, Uppsala.

<sup>3</sup> Drake, L., 1992. The non-market value of the Swedish agricultural landscape. European Review of Agricultural Economics, 19, 351-364.

<sup>4</sup> Malmberg, J., 1994. Attityder till bekämpningsmedel och betalningsviljan för en minskad användning av dessa i det svenska jordbruket. Examensarbete no. 126 Institutionen för Ekonomi, SLU, Uppsala.

<sup>5</sup> Silvander, U., 1991. Värdering av kväveläckagets negativa effekter i Sverige, Rapport 37, Institutionen för ekonomi, SLU, Uppsala.

<sup>6</sup> Lundström, S., 1997. Bör vi dricka ekologisk mjölk? – En samhällsekonomisk jämförelse mellan konventionell och ekologisk mjölkproduktion. Rapport 109, Institutionen för ekonomi, SLU, Uppsala.

<sup>7</sup> Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. och van der Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387(15), 253-260.

<sup>8</sup> Pimentel, D.C., Wilson, C., McCullum, R., Huang, P., Dwen, J., Flack, Q., Tran, T., Saltman, T. och Cliff, B., 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity. BioScience, 47, 747-758.

<sup>9</sup> Pretty, J.N., Brett, C., Gee, D., Hine, R.E., Mason, C.F., Morison, J.I.L., Raven, H., Rayment, M.D., van der Bijl, G., 2000 An assessment of the total external costs of UK agriculture. Agricultural Systems, 65 (2), 113-136.

<sup>10</sup> Cairns Jr, J., McCormick, P.V. och Niederlehner, B.R. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. Hydrobiologia, 263, 1-44.

sten av störningar. Man skiljer mellan begreppen indikatorarter och nyckelarter. Nyckelarter är arter som är avgörande för att en speciell funktion ska kunna utföras i ett ekosystem. Exempel på sådana är pollinatörer, mykorrhizabildande svampar och nitrifikations- och denitrifikationsbakterier i ett agroekosystem. En nyckelart kan naturligtvis också fungera som indikator om den uppfyller de krav på känslighet, diagnostiserbarhet och förekomst som beskrivits ovan.

Bioindikatorer har sedan länge använts för att följa förändringarna av exempelvis populationer av utrotningshotade arter, luftföroreningars effekter på skog och gröda, upplagring av tungmetaller etc.

#### **Index of Biotic Integrity**

Ett relativt nytt och komplext verktyg är Index of Biotic Integrity (IBI) (ibland också benämnt Index of Biological Integrity). Metoden har hittills främst använts för att följa ekologiska förändringar i akvatiska system som orsakats av mänsklig påverkan<sup>1</sup>. Idén med metoden är att djur- och växtsamhällen, bättre än kemiska och fysiska mått, kan beskriva ekosystemens reaktion på sådan påverkan. Begreppet integritet hänför sig till ursprunglig struktur eller historisk sammansättning av arter i ett ekosystem<sup>2</sup>.

IBI tas fram genom en viktning mellan biologiska indikatorer, som visat sig användbara för att bestämma graden av mänsklig påverkan i ett visst system, i förhållande till en identifierad "ostörd" referens. Karr m.fl.<sup>1</sup> identifierar 12 olika biologiska mått för att värdera integriteten i akvatiska system. Dessa mått innehåller analyser av arternas antal och sammansättning, antal och typer av trofiska nivåer, samt tillståndet hos ett antal indikatorarter.

Resultatet av en analys presenteras genom förändringar i framtagna index. Vid sidan av tabeller kan exempelvis AMOEBA-diagram användas för att visuellt illustrera en situation i förhållande till en referens i form av ett önskvärt tillstånd eller ett utgångsläge<sup>3</sup>. En AMOEBA kan också komplettera resultat-

beskrivningen genom att belysa förändringen hos enskilda arter (figur 8). Namnet AMOEBA är en tysk akronym för "generell metod för att beskriva och värdera ekosystem"<sup>3</sup> (ff:s översättning). AMOEBA-diagrammet är framtaget för att användas i kommunikation med icke-specialister.

O'Connell m.fl.<sup>4</sup> använder förekomst av olika fågelsamhällen för att indikera biologisk integritet och ekosystemkondition i ett område i centrala Appalacherna, och beskriver även tillvägagångssättet i en sådan analys. Det första steget i studien var att identifiera en referensgradient avseende mänsklig påverkan, där den ekologiska konditionen mättes med hjälp av ett stort antal väletablerade biologiska, fysiska och kemiska mått. Nästa steg var att göra en oberoende rankning av fågelsamhällena i referensgradienten. Därefter identifierades vilka samhällen som indikerade låg och vilka som indikerade hög biologisk integritet. De identifierade samhällena och de arter de bestod av kunde sedan användas för att ranka integritet i andra ekosystem. I en annan studie har Berkman m.fl.<sup>5</sup> undersökt vilka organismgrupper som skulle vara användbara för att analysera biotisk kvalitet i olika jordbruksområdens åar.

För att använda IBI i en värdering av jordbrukets effekter i själva odlingslandskapet kan inte begreppet mänsklig störning användas, eftersom agroekosystem per definition alltid innehåller en mänsklig störning. I sådana system är det mer relevant att försöka identifiera olika aspekter på ett systemets "hälsa" och vilka biologiska parametrar som bäst indikerar dessa aspekter (se ovan under kapitlet "Indikatorer på ekosystems hälsa").

#### **Att dra slutsatser om ekologisk uthållighet utifrån IBI**

Vilka indikatorer som man väljer att använda i en analys är avgörande för vilka resultat som man får och vilka slutsatser som man kan dra. Valet av indikatorer bygger såväl på kunskap om systemet som studeras som på vilken ekologisk kunskapsbas man har. Biologiska indikatorer indikerar en organisms reaktioner på förändringar i ekosystemet, men inte entydigt

orsaken. Dessa indikatorer har tillsammans med andra ekologiska och socio-ekonomiska mått en naturlig plats bland så kallade uthållighetsindikatorer och indikatorer på "ekosystemhälsa"<sup>6</sup>.

#### Styrkan med Index of Biotic Integrity

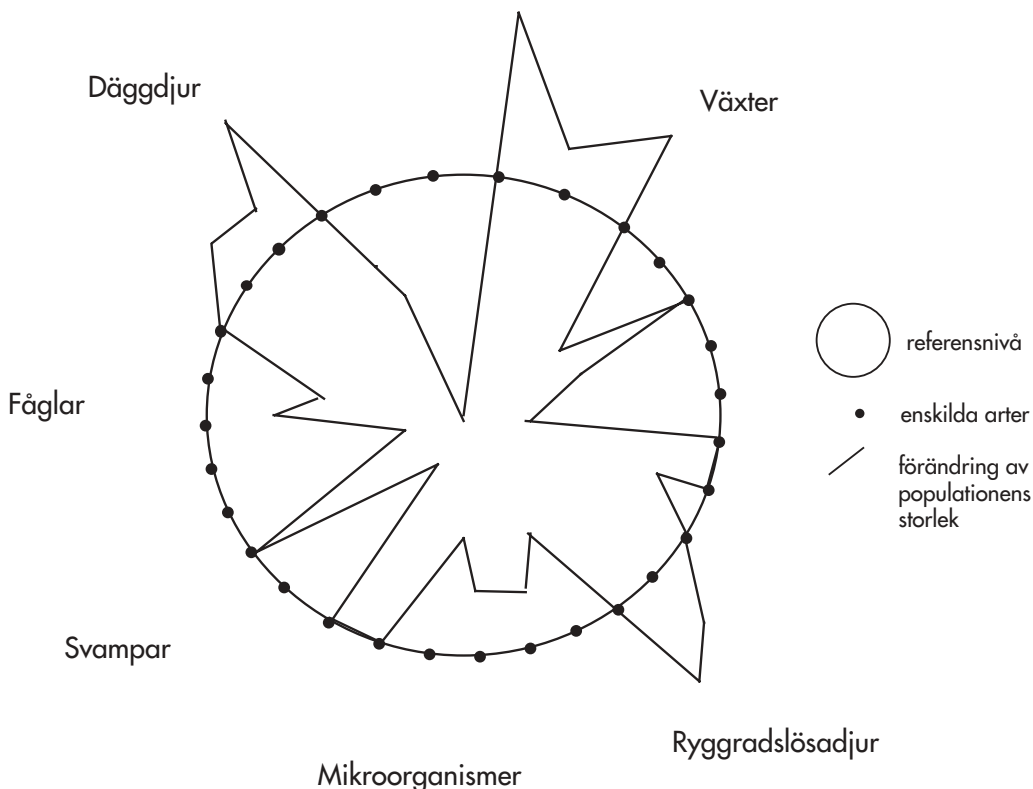
Index of Biotic Integrity beaktar faktiska effekter av en aktivitet på omgivande system och kan innehålla både kvalitativa och kvantitativa mått.

#### Svagheten med Index of Biotic Integrity

Valet av indikatorer och viktning vid sammansättning och redovisning av olika index är avgörande för resultatet. Metoden omfattar inte en analys av resursanvändning (så vida inte uttagen sker i området och påverkar ekosystemet mer eller mindre direkt). Den hanterar inte trade off's, det vill säga om något har

positiva effekter för vissa arter och negativa för andra. IBI kräver en referensnivå eller diskussion om vad som är önskvärt. Svårigheter ligger i att enas om vad som är referensnivåer i agroekosystem. Resultatet av en analys säger inget om orsak, bara om verkan.

- <sup>1</sup> Karr, J.R., Faush, K.D., Angermeier, P.L., Yant, P.R. och Schlosser, I.J., 1986. Assessing biological integrity in running waters. A method and its rational. Illinois Natural History Survey, Campaign.
- <sup>2</sup> Callicott, J.B. och Mumford, K., 1997. Ecological sustainability as a conservation concept. Conservation biology, 11(1), 32-40.
- <sup>3</sup> Bell, S. och Morse, S., 2000. Sustainable indicators. Measuring the immeasurable. Earthscan Ltd, London.
- <sup>4</sup> O'Connell, T.J., Jackson, L.E. och Brooks, R.P., 2000. Bird guild as indicators of ecological condition in the central Appalachians. Ecological Applications, 10(6), 1706-1721.
- <sup>5</sup> Berkman, H.E., Rabeni, C.F. och Boyle, T.P., 1986. Biomonitoring of stream quality in agricultural areas: fish versus invertebrates. Environmental Management, 10(3), 413-419.
- <sup>6</sup> Morse, S., 2001. Sustainability Indicators: The problem of integration. Sustainable Development, 9, 1-15.



Figur 8. Exempel på hur en AMOEBA skulle kunna användas för att beskriva förändringar i arternas storlek i ett fiktivt agroekosystem. Den olikformiga figuren i diagrammet beskriver, i detta fall, förändringen av storleken på populationer av olika arter i förhållande till deras storlek vid en tidigare tidpunkt eller i ett annat ekosystem. Referensnivån, dvs. ekosystemet eller tidpunkten, representeras av cirkeln. Varje art är en punkt i diagrammet. Ytan som den olikformiga figuren bildar i förhållande till cirkelns yta ger en intuitiv, men ytlig uppfattning om förändringen av totala antalet arter i hela ekosystemet.







## Metodernas olika utgångspunkter och andra viktiga aspekter att väga in vid val av metod

De flesta av metoderna är under stark utveckling, till exempel förbättras deras förmåga att hantera emissioner, olika resurskvaliteter och ekosystemtjänster. Det är dock ofta en skillnad mellan vad man teoretiskt kan göra med hjälp av metoden och vad man praktiskt gör. I sammanställningen i tabell 2 beskrivs dock metoderna som de ser ut idag, och hur de främst har använts fram till idag.

Ett rent ekocentriskt perspektiv har endast emergi-analysen och möjligen också exergianalysen (tabell 2). I dessa analyser värderas ekologisk uthållighet utifrån teorier om hur ekosystem är organiserade och vad som är en förutsättning för att de ska fortleva. En av utgångspunkterna är att uthållighet ligger i att maximera emergi- respektive exergiinflödet till ett system, och att varje enhet ska bidra till att systemet överlever och ökar sin förmåga att dra in resurser.

Man kan i och för sig säga att om människan är en del av ekosystemen så har vi i någon mening gemensamma intressen, exempelvis är biologisk mångfald, bördiga jordar och gynnsamt klimat förutsättningar för ett livskraftigt jordbruk. Å andra sidan finns ekologiska lösningar som inte är tänkbara för oss; om klimatet ändras kommer det alltid finnas ekologiska system som gynnas och en obegränsad ökning av vissa arter tär på människans utrymme. Att metoderna är ekocentriska gör dem ibland svåra att förstå eftersom vi har svårt att se saker utan att sätta oss själva i centrum. Det kan också vara svårt att tolka analyser av människoskapade system som inte alls är evolutionärt utprovade.

I analyser av mänskliga system är syftet ofta att hitta lösningar som minimerar emergi- eller exerginsatsen och använder så lite icke förnybara resurser som möj-

ligt, medan ett högre inflöde av emergi eller exergi till ett ekosystem ger större förutsättning för överlevnad eftersom det då kan generera en större mängd olika funktioner. Att bygga upp större lager och underhålla fler arter gör till exempel ett ekosystem livsdugligare än andra system. Med andra ord, när man tolkar resultaten av en emergi- eller exergianalys ur ett mänskligt perspektiv är värdering av nyttan av den studerade aktiviteten av avgörande betydelse, medan i ekosystem utprövas nyttan evolutionärt. Det system som ger mest "nytta" med minst exergi- eller emergi-insats är teoretiskt sett "mest ekologiskt uthålligt". Nyttan i denna bemärkelse är ett väldigt vitt begrepp. Icke livsdugliga mutationer eller en mångfald som kan tyckas slösaktig kan vara "nyttiga" exempelvis som underlag till det naturliga urvalet eller försäkringar för oförutsedda förändringar.

Den ekonomiska analysen är den analys som har det tydligaste antropocentriska perspektivet, det vill säga, det är det mänskliga välbefinnandet som ska maximeras och ekologisk uthållighet kan inte existera utan mänskligt välbefinnande.

Om de övriga analyserna som diskuteras i denna rapport kan man säga att själva metoderna i sig är neutrala därför att de grundar sig på naturvetenskapliga fundament. Ett antropocentriskt perspektiv återfinns dock i vad vi anser vara viktigt att analysera, vad som ska optimeras, hur vi värderar olika miljöeffekter i viktighetsverktyg och vad vi utelämnar i analyserna.

### Att välja metod

Det system man ska studera och den frågeställning man har är naturligtvis avgörande för vilken metod man bör välja. Det är viktigt att utgå ifrån sitt eget problem och vad man behöver veta, och inte bara välja

Tabell 2. Jämförelse mellan de olika analysmetoderna ur ett antal aspekter relevanta för att bedöma deras användbarhet i relation till värdering av miljö- och naturresursanvändning i agroekosystem.

	Material-flödesanalys	Ergianalys	Exergianalys	Ergianalys	Livscykelanalys	Ekologiskt fotavtryck	Miljöekonomisk analys	Biologiska indikatorer
<b>Perspektiv</b>	Neutralt/ Antropocentriskt	Neutralt/ Antropocentriskt	Neutralt/ Ekocentriskt	Ekocentriskt	Neutralt/ Antropocentriskt	Neutralt/ Antropocentriskt	Antropocentriskt	Antropocentriskt/ Ekocentriskt
<b>Främsta användningsområde</b>	Analys på region och land nivå	Jämföra tekniska processer	Jämföra tekniska processer	I gränsszonen mellan ekonomiska och ekologiska system	Jämföra tekniska processer	Analys på region- och landnivå	Som beslutsunderlag i utvecklingsprojekt	För övervakning och observationer av mänsklig påverkan på ekosystem
<b>Vetenskaplig bas</b>	Fysisk resursteori	Fysisk resursteori	Termodynamik	Systemekologi, termodynamik	Fysisk resursteori	Ekologi och termodynamik	Neoklassisk ekonomisk teori	Populations, ekosystem, evolutionsekologi
<b>Analysmetodens mål</b>	Beräkna mänskliga resursanspråk	Värdera användning av hjälpenergi	Värdera resursanvändning och produktions-effektivitet	Värdera anspråk på naturarbete	Jmf. produktionsmetoder, finna miljöförbättringar	Visualisera mänskliga resursanspråk	Bedöma nytta i förhållande till kostnad	Indikera tillstånd och förändring, identifiera miljöpåverkan
<b>Förmåga att värdera emissioner</b>	Beaktas ej	Hanteras vanligtvis inte	Kemiska emissioner kan hanteras	Hanteras vanligtvis inte	Kvantifieras och delas in i effektkategorier	Hanteras vanligtvis inte, förutom CO <sub>2</sub>	Alternativ kostnad för rening eller kostnad för sanering	Hanteras inte
<b>Förmåga att hantera olika energikvaliteter</b>	Beaktas ej	Dålig	Till den grad de kan omvandlas till tillgänglig energi	Transformiteter används som viktningfaktorer	Subjektiva viktningar avgör	I den mån de beräknas på olika typer av biomassa	Marknadsvärde avgör	Hanteras inte
<b>Förmåga att hantera resurser av olika typer</b>	Låg	Ingen	Beräknas genom skillnader i koncentration	Transformiteter används som viktningfaktorer	Subjektiva viktningar avgör	I den mån de kan omvandlas till en yta	Marknadsvärde avgör	Hanteras inte
<b>Förmåga att hantera ekosystemtjänster</b>	Nej	Nej	I den mån de kan kvantifieras	I den mån de kan kvantifieras	I den mån de kan kvantifieras	I den mån de kan omvandlas till en yta	Till den grad de kan uttryckas på en marknad	Ja
<b>Noggrannhet, precision</b>	Låg	Relativt god	Exakt metod, brist på data minskar noggrannheten	Relativt dålig	Relativt god	Relativt dålig	God, när marknadsvärde finns, annars relativt dålig	Relativt god
<b>Kommunicerbarhet</b>	God	God	Relativt god	Relativt dålig	God	God	Mycket god	God
<b>Innehåller uttalad värdering</b>	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja, om fullständig, annars nej	Nej	Ja	Nej
<b>Systemgränser</b>	Global till lokal, även indirekt resursförbrukning kan inkluderas	Processkala	Processkala	Global till lokal, även historisk tid	Teknosfären, resurser värderas först då de plöcks ut ur naturen	Godtyckliga delar av global och lokal	Innanför en potentiell marknad, och kort sikt (<30 år)	Lokal

en metod för att den är enkel eller vanlig. Kanske vill man veta miljöeffekterna av olika tomatsåser, se hur en insjö påverkats av mänsklig aktivitet jämfört med en orörd, eller kanske vill man få folk att inse att vår livsstil är ohållbar och orättvis ur ett fördelningsperspektiv. Beroende på frågeställningen är det viktigt att vara klar över om metoden beaktar exempelvis emissioner på ett konsistent sätt, om den kan användas för att beskriva ekosystemtjänster eller hur den kan hantera kvalitativa data. Det är också viktigt att göra sig en bild av vilket beslut som ska stödjas med det underlag som tas fram och att vara klar över vilken information som behövs. Vissa av de svagheter som redovisats, i genomgången i denna rapport, för de olika metoderna är mer eller mindre direkt kopplade till ursprungssyftet med metoden och då ligger kanske svagheten snarare i att man försöker använda metoden på fel sätt. Ingen metod är universell, utan metoderna betonar olika sidor av verkligheten. Som en hjälp vid sitt val av metod kan man använda den guide, som finns som appendix till rapporten (sid. 57). Denna guide togs fram under doktorandkursen, "System Principles and Sustainability Assessments for Ecological Land-Use".

En metods precision, generaliserbarhet och kommunicerbarhet är viktig att väga in, speciellt om analysen ska användas som beslutsunderlag. Det gäller att finna lagom hög noggrannhet för att belysa problemet. Hur exakt måste resultatet vara för att ge ett tillförlitligt svar på den fråga man ställer sig. Ofta står exakthet i motsats till generaliserbarhet och till förmåga att hantera komplexitet. Då man vill ha hög noggrannhet i varje delkomponent i en analys minskar den möjliga skalan, eftersom mängden data annars blir ohanterlig. Det kan ge risk för suboptimering, det vill säga att det alternativ som tycks mest optimalt utifrån analysen inte är det i en analys på en större systemnivå. Med mindre noggrannhet finns i sin tur risk för att viktiga skillnader döljs och dålig precision kan ge helt felaktiga resultat. Med siffror och index är det lätt att kommunicera resultatet av ett stort data underlag, men när vi börjar kvantifiera ökar risken för att det vi kan mäta och beräkna tillskrivs större

vikt än de kvalitativa aspekter som inte kan fångas i siffror.

När man har komplexa frågeställningar och system är transparens i resultatet mycket viktigt. Det vill säga möjlighet att studera de olika delarna som bidrar till det beskrivna resultatet. Igen står man inför en avvägning. Hög aggregering ger ett beslutsunderlag som är lätt att förstå, men istället förlorar man transparens och det är svårt att själv bilda sig en uppfattning om de underliggande premisser, antaganden och gränsdragningar som en analys alltid innehåller.

Det måste också vara möjligt att skapa sig en uppfattning om var systemgränserna är satta för en analys. Detta gäller såväl gränser i tid som i rum. Beaktar analysen till exempel naturarbete för att bilda mineral, beaktar den emissioner och indirekta flöden?

Att en metod inte innehåller en tydlig värdering innebär inte att den är värderingsfri. I alla beslutsprocesser sker någon slags värdering. Alla värderingar baseras på någon sorts värdegrund, det vill säga grundläggande premisser om bra eller dåligt. Själva värderingen kan vara subjektiv och vilken värdegrund man väljer är alltid subjektivt. Frågan är var värderingen ska ske: redan hos analytikern eller ska dessa beslut lämnas till beslutsfattaren? I en CBA finns en tydlig och redovisad värdegrund, det är människans subjektiva nytta som är basen för värderingen. I en emergianalys kan man hävda att värdegrunden är lika tydlig, men att värderingen är objektiv. Olika resurser värderas utifrån deras placering i en energihierarki. Oavsett detta så måste en emergianalys alltid brytas mot subjektiva värderingar i en beslutsprocess. Att använda, jämföra och diskutera metoder med olika värdegrunder kan ge nya infallsvinklar och en fördjupad förståelse.

Många naturresursanalyser, exempelvis LCA, ekonomiska analyser och materialflödesanalyser, är baserade på linjära modeller av ekonomins förhållande till ekosystemen. I ekosystem är just icke linjära förhållanden vanliga, så som till exempel att ett

system kan buffra en störning till en viss nivå men därefter sker en stor förändring. En population av en art kan överleva med färre och färre enskilda individer, men när en viss nivå nåtts dör den plötsligt ut. Denna nivå utgörs inte av ett fast antal individer utan beror av en mängd olika yttre och inre faktorer, så som klimat, födotillgång, reproduktionsförmåga, genetisk variation inom populationen etc. Skogsmark kan buffra mot försurning till en viss tröskel och när den överskrids ändras pH snabbt.

I metoderna behandlas vad som är förnybart och icke förnybart som en fast gräns. I princip är dock alla resurser förnybara (utom kanske utrotade arter) beroende på vilket tidsperspektiv och vilken rumslig skala man anlägger. Ett för stort uttag av en "förnybar" resurs kan innebära ett lika stort hot mot uthålligheten som användning av en "icke förnybar", eller i vissa fall kanske till och med ett större hot, om det påverkar ekosystemens vitalitet. Skövling av skog drar till exempel undan livsrum för många arter med livsviktiga funktioner för skogs ekosystemen.

Alla metoderna som beskrivs i denna rapport, utom biologiska indikatorer, är framförallt kvantitativa och har sitt fokus på analys av förbrukningen av energi och icke förnybara resurser. Sådana analyser relaterar till uthållighet endast om man är överens om att tillgänglighet av icke förnybara resurser minskar och att dessa inte kan substitueras, eller om man anser att potentiella miljöeffekter i någon mening är proportionella mot förbrukningen av naturresurser. Många av analyserna förhåller sig inte alls till ekosystemen, och säger inte något eller mycket lite om dessa systems uthållighet. Framför allt inte om uthålligheten i systemen i högre grad avgörs av hur de är organiserade (om de har korta återkopplingar, hög mångfald och god anpassnings- och återhämtningsförmåga) än av nivån på olika fysiska flöden, som till exempel olja eller kväveläckage.

Sammanfattningsvis bör sägas att en isolerad miljö- och naturresursanalys måste kombineras med andra kunskaper, metoder eller erfarenheter om den ska kunna bilda underlag till bedömning av uthållighet. Detta eftersom uthållighet innehåller aspekter av ekologisk, social och ekonomisk karaktär.









## Ordlista

- Adaption – anpassning till en förändring (adapt = anpassa, tillpassa)
- Agroekosystem – jordbruksekosystem som innehåller både den icke levande miljön: jord vatten och luft, samt den levande: växter, djur och människor.
- Antropocentrisk – människocentrerad, alla värden utgår från människan, endast hon kan värdera (antropocentrism – övertygelsen om att människan är centrum i universum).
- Carrying Capacity – bärkraft, en ekologisk term som beskriver mängd biomassa, antal arter, populationer, funktionella grupper m.m. som ett visst ekosystem kan innehålla, beroende av t.ex. mängden inflydande energi och ursprungliga geologiska, fysiska och kemiska förutsättningar.
- Dissipation – omvandling av energi till värme.
- Ekocentrisk – ekosystemcentrerad, alla värden utgår från ekosystemen och naturen tillskrivs moralisk ställning.
- Emergenta egenskaper – egenskaper som uppkommer i en helhet som inte kan härledas genom studier av de olika delarna.
- Energi – rörelse eller förmåga till rörelse, mäts i värmeekvivalenter, enheten är J, joule.
- Energhierarki – systemekologisk term som beskriver hur energiinnehållet i en komponent minskar samtidigt som dess energikvalitet, förmåga att påverka, ökar vid varje energitransformering i naturen.
- Entropi – begrepp inom termodynamiken och informationsteorin och ett mått på sannolikheten för ett visst tillstånd ska existera. Komplexa och ordnade system exempelvis något som lever, har låg entropi medan oordnat avfall har hög.
- Evolution – biologisk term som beskriver utvecklingen av arter genom förändring i deras ärftliga egenskaper, hur arter utvecklas genom att de bäst anpassade genetiska förändringarna selekteras fram under utprovning i biologiska system. Vissa ekologer menar att termen endast kan användas i detta sammanhang. Används dock av andra inom ekologin för att beskriva utveckling innehållande förändring till något kvalitativt annorlunda, ofta i språng.
- Energi – tillgänglig energi av ett slag som har använts för att generera en produkt. Ofta uttryckt i solenergi, då blir enheten sej (solemergi-joule).
- Exergi – arbete, ordnad rörelse, eller förmåga till arbete eller ordnad rörelse. Exergin är ett mått på avstånd från termodynamisk jämvikt, enheten är J, joule, dvs. densamma som för energi.
- Geobiosfär – den del av jorden som innehåller jord, vatten, luft och liv.
- Jordens livsuppehållande system – kan också kallas livgivande system och är den delen av jorden med dess ekosystem, jordskorpa och atmosfär som genererar och underhåller de fysiska, kemiska och biologiska förutsättningarna för liv.
- Resiliens – inom ekologin finns många definitioner av resiliens, men kortfattat kan man säga att det är förmåga att absorbera en störning utan att systemets vitalitet och huvudsakliga funktion förändras. Begreppet innefattar också till vilken grad ett system är självorganiserande och vilken förmåga det har att lära och anpassa sig till förändringar. Begreppet har utvecklats inom ekosystemekologin men används idag även för sociala system.
- Självorganiserande system – dissipativa strukturer som befinner sig långt från termodynamisk jämvikt och är öppna mot omgivningen. De organiserar sig själva så att dess delar samverkar inbördes. Processen underhåller sig själv och har förmåga att reorganisera sig i ny och annan form.
- Termodynamik – läran om värmets natur och dess omvandling till andra energiformer. Termodynamiken sammanfattas i en antal huvudsatser, vanligen fyra stycken (0:te – 3:dje), som i dagligt tal brukar kallas "energilagor". Dessa "lagor" gäller såväl i naturen som när man konstruerar en bilmotor.
- Termodynamisk jämvikt – tillstånd då alla koncentrationsskillnader är utjämnade, då inget arbete kan uträttas.

## Litteraturförslag

Här följer en lista på litteratur som vi funnit intressant och användbar för att ge bakgrund till, beskriva och visa exempel på användningen av metoderna i lantbrukssammanhang.

### Mer att läsa om systemekologi och självorganiserande system

- Odum, E.P., 1997. Ecology: a bridge between science and society. Sinauer Associates, Sunderland
- Odum, H. T. 1994. General and ecological systems: an introduction to systems ecology. Reviderad upplaga. Niwot: University Press of Colorado.  
<http://www.resalliance.org>

### Mer att läsa om materialflödesanalys

- Burström, F., 1998. Municipal material accounting and environmental management. Licentiatavhandling, Tekniska högskolan, Stockholm.
- ConAccount, 2000. Material flow analysis for environmental sustainability. <http://www.conaccount.net/> (besökt 010610).
- Hinterberg, F. och Schmidt-Bleek, F., 1999. Dematerialization, MIPS and Factor 10. Physical sustainability indicators as a social device. Ecological Economics, 29, 53-56.
- Högberg, S. (Red.). Dematerialization and factor 10 : survey, AFR-rapport; 240, AFN, Naturvårdsverket, Stockholm.
- SCB och LRF. 2000. En framtida nationell materialflödesstatistik – användning av naturresurser, substanser och kemikalier i produktion och konsumtion. Rapport 2000:4. Örebro, SCB-tryck.

### Mer att läsa om emergianalys

- Jansén, J., 2001. Energy analysis of early, mid and late 20th century Swedish farming systems: a local case study. Journal of Sustainable Agriculture, 17(4), 9-25.
- Refsgaard, K., Halberg, N. och Kristensen, E.S., 1998. Energy utilization in crop and dairy production in organic and conventional livestock production systems. Agricultural Systems, 57(4), 599-630.
- Schroll, H., 1994. Energy-flow and ecological sustainability in Danish agriculture. Agriculture Ecosystems & Environment, 51, 301-310.
- Törner, L., 1995b. Energibalans på tio gårdar. Odling i Balans. Vallåkra.
- Uhlén, H.-E., 1997. Energiflöden i livsmedelskedjan. I: En systemstudie för ett miljöanpassat och uthålligt jordbruk. Naturvårdsverket Rapport nr. 4732, Stockholm.

### Mer att läsa om exergianalys

- Hovelius, K., 1997. Energy-, exergy- and emergy analysis of biomass production. Rapport 222, Institutionen för lantbruksteknik, SLU, Uppsala.
- Jørgensen, S.E., 2000. A general outline of thermodynamic approaches to ecosystem theories. In: S.E. Jørgensen, F. Müller (Red.), Handbook of ecosystem theories and management. Lewis Publisher, Boca Raton, s. 113-133.
- Nilsson, D., 1997. Energy, exergy and emergy analysis of using straw as fuel in district heating plants. Biomass and Bioenergy, 13(1 & 2), 63-73.
- Wall, G., 1993. Exergilära.Handledning för självstudier. Exergi, ekologi, demokrati, Möndal.

### Mer att läsa om emergianalys

- Björklund, J., 2000. Emergy analysis to assess ecological sustainability, strengths and weaknesses. Doktorsavhandling, Agraria 242, SLU, Uppsala.

- Johansson, S., Doherty, S. J. och Rydberg, T. 2000. Sweden food system analysis. I: Brown, M.T. Emergy synthesis. Theory and applications of the emergy methodology. Proceedings from the First Biennial Emergy Analysis Research Conference, Gainesville, Florida, September 1999. The Center for Environmental Policy, Department of Environmental Engineering Science, Gainesville.
- Lagerberg, C., 1999. Emergy analysis of the resources use in greenhouse crop production and of the resources basis of the Swedish economy. Doktorsavhandling, Agraria 191, SLU, Alnarp.
- Lagerberg, C. 2000. Emergianalys - hur gör man ?. Institutionen för växtvetenskap, SLU, Alnarp. <http://www.cul.slu.se/emergi> (besökt 010401)
- Odum, H. T. 1996. Environmental accounting: emergy and environmental decision making. John Wiley & sons, Inc., New York.

### Mera att läsa om LCA

- Andersson, K., 1998. Life Cycle Assessment (LCA) of food products and production systems. Doktorsavhandling, Chalmers tekniska högskola, ARF-rapport 203, ARF, Naturvårdsverket, Göteborg.
- Cederberg, C. 2002. Life Cycle Assessment (LCA) of animal production. Avhandling, Avdelningen för tillämpad miljövetenskap, Göteborgs universitet, Göteborg.
- Ciambone, D.F., 1997. Environmental life cycle analysis. Lewis Publ., Boca Raton.
- Guinée (Red.), 2001. LCA - An operational guide to the ISO-standards <http://www.leidenuniv.nl/cml/lca2/index.html> (besökt 011028)
- ISO 14041:1998 Environmental management -- Life cycle assessment -- Goal and scope definition and inventory analysis. ISO 14042:2000 Environmental management -- Life cycle assessment -- Life cycle impact assessment. ISO 14043:2000 Environmental management -- Life cycle assessment -- Life cycle interpretation. Svensk standard.
- Mattsson, B., 1999. Environmental Life Cycle Assessment (LCA) of agricultural food production. Doktorsavhandling, Agraria 187, SLU, Uppsala.
- Tidskriften Journal of Life Cycle Assessments

### Mera att läsa om Ekologiska fotavtryck

- Deutsch, L., 1999. Ecosystem appropriation through industrial intensification and trade: Swedish agriculture 1962 - 1994. Examensarbete 1999:3, Institutionen för systemekologi, Stockholms universitet, Stockholm.
- Wackernagel, M. och Rees, W., 1996. Our ecological footprint. Reducing human impact on the earth. New Society Publisher, Gabriola Island.
- Wackernagel, M., Onisto, L., Bello, P., Linares, A.C., López Falfán, I.S., García, J.M., Suárez Guerrero, A.I., Suárez Guerrero, M.G., 1999b. National natural capital accounting with the ecological footprint concept. Ecological Economics, 29, 375-390.
- Temanummer av tidskriften Ecological Economics (2000, vol. 32, nr. 3).

#### Mer att läsa om miljöekonomiska analyser

- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. och van der Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(15), 253-260.
- Edwards-Jones, G., Davies, B. och Hussain, S., 2000. *Ecological economics an introduction*. Blackwell Science Ltd, Oxford.
- Lundström, S., 1997. Bör vi dricka ekologisk mjölk? – en samhällsekonomisk jämförelse mellan konventionell och ekologisk mjölkproduktion. Rapport 109, Institutionen för ekonomi, SLU, Uppsala.
- Pearce, D.W., 1983. *Cost-benefit analysis*. The Macmillan Press Ltd, Bath.
- Perkins, F., 1994. *Practical cost benefit analysis, basic concepts and applications*. Macmillan Education Australia Pty Ltd, South Melborn.
- Pimentel, D.C., Wilson, C., McCullum, R., Huang, P., Dwen, J., Flack, Q., Tran, T., Saltman, T. och Cliff, B., 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity. *BioScience*, 47, 747-758.

#### Mera att läsa om IBI och ekosystemhälsa

- Karr, J.R., Chu, E.W., 1999. "Health" and "integrity" are meaningful for environmental management. I: J.R. Karr och E.W. Chu (Red.), *Restoring life in running waters*. Island Press, Washington, DC, pp. 16-21.
- Karr, J.R., Faush, K.D., Angermeier, P.L., Yant, P.R. och Schlosser, I.J., 1986. *Assessing Biological integrity in running waters. A method and its rationale*. Illinois Natural History Survey, Campaign.
- Rapport, D.J., Costanza, R. och McMichael, A.J., 1998. Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(10), 397-402.
- Xu, W. och Mage, J.A., 2001. A review of concepts and criteria for assessing agroecosystem health including a preliminary case study of southern Ontario. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 83(3), 215-233.
- Tidskriften *Ecosystem Health*

#### Jämförelse mellan olika metoder

- Moberg, Å 1999. *Environmental systems analysis – differences and similarities including a brief case study of heat production using ecological footprint; MIPS, LCA and exergy analysis*. Examensarbete, Institutionen för systemekologi, Stockholms Universitet, Stockholm. Tillgänglig från: <http://www.fms.ecology.su.se/pdf/ESAtoolsdifferencesandsimilarities.pdf>.
- Moberg, Å., Finnveden, G., Johansson, J., Steen, P., 1999. *Miljösystemanalytiska verktyg – en introduktion med koppling till beslutssituationer*, AFR-report 251, ARF, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Petts, 1999. *Environmental impact assessment versus other environmental management decision tools*. I: Petts (Red.) *Handbook of environmental impact assessment: Volume I: environmental impact assessment: process, methods and potential*. Oxford, Blackwell.



## Referenser

- Andersson, A., 1992. Trace elements in agricultural soils - fluxes, balances and background values. Report 4077, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- Andersson, K., 1998a. Life Cycle Assessment (LCA) of bread products on different scales. case study, AFR-rapport 214, AFR, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Andersson, K., 1998b. Life Cycle Assessment (LCA) of food products and production systems. Doktorsavhandling, Chalmers tekniska högskola, ARF-rapport 203, ARF, Naturvårdsverket, Göteborg.
- Andersson, R. och Helmfriid, H., 1993. Den livsviktiga näringen. En rapport om kretsloppsprincipen och jordbruket, Det Naturliga Steget, Stockholm.
- Andrésen, N., Björklund, J. och Rydberg, T., insänd. Ecological and conventional pig production – an emergy analysis of resource flows and environmental dependency on farm scale level. Agriculture, Ecosystems & Environment.
- Anonym, 2001. Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 761/2001 av den 19 mars 2001 om frivilligt deltagande för organisationer i gemenskapens miljölednings- och miljörevisionsordning (EMAS). Europeiska gemenskapernas officiella tidning. [http://www.miljostyrning.se/document/emas/s\\_emas761-01.pdf](http://www.miljostyrning.se/document/emas/s_emas761-01.pdf) (besökt 011214)
- Ayres, R.U. och Masini, A., 1998. Waste exergy as a measure of potential harm. I: S. Ulgiati (Red.), Advances in emergy studies. Energy flows in ecology and economy. Proceedings of a Conference in Porto Venere, Italy, the 26-30 of May, 1998. Musis Publisher, Rom, s. 113-128.
- Bak, P., 1997. How Nature Works. Oxford University Press, Oxford.
- Baltic 21: Sekretariat , 2001 Baltic 21 <http://www.ee/baltic21/indicators/>
- Bastianoni, S. och Marchettini, N., 1997. Emergy/exergy ratio as a measure of the level of organization of systems. Ecological Modelling, 99(1), 33-40.
- Beckman, O., Kjällerström, B., Sundström, T., 1997. Emergilära : grundläggande termodynamik för högskolestudier. Liber, Stockholm.
- Berkman, H.E., Rabeni, C.F. och Boyle, T.P., 1986. Biomonitoring of stream quality in agricultural areas: fish versus invertebrates. Environmental Management, 10(3), 413-419.
- Bell, M.M., 2001. An unfinalizable aliveness: sustainability as response ability, Paper for "perspectives on sustainability" Seminar Series, SLU, Uppsala.
- Bell, S. och Morse, S., 2000. Sustainable indicators. Measuring the immeasurable. Earthscan Ltd, London.
- Bendz, E., 2000a. Miljöredovisning för svenskt jordbruk 2000, SCB och LRF, Stockholm.
- Bendz, E., 2000b. Är miljönyckeltal användbara för att beskriva ett lantbruksföretags miljöpåverkan? Examensarbete 327, Institutionen för ekonomi, SLU.
- Bergbäck, B., Anderberg, S. och Lohm, U., 1994. Accumulated environmental impact: the case of cadmium in Sweden. Science of the Total Environment, 145(1-2), 13-28.
- Bernes, C., 1990. Monitor 1990. Svensk miljöövervakning. Naturvårdsverket, Solna.
- Björklund, J., 2000. Emergy analysis to assess ecological sustainability, strengths and weaknesses. Doktorsavhandling, Agraria 242, SLU, Uppsala
- Bolt, G.H. och Bryggenwert, M.G.M. (Red). 1978. Soil chemistry, A. Basic elements. Elsevier. Amsterdam.
- Brandt-Williams, S. 2001. Emergy of Florida Agriculture. I: Handbook of emergy evaluation. Folio nr 4. Center for wetlands, Dept. of Environmental Engineering, University of Florida, Gainesville. <http://www.enveng.ufl.edu/homepp/brown/syseco/xchng.htm> (besökt 020130).
- Bruce, Å., Egonsson, D., Karlsson, T. och Pettersson, O., 1997. Vegan - vegetarian - allätare?, SLU Kontakt 3, SLU, Uppsala.
- Burström, F., 1998. Municipal material accounting and environmental management. Licentiatavhandling, Tekniska högskolan, Stockholm.
- Börjesson, P.I.I., 1996. Energy analysis of biomass production and transportation. Biomass and Bioenergy, 11(4), 305-318.
- Callicott, J.B. och Mumford, K., 1997. Ecological sustainability as a conservation concept. Conservation biology, 11(1), 32-40.
- Carlsson-Kanyama, A., Faist, M., 2000. Energy use in the food sector: a data survey. AFR-report 291, AFR, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Carson, R.T., 2000. Contingent valuation: A user's guide. Environmental Science & Technology, 34(8), 1413-1418.
- Catton, W., 1982. Overshoot. The ecological basis for revolutionary change. University of Illinois Press, Urbana.
- Cederberg, C., 1998. Life Cycle Assessment of milk production – a comparison of conventional and organic farming. SIK-rapport nr. 643.
- Cederberg, C., Darelus, K., 2000. Livscykelanalys (LCA) av nötkött – en studie av olika produktionsformer. Naturresursforum, Landstinget Halland. Licentiatavhandling, Report 1999:6, Göteborgs Universitet, Göteborg.
- Cederberg, C. 2002. Life Cycle Assessment (LCA) of animal production. Avhandling, Avdelningen för tillämpad miljövetenskap, Göteborgs universitet, Göteborg.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. och van der Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387(15), 253-260.
- Cairns Jr, J, Niederlehner, B.R. 1995 Ecosystem health concept as a management tool. Journal of Aquatic Ecosystem Health, 4, 91-95.
- Cairns Jr, J., McCormick, P.V. och Niederlehner, B.R. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. Hydrobiologia, 263, 1-44.
- Daly, H., 1997. Reconciling international and external policies for sustainable development. I: A.K. Dragun, K.M. Jakobsson (Red.), Sustainability and global environmental policy. Edwar Elgar, Cheltenham, s. 11-31.
- Demeterregler, 1997. Tillgänglig från: <http://www.demeter.nu> (besökt 010611).
- Deutsch, L., 1999. Ecosystem appropriation through industrial intensification and trade: Swedish agriculture 1962 - 1994. Examensarbete 1999:3, Institutionen för systemekologi, Stockholms universitet, Stockholm.
- Deutsch, L., Jansson, Å., Troell, M., Rönnbäck, P., Folke, C. och Kautsky, N., 2000. The "ecological footprint": communicating human dependence on nature's work. Ecological Economics, 32, 351-355.
- Drake, L., 1987. Värdet av bevarat jordbrukslandskap. Resultat av intervjuundersökningar, Rapport 289, Institutionen för ekonomi, SLU, Uppsala.
- Drake, L., 1992. The non-market value of the Swedish agricultural landscape. European Review of Agricultural Economics, 19, 351-364.

- Drake, L., 1994. Relations among environmental effects and their implications for efficiency of policy instruments. 2. rev. ed. Rapport 74, Institutionen för ekonomi, SLU, Uppsala.
- Edwards-Jones, G., Davies, B. och Hussain, S., 2000. Ecological economics an introduction. Blackwell Science Ltd, Oxford.
- Eriksson, J., Andersson, A. och Andersson, R., 1997. Current status of Swedish arable soils. Rapport 4778, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Erlandsson, M., 2000. Viktning av olika miljöpåverkanskategorier baserat på en vision om det framtida hållbara folkhemmet – de svenska miljökvalitetsmålen. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Europeiska rådets officiella tidning, 1985. Europeiska rådets direktiv 85/337/EEG av den 27 juni 1985 om bedömning av inverkan på miljö av vissa offentliga och privata projekt. Svensk special utgåva: Område 15 vol. 6 s.6. (kan erhållas via <http://europa.eu.int/comm/environment/eia/eia-legalcontext.htm>).
- Finnveden, G. och Östlund, P., 1997. Exergies of natural resources in life-cycle assessments and other applications. *Energy*, 22(9), 923-931.
- Folke, C., Carpenter, S., Elmqvist, T., Gunderson, L. Holling, C.S., Walker, B., Berkes, F. Colding, J., Danell, K., Falkenmark, M., Gordon, L., Karperson, R., Kautsky, N., Kinzig, A., Levin, S., Mäler, K.-G., Moberg, F., Ohlsson, L., Olsson, P., Ostrom, E. Reid, W., Rockström, J., Savenjie, Svedin, U., 2002. Resilience and Sustainable Development: Building adaptive capacity in a world of transformations. Scientific Background Paper for the process of The World Summit on Sustainable Development on behalf of The Environment Advisory Council to the Swedish Government. Skriftserie 2002:1, Miljövårdsberedningen, Stockholm. <http://www.sou.gov.se/mvb/pdf/resiliens.pdf> (besökt 020814).
- Freeman III, M.A., 1993. The measure of environmental and resource values. Theory and methods. Resources for the Future, Washington.
- Giampietro, M., Cerretelli, G. och Pimentel, D., 1992. Energy analysis of agricultural ecosystem management – human return and sustainability. *Agriculture, Ecology and Environment*, 38, 219-244.
- Guinée, J.B., van der Bergh, J.C.J.M., Boelens, J., Fraanje, P.J., Huppes, G., Kandelaars, P.P.A.A.H., Lexmond, T.M., Moolenaar, S.W., Olsthoorn, A.A., Udo de Haes, H.A., Verkuiljen, E. och van der Voet, E., 1999. Evaluation of risk of metal flows and accumulation in economy and environment. *Ecological Economics*, 30, 47-65.
- Gustafsson, K., 2001. Miljönyckeltal : kväve, fosfor, kadmium, energi och markpackning. Fakta: Jordbruk ; 2001:7, SLU, Uppsala.
- Hagen, J.B., 1992. An entangled bank: The origin of ecosystem ecology. Rutgers University Press, New Brunswick, New Jersey.
- Halberg, N., 1999. Indicators of resource use and environmental impact for use in a decision aid for Danish livestock farmers. *Agriculture, Ecosystem & Environment*, 76, 17-30.
- Hall, C.A.S., Cleveland, C.J. och Kaufmann, R., 1986. Energy and resource quality. The ecology of the economic process. John Wiley & Sons, Inc. New York
- Hertwich, E.G., Pease, W.S., Koshland, C.P., 1997. Evaluating the environmental impact of products and production processes: A comparison of six methods. *Science of the Total Environment*, 196(1), 13-29.
- Hinterberg, F., Luks, F. och Schmidt-Bleek, F., 1997. Material flows vs. "natural capital". What makes an economy sustainable? *Ecological Economics*, 23, 1-14.
- Hinterberg, F. och Schmidt-Bleek, F., 1999. Dematerialization, MIPS and Factor 10. Physical sustainability indicators as a social device. *Ecological Economics*, 29, 53-56.
- Holmberg, J. och Karlsson, S., 2000. On the Factor X concept from a sustainability perspective. I: S. Högborg (Red.), Dematerialization and factor 10 : survey, AFR-report; 240, AFN, Naturvårdsverket, Stockholm, s. 33-64.
- Hovelius, K., 1997. Energy-, exergy- and emergy analysis of biomass production, Rapport 222, Institutionen för lantbruksteknik, SLU, Uppsala.
- IFIAS, 1974. Energy analysis methodology and conventions 25th-30th August, 1974, Guldsmedshyttan. IFIAS workshop report; 6, Stockholm.
- ISO 14041, 1998. Environmental management – Life cycle assessment – Goal and scope definition and inventory analysis. Svensk standard.
- ISO 14042, 2000a. Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle impact assessment. Svensk standard.
- ISO 14043, 2000b. Environmental management – Life cycle assessment – Life cycle interpretation. Svensk standard.
- Izac, A.-M. och Swift, M.J. 1994. On agricultural sustainability and its measurement in small-scale farming in sub-Saharan Africa. *Ecological Economics* 11, 105-125.
- Jansén, J., 2001. Energy analysis of early, mid and late 20th century Swedish farming systems: a local case study. *Journal of Sustainable Agriculture*, 17(4), 9-25.
- Johansson, P.-O., 1993. Cost-benefit analysis of environmental changes. Great Britain University Press, Cambridge.
- Johansson, S., Doherty, S.J. och Rydberg, T., 2000. Sweden food system analysis. Brown, M.T. Emergy synthesis. Theory and applications of the emergy methodology. Proceedings from the First Biennial Emergy Analysis Research Conference, Gainesville, Florida, September 1999. The Center for Environmental Policy, Department of Environmental Engineering Science, Gainesville.
- Jordens Vänner, 1997. Ställ om för Rättvist Miljöutrymme. Mål och beräkningar för ett hållbart Sverige, Miljöförbundet Jordens Vänner, Stockholm.
- Jørgensen, S.E., 1992. Exergy and ecology. *Ecological modelling*, 63, 185 - 214.
- Jørgensen, S.E., 1998. Exergy as orientors for the development of ecosystems. I: S. Ulgiati (Red.), Advances in emergy studies. Energy flows in ecology and economy. Proceedings of a Conference in Porto Venere, Italy, the 26-30 of May, 1998. Musis Publisher, Rom, s. 403 - 414.
- Jørgensen, S.E., 2000. A general outline of thermodynamic approaches to ecosystem theories. In: S.E. Jørgensen, F. Müller (Red.), Handbook of ecosystem theories and management. Lewis Publisher, Boca Raton, s. 113-133.
- Karr, J.R. och Chu, E.W., 1999. "Health" and "integrity" are meaningful for environmental management. I: J.R. Karr och E.W. Chu (Red.), Restoring life in running waters. Island Press, Washington, DC, s. 16-21.
- Karr, J.R., Faush, K.D., Angermeier, P.L., Yant, P.R. och Schlosser, I.J., 1986. Assessing biological integrity in running waters. A method and its rationale. Illinois Natural History Survey, Campaign.
- Kay, J.J., Regier, H.A., Boyle, M. och Francis, G., 1999. An ecosystem approach for sustainability: addressing the challenge of complexity. *Future*, 31, 721-742.
- KRAV, 2001. KRAV regler, Uppsala.
- Krotscheck, C., 1997. Measuring eco-sustainability: comparison of mass and/or energy flow based highly aggregated indicators. *Environmetrics*, 8, 661-681.
- Kågesson, P., 2000. Is Factor 10 a useful tool in environmental policy? I: S. Högborg (Red.), Dematerialization and factor 10 : survey, AFR-report; 240, AFN, Naturvårdsverket, Stockholm., s. 1-31.
- Lagerberg, C., 1999. Emergy analysis of the resources use in greenhouse crop production and of the resources basis of the Swedish economy. Doktorsavhandling, Agraria 191, Dissertation, Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp.
- Levin, S.A., 1998. Ecosystems and the biosphere as complex adaptive systems. *Ecosystems*, 1, 431-436.
- Lindholm, S., 2001. Helhet och Mångfald. Det ekologiska lantbrukets bärande idéer i relation till miljöetisk teori. Doktorsavhandling, Agraria 272, SLU, Uppsala.
- Lovelock, J.E., 1982. Gaia : a new look at life on earth. Oxford University Press, Oxford.
- LRF, 2001. Sveriges bönders miljöhusyn. Tillgänglig från: <http://www.miljohusesyn.nu> (besökt 010809).

- Lundström, S., 1997. Bör vi dricka ekologisk mjölk? – En samhällsekonomisk jämförelse mellan konventionell och ekologisk mjölkproduktion. Rapport 109, Institutionen för ekonomi, SLU, Uppsala.
- Malmberg, J., 1994. Attityder till bekämpningsmedel och betalningsviljan för en minskad användning av dessa i det svenska jordbruket. Examensarbete no. 126 Institutionen för Ekonomi, SLU, Uppsala.
- Mattson, B. och Stadig, M., 1999. Screening Life Cycle Assessment of organic and conventional production of a cereal-based baby food product. I: B. Mattson (Red.), Environmental Life Cycle Assessment (LCA) of agricultural food production. Doktorsavhandling, Agraria 187. SLU, Alnarp.
- Mattsson, B., Cederberg, C. och Blix, L., i tryck. Agricultural land use in Life Cycle Assessment (LCA): case studies of three vegetable oil crops. *Journal of Cleaner Production*.
- Miljövärdsberedningen 1998. Gröna nyckeltal för en ekologiskt hållbar utveckling. SOU 1998:170.
- Miljövärdsberedningen, 1999. Gröna nyckeltal - följ den ekologiska omställningen. SOU 1999:127. <http://www.sou.gov.se/mvb/pdf/mvb-nyckeltal-rapp.pdf> (besökt 020814).
- Millennium Ecosystem Assessment 2002. <http://www.millenniumassessment.org/en/index.htm> (besökt 020814).
- Mitchell, R.C., och Carson, R.T., 1989. Using surveys to value public goods. The contingent valuation method. *resources for the Future*, Washington.
- Moolenaar, S. och Lexmond, T., 2001. Applications of dynamic balances in agricultural systems I: E. van der Voet, J.B. Guinée, H.A. Udo de Haes (Red.), Heavy metals: a problem solved? Methods and models to evaluate policy strategies for heavy metals. Kluwer Academic Press, Dordrecht, s. 139-152.
- Morse, S., 2001. Sustainability Indicators: The problem of integration. *Sustainable Development*, 9, 1-15.
- Morse, S., McNamara, N., Acholo, M. och Okwoli, B., 2000. Visions of sustainability : stakeholders, change and indicators. Ashgate Pub Co, Aldershot.
- Nilsson, D., 1997. Energy, exergy and emergy analysis of using straw as fuel in district heating plants. *Biomass and Bioenergy*, 13(1 & 2), 63-73.
- Nilsson, J. och Bergström, S., 1995. Indicators for the assessment of ecological and economic consequences of municipal policies for resource use. *Ecological Economics*, 14, 175-184.
- Nordiska ministerrådet, 1995. Nordic guidelines on Life-Cycle Assessment. Nord 1995:20, Nordiska ministerrådet, Köpenhamn.
- O'Connell, T.J., Jackson, L.E. och Brooks, R.P., 2000. Bird guild as indicators of ecological condition in the central Appalachians. *Ecological Applications*, 10(6), 1706-1721.
- OECD, 2000. Agri-environmental indicators. <http://www.oecd.org/agr/env/cntryint.htm#OECD> (besökt 010809).
- Odling i balans, 2001. <http://www.odlingibalans.com> (besökt 010809).
- Odum, E.P., 1997. Ecology: a bridge between science and society. Sinauer Associates, Sunderland.
- Odum, H.T., 1994. General and ecological systems: an introduction to systems ecology. Reviderad upplaga. University Press of Colorado, Niwot.
- Odum, H.T., 1996. Environmental accounting: emergy and environmental decision making. John Wiley & sons, Inc., New York.
- Opschoor, H., 2000. The ecological footprint: measuring rod or metaphor? *Ecological Economics*, 32, 363-365.
- Palm, V., 1994. A model for sorption, flux and plant uptake of cadmium in a soil profile: model structure and sensitivity analysis. *Water, Air and Soil Pollution*, 77, 169-190.
- Pearce, D.W., 1983. Cost-benefit analysis. The Macmillan Press Ltd, Bath.
- Pimentel, D.C., Wilson, C., McCullum, R., Huang, P., Dwen, J., Flack, Q., Tran, T., Saltman, T. och Cliff, B., 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity. *BioScience*, 47, 747-758.
- Pimentel, D., Hurd, L.E., Bellotti, A.C., Forster, M.J., Oka, I.N., Sholes, O.D. och Whitman, R.J., 1973. Food production and the energy crisis. *Science*, 182, 443 - 449.
- Pretty, J.N., Brett, C., Gee, D., Hine, R.E., Mason, C.F., Morison, J.I.L., Raven, H., Rayment, M.D., van der Bijl, G., 2000 An assessment of the total external costs of UK agriculture. *Agricultural Systems*, 65 (2), 113-136.
- Rapport, D.J., 1995. Ecosystem services and management options as blanket indicators of ecosystem health. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*, 4, 97-105.
- Rapport, D.J., Costanza, R. och McMichael, A.J., 1998. Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(10), 397-402.
- Rees, W. och Wackernagel, M., 1996. Urban ecological footprints: why cities cannot be sustainable – and why they are a key to sustainability. *Environmental Impact Assessment Review*, 16, 223-248.
- Refsgaard, K., Halberg, N. och Kristensen, E.S., 1998. Energy utilization in crop and dairy production in organic and conventional livestock production systems. *Agricultural Systems*, 57(4), 599-630.
- SCB och LRF, 2000. En framtida nationell materialflödesstatistik – användning av naturresurser, substanser och kemikalier i produktion och konsumtion. Rapport 2000:4. SCB-tryck, Örebro.
- Schroll, H., 1994. Energy-flow and ecological sustainability in Danish agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 51, 301-310.
- Scoones, I., 1999. New ecology and the social sciences: What prospects for a fruitful engagement? *Annual Review of Anthropology*, 28, 479-507.
- Silvander, U., 1991. Värdering av kväveläckagets negativa effekter i Sverige, Rapport 37, Institutionen för ekonomi, SLU, Uppsala.
- Sonesson, U., 1993. Energianalyser av biobränslen från höstvetete, raps och salix. Rapport 174, Institutionen för lantbruksteknik, SLU, Uppsala.
- Stadig, M., 1997. Livscykelanalys av äppelproduktion: fallstudier för Sverige, Nya Zeeland och Frankrike. Examensarbete, Rapport 220, Institutionen för lantbruksteknik, SLU, Uppsala.
- Stout, B.A. (Red.), 1992. Energy in world agriculture. Elsevier, Amsterdam.
- Suter II, G.W., 1993. A critique of ecosystem health concepts and indexes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 12, 1533-1539.
- Svenska Miljönätet, 2001. Miljöledningsmarknaden, EMAS. <http://www.miljostyrning.se/emas> (besökt 010809).
- Svenskt sigill, 2001a. <http://www.svenskt-sigill.com> (besökt 010809).
- Svenskt sigill, 2001b. Höga krav för att bli Svenskt Sigill-odlare. <http://www.svenskt-sigill.com/odlaren.html> (besökt 010809).
- Szargut, J., 1998. Exergy analysis of thermal processes: ecological cost. I: S. Ulgiati (Red.), Advances in energy studies. Energy flows in ecology and economy. Proceedings of a Conference in Porto Venere, Italy, the 26-30 of May, 1998. Musis Publisher, Rom, s. 77-97.
- The European Centre for Nature Conservation, 2000. ELISA: Environmental Indicators for Sustainable Agriculture. Final Project Report. <http://www.ecnc.nl/doc/projects/elisa.html> (besökt 010611).
- Törner, L., 1995a. Energiutbytet i växtodlingen – några exempel från praktiken. Lantbrukets energibalans – enregiflöden i jord- och skogsbruk. Seminarium den 19 april 1995 på Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien i samarbete med Svenska Lantmännen. Kungliga Skogs och Lantbruksakademins tidskrift, 134(6), 69-75.
- Törner, L., 1995b. Energiibalans på tio gårdar. Odling i Balans. Vallåkra.
- Ulgiati, S., Odum, H.T., Bastianoni, S., 1994. Emergy use, environmental loading and sustainability. An emergy analysis of Italy. *Ecological Modelling*, 73, 215-268.
- Uhlen, H.-E., 1997. Energiinflöden i livsmedelskedjan. I: En systemstudie för ett miljöanpassat och uthålligt jordbruk. Rapport 4732, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Uhlen, H.-E., 1999. Energy productivity of technological agriculture-lessons from the transition of Swedish agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 73, 63-81.

- Vestgöte, E., 2000. Livscykelanalys av gödsel från slaktkyckling. JTI-rapport: Lantbruk & Industri 272, JTI, Uppsala.
- Vitousek, P.M., Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H. och Matson, P.A., 1986. Human appropriation of the products of photosynthesis. *BioScience*, 36(6), 368 - 373.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. och Melillo, J.M., 1997. Human domination of Earth's ecosystem. *Science*, 227, 494 - 499.
- Wackernagel, M., Lewan, L. och Borgström Hansson, C., 1999a. Evaluating the use of natural capital with the ecological footprint. *Ambio*, 28(7), 604-612.
- Wackernagel, M., Onisto, L., Bello, P., Linares, A.C., López Falfán, I.S., García, J.M., Suárez Guerrero, A.I. och Suárez Guerrero, M.G., 1999b. National natural capital accounting with the ecological footprint concept. *Ecological Economics*, 29, 375-390.
- Wackernagel, M. och Rees, W., 1996. Our ecological footprint. Reducing human impact on the earth. New Society Publisher, Gabriola Island.
- Wall, G., 1977. Exergy – a useful concept within resource accounting. Rapport nr. 77-42, Institutionen för teoretisk fysik, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.
- Wall, G., 1993. Exergilära.Handledning för självstudier. Exergi, ekologi, demokrati, Möndal.
- Waltner-Toews, D. 1996. Ecosystem health– a framework for implementing sustainability in agriculture. *BioScience*, 46(9), 686-689.
- Weidema, B.P., Posma, G. och Mortensen, B. 1996. The treatment of land use in Life Cycle Assessment. I: Proceedings of the Sixth SETAC-Europe Annula Meeting. Sicily, 19-22 May 1996:101.
- Wicklum, D. och Davies, R.W. 1995. Ecosystem health and integrity? *Canadian Journal of Botany*, 73, 997-1000.
- Wilson, D.S., Sober, E., 1989. Reviving the superorganism. *Journal. Theor. Biol.*, 136, 337-356.
- Xu, W. och Mage, J.A., 2001. A review of concepts and criteria for assessing agroecosystem health including a preliminary case study of southern Ontario. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 83(3), 215-233.



## Appendix: Guide vid val av metod

### Vilket är det huvudsakliga syftet med metoden?

- Kommunikation
- Beslutsunderstöd
- Forskning

### Vilka använder metoden?

- Universitet
- Industri
- Företag
- Stat och kommun
- Medborgare

### Vilket/vilka resultat förväntas utifrån analysen?

#### Vilket tidsperspektiv används i metoden?

- Återblickande (beräkning, monitorer, indikatorer)
- Framtåtblickande (modellering, scenarios, förutsägelser)

#### Finns det en bred acceptans för metoden?

(i vetenskaplig sfär, bland allmänhet)

#### När och hur ofta har metoden använts?

#### Hur behandlas systemgränser i metoden?

- Rumsliga – omfattar metoden hela produktionssammanhanget, direkta och indirekta komponenter eller bara den direkta gränsen för aktiviteten?
- Tidsmässiga – är det ögonblicksbilder eller är det analyser över tid (måts förändringar)?
- Livscykel – omfattar metoden en produkts eller en process hela livscykel?

#### Vilka objekt analyseras?

- Produkter
- Processer, aktiviteter

#### Vilka typer av effekter analyseras?

- Miljö
- Ekonomiska
- Sociala

### Är metoden beroende av sitt samhang?

(historiskt, rumsligt, socialt, ekonomiskt etc.)

### Hur hanterar metoden skalor?

(hierarkier, interaktioner och nätverk)

### I vilken skala har metoden sitt användningsområde?

(lokal, region, land, global)

### Vilka miljöeffekter behandlas av metoden?

Till vilken grad behandlar metoden biprodukter av en produktion?

### Till vilken grad mäter metoden total miljöbelastning?

### Viken/vilka enheter används i metoden?

(är enheten kommunicerbar)

### Hur är möjligheten att kommunicera resultaten av metoden?

Är metoden och resultaten statistiskt godtagbara?

### Inkluderar metoden känslighetsanalys?

### Behandlar metoden osäkerhet?

### Är det möjligt och önskvärt att kalibrera metoden?

### Är metoden standardiserad?

### Vilka jämförelser kan göras med andra metoder?

### Kan resultaten valideras?

### Är metoden kvantitativ eller kvalitativ?

### Vilka förkunskaper och vilken utrustning krävs?

- För att använda metoden
- För att tolka metoden

- Är resultaten från en enskild analys tillräcklig eller behövs jämförelser göras (med referensillstånd/nivå eller andra analyser)

### Baseras metoden på några tydligt uttalade premisser eller antaganden?

### Är information om det studerade systemets organisation/struktur nödvändig för att tolka resultatet?

### Inkluderar metoden uppföljningar?

### Underlättar metoden scenariobyggande?

### Mäter metoden olika resurser?

- Förymbara/icke förymbara
- Direkta/indirekta
- Lokala/icke lokala
- Resurskvalitet och energiform

### Behandlas återkopplingar i metoden, och i så fall hur?

### Mäter metoden ekosystemhälsa, och i så fall hur?

(biodiversitet, ekosystemfunktioner, biomassa, BPP, NPP etc.)

### Vad säger metoden om ekosystem integritet, ekosystemfunktion, livsunderstöd?

### Behandlas eller mäts sociokulturella eller socioekonomiska aspekter av det studerade systemet?

(rättvisa, jämlikhet, etik etc.)

### Har metoden en reduktionistisk eller holistisk ansats?

### Är metoden induktiv (studier av enskilda fall) eller deduktiv (härledning från beräkningar)?

### Vilka är metodens styrkor och svagheter?





Centrum för uthålligt lantbruk – CUL – är ett samarbetsforum för forskare och andra med intresse för ekologiskt lantbruk och lantbrukets uthållighetsfrågor.

CUL arbetar med utveckling av tvärvetenskapliga forskningsmetoder och för samverkan och samplanering av insatser för:

- forskning
- utvecklingsarbete
- utbildning
- informations spridning

inom det ekologiska lantbruket.

Centrum för uthålligt lantbruk  
Box 7047  
750 07 Uppsala  
[www.cul.slu.se](http://www.cul.slu.se)