

Miljösystemanalytiska verktyg

- en introduktion med koppling till beslutssituationer

Kartläggning

Åsa Moberg

Göran Finnveden

Jessica Johansson

Peter Steen

fms, Forskningsgruppen för miljöstrategiska studier

Stockholms Universitet / Systemekologi och FOA

Juni 1999

AFR-REPORT 251

AFN, Naturvårdsverket

Swedish Environmental Protection Agency

106 48 Stockholm, Sweden

ISSN 1102-6944

ISRN AFR-R--251--SE

Stockholm 1999

Tryck: Naturvårdsverket

Förord

Denna rapport är skriven på uppdrag av AFN, Avfallsforskningsnämnden, vid Naturvårdsverket. Vi har där haft stöd av en referensgrupp som bland annat hjälpt till med urvalet av verktyg att beskriva. I referensgruppsmötena har följande personer deltagit: Eva Ahlner, NV, Henrikke Baumann, CTH, Annika Bragd, GRI, Nina Haglund, Assi Domän, Sverker Högberg, NV samt Lars Lindau, NV.

Att göra en studie av det här slaget är utmanande eftersom det för i stort sett varje metod och verktyg finns väldigt många människor som har bättre kunskaper än vi. De verktygsbeskrivningar som presenteras här utgör korta kondensat av en liten del av den information som finns tillgänglig för varje verktyg. Det finns en risk att de som arbetar med metoderna, experter inom respektive område anser att tyngdpunkten i beskrivningarna ligger något fel och att beskrivningarna inte är heltäckande. Syftet med rapporten är att ge en kort introduktion till olika verktyg och att diskutera dem i ett gemensamt sammanhang. Vill man få en mer ordentlig och utförligare bild av de olika verktygen rekommenderar vi att originallitteratur för de olika metoderna konsulteras.

Vi har haft hjälp av ett antal personer med att granska beskrivningarna av olika verktyg. Vi vill tacka Stefan Gabring, KemI, Åsa Geivall, SLU, Leif Hedberg, FOA, Charlotte Lagerberg, SLU, Lennart Nilson, KTH, Viveka Palm, SCB, Peter Söderbaum, Mälardalens Högskola, Max Troell, Beijer Institutet, samt Hans-Georg Wallentinus, SLU. Alla kvarvarande brister är dock författarnas ansvar. Vi vill även tacka Fredrik Burström, KTH, för bilden av substansflödesanalys vi fick.

Sammanfattning

Den här rapporten vill ge en introduktion till några av de många miljösystemanalytiska verktyg som idag finns att välja mellan. Först ges en överblick av begreppet systemanalys och därpå följer beskrivningar av sexton olika miljösystemanalytiska verktyg. De är miljökonsekvensbeskrivning, strategisk miljöbedömning, livscykelanalys, MIPS-(material intensity per unit service) analys, "total materialomsättning", substansflödesanalys, input-outputanalys, miljöräkenskaperna, ekologiskt fotavtryck, cost-benefitanalys, positionsanalys, exergianalys, emergianalys, riskbedömning för kemikalier, "integrated assessment modelling" och miljörevision. Verktygen beskrivs utifrån olika aspekter tex vilka användarna är, vilket eller vilka objekt som kan analyseras med hjälp av verktyget och vilken sorts påverkan som hanteras. Olika karakteristika presenteras tex platspecificitet, om metoden är kvantitativ eller kvalitativ och om den främst är användbar i pro- eller retrospektiva syften, en del begränsningar hos respektive metod tas också upp.

De metoder som beskrivits diskuteras sedan utifrån olika aspekter på beslutssituationer. Likheter och skillnader mellan olika verktyg tas upp. När det gäller att välja ett relevant verktyg för att ge underlag till en beslutssituation verkar den avgörande orsaken främst vara vilket typ av objekt som ska analyseras, så att det passar med det som är fokus för verktyget. Andra aspekter kan också ha viss betydelse, men ofta påverkar de mer vilken ambitionsnivå analysen ska ha. Vi har delat in objekten i följande grupper, "policy, plan, program och projekt", affärsområde/företag, region, produkt och substans. Några metoder kan användas för de flesta av objekten, medan andra är utvecklade specifikt för ett objekt.

Innehåll

1. Inledning	1
2. Systemanalys	2
3. Miljösystemanalytiska verktyg	6
3.1 Miljökonsekvensbeskrivning (MKB)	6
3.2 Strategisk miljöbedömning (SMB)	9
3.3 Livscykelanalys (LCA)	11
3.4 Materialflödesanalyser	15
3.4.1 Material intensity per service unit (MIPS)	16
3.4.2 Total materialomsättning (TMR)	19
3.4.3 Substansflödesanalys (SFA)	21
3.5 Input-outputanalys (IOA)	24
3.6 Miljöräkenskaperna	25
3.7 Ekologiskt fotavtryck (EF)	27
3.8 Cost-benefitanalys (CBA)	30
3.9 Positionsanalys (PA)	32
3.10 Energianalyser	34
3.10.1 Exergianalys	34
3.10.2 Emergianalys	35
3.11 Riskbedömning, för kemikalier	39
3.12 Integrated Assessment Modelling	41
3.13 Miljörevision	43
3.14 Förenklade verktyg ur verktyg	45
3.14.1 Miljömärkning	45
3.14.2 Checklistor	45
4. Koppling mellan aspekter av beslutssituationer och verktyg	46
4.1 Inledning	46
4.2 Vad vill man studera?	46
4.3 Andra aspekter	50
5. Avslutande reflexioner	56
5.1 Världsbild och värderingar kan påverka val av verktyg	56
5.2 Är vi på väg mot gemensamma metoder för miljöpåverkansbedömning?	57
5.3 Endimensionella eller mångdimensionella verktyg	58
5.4 Flera verktyg – samma svar?	58
5.5. Miljösystemanalytiska verktyg kan ge stöd för beslut, inte ersätta dem	61
Referenslista	62

1. Inledning

Det finns en mängd olika metoder som syftar till att belysa hur hänsyn kan tas till miljöaspekter och en hållbar utveckling i olika beslutssituationer. Några av dessa metoder kan betecknas som koncept, medan andra kan betraktas som mer praktiska verktyg. Baumann och Cowell (1998) beskriver koncept som idéer för att nå hållbarhet, medan verktyg ofta används som stöd för ett visst koncept och tillhandahåller systematiska processer och matematiska modeller. Några exempel på koncept är "carrying capacity" (eller ekologisk bärkraft), rättvist miljöutrymme och industriell ekologi och exempel på verktyg är miljökonsekvensbeskrivning, livscykelanalys och cost-benefitanalys. Det finns ingen skarp gräns mellan koncept och verktyg, några metoder kan därför sägas höra till båda kategorierna, tex ekologiskt fotavtryck och total materialomsättning.

Det finns ett stort antal metoder som kan användas för att underlätta bedömning av miljöaspekter i beslutsfattande. Merkhofer (1999) presenterar över hundra verktyg för "värdering, förbättring och begränsning av alternativ". Det stora utbudet av metoder kan leda till förvirring och eventuellt också till att fel metod används i olika situationer. Det är viktigt att veta hur en metod fungerar och vad dess resultat står för.

Flera mer eller mindre utförliga jämförande genomgångar av olika analysmetoder har tidigare gjorts (tex Bolund et al, 1998, Jönsson, 1998, Anonym, 1997, Tillman et al, 1997 och Forsberg, 1996). Just nu pågår ett projekt inom ramen för CHAINET (European Network on Chain Analyses for Environmental Decision Support) som är ett nätverksprojekt inom EU's miljö- och klimatprogram (Wrisberg och Gameson, 1998). Projektet går ut på att ta fram en guidebok för miljösystemanalytiska verktyg, bla studeras tre olika fall. Guideboken beräknas vara klar i december 1999. Arbetet fokuseras främst på företag och produktutveckling, men även andra dimensioner berörs.

Syftet med den här rapporten är att kortfattat beskriva några miljösystemanalytiska verktyg (kapitel 3). De är utvalda efter diskussion med referensgruppen och med viss hänsyn tagen till uppskattad användningsfrekvens. Vi har också försökt att få en blandning av metoder, som täcker in olika infallsvinklar och värderingar. De verktyg vi beskriver kan kallas för systemanalytiska eller användas som en del av en systemanalys. Ordet systemanalys är ett vitt begrepp med många olika tolkningar och i kapitel 2 ges en introduktion till begreppet systemanalys. De beskrivna metoderna struktureras upp och jämförs sinsemellan och i relation till olika aspekter av beslutssituationer i kapitel 4. Avslutningsvis presenteras, i kapitel 5, några avslutande reflexioner.

2. Systemanalys

Systemsynsättet är ett sätt att betrakta komplexa system med utgångspunkt från system- och modellbegrepp. Detta synsätt har sedan lett till en problemlösningsmetodik av generell och tvärvetenskaplig natur som benämns systemanalys (Gustafsson et al, 1982, s 5). Syftet med ett systemanalytiskt projekt kan antingen vara att skapa en modell av ett system, för att därigenom skaffa sig en ökad förståelse för systemet och dess beteende, eller att utnyttja modellen för att söka lösning på ett problem (Gustafsson et al, 1982, s 230). Begreppet systemanalys användes dock med skilda betydelser. Molander urskiljer tre skilda tolkningar (Molander, 1981, s 16-17):

i) deskriptiv systemanalys, som avser analys av naturliga, tekniska eller sociala system med utgångspunkt från en mer eller mindre explicit systemansats;

ii) preskriptiv eller beslutsfattarorienterad systemanalys, som innebär analys av en beslutssituation med de karaktäristika som angivits ovan;

iii) systemanalys i en snävt algoritmisk mening, gällande framför allt analys och syntes av informationssystem".

Fokus i samband med miljösystemverktyg är på tolkningen ii). Systemanalysen är "en metodvetenskap vilken ger metoder och tekniker för beskrivning, analys och planering av komplexa system av en mycket vid art" (Gustafsson et al, 1982, s 10). Resultatet av en systemanalytisk studie utgör en *del* av ett beslutsunderlag och kan aldrig ge ett fullständigt svar på en problemställning (Gustafsson et al, 1982, s 10). Orsaken är att olika aspekter behöver vägas ihop och värderas relativt varandra, vilket inte är en vetenskaplig fråga. Resultatet av en systemanalytisk studie bör inte heller vara ett beslut utan ett beslutsunderlag.

I Handbook of Systems Analysis (Miser och Quade, 1985) som initierades från IIASA (International Institute of Applied Systems Analysis, Wien) beskrivs systemanalys på följande sätt:

"Systemanalys är inte en metod eller teknik, inte heller en bestämd uppsättning av tekniker; den är snarare ett angreppssätt, ett sätt att se på problem och därvid få in vetenskaplig kunskap och tänkesätt. D v s det är ett sätt att undersöka hur man bäst kan hjälpa en beslutsfattare som står inför ett komplext valproblem under osäkerhet, en praktisk filosofi för att utföra beslutsorienterad flerdisciplinär forskning, och ett perspektiv på hur man på ett korrekt sätt utnyttjar de tillgängliga verktygen."

Per Agrell beskriver det systemanalytiska arbetet i Om att utreda (Agrell 1989, s 80). Hans kapitel "Inledningen till en modern systemanalys" börjar:

"Systemanalys och modern utredning hämtar mycket metodkunskap från den akademiska forskarvärlden och dess filosofer, men resursbrist i utredningsarbetet, administrativa komplikationer och en trassligare problembild gör miljön annorlunda för dessa verksamheter."

Molander (1981, s 15-16) skriver följande: "Karaktäristika för det systemanalytiska angreppssättet kan, oavsett vilka speciella tekniker som kommer till användning i ett speciellt problem, sammanfattas som

- i) tvärfacklighet, vilket krävs av en aktivitet som är problemdriven,
- ii) bruk av systematiska och vetenskapliga metoder och
- iii) tillämpning av vetenskapliga kriterier.

Vad som är vetenskapligt är naturligtvis i stor utsträckning en konventionsfråga. Systemanalys i denna mening blir något av ett kvalitetsbegrepp."

Rune Premfors (1989) hänför systemanalysen till en "kvantifierande tradition" där problemformuleringen ses som något utifrån givet. Steen & Agrell (1991, s 47) däremot anser att angreppssättet innebär att starta med en relativt vid problemsituation snarare än ett givet och redan definierat problem. Problemsättande innebär då att ge en ram åt situationen och utföra processen som mejslar ut vad problemet egentligen är. Det systemanalysbegrepp som behandlas här liknar snarare vad Premfors men även Yehezkel Dror (1973) istället kallar policyanalys.

Följande definition av systemanalys utnyttjas vid FOA (Se Steen, 1985).

En systemanalys är en öppet redovisad formell undersökning som utförs för att bistå en beslutsfattare i en problemsituation med inslag av osäkerhet. Syftet är att bidra till ett bra beslut genom att identifiera och undersöka handlingsalternativ och jämföra dem med hänsyn till deras konsekvenser.

Definitionen motsvarar den syn på systemanalys som utvecklats vid RAND Corporation i samband med amerikansk försvarsplanering på 1960- och 70-talen och baseras på E.S. Quades böcker (Quade har skrivit två standardverk inom den preskriptiva systemanalysen. 1964 kom "Analysis for Military Decisions" och 1975 "Analysis for Public Decisions").

En viktig funktion, som systemanalys i FOAs tappning har, är transformatorfunktionen. Den innebär dels att göra tekniskt-ekonomiskt (m fl vetenskapliga områdens) underlag tillgängligt för politiskt beslutsfattande, dels innefattar den att fånga upp vad som är väsentliga problem för beslutsfattarna och bidra till att dessa blir behandlade av deras forskningsorganisation. I transformatorfunktionen ligger också att genom analyser kondensera ned informationsmängden. Beslutsfattare har ofta inte för lite information utan för mycket (Steen & Agrell 1991, s 6). Det gäller således att presentera resultaten så att de inte drunknar i ovidkommande information (Gustafsson et al, 1982, s 230).

Huvudmomenten i en systemanalys är enligt Gustafsson et al (1982, s 109):

- Problemvarseblivning
- Problemformulering
- Modellering
- Validering
- Problemlösning
- Resultatvärdering
- Resultatpresentation
- Implementering
- Datainsamlingar, vilket ingår i flera av momenten ovan.

Ett viktigt inslag i arbetsprocessen är att den skall vara iterativ. Man börjar med att göra en förstudie där grova ansatser görs. Efter att hela arbetsprocessen genomlöpts görs ytterligare varv. Detta är viktigt genom att det möjliggör att analysen successivt inriktas på det som är viktigt för den valda frågeställningen. Kraft läggs på det viktiga och inte på sådant som senare visar sig oviktigt.

Molanders slutord i Systemanalys i Sverige tar upp några viktiga aspekter på arbetsmomenten (Molander 1981, s 137-8):

“Att modelleringsfasen i systemanalysarbetet fått oproportionerligt stort utrymme påpekades redan i förordet och motiv för det gavs också. I koncentrationen på modellarbetet ligger i själva verket en fara, nämligen att systemanalysen ska gå samma väg som operationsanalysen: förlora kontakten med praktiska beslutssituationer, förvandlas till en akademisk disciplin och därmed reduceras till en uppsättning tekniker för att lösa arketypiska problem. Någon entydig tendens är för närvarande svår att se.

Hur användbara modeller är beror naturligtvis av hur de görs. I sämsta fall blir de så otillgängliga att bara konstruktörerna har rimlig överblick över ingångsförutsättningar och räckvidd hos analysen. I bästa fall kan de fungera som kommunikationsmedel mellan forskare från olika discipliner och mellan forskare och sakkunniga/beslutsfattare.

Kommunikationsproblemet kan naturligtvis inte alltid eller ens bäst lösas med hjälp av modeller. Men jag tror det är riktigt att påstå att det är här, i snittet mellan olika discipliner och mellan analytiker och beslutsfattare, som kärnan i den systemanalytiska verksamheten ligger. Forskare från olika discipliner har ofta relativt lätt att försvara ett (inom-)vetenskapligt förhållningssätt på sina respektive fackområden men gör gärna halt när kunskapsstoff från olika områden ska knytas ihop till ett sammanhängande beslutsunderlag. På ett liknande sätt förhåller det sig med värderingsproblemet. Länken mellan faktaunderlaget och olika uppsättningar värderingar riskerar att falla bort, när forskarna upprätthåller den gängse boskillnaden mellan kunskaper och värdeomdömen.

Det är på dessa två punkter, om någonstans, som systemanalysen kan ge ett unikt bidrag. Att en analytiker tar sig an värderingskomplexet innebär naturligtvis inte att värderingarnas roll ska minskas. Syftet är snarare att så långt möjligt frilägga värderingarna, behandla dem på ett systematiskt sätt och klargöra vilka värderingar som är kopplade till olika handlingsalternativ. Litteraturen kring objektivitetsproblemen inom samhällsvetenskaperna (och i viss mån även inom t.ex. fysiken) har stor relevans för det här problemet.”

Viktiga utgångspunkter i en systemanalytisk studie, förutom problemorienteringen, är således beslutsanknytningen, behandlingen av osäkerhet, processen för utformning av handlingsalternativ och analysen av dessas konsekvenser. Dessa utgångspunkter påverkar metodvalet.

Ett annat sätt att beskriva arbetssätt kan vara följande indelning där problemfokus skiljer sig:

a) beskrivning med kvantitativa modeller, tex optimeringsmodeller, ekonomiska jämviktsmodeller, problemet är givet (operationsanalys),

b) problemformulering, dvs analysarbete läggs på att formulera vad problemet egentligen är (systemanalys),

c) synsätt, alltså att betrakta och reflektera över det studerade systemet utifrån, men även över det studerande systemet, d v s projektgruppens arbete ("reflection in action" - reflekterande praktiskt förnuft) (Risling, 1987; 1984 och Schön, 1983).

Beskrivningen ovan belyser att systemanalys är ett vitt begrepp och att det kan tolkas något olika. De verktyg vi beskriver i nästa kapitel kan kallas för systemanalytiska eller användas som en del av en systemanalys.

3. Miljösystemanalytiska verktyg

I följande kapitel beskrivs 16 olika miljösystemanalytiska verktyg. Beskrivningen av metoderna utgår delvis från det ramverk som presenterats av Baumann och Cowell (1998). Ramverket presenterar strukturella och metodologiska aspekter som kan användas vid en karaktärisering av verktygen. Efter en översiktlig beskrivning av metodens ursprung, utveckling och generella karaktär förklaras kortfattat hur verktyget används. Därefter kommenteras några kännetecknande egenskaper, såsom användare, objekt, platsspecificitet, datatillgänglighet, detaljnivå, etc. Om ett verktyg är platsspecifikt eller ej syftar till om miljöpåverkan eller resursuttag relateras till en specifik plats och denna plats egenskaper, tex försurningskänslighet eller erosionsbenägenhet. Platsspecificiteten syftar också på om det är känt när i tiden påverkan sker. Vissa av metoderna kan betecknas som ”processer” snarare än ”analyser” (Wrisberg och Gameson, 1998). I en process kan flera olika verktyg ingå och sammansättningen kan variera från studie till studie. Verktygen karaktäriseras också som kvantitativa eller kvalitativa, prospektiva eller retrospektiva. En prospektiv metod förutsäger framtida påverkan och en retrospektiv analyserar nutida eller historisk aktivitet. Hantering av värdering och osäkerhet är andra aspekter som i möjligaste mån beskrivs. En del av de begränsningar som finns hos respektive verktyg tas sedan upp, i vissa fall följt av några ord om pågående utveckling. Avslutningsvis hänvisas läsaren till utförligare litteratur på området.

Beskrivningen syftar till att ge en kortfattad introduktion till de olika metoderna och experter inom respektive område kan eventuellt ha avvikande åsikter om vissa detaljer.

Presentationerna är baserade på ett litet urval av den litteratur och information som finns tillgänglig. För att få mer detaljerad kunskap om varje verktyg hänvisas läsaren till mer metodspecifik litteratur.

3.1 Miljökonsekvensbeskrivning (MKB)

Baserad på:

- Balfors B., 1998. Strategisk miljöbedömning. Praktiska tillämpningsexempel. Rapport 4832. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Boverket, 1997. Boken om MKB. Del 1 Att arbeta med MKB för projekt. Boverket Publikationsservice, Karlskrona.
- Miljöbalk, 1998:808, 6 kap.
- RRV, Riksrevisionsverket, 1996. Miljökonsekvensbeskrivningar MKB i praktiken. RRV 1996:29.
- Wrisberg N. och Gameson T. (red.), 1998. CHAINET Definition Document. CML, Leiden University, Nederländerna.

Ett lagstadgat verktyg

Utvecklingen av miljökonsekvensbeskrivningar startade i USA på 1960-talet där de syftade till att nå miljömål samt att leda till mer demokratiska beslutsprocesser (Boverket, 1997). Diskussionen om MKB påbörjades i Sverige på 70-talet, men inte förrän 1987 lagstodgades den, i väglagen (1971:948). Krav på MKB infördes 1991 också i naturresurslagen (NRL). Innan miljöbalken infördes fanns det krav på MKB i ca 25 olika lagrum, men först nu beskrivs minimikraven för vad som ska inkluderas i ett MKB-dokument, i den nya miljöbalken som gäller från 1 januari, 1999 (Geivall, personlig kommunikation, 1999).

“Syftet med en miljökonsekvensbeskrivning är att identifiera och beskriva de direkta och indirekta effekter som en planerad verksamhet eller åtgärd kan medföra dels på människor, djur, växter, mark, vatten, luft, klimat, landskap och kulturmiljö, dels på hushållningen med mark, vatten och den fysiska miljön i övrigt, dels på annan hushållning med material, råvaror

och energi. Vidare är syftet att möjliggöra en samlad bedömning av dessa effekter på människors hälsa och miljön.” (Miljöbalk, 1998:808, 6 kap. 3§)

I Sverige är MKB tre saker: en process, ett dokument och ett beslutsunderlag. Kraven på en svensk MKB avser vad som ska presenteras och förklaras och inte i hur själva utredningen ska gå till.

Utförande

Boverket (1997, s 45) beskriver en projektutveckling med MKB där verktyget används integrerat med beslutsprocessen till vissa delar samtidigt som arbetet med miljöaspekter sker mer separat i vissa steg. I förstudien där inledande undersökningar och eventuellt diskussioner med myndigheter och allmänhet äger rum rekommenderas att MKB finns integrerad med projektutvecklingen. I förstudien påbörjas avgränsning och precisering av MKB med avseende på tid och rum, förändringar och alternativ som ska tas med, metoder som ska användas, mm. Detta sker sedan fortlöpande under processen. När konsekvensbeskrivningar av olika alternativ sedan ska göras kan en mer självständig process vara att föredra, enligt Boverket (1997, s 45). Integreringen återkommer sedan då åtgärdsförslag och slutversioner av alternativ ska presenteras. Hela processen kan också behöva gå flera varv. De effekter som beskrivits för de olika alternativen värderas slutligen. Uppföljning av olika konsekvenser och åtgärder som tagits med i MKB kan göras, men det finns inget krav på det.

Det faktum att det inte finns några bestämda riktlinjer för hur miljökonsekvenser ska analyseras och värderas inom en MKB gör att den ibland definieras som en process (Wrisberg och Gameson, 1998). Det är en skillnad mot andra verktyg, exempelvis LCA. Det finns inga bestämmelser om vilka miljöaspekter som måste tas med i en MKB, utan detta avgörs från fall till fall. Under utförandet av en MKB kan ett stort antal metoder användas och resultaten från olika beskrivningar kan bli skilda. Därför är genomskinligheten i dokumentet av stor betydelse och det är viktigt med noggrann granskning, eftersom tillståndssökaren själv står för utförandet.

Integrering och integritet

Metoden används av aktörer (företag, industri, myndigheter) som söker tillstånd enligt någon av de lagar som kräver MKB. Den kan också användas för att synliggöra miljöfrågor vid planering (tex kommunal översiktsplanering). Objekt för studien är ett planerat projekt (tex anläggning av golfbana, lokalisering av sopstation, vägbygge) och metoden är platspecifik. Boverket (1997) understryker att det är viktigt att en MKB integreras med projektutvecklingen men samtidigt behåller sin integritet, dvs opartiskhet. En MKB ska förutspå effekter (den är prospektiv) av den planerade verksamheten och också presentera alternativ för lokalisering och utförande, samt ett noll-alternativ, vilket är ett alternativ där ursprunglig aktivitet (eller avsaknad av aktivitet) fortgår. Värderingssteget i MKB kan använda noll-alternativet för att se vilka miljökonsekvenser som uppstår även utan projektets inverkan. Värderingen görs med hjälp av lagar, politiska mål, fysiska planer, olika intressenters synpunkter, etc. (Boverket, 1997, s 39).

Eftersom MKB är lagstadgad är användbarheten tämligen god. Det finns beskrivningar av utförandet, men enligt Balfors (1997, s 9) är efterfrågan på kunskap om MKB stor. MKB arbetet är oftast inte något enmansuppdrag (Boverket, 1997, s 23), men tidsåtgång och komplexitet är förstas beroende av projektets natur och lokalisering. Om inte miljöaspekter tagits i åtanke på ett tidigt stadium kan resultaten av en MKB leda till förseningar i projektets genomförande (eller till att det inte kan genomföras alls). Om miljöaspekter däremot tas med i

ett tidigt stadium kan det leda till bättre beslutsunderlag och att projektet kan genomföras utan förseningar, eftersom man är bättre förberedd på förutsedda och ev oförutsedda händelser. De obehagliga överaskningarna blir färre. En riskanalys kan tex ingå i MKB där det är relevant, vilket kan förstärka medvetenheten och beredskapen kring olika slags olyckor som berör miljön. MKB:n används både internt och externt, då allmänheten ska konsulteras enligt lag.

Boverket (1997) betonar att osäkerheter vid MKB ska hanteras, inte döljas eller bortses ifrån. Exempelvis bör osäkerhet vad gäller effektivitet av skadeåtgärder, omfattning av ingrepp, bedömning av konsekvenser, etc vilka anses vara av stor betydelse i beslutsunderlaget tas med i alternativbeskrivningar. På samma sätt bör konflikt-områden och intressekonflikter beskrivas och inte bortses ifrån (Geivall, personlig kommunikation, 1999). Känslighetsanalyser är ett sätt att hantera betydande osäkerhet. Boverket betonar också att det ej mätbara inte nödvändigtvis är mer osäkert än det mätbara.

Om en MKB utförs på ett föredömligt sätt kan den vara ett värdefullt underlag till en beslutssituation. Det är därför viktigt att namnet MKB inte används i allt för generella ordalag, utan att krav ställs på noggrannhet och fullständighet. Då en MKB utförs har också allmänheten rätt att göra sin röst hörd. Tyvärr kan det nog ofta vara så att processen är för långt gången för en givande diskussion, men den kan ge utrymme för förklaringar och förtydliganden.

Begränsningar

Nackdelar är som ovan nämnts att miljöaspekterna inkluderas sent, de appliceras på ett redan planerat projekt och berörda parter får inte tillräckligt med tid på sig att kommentera (RRV, 1996). Enligt den nya miljöbalken så måste MKB och miljöfrågor nu komma in tidigare i en process (Miljöbalk 1999:808, 6 kap). Bättre uppföljning av godkända verksamheter skulle troligen möjliggöra förbättringar av MKB proceduren och det är en begränsning att uppföljning ej är lagstadgat. MKB används främst för planerade projekt och därför är många parametrar redan fastlåsta.

En annan begränsning är att tidsperspektiven ofta är korta i MKBer idag, och eftersom de oftast görs för ett projekt i taget, så kommer inte de kumulativa miljökonsekvenserna med i den utsträckning de borde (Geivall, personlig kommunikation, 1999).

Pågående utveckling

Boverket (1997) presenterar en del utvecklingsbehov för MKB, tex förbättring av bedömningar som rör hälsa och naturresurshushållning och eventuell utveckling av ”standard-MKB” för mindre projekt. Utveckling av en metod för att kunna hantera miljökonsekvenser på en högre strategisk nivå pågår. Denna metod kallas strategisk miljöbedömning och beskrivs nedan.

Vidare information se ovan, samt:

- <http://www.nordregio.a.se/eian.htm>
- Boverket, 1997. Boken om MKB. Del 2 Regler och förarbeten. Boverket Publikationsservice, Karlskrona.
- Canter L.W., 1995. Environmental Impacts Assessment. Second edition. McGraw-Hill, New York.
- Glasson et al, 1999. Introduction to Environmental Impact Assessment. Principles and procedures, process, practice and prospects. 2nd Edition. The Natural and Built Environmental Series. T.J. International Ltd, Padstow, GB.
- Morris P. och Thériverel R. (red), 1994. Methods for Environmental Impact Assessment. UCL Press, London.

3.2 Strategisk miljöbedömning (SMB)

Baseras på:

- Balfors B., 1997. Strategisk miljöbedömning. Praktiska tillämpningsexempel. Rapport 4832. Naturvårdsverket, Stockholm.
- EU-kommissionen, 1996. Proposal for a COUNCIL DIRECTIVE on the assessment of the effects of certain plans and programmes on the environment. COM/96/0511 final – SYN 96/0304. Official Journal No C 129, 25/04/1997 P. 0014. Tillgänglig från <http://europa.eu.int/comm/dg11/eia/legpr-en.htm> (besökt 12 februari, 1999).
- EU-kommissionen, 1999. Amended proposal for a COUNCIL DIRECTIVE on assessment of the effects of certain plans and programmes on the environment. COM(99) 73. Tillgänglig från http://europa.eu.int/comm/dg11/docum/9973_en.htm (besökt 29 april, 1999)
- Glasson et al, 1999. Introduction to Environmental Impact Assessment. Principles and procedures, process, practice and prospects. 2nd Edition. The Natural and Built Environmental Series. T.J. International Ltd, Padstow, GB.
- Nordisk Ministerråd, 1996. Forstudie om strategisk miljövärdering. Tema Nord 1996:538. Nordisk Ministerråd, Köpenhamn.
- NV, Naturvårdsverket, 1999. Mer om SAMS. Tillgänglig från <http://www.environ.se/> (besökt 31 maj 1999)
- Thérivel R. och Partidário M.R., 1996. The practice of strategic environmental assessment. Eartscan Publications Ltd, London.

Nytt strategiskt verktyg

Strategisk miljöbedömning är ett relativt nytt verktyg. Metoden kan ses som en utveckling av MKB, men också som ett sätt att få in "hållbart tänkande" på ett tidigt stadium i beslutsprocesser generellt. Den strategiska miljöbedömningen möjliggör beaktandet av miljöaspekter på ett tidigare stadium än projekt MKB:n. Att man inte helt enkelt började använda MKB högre upp i beslutsfattandet beror på att den utvecklats med ett annat syfte och skillnaderna visade sig vara alltför stora vad gäller innehåll, "konkretitet" och beslutsprocess (Nordisk Ministerråd, 1996).

Ett EU direktiv som rör strategisk miljöbedömning håller på att utarbetas (EU-Kommissionen, 1999). De beslut som exemplifieras där är strategiska planer och program inom sektorerna energi, avfall, vatten, industri, telekommunikation, turism, vissa transport och infrastruktur områden, samt kommunal och regional/nationell planering, och mark-användning. Direktivet betonar vikten av konsultation med berörda parter och allmänheten och att tillräcklig tid avsätts för ändamålet. Berörda parter inkluderar andra medlemsländer som kan komma att påverkas av effekter av plan eller program. I beskrivningen av vad som bör tas med i en SMB nämns beaktande av indirekta, kumulativa, synergistiska, kort-, medel- och långsiktiga, permanenta och tillfälliga, positiva och negativa effekter av planer eller program.

Metoden används och utvecklas för närvarande parallellt. Balfors (1997) beskriver hur SMB används som beslutsunderlag för Stockholms framtida vattenförsörjning och för kommunikationskommitténs betänkande för ett långsiktigt hållbart transportsystem. Naturvårdsverket och Boverket arbetar med utveckling av metoden inom SAMS, Samhällsplanering med miljömål i Sverige (NV, 1999). Syftet är att definiera vilka miljömål som är användbara i SMB, ta reda på om och hur miljömål och indikatorer hittills används i SMB och att utreda hur SMB kan integreras i fysisk planering.

Utförande

I Sverige finns ännu inga riktlinjer för metoden. Den integrerade SMB som beskrivs av R. Thérivel betonar samspelet mellan metoden och beslutsprocessen (1996). Den modellen framhålls av EU kommissionen, Nya Zeeland och Kanada (Thérivel och Partidário, 1996).

Det första steget är att avgöra om en SMB behövs i den förestående processen. För att kunna göra en strategisk miljöbedömning bör man sedan definiera målet med policyn, planen eller programmet (PPP) och presentera alternativa PPP för att nå detta mål. Samtliga PPP beskrivs sedan. All möjlig miljöpåverkan som relaterar till PPP:n kan inte tas med i studien, därför måste särskilt viktiga påverkningar definieras. Här kommer PPP:ns nivå att avgöra vilka påverkningar som är relevanta, bla om fokus är på lokala eller globala effekter.

För att kunna beskriva dagens miljö tillstånd och framtida påverkan, jämföra olika alternativ och slutligen kunna följa upp påverkan och måluppfyllnad används miljöindikatorer. Dessa kan vara baserade på politiskt satta miljömål, PPP:ns miljömål eller miljöövervakningsprogram. Med hjälp av dess indikatorer beskrivs dagens miljö tillstånd och det troliga framtida tillståndet om PPP inte genomförs. I beskrivningen ska också känsliga områden identifieras.

Påverkan av PPP ska förutspås, vilket är komplicerat och kan ge upphov till ett stort antal olika scenarier. Det geografiska område som berörs av en PPP kan vara stort, liksom det antal aktiviteter som berörs. En av fördelarna med SMB är att kumulativa och indirekta påverkningar kan hanteras. Det gäller att hålla sig till de viktiga påverkningar som definierats på ett tidigare stadium. För att förutsäga effekter av en PPP kan man använda sig av tex checklistor, scenarier, GIS, olika index och indikatorer, datamodeller och/eller expertutlåtanden. Att förutspå effekter på det här sättet innebär stor osäkerhet. Den kan hanteras på olika sätt tex genom att presentera intervall istället för exakta siffror, använda sig av flera olika scenarier, nyttja försiktighetsprincipen genom att använda ”worst case” scenariet och att presentera olika antaganden på ett klart sätt.

I ett senare steg värderas effekter, sedan jämförs alternativ. Värderingen beror bla av PPP:ns karaktär och vilket område som berörs. De negativa effekter som PPP trots allt kommer att bidra till försöker man minska genom att föreslå skadebegränsande åtgärder. Övervakningsprogram föreslås också för att resultatet av åtgärderna ska kunna följas upp och också för att PPP:ns måluppfyllelse ska kunna bedömas. Uppföljningen är dessutom ett sätt att förbättra metoden.

Riktlinjer under utveckling

Metoden är ny och saknar, som tidigare nämnts direkta riktlinjer. Så småningom bör SMB med fördel kunna användas av myndigheter, så väl som företag och industri. Miljöaspekter inkorporeras med hjälp av metoden i den löpande processen. Fokus är planer, program och policy och metoden konkurrerar därför inte med MKB, utan fungerar som ett komplement. SMB är liksom MKB en process snarare än en analys. SMB kan därför innehålla olika verktyg. Enligt Thériverel och Partidário (1996) bör metoden integreras i beslutsprocessen och den bör också påbörjas samtidigt som denna. Ett alternativ till den ”integrerade” SMB:n är den ”samtyckande” SMB:n där miljöaspekterna kommer in först i ett auktoriseringssteg (Thériverel och Partidário, 1996.). Den sist nämnda liknar mer en projekt-MKB då den inte påverkar grunden till beslutet utan till viss del får utgå ifrån förutbestämda parametrar. I ett svenskt exempel i boken som gäller kommunal planering (markanvändning och planering av ny järnvägssträckning) understryks vikten av att SMB:n ingår redan i ”brainstorming”-fasen och att den utgör en del av processen och inte ett separat dokument.

SMB metodik och användning varierar mellan länder, exempel på detta ges av Thériverel och Partidário (1996). Studier som redan har gjorts/görs ligger till grund för utvecklingen av en framtida standard. I Sverige och övriga nordiska länder är den strategiska miljöbedömningen

starkt knuten till planering och därigenom också till MKB (Thérivel och Partidário, 1996.). Målet med den nya metoden är att få in miljöaspekter på ett tidigare stadium i planering och policy-formulering, den ska användas parallellt och iterativt med resten av beslutsprocessen. Allmänhetens medverkan, som ska ingå enligt metodologin, gör att SMB:n också kommuniceras externt.

En SMB kan inte sägas vara platspecifik, utan snarare platsberoende. Graden av detta beroende varierar, från tex kommunal planering till EU policy. Metoden är framåtblickande (prospektiv) och förutsäger miljöpåverkan. I en strategisk miljöbedömning kommer kumulativa och synergistiska effekter att kunna hanteras bättre än i en MKB då beslut om påverkan i en viss region kan sambedömas med andra planerade/pågående aktiviteter. Osäkerheten är hög, vilket beror bla på att svårigheter kan uppstå då effekter lämnar den analyserande myndighetens område. Framtidsprognoser innebär alltid stor osäkerhet och dessutom är beslut på högre strategisk nivå ofta diffusa och svårdefinierade. En integrerad SMB öppnar upp för dialoger mellan olika parter, vilket kan öka effektivitet och flexibilitet på flera plan (Thérivel och Partidário, 1996). Fler skadebegränsande åtgärder kan komma på tal ju tidigare i beslutsprocessen de beaktas.

Begränsningar

Det är svårt att förändra traditionella tillvägagångssätt och för att möjliggöra integrerad SMB måste en del beslutsprocesser förändras. Behovet av nytänkande kan först ses som en begränsning, men blir förhoppningsvis på längre sikt en fördel (Thérivel och Partidário, 1996). Datatillgängligheten kan utgöra ett problem vid SMB, metoden täcker många effekter och stora arealer. Enligt Thérivel och Partidário (1996) kan det bli vara svårt att hitta data med samma regionala täckning. Det är många steg som kan utgöra problem och det är därför av största vikt att de studier som utförs följs upp för att utveckla metoden. Konfidentiellt material kan utgöra en svårighet, som antagligen blir större i och med att allt fler institutioner privatiseras (Thérivel och Partidário, 1996). Metodens långtids-perspektiv kan begränsa intresset hos traditionella beslutsfattare. Om MKB-metodiken får alltför stort inflytande i utvecklingen av denna strategiska metod kan den begränsas till ramar som är satta för andra syften (Thérivel och Partidário, 1996).

Enligt Balfors (1997) behövs fler studier och praktiska exempel som kan leda till en klarare bild av vad Strategisk miljöbedömning innebär och hur metoden ska användas på bästa sätt.

Pågående utveckling

Glasson et al (1999) tror att SMB kommer att växa snabbt under de närmaste åren och att denna utveckling även kommer att medföra förbättringar av projekt-MKB. Utveckling av strategisk miljöbedömning i Sverige sker inom olika statliga verk.

Vidare information: se ovan

3.3 Livscykelanalys (LCA)

Baserat på:

- ISO, 1997. Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework. International Standard ISO 14040.
- Lindfors et al., 1995. Nordic Guidelines on Life Cycle Assessment. Nord 1995:20. Nordiska Ministerrådet.
- UNEP, United Nation Environment Programme, Industry and Environment, 1996. Life Cycle Assessment: what it is and how to do it. United Nations Publications Sales no. 9C-III-D.2, Paris.

Från vaggan till graven – ett nytt tankesätt

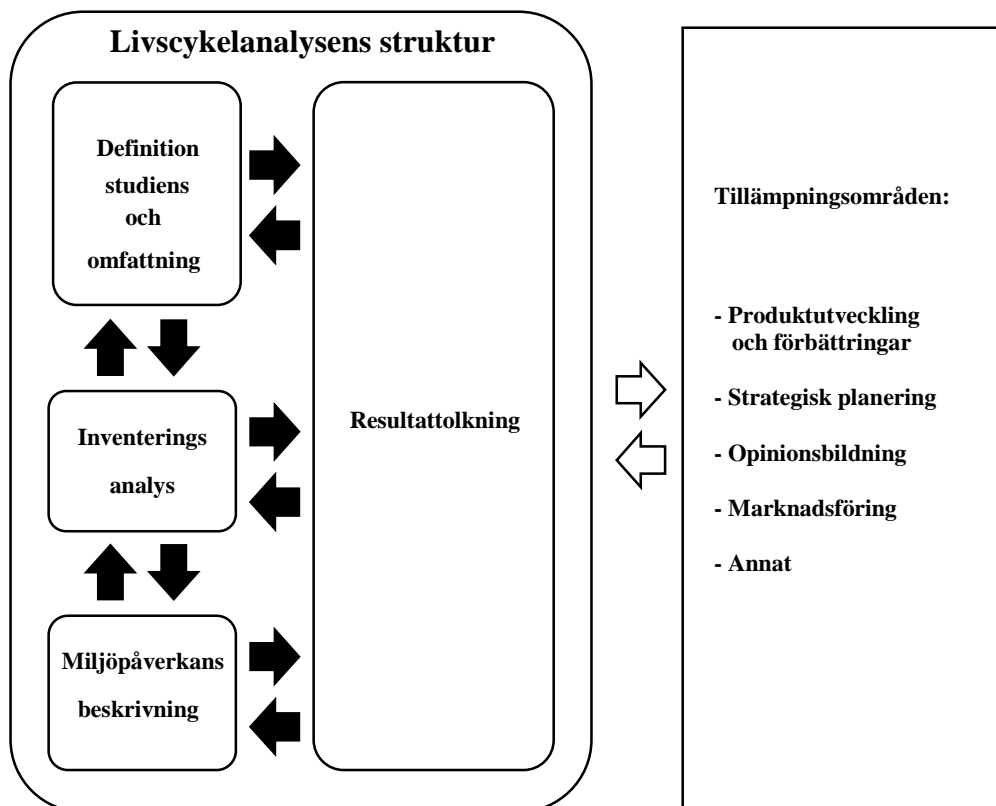
Livscykel analysen (LCA) började utvecklas under 1970-talet parallellt med energianalyser, som metoden också influerades av. LCA är dock betydligt bredare än dessa analyser och i teorin studeras potentiell miljöpåverkan orsakad av en ”produkt” under hela dess livstid, ”från vaggan till graven”. En ”produkt” kan vara en materiell sådan, men också en service eller tjänst. Ett exempel på en ”produkt” som kan studeras med hjälp av LCA är ”omhändertagande av en viss mängd avfall”. Metoden tar hela livscykeln i beaktande, från utvinning av råvara över tillverkning, distribution, användning, återanvändning, underhåll, återvinning till sluthantering av avfall. Transporter inkluderas också för alla steg. En LCA ska omfatta potentiella hälsoeffekter, potentiella effekter på ekosystem och naturresursanvändning.

Användningen av metoden ökade under åttiotalet, men samtidigt riktades en del kritik mot att analyser gjorda på samma vara kunde resultera i olika svar. För att undvika detta började en gemensam metodik utvecklas (UNEP, 1996). Metoden är fortfarande under utveckling, men är numera standardiserad enligt ISO (International Organisation for Standardization) (ISO, 1997).

Utförande

Enligt ISO-standarden kan man dela in en LCA i fyra delar (se figur 3.1):

- Mål och omfattning
- Inventeringsanalys
- Miljöpåverkansbeskrivning
- Resultattolkning



Figur 3.1 Livscykelanalysen är en iterativ process som kan delas in i fyra faser (modifierad efter ISO 1997).

Ett viktigt steg i studien är, under ”mål och omfattning”, att definiera den s.k. funktionella enheten. Den funktionella enheten är en beskrivning av den funktion som produkten eller servicen uppfyller. Det är alltså inte en tvättmaskin som studeras utan tex ”tvättning av 2 kg tvätt per vecka under ett år”. Man kan också precisera den funktionella enheten med avseende på plats och tid, exempelvis ”i Europa år 2000”.

I inventeringsanalysen kan man konstruera ett flödesschema som beskriver produktens livscykel. För varje process i flödesschemat behövs data som beskriver in- och utflöden. Ett viktigt steg är att avgränsa det studerade systemet. Det finns tre huvudtyper av systemgränser i en LCA. Den första gränsen är mellan det tekniska systemet och naturen. I princip ska alla flöden följas tillbaka till ”vaggan” dvs från det punkt då de extraheras ur naturen. Exempelvis ska inte bensin vara ett inflöde till en LCA utan man bör gå tillbaka till den punkt då råoljan pumpas upp. I praktiken kan denna gräns dock ibland vara svår att dra, det gäller framför allt vid jord- och skogsbruk. På motsvarande sätt ska alla utflöden följas till den punkt då de lämnar det tekniska systemet och blir emissioner. Här kan deponier vara ett gränsdragningsproblem. Hur länge är en deponi en del av det tekniska systemet? Den andra huvudtypen av systemgräns är mellan det studerade tekniska systemet och andra tekniska system. Denna typ av systemgräns ger upphov till så kallade allokeringssystem som beskriver hur olika typer av miljöbelastning ska fördelas (allokeras) mellan olika produkter. Ett exempel på ett allokeringssystem är när flera produkter tillverkas ur samma process, exempelvis el och värme ur ett kraftvärmeverk. Den tredje huvudtypen av systemgräns är den mellan relevanta och mindre relevanta flöden. Allt kan ju inte inkluderas så vissa aspekter måste exkluderas. Avvägningar görs här bla med avseende på om ett flöde anses försumbart, men också beroende på om data är mycket svåra, eller rentav omöjliga att få tag på. Avvägningar som görs ska tydligt framgå i studien.

Redan efter de två första delarna av LCA:n kan ett slags resultat presenteras, det kallas då en Livscykelinventering, LCI. En sådan inventering kan bestå av sidvis med siffror, som inte säger så mycket om graden av miljöpåverkan. För att ge ett mer lättförståeligt resultat genomför man en miljöpåverkansbeskrivning. Det första steget i en sådan kan vara att bestämma mer i detalj vilka typer av miljöproblem man vill inkludera i analysen. Miljöproblemen kallas sedan ofta för effektkategorier (till exempel ”växthuseffekten”, försurning, övergödning osv) I ett andra steg, den så kallade klassificeringen, beskriver man vilka emissioner som bidrar till vilka miljöproblem. I ett tredje steg, den så kallade karaktäriseringen, försöker man kvantifiera hur stort bidraget är från olika emissioner till respektive effektkategori. Detta görs ofta med så kallade ekvivalensfaktorer. Det mesta kända exemplet är ”Global Warming Potentials” som beskriver olika ämnens bidrag till ”växthuseffekten” jämfört med CO₂. Klassificeringen och karaktäriseringen ska baseras på naturvetenskapliga metoder och data. Till slut har man på detta sätt minskat siffermängden och fått fram en (eller några) siffror för varje effektkategori. Efter karaktäriseringen kan man avsluta och gå till steg fyra, resultatutvärdering. Man kan också välja att normalisera resultaten från karaktäriseringen genom att jämföra dem med samhällets totala bidrag till respektive effektkategori under ett år. Som ett avslutande steg kan man också välja att försöka vikta de olika påverkanskategorierna mot varandra. Alltså, att värdera försurning mot övergödning osv. Detta kan göras med hjälp av expertgrupper, eller tex genom att använda befintliga värden, så som miljöskatter eller åtgärdskostnader. I värderingssteget måste man använda olika typer av politiska och etiska värderingar. Val av karaktäriserings- och värderingsmetod kan ha stor effekt på resultatet. Det är mycket viktigt att komma ihåg att det fjärde steget, resultatutvärdering, tar in information från alla de föregående stegen. Resultatet av värderingen är alltså inte själva svaret! I resultatutvärderingen dras slutsatser från hela studien. Resultat från

alla delsteg ska då kombineras tillsammans med olika typer av känslighets- och osäkerhetsanalyser.

Viktigt är också att komma ihåg att LCA inte ska vara en enbart kvantitativ metod, även kvalitativa aspekter tas med. Ofta kan detta gälla effektkategorier som påverkan på den biologiska mångfalden och markanvändning. Men även om detta ska tas med i studien är det möjligt att dessa aspekter ibland försvinner i sifferexercisen.

Brett användningsområde

LCA är framtagen som hjälpmedel för företag och industri och de är också de största användarna. Ofta används verktyget främst för internt bruk, lärande så väl som beslutsunderlag. UNEP (1996) presenterar de främsta användningsområdena som kommunikation, design och utveckling av process och produkt, utformning av företags strategier, beslut om miljömärkningskriterium, utformning av produkt policy och policy strategier, inköps beslut och livsstils förändringar. Motviljan hos industrin mot extern användning beror antagligen på att studier av samma funktion med andra antaganden och avgränsningar lätt kan användas mot företaget och dess LCA. Myndigheter och intresseorganisationer kan använda LCA som underlag för produktpolicy, som en del av en SMB, som underlag för fastställande av miljömärkningskriterier med mera.

En LCA fokuserar alltså på en produkt, eller snarare en funktion och den miljöpåverkan som beräknas är platsberoende, möjlig påverkan. Diskussioner förs för närvarande om möjligheten att göra metoden mer platsberoende till vissa delar (Potting et al, 1998). På så sätt skulle känsliga områden kunna belysas och eventuellt skulle också en del synergistiska effekter kunna tas med.

En stor fördel med LCA är att metoden är välkänd och accepterad, samt att det finns en internationell standard. Omfattningen är vid och förflyttning av miljöproblem från en kategori till en annan eller från en del av livscykeln till en annan synliggörs därigenom.

Här har framför allt LCA som en kvantitativ metod beskrivits. Det finns även diskussioner om att förenkla livscykelanalyser och använda mer kvalitativa metoder. Dessa kan vara baserade på exempelvis olika typer av checklistor och matriser över produktens livscykel. Kanske framför allt för användning i samband med produktutveckling så har olika ansatser utvecklats (Graedel and Allenby, 1995, Christiansen, 1997).

Begränsningar

Det kan i vissa fall vara svårt att identifiera den relevanta funktionella enheten och sedan allokera resursanvändning och emissioner mellan just den funktionen och andra. Den breda ansatsen kan leda till nackdelar, tex krävs mycket resurser för en fullständig studie. I praktiken ingår inte alltid alla relevanta typer av miljöpåverkan i en LCA, utan urvalet är mer begränsat. Framför allt är effekter relaterade till markanvändning och påverkan på biologisk mångfald svår att beskriva i en LCA. En LCA kan endast studera potentiell miljöpåverkan och kan inte förutsäga faktisk miljöpåverkan. Det finns en viss risk att avvägningar och val kan göras på ett sådant sätt att ett önskvärt resultat nås. Metoden är mycket datakrävande och databrister är ett ofta förekommande problem. Kritik har också riktats mot metoden för att den snarare gör ”vaggan OCH graven” studier, då det i många fall kan vara svårt att mäta miljöpåverkan under användningsfasen. Det är lätt att förstå att en metod som utger sig för att vara heltäckande får stå till svars för en del kritik, men är man bara medveten om vilka

avvägningar och val som gjorts, samt vilka luckor som finns i en studie måste LCA anses som ett av de bredaste miljöanalysverktygen.

Pågående utveckling

Utvecklingen inom LCA-området är fortfarande stark. Ett antal olika utvecklingsområden kan spåras. En sådan är kopplingen mellan frågeställningen och val av metodik och data. En del av de ”klassiska” metodproblemen, exempelvis vad gäller allokering kan möjligen förstås bättre om målsättningen med studien preciseras bättre. Ett annat utvecklingsområde gäller data och databaser. Ett tredje viktigt område är metodik för miljöpåverkansbedömningen. Här finns utvecklingsbehov både vad gäller metodik för vissa typer av effektkategorier och för att utveckla platsberoende metodik och data. Det finns även behov av utvecklingen av värderingsmetoder.

Vidare information: se ovan samt

- Udo de Haes et al, 1999. Best Available Practise Regarding Impact categories and Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment. Background document for the second working group on Life Cycle Impact Assessment of SETAC-Europe. Part 1 and 2. Int. J. LCA, 4, 66-74 and 167-174
- Finnveden, G., 1999. A Critical Review of Operational Valuation/Weighting Methods for Life Cycle Assessment. In preparation. På uppdrag av AFN vid Naturvårdsverket.
- International Journal of Life Cycle Assessment. Ecomed Publishers, 1996-
- Flera rapporter från SETAC, se www.setac.org
- NV, Naturvårdsverket, 1996. Vägledning för Livscykelanalyser LCA. Sammanfattning av LCA-Norden. Rapport 4537, Naturvårdsverkets förlag, Stockholm.

3.4 Materialflödesanalyser

Materialflödesanalyser (MFA) presenterar fysiska flöden, ofta mätta i kg. De ger en bild av samhällets resursanvändning och samtidigt en grov, indirekt skattning av miljöpåverkan. Analys av materialflöden kan göras på ett flertal sätt och på olika nivåer. Tre metoder presenteras här. Två av dem studerar totala massflöden, MIPS-metoden (Material intensity per unit service) mäter total materialåtgång per funktionsenhet för produkter och ”total material omsättning”), som är baserad på MIPS-konceptet, mäter total materialanvändning för nationer eller andra regioner. SFA (Substansflödesanalys), å andra sidan, fokuserar på en substans i taget.

Ett grundantagande för materialflödesanalyser kan sägas vara att en av de miljömässiga förutsättningarna för hållbar utveckling är att minsta möjliga resursflöden mellan teknosfär och ekosfär sker (Spangenberg et al, 1999). Även andra aspekter som tas upp för respektive flödesanalys kan vara generella för MFA.

Vidare information:

- Bolund et al, 1997. Översikt av pågående forskning om uthållig utveckling avseende samhällets material- och varuflöden. I Kartläggning. Internationell forskning om Uthållig utveckling- material- och varuflöden. AFR-rapport 165. AFN, Naturvårdsverket.
- ConAccount, a platform for discussions on Material Flow Analysis (MFA). Tillgänglig från <http://www.leidenuniv.nl/interfac/cml/conaccount/index.html>

3.4.1 Material intensity per service unit (MIPS)

Baserat på:

- Wuppertal Institute, 1999. Tillgänglig från <http://www2.wupperinst.org/Projekte/mipsonline> (besökt 31 maj 1999).
- Liedtke C. et al, 1999. Applying Material Flow Accounting: Ecoauditing and Resource Management at the Kambium Furniture Workshop. *Journal of Industrial Ecology*, 2(3): 131-147.
- Schmidt-Bleek F. , 1994. *Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS, das Maß für ökologisches Wirtschaften*. Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Berlin. (engelsk översättning av Deumling, Reuben. MIPSbook or The Fossilmakers – Factor 10 and More. Ej publicerat utkast, 1996).
- Spangenberg J.H. et al, 1999. Material Flow Analysis, TMR and the mips-Concept: A Contribution to the Development of Indicators for Measuring Changes in Consumption and Production Patterns. Wuppertal Institute for Environment, Climate, Energy. Department for Material Flows and Structural Change. Wuppertal.

Megaton istället för milligram

MIPS-konceptets utveckling påbörjades 1992 vid det tyska Wuppertal Institutet av Prof. Dr. Schmidt-Bleek. Enligt Schmidt-Bleek (1994) har vi alltför länge fokuserat vårt miljömedvetande på milligram och det är nu dags att hantera megaton. MIPS-metoden summerar allt material som påverkas av mänsklig aktivitet. Material delas in i fem kategorier: *abiotiskt* och *biotiskt material*, *vatten*, *luft* och *jord* och resultatet bör inte aggregeras mer än så (Spangenberg et al, 1999). En mer detaljerad uppdelning kan göras.

MIPS-metoden kan kopplas till Faktor 10 begreppet, som lanserades av samma institut och betonar vikten av avmaterialisering. Namnet Faktor 10 syftar till bedömningen att västvärlden måste minska sin resursanvändning med just en faktor 10 för att det globala resursutnyttjandet ska kunna bli hållbart (Schmidt-Bleek, 1994).

Utförande

MIPS kan delas upp i två beståndsdelar, MI, material intensitet och S, serviceenhet. Beräkningar görs av det totala massinflödet som är kopplat till den definierade serviceenheten under hela livscykeln. Serviceenheten motsvarar den funktionella enheten i en LCA.

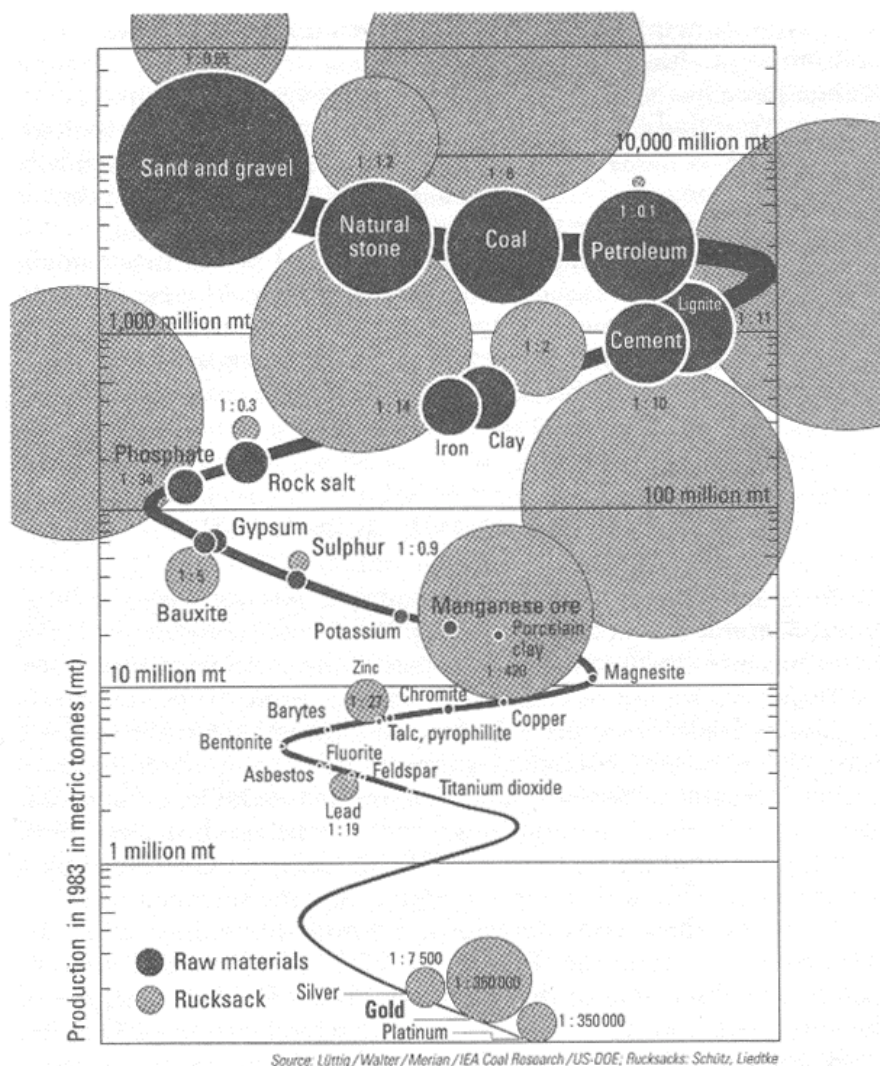
På internet finns en beskrivning av hur MIPS kan beräknas (för tillfället finns den enbart på tyska, men Internet-sidan är under översättning) (Wuppertal Institute, 1999). Det första steget i en MIPS-studie är att definiera den serviceenhet som ska analyseras. Det kan vara problematiskt i vissa fall, tex då en produkt har flera funktioner. Steg två är att göra ett materialflödesschema där olika processer synliggörs. Data samlas in för de olika processerna och presenteras i separata tabeller. Beräkningar görs av materialintensitet (MI) från vaggan till produkten och från vaggan till graven. MI grupperas i fem kategorier enligt ovan. För att få fram MIPS-värdet divideras materialintensiteterna med det antal serviceenheter som beräkningarna gjorts för.

Ryggsäckar och Faktor 10

MIPS-metoden riktar in sig på resursanvändning och undviker att studera direkt miljöpåverkan (tex övergödning och försurning), vilket kanske kan betraktas som ett sätt att hantera vår bristande kunskap vad gäller miljöpåverkan. Inflöden till teknosfären mäts i massenheter (ton eller kg) och viktas ej, därigenom ger man tex 1 kg sand ”samma betydelse” som 1 kg råolja (de fem kategorierna enligt ovan jämföras dock inte). Att ge olika ämnen samma betydelse på det sättet kan betraktas som en värdering i sig, om inte analysen görs med avseende på avmaterialisering.

Att enbart behandla input-sidan är ett sätt att förenkla analysen. Spangenberg et al. (1999) menar att det är effektivare och kräver mindre kontrollåtgärder att fokusera på inflöden från ekosfären (istället för utflöden från teknosfären) vid beslut om strategiska policyåtgärder. MIPS-metoden ger en grov effekt-bild, men denna låga detaljnivå kan räcka för att påvisa rätt/fel utvecklingsriktning, med fokus på avmaterialisering. Inga anspråk på att ta med toxikologiska aspekter görs och kompletterande studier av dessa aspekter rekommenderas (Schmidt-Bleek, 1994, s 68). Anspråkstagande av mark är heller inte medtaget, men viss utveckling pågår på det området (Schmidt-Bleek, 1994, s 67).

Ekologiska ryggsäckar är en pedagogisk symbol, som visar den mängd material som påverkats eller använts under produkten/funktionens livscykel minus produktens egen vikt (Schmidt-Bleek, 1994). De åskådliggör hur mycket material som ligger bakom en produkt. Ryggsäckarna är ett lättförståeligt sätt att presentera resultat från MIPS-studier. Några exempel på ekologiska ryggsäckar för olika material ges i figur 3.2.



Figur 3.2. Ekologiska ryggsäckar för olika material. Den vertikala axeln anger den totala mängden av olika material som producerades globalt 1983. Bredvid den mörkare cirkeln som representerar mängden utvunnet material finns en ljusare cirkel som visar hur stor dess ekologiska ryggsäck är (Källa: Schmidt-Bleek 1994).

MIPS-metoden kan inte sägas vara direkt platsspecifik. Den skulle kunna vara platsspecifik vad gäller resursuttag och relaterad påverkan, men det skulle bli en tidskrävande uppgift att mäta materialintensitet för varje enskild process specifikt. Ett visst platsberoende uppfylls om hänsyn tas till vilken typ av energibärare som används i ett visst land. I MIPS-analysen är det den nuvarande situationen som behandlas och allteftersom teknik uppdateras måste också nya analyser utföras. Inga geografiska gränser sätts utan "funktionen" följs "från vaggan till graven". På så sätt kan en MIPS-analys jämföras med en LCA vad gäller fokus för studien.

Eftersom MIPS-metoden, genom att välja att använda vikt som indikator, undviker andra värderingssteg ligger osäkerheten i valet att fokusera just på vikt, samt i pålitlighet hos data, kanske särskilt vid import.

Metoden kan med fördel användas i informativa syften då massenheter är deskriptiva och lättförståeliga, den kan naturligtvis också användas i "Faktor 10"-sammanhang tex för att mäta potential, framsteg och brist på framsteg. Den har föreslagits som ett eventuellt förundersöknings steg till LCA, då den snabbt skulle kunna belysa de större problemområdena där noggrannare studier sedan borde utföras (Wrisberg och Gameson, 1998). Företag kan ha nytta av verktyget inom design och utveckling om man strävar mot resurseffektivisering, och som beskrivet av Liedtke et al (1999) kan MIPS-metoden också användas i miljörevisions-sammanhang.

Begränsningar

En begränsning med MIPS-metoden är att än så länge finns fakta främst tillgängligt på tyska och att data främst är för tyska förhållanden. En MAIA (Material intensity analysis) handbok, där MIPS-metodologin presenteras, håller dock på att översättas, liksom Wuppertal Institutets hemsida på Internet. Det kan också vara svårt att få tag på data för kategorier och delar av kategorier som är mycket specifika för just den här metoden, tex erosion vid jord- och skogsbruk, övertäckningsmassor vid gruvaktiviteter och markvatten vid odling. En databas med uträknade materialintensiteter för tex energibärare finns på Internet (Wuppertal Institute, 1999) och i och med att denna utvecklas förenklas också användandet av metoden.

En av de inneboende svårigheterna vid användning av metoden är att definiera en serviceenhet och att sedan avskärma de påverkningar som ska relateras till denna enhet.

När man diskuterar begränsningar hos materialflödesanalyser måste man tänka på att metoderna inte är utvecklade för att vara heltäckande och detaljerade. Att inte toxicitet hanteras är naturligtvis en begränsning med metoden, men komplettering med andra metoder för detta område rekommenderas. Metoden är inte, som nämnts ovan, direkt platsspecifik och vissa kompletteringar kan behövas även för att få med den dimensionen.

Pågående utveckling

Som tidigare nämnts håller en databas på att utvecklas för att underlätta datainsamling. Översättning av fallstudier, Internetsida och handbok pågår också, vilket kommer att förenkla användandet av metoden.

Resource-efficiency accounting (REA) och Companies' and sectors' path to sustainability (COMPASS) är metoder som utvecklats för att inkludera mer än miljö. De analyserar monetära respektive monetära och sociala aspekter parallellt med massinflödena (Kuhndt och Liedtke, 1999).

Vidare information: se ovan samt

- Schmidt-Bleek F. et al., 1999. Einführung in die Material Intensitäts-Analyse nach dem MIPS-Konzept. MAIA- Introduction to the Material Intensity Analysis following the MIPS concept. Under översättning.

3.4.2 Total materialomsättning (TMR)

Baserat på:

- Adriaanse A. et al, 1997. Resource flows: the material basis of industrial economies. World Resource Institute, WRI, Washington D.C.
- Bringezu S. et al, 1997. Regional and National Material Flow Accounting: From Paradigm to Practice of Sustainability. Proceedings of the ConAccount workshop 21-23 January, 1997, Leiden, The Netherlands. Wuppertal Special 4, Wuppertal Institute, Wuppertal. 43-57.
- Spangenberg J.H. et al, 1999. Material Flow Analysis, TMR and the mips-Concept: A Contribution to the Development of Indicators for Measuring Changes in Consumption and Production Patterns. Wuppertal Institute for Environment, Climate, Energy. Department for Material Flows and Structural Change. Wuppertal.
- UNDESA, United Nations Department of Economic and Social Affairs, 1998. Measuring changes in consumption and production patterns – a set of indicators. Tillgänglig från gopher://gopher.un.org/00/esc/cn17/1997-98/patterns/mccpp5-9txt (besökt 31 maj 1999)

TMR – relativt nytt begrepp

Total materialomsättning (TMR) (på engelsk Total Material Requirement) baseras på MIPS-konceptet (enligt ovan), men fokuserar på nationer eller regioner. En tidigare benämning av metoden är TMI, Total material input (Bringezu et al, 1997). World Resource Institute har utfört en studie där TMR presenteras och fyra länder ingår i en fallstudie (Adriaanse et al, 1997). Beskrivningen av metoden här nedan är främst baserad på den studien. TMR är en relativt ny metod, de studier som gjorts är pilotstudier och metoden är under utveckling.

Genom att beskriva ett lands totala materialomsättning kan man få en helhetsbild och undvika att förbise att en tjänst med minskad materialåtgång används oftare och därmed inte leder till minskad resursåtgång totalt sett. Metoden kan fungera som ett hjälpmedel för nationella eller regionala myndigheter i olika beslutssituationer. Nationell energistatistik och emissionsdata är redan relativt etablerat, med TMR kommer materialflöden att komplettera den befintliga informationen. En fördel med materialflöden är att de kan samköras med ekonomisk statistik och annan miljöstatistik (Palm, personlig kommunikation, 1999). Ett exempel där TMR-data kommer att användas är de svenska Miljöräkenskaperna (se nedan) (Palm, personlig kommunikation, 1999). TMR har också antagits av UN DESA, United Nations Department of Economic and Social Affairs, som indikator för konsumtions- och produktionsmönster och ska införas i CSDs, Commission on Sustainable Development, indikatorprogram (UNDESA, 1998).

Utförande

Adriaanse et al (1997) har analyserat fyra länders totala materialomsättning. För att få fram den totala mängd material som påverkas av ett lands ekonomiska aktiviteter adderas mängden naturresurser (i ton) som bidragit till inhemska och importerade produkter. Direkta såväl som sk ”indirekta” flöden tas med. ”Indirekta” flöden är de flöden som aldrig når den ekonomiska sektorn, rester från gruvbrytning, eroderad jord, mm (jämför ekologiska ryggsäckar i MIPS-metoden). I en TMR beaktas abiotiskt och biotiskt material och jord, luft och vatten tas inte upp. Den totala materialomsättningen beräknas för import så väl som export, material relaterat till export presenteras separat. Återvunnet material räknas med vid import. På detta sätt får man ”the total physical requirements and throughputs of materials on which a nation’s economic activity depend” (Adriaanse et al, 1997). Resultat presenteras i form av totalt

abiotiskt och biotiskt material samt jord som omsatts, men också mer disaggregerad information redovisas.

Resultaten ska inte presenteras som en enda siffra utan inhemska och utländska resurser, direkta och ”indirekta” flöden bör presenteras separat, andra uppdelningar kan göras beroende av studiens mål. Ju mer disaggregerat resultatet presenteras, desto bättre kan de användas för mer detaljerade fortsatta studier där beslutsfattare kan välja vissa delar där miljöpåverkan mer direkt analyseras och värderas (Adriaanse et al, 1997). För att kunna använda TMR i internationella jämförelser görs beräkningarna per capita, även andra kvoter kan användas tex TMR per BNP, importens ”indirekta” flöden per capita (Spangenberg et al, 1999 och Adriaanse et al, 1997).

Regional materialomsättning

Metoden koncentrerar sig på naturresursanvändning och kan sägas ge en indirekt, grov och platsberoende skattning av miljöpåverkan. Gränsen mellan det ekonomiska systemet och ekosystemet definieras som där människan först utvinner eller förflyttar material från dess naturliga läge (Adriaanse et al, 1997, sid. 5). På den regionala/nationella nivå som TMR används kan en låg detaljeringsgrad vara fullt tillräcklig. Beräkning av total materialomsättning för ett land kan lätt löpa parallellt med nationella ekonomiska beräkningar. Den nya dimensionen kan främja nytänkande i årsredovisningar, etc.

TMR analyseras för en avgränsad region, men ingen geografisk avgränsning görs vad gäller inflödens ursprung. En TMR är retrospektiv och kvantitativ. Den studerar ofta materialomsättning under ett visst år eftersom statistik ofta presenteras på det sättet. Genom att göra analyser för flera år kan trender synliggöras. Jämfört med MIPS-metoden tittar man på färre materialkategorier, luft och vatten utelämnas. Det kan ändå vara problem med datainsamling, framförallt för ”indirekta” flöden. Den breda definitionen av materialomsättning är unik för MIPS-konceptet. Wuppertal Institutet har en databas under uppbyggnad som är tillgänglig på Internet där sk MI-faktorer (MI, materialintensitet) presenteras för olika ämnen och material (Wuppertal Institute, 1999).

De riktlinjer som finns för TMR är de som används i WRI-studien.

Metoden kan användas som en indirekt mätare av miljöpåverkan, men också enklare som mått på resurseffektivisering eller indikator för framsteg mot ett visst miljö tillstånd. Om det första användningsområdet antas undviker man det komplicerade slutliga värderingssteget som krävs då olika miljöpåverkan ska vägas mot varandra genom att analysera material flöden. Samtidigt är det en värdering i sig att tillmäta vikten av olika material ”samma betydelse” i detta fall. Då kan det sägas ligga en viss osäkerhet i att värdera material lika efter vikt. En generell osäkerhet i TMR är att data för ”indirekta” flöden, särskilt för import, kan vara svåra att beräkna. Osäkerhet kan i grova metoder, som TMR, hanteras något mindre känsligt eftersom exaktheten är definierat låg.

Ny och utprövad metod

När man diskuterar begränsningar med materialflödesanalyser måste man tänka på att de inte är utvecklade för att vara heltäckande, detaljerade producenter av ”svaret” utan måste i vissa fall kompletteras med andra analyser. TMR kan aldrig bli mer än en grov skattning av vår totala miljöpåverkan, men på nationell och internationell nivå kan det på vissa områden vara tillräckligt. Dessutom kan den användas för andra syften än bedömning av total miljöpåverkan. Metoden kan begränsas i vissa situationer av låg detaljnivå, att den ej är direkt

platsspecifik, samt av att toxiska effekter och andra miljöpåverkningar inte graderar betydelse av olika resursuttag.

Enligt Adriaanse et al (1997) finns vissa begränsningar med metoden. Många problem torde dock kunna lösas om fler fallstudier utförs. Den stora begränsningen med TMR är antagligen att den är ny och oprövad (Palm, muntlig kommunikation, 1999).

Pågående utveckling

Författarna till WRI-studien föreslår en del utveckling av metoden, alternativt att utveckla nya metoder där bla ansatsen breddas genom att inkludera även utflöden till ekosfären för att få en bättre helhetsbild av de ekonomiska aktiviteternas materialflöden. De betonar också att nationella skillnader vad gäller produktionsteknik, generell hantering, etc borde avspeglade sig i varor med olika ursprungsland. Fler fallstudier efterlyses för att öka på databasen och för att underlätta förbättring av metodologin.

Vidare information: se ovan

3.4.3 Substansflödesanalys (SFA)

Baserat på:

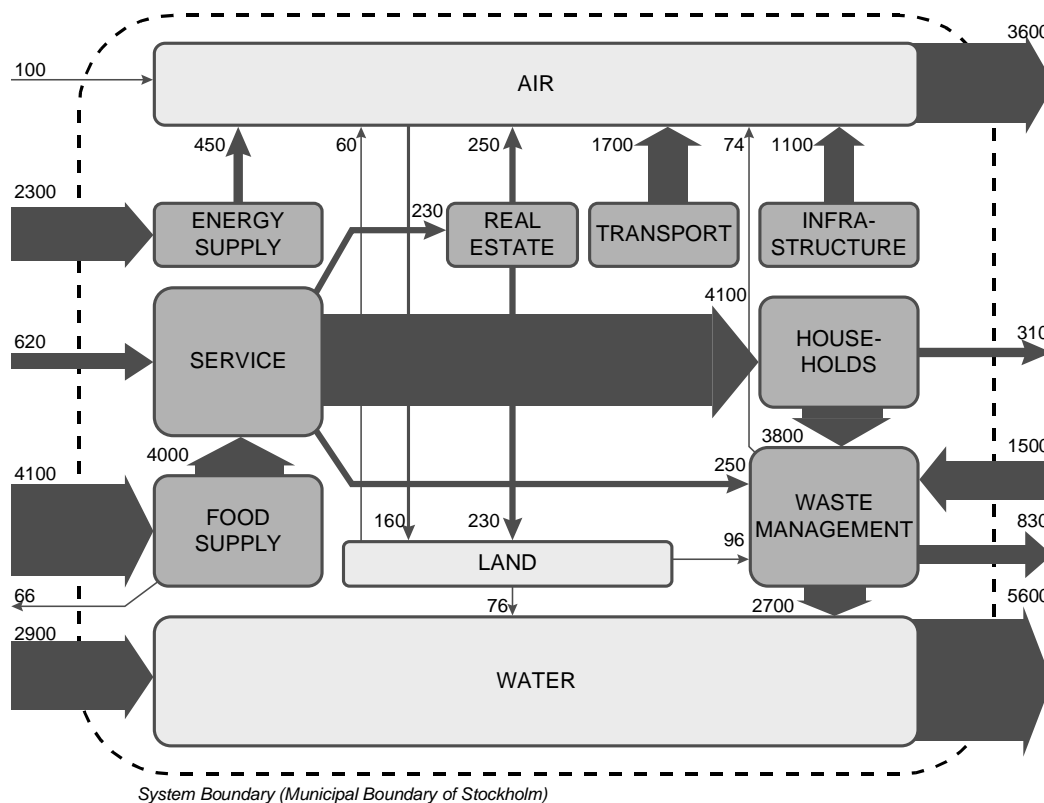
- Bovenkerk M., 1997. The Use of Material Flow Accounting in Environmental Policy Making in the Netherlands. I Bringezu S., Fischer-Kowalski M., Kleijn R. and Palm V. red. Analysis for Action: Support for Policy towards Sustainability by Material Flow Accounting. Proceedings of the ConAccount Conference 11-12 September 1997 Wuppertal, Germany. Wuppertal Special 6, Wuppertal Institute, Wuppertal. 28-37.
- Bouman M. et al, 1999. Material flows and economic models: An Analytical comparison of SFA, LCA and equilibrium models. CML-SSP Working Paper 99.001. Centre of Environmental Science, Leiden University, Nederländerna.
- Burström F., 1998. Municipal materials accounting and environmental management. Licentiate thesis, Department of Chemical Engineering and Technology, Royal Institute of Technology, Stockholm.
- Burström F. et al, 1997. Material Flow Accounting and Information for Environmental Policies in the City of Stockholm. I Bringezu S., Fischer-Kowalski M., Kleijn R. and Palm V. red. Analysis for Action: Support for Policy towards Sustainability by Material Flow Accounting. Proceedings of the ConAccount Conference 11-12 September 1997 Wuppertal, Germany. Wuppertal Special 6, Wuppertal Institute, Wuppertal. 136-145.
- Van der Voet E., 1996. Substances from cradle to grave. Development of a methodology for the analysis of substance flows through the economy and the environment of a region with case studies on cadmium and nitrogen compounds. Doctoral thesis, Centre of Environmental Science, Leiden University, Nederländerna.

En substans i taget

Substansflödesanalys är en materialflödesanalys som koncentrerar sig på en substans i taget. Substanser som studeras i SFA är vanligen relaterade till någon miljöpåverkan. Naturliga såväl som antropogena flöden kan följas (van der Voet, 1996, s 24). Metoden används för att finna källor, sänkor och upplagring, nutida såväl som framgent tänkbara (Burström et al, 1998). Frågor rörande vilka flöden som importerats respektive exporterats kan vara av intresse, liksom var lokala insatser ger störst effekt (Burström et al, 1998). SFA görs oftast för det totala flödet av en substans inom en region (regionell SFA) (van der Voet, 1996, s 202). Stockholms kväve- och fosformetabolism har också studerats, liksom vissa metaller (Burström et al., 1997). Metoden kan också utföras för en regions användning av eller konsumtion av en substans. I det fallet tas även flöden utanför regionen upp, medan flöden relaterade till export av substansen inte hanteras (van der Voet, 1996, p 196).

Utförande

Van der Voet (1996, s 18-26, s 196-198) konstaterar att ingen standardmetodologi kan bestämmas eftersom olika studier skiljer sig åt alltför mycket, generella riktlinjer är mer passande. De generella riktlinjer van der Voet presenterar gäller material- och substansflödesanalyser och består av tre delsteg. *Definition av systemet*, för SFA gäller att avgränsa en geografisk region samt tid, som ofta är ett år. Vilken substans som ska studeras ska naturligtvis presenteras. Inom varje system kan uppdelning göras för olika sub-system, beroende av studiens syfte och mål. Därefter kan ett flödesschema presenteras och *flöden och lager kvantifieras*. Ett exempel på flödesschema för kväve metabolism i Stockholms stad, hämtat från Burström (1998), ges i figur 3.3. Detta kan göras på olika sätt, också beroende av syfte och mål, tre sätt presenteras. Det första är sk "bokföring", där flöden och lager registreras efter mätning, vilket ger en retrospektiv analys. Det andra sättet är statisk modellering, där relationer mellan lager och flöden presenteras och beräkningar görs med antagande om stationärt tillstånd. Den analysen är prospektiv. Prospektiv analys fås också i den tredje varianten av kvantifiering, som är dynamisk modellering där tidsaspekter tas med i beräkningarna. Idag är det vid regionala flödesanalyser vanligast att använda "bokföringsmetoden" (Burström, 1998, s 18) Avslutningsvis *tolkas resultaten* av studien. Denna utvärdering kan göras med hjälp av bedömningar av substansens farlighet (miljömål, riskbedömningar, mm) eller genom att omvandla resultaten till indikatorer vilka kan användas vid regionellt beslutsfattande.



Figur 3.3. Flödesschema för kväve metabolism i Stockholms stad 1995. Endast flöden överstigande 0,5 % av den totala omsättningen visas som ton kväve per år (källa: Burström, 1998).

Flöden och lager

SFA kan användas i de flesta situationer där kunskap om en viss substans söks. De är lämpade som underlag i strategiska beslutsprocesser, ett exempel på den är en studie över kväveflödet i Varbergs kommun (Burström et al, 1998) där huvudkällor belyses som inte tidigare tagits upp

i kommunala policy eller planer. Detaljeringsgraden av en SFA kan variera. Enligt Bovenkerk (1997) krävs ofta endast en lägre detaljnivå för användning av SFA som underlag i policyutveckling. Bovenkerk (1997) menar också att SFA ibland inte påverkar beslut direkt, utan underlättar själva beslutsprocessen genom att konsensus vad gäller data skapas.

SFA kopplar miljöproblem till ekonomiska aktiviteter genom att man kan se inom vilka sektorer relevanta substanser rör sig (Bouman et al, 1999 och Burström et al, 1997). Att belysa förändringar i lager är en viktig del av SFA (Bouman et al, 1999). Ackumulation av ett ämne kan ofta ge upphov till framtida miljöproblem. Substansflödesanalyser kan ge kvalitativ information, ett lärande om hur saker hänger ihop, exempelvis inflöden av mat till Stockholm och utsläpp av näringsämnen till Östersjön (Burström, 1998, s 49). Att sätta upp ett system, följa flöden och upptäcka lagring av ämnen kan vara mycket lärorikt även om kvantitativa tolkningar sedan kan vara svåra (Burström, 1998).

De tre olika sätten att kvantifiera flöden och lager, som nämnts ovan, passar för olika syften (van der Voet, 1996, s 203). ”Bokföring” fungerar som ett slags övervakning och eventuella trender kan urskiljas om analyser utförs kontinuerligt. Statisk modellering kan användas för att identifiera miljöproblems ursprung, samt jämföra olika åtgärder. Dynamisk modellering, där tidsaspekten finns med, är användbar för framtidsscenarioer.

Begränsningar

Eftersom analysen begränsas till en substans kan inte problem som överförs till andra substanser påvisas. Det är endast då problem skiftas från en plats till en annan i den aktuella substansens flöde som analysen täcker in förflyttning av problem (tex van der Voet, 1996). En annan nackdel är att inget sägs om risker med substansen, ingen värdering görs. Dessa båda begränsningar kan förstås åtgärdas genom komplettering med andra metoder.

Detaljerade SFA kan innebära höga kostnader och ta mycket tid i anspråk (tex Bovenkerk, 1997). Burström et al (1997) påpekar att det finns brister i miljöövervakning och administrering av information i Stockholm, vilket försvårar utförandet av SFA. Detta borde dock vara ett övergående problem. Burström et al (1998) menar att SFA belyser just brister i data och på detta sätt fyller ytterligare en funktion. Datatillgängligheten varierar naturligtvis med vilken substans som studeras.

Vidare information: se ovan samt

- Burström F., 1999. Material accounting and environmental management in municipalities. Submitted to Journal of Environmental Assessment Policy and Management. Imperial College Press.

3.5 Input-outputanalys (IOA)

Baserat på:

- Forsberg T. och Hedberg L., 1978. Undersökning av leveransströmmarna inom tillverkningsindustrin, särskilt försvarsindustrin, i Östergötlands län 1974 – en input-output-studie. Länsstyrelsen i Östergötlands län, planeringsavdelningen, Universitetet i Linköping, ekonomiska institutionen.
- Nordiska Ministerrådet, 1997. Nordiska naturresurs- och miljöräkenskaper – delrapport II. TemaNord 1997:598. Köpenhamn.
- Richardsson H.W., 1972. Input-output and regional economics. Redwood Press Limited, Trowbridge, Wiltshire, UK.
- SCB, Statistiska Centralbyrån, 1997. Miljöräkenskaper. Samband mellan miljö och ekonomi. En rapport om fysiska miljöräkenskaper i Sverige. Rapport 1998:6, ISBN 91-618-0960-8. SCB-tryck, Örebro.
- SCB, Statistiska Centralbyrån, 1998. Materialflöden och kretslopp i de svenska miljöräkenskaperna – en förstudie 1995. Rapport 1998:3, ISBN: 91-618-0957-8. SCB-Tryck, Örebro.

Se samband mellan branscher

Input-outputanalysen är ett samhällsekonomiskt instrument, ett slags bokföring av leveranser av varor och tjänster mellan olika aktörer i ekonomin. Den första input-outputanalysen gjordes på USAs ekonomi och presenterades av Leontief (1936). Metoden bygger på att förenkla ett lands eller en regions "bokföring". Detta görs dels genom att sammanföra olika aktiviteter med tillräckliga likheter i branscher och använda medelvärden av input och output för dessa, och dels genom att anta linjära produktionssamband (Richardsson, 1972). Ett grundantagande är att proportionen mellan branschernas insatsvaror är konstant (SCB, 1997). Genom dessa förenklingar möjliggörs studier av annars komplexa system. Input-outputanalyser kan göras på nationell eller regional nivå.

Metoden kan användas vid långsiktig planering för att försöka få överensstämmande prognoser för olika sektorer, som beräkningsunderlag för lagring och för att se samband mellan olika branscher, tex hur förändringar inom en bransch påverkar andra. IOA används bla i de svenska Nationalräkenskaperna. Sambanden inom ekonomin berör naturligtvis också miljöaspekter och numera används också input-outputanalyser i de sk Miljöräkenskaperna (SCB, 1997). Man skiljer på ekonomiska och fysiska IOA. De ekonomiska är de ursprungliga och hanterar flöden i monetära termer. Om man vill använda dem för miljöstudier måste information om tex emissioner "kopplas på" de ekonomiska kalkylerna. Emissioner kan sedan fördelas mellan branscher eller varugrupper efter monetära flöden. Fysiska IOA bygger på att de monetära flödena byts ut mot material- eller energiflöden.

IOA kan användas ur miljösynpunkt exempelvis för att se hur ett styrmedel riktat mot en specifik bransch påverkar andra branscher och på så sätt undvika problemförflyttning. Istället för att belysa vilka branscher som direkt står för resursuttag eller utsläpp kan man fördela utsläppen på olika varugrupper. På det sättet kommer tex verkstadsprodukter att lastas för en del av de utsläpp som stålindustrin svarar för och för de utsläpp deras transporter orsakar.

Utförande

Input-output tabeller visar köp och försäljning av insatsvaror mellan olika branscher, lagerförändringar, samt försäljning till slutlig efterfrågan (konsumtion, investeringar och export) (tex Forsberg och Hedberg, 1978 och Nordiska Ministerrådet, 1997). Hur beräkningarna utförs för att få fram tabellerna kommer inte vidare att behandlas här. En tabell kan bestå av olika varugrupper eller olika branscher. Vågrätt i en tabell kan utläsas hur produktionen från en bransch (eller en varugrupp) används ("output"), den kan bli insatsvara i den egna branschen eller andra, den kan också gå direkt till slutlig efterfrågan. Lodrätt fördelas de insatser som behövs ("input") för produktion inom branschen (varugruppen)

mellan förbrukningsvaror från olika branscher, arbetskraft, kapital och import. Med hjälp av tabellerna kan olika analyser utföras, tex beräkning av vilka totala effekter på produktionen som uppstår om slutlig efterfrågan av en viss vara ökar.

Hårt aggregerad analys

Input-outputanalysen är ett kvantitativt verktyg för offentliga myndigheter. IOA är hårt aggregerad och stora generaliseringar görs, branscher som transportmedelsindustrin, livsmedelsindustrin och kemikalieindustrin inrymmer företag med mycket olika aktivitet men som ändå studeras ihop med hjälp av medelvärden. Miljöräkenskapernas IOA skiljer för närvarande på 16 branscher, men de kan redovisas betydligt mer detaljerat. Den fysiska IOA är en resurskrävande analys, data kan vara svåra att få tag på och detaljerade studier är tidskrävande.

Begränsningar

Upplösningen mellan branscher är naturligtvis en begränsning, IOA:n blir en skattning. Input-outputanalyser är ögonblicksbilder, de bygger på bestämda proportioner av insatsvaror och en definierad teknik och produktivitet. På grund av detta lämpar sig analysen främst för att studera marginella förändringar. Om man vill göra studier av framtiden kan man bygga in förändrad teknik, etc i analysen, vilket då också leder till en ökad osäkerhet (SCB, 1997).

Vidare information: se ovan samt

- Konijn P.J.A., 1994. The make and use of commodities by industries. ISBN 90-365-0656-5.
- Leontief W., 1936. Quantitative input-output relations in the economic systems of the United States. Review of Economics and Statistics, 8: 105-125

3.6 Miljöräkenskaperna

Baserat på:

- KI, Konjunkturinstitutet, 1999. Miljöräkenskapsprojektet. Tillgänglig från <http://www.konj.se/miljo/miljo.htm#Miljöräkenskapsprojektet>, (besökt 29 april 1999).
- KI och SCB, Konjunkturinstitutet och Statistiska Centralbyrån, 1998. SWEEA Swedish Economic and Environmental Accounts. Svenska miljöräkenskaper. En lägesrapport från Konjunkturinstitutet och Statistiska Centralbyrån 1994. Miljöräkenskaper Rapport 1998:1. Konjunkturinstitutet och Statistiska Centralbyrån.
- Nordiska Ministerrådet, 1997. Nordiska naturresurs- och miljöräkenskaper – delrapport II. TemaNord 1997:598. Köpenhamn.
- NV, Naturvårdsverket, 1996. Kostnader för att minska utsläpp av kväveoxider och flyktiga organiska ämnen. Naturvårdsverkets rapport 4530. Stockholm.
- NV, Naturvårdsverket, KI, Konjunkturinstitutet och SCB, Statistiska Centralbyrån, odaterad. Miljöräkenskaper – vässade verktyg för miljöpolitiken.
- SCB, Statistiska Centralbyrån, 1997. Miljöräkenskaper. Samband mellan miljö och ekonomi. En rapport om fysiska miljöräkenskaper i Sverige. Rapport 1998:6, ISBN 91-618-0960-8. SCB-tryck, Örebro.
- SCB, Statistiska Centralbyrån, 1998. Miljöräkenskaper. Materialflöden och kretslopp i de svenska miljöräkenskaperna, en förstudie 1995. Rapport 1998:3, ISBN 91-618-0957-8. SCB-tryck, Örebro.

Miljöstatistik sammanförs med ekonomisk statistik

Utvecklingen av miljöräkenskaper är internationell och arbetet påbörjades efter Rio-konferensen 1992. I miljöräkenskaperna systematiseras miljöstatistik och sammanförs med ekonomisk statistik. På detta sätt ska naturresurser och miljö föras in i den nationella bokföringen av resursanvändning (KI och SCB, 1998). De svenska miljöräkenskaperna har börjat tas i bruk, även om vissa delar fortfarande är under utveckling.

Miljöräkenskaperna visar på samband mellan ekonomisk aktivitet, sysselsättning, utnyttjande av naturresurser, energiflöden, vissa utsläpp och en del avfall. Systemet utvecklas fortfarande och kommer bli att kompletteras med materialflöden (se 3.4.2) (Palm, personlig kommunikation, 1999). Miljöräkenskaperna presenteras bla som indikatorer för hållbar utveckling. De nationella miljöräkenskaperna ska vara jämförbara med varandra för att kunna användas internationellt. Arbetet med att utveckla de svenska miljöräkenskaperna är uppdelat mellan tre myndigheter, Statistiska Centralbyrån (SCB) som ska stå för fysiska miljöräkenskaper, Konjunkturinstitutet (KI) för monetära miljöräkenskaper och Naturvårdsverket (NV) som bla har tagit fram data på kostnader för att minska påverkan på miljön.

I de *fysiska miljöräkenskaperna* är det energi- och massflöden istället för monetära flöden som bokförs. Man kan säga att bla energi/materialflödesanalyser och input-outputanalyser kombineras. Analysen möjliggör direkta kopplingar mellan ekonomi- och miljöaspekter då flöden delas in i branscher på samma sätt som i Nationalräkenskaperna. Resursuttag från och utsläpp till naturen redovisas med avseende på vilken ekonomisk aktivitet som givit upphov till dem (SCB, 1997). Energianalyserna grundas på årlig nationell energistatistik uppdelat på ca 15 energislag, som anpassas till Nationalräkenskapernas branschindelning (Nordiska Ministerrådet, 1997, sid. 43). Resultaten presenteras dels på nationell nivå, dels på branschnivå (för närvarande uppdelat på 16 olika branscher men det kan förändras) samt på varugrupsnivå. För det senare steget används input-outputanalyser som beskrivs ovan.

De *monetära miljöräkenskaperna* har påbörjats genom värderingsstudier av miljöeffekter av svavel- och kväveutsläpp och genom skogsräkenskaper där värdering har utförts av virkestillväxt, bär, svamp, jakt, lavproduktion och kostnader för att skydda den biologiska mångfalden, mm. (KI, 1999). De värderingar som används är, med få undantag direkt kopplade till marknadspriser. Andra värden, etiska, estetiska, etc har inte tagits med då de anses svåra att bedöma på nationell nivå och/eller att bedömningar innebär alltför stora osäkerheter. Värderingsmättet blir därmed inte heltäckande, men ”direkt relaterat till faktiska ekonomiska konsekvenser av skadan” (KI och SCB, 1998). Utvecklingen av en ekonomisk modell som kan användas för att beskriva hur tillväxt, strukturomvandling och miljöpåverkande utsläpp påverkas av olika politiska åtgärder pågår (KI, 1999).

Naturvårdsverket har tagit fram kostnader för att minska kväveoxider och flyktiga organiska ämnen (NV, 1996).

Verktyg på nationsnivå

Miljöräkenskaper är ett verktyg för myndigheter och branscher på nationell och internationell nivå. Studier av samband mellan ekonomi och miljö underlättas av räkenskaperna, tex möjliggörs utvärdering av effekter av styrmedel i flera led (tex KI och SCB, 1998). Företag kan använda sig av miljöräkenskaperna för sk benchmarking genom att ta fram egna värden och jämföra sig med det nationella medelvärdet för sin bransch eller varugrupp. Ideella föreningar kan använda räkenskaperna på liknande sätt.

Att miljöräkenskaperna baseras på och kombineras med ekonomisk statistik i nationalräkenskaperna underlättar tvärvetenskapligt nyttjande. Miljöräkenskaperna är ett sätt att presentera miljöpåverkan genom att se flödena i samhället och att försöka värdera dessa monetärt. Osäkerheten i värderingssteget försöker man minska genom att nästan uteslutande använda sig av värderingsmått direkt kopplade till marknadspriser. Då omvandling till

monetära termer inte anses tillförlitlig presenteras skadeaspekter enbart fysiskt (KI och SCB, 1998).

Begränsningar

Miljöräkenskaperna kan begränsas av den stora datamängd som behövs, och den generalisering som blir följden av att avgränsningar måste göras. Om medelvärden måste användas för stora sektorer inom näringslivet ökar osäkerheten. SCB håller dock på att utveckla input-outputanalyser för en mer detaljerad branschuppdelning (NV, KI, SCB, odaterad). Om en monetär värdering görs tillkommer ytterligare osäkerhetsfaktorer. Fördelen med att begränsa värderingen till marknadspriser kan diskuteras, det är viktigt att understryka att det då bara är en delvärdering.

Pågående utveckling

Samtidigt som miljöräkenskaperna nu finns och används så pågår en vidareutveckling. Enligt KI och SCB (1998) säger internationella bedömningar att det tar 10-20 år att utveckla ett miljöräkenskapssystem. De delar som är under utveckling är bla materialflödesstatistik, fler luftutsläpp, vattenutsläpp, miljöskatter och subventioner (Palm, personlig kommunikation, 1999).

Vidare information: se ovan samt

- Nordiska Ministerrådet, 1993. Nordiska Ministerrådets projekt om miljö- och naturresursräkenskaper. Nordisk Seminar- og Arbejds-rapporter 1993:592. Köpenhamn.

3.7 Ekologiskt fotavtryck (EF)

Baserat på:

- Folke C., 1998. Ecosystem Approaches to the Management and Allocation of Critical Resources. In Pace M. and Groffman P. Successes, limitations and frontiers in ecosystem science. Springer Verlag, New York.
- Folke C. et al, 1998. the ecological footprint concept for sustainable seafood production: a review. Ecological Applications 8:1 Supplement: 63-71.
- Wackernagel M. och Yount D., 1998. Footprints for Sustainability: The Next Steps. Draft in progress.
- Wackernagel M. and Rees W., 1996. Our Ecological Footprint. Reducing human impact on the earth. New Society Publishers, B.C., Canada.
- Wackernagel M. et al., 1997. Ecological Footprints of Nations. How Much nature Do They Use?—How Much Nature Do They have? Available from <http://www.ecouncil.ac.cr/no/focus/report/english/footprint>

”Carrying capacity” och ekosystemtjänster

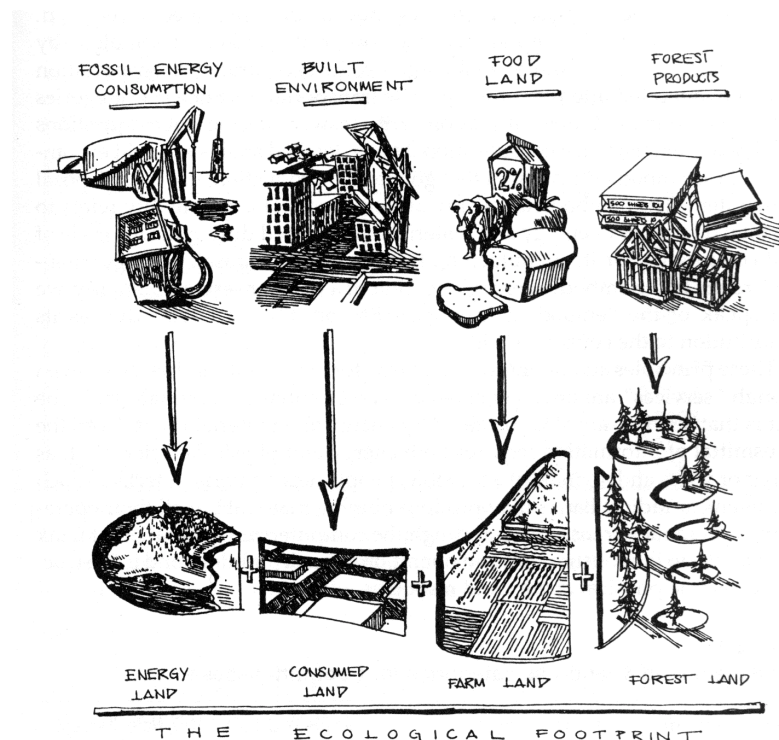
Det ekologiska fotavtrycket kan betraktas både som koncept och verktyg. Grundaren, William Rees, började lära ut begreppet för över 20 år sedan. Numera är en av hans fd studenter, Mathis Wackernagel en av de främsta inom området. En del studier har även gjorts på Systemekologiska Institutionen vid Stockholms Universitet bla för fisk- och räkodling (för en översikt läs Folke et al, 1998). Tankesättet finns också tidigare beskrivet med andra ord tex ”hinterland”, ”ghost acreage”, ”appropriated ecosystems area”.

Det ekologiska fotavtrycket är en metod som ofta kopplas till dels jämlik resursfördelning och ”carrying capacity”, vilket Wackernagel och Rees (1996) använder i betydelsen den maximala ”börda” mänskligheten kontinuerligt kan lägga på miljön utan bestående konsekvenser, dels till mänsklighets beroende av ekosystemet (tex Folke et al, 1998). Det ekologiska fotavtrycket som bla beskrivs av Wackernagel och Rees (1996) vill visa hur stor areal, land och hav, som behövs för att underhålla det mänskliga samhället. Detta kan sedan jämföras med den produktiva yta som verkligen finns tillgänglig. Genom att räkna ut ett globalt genomsnittsvärde för hur stor areal som finns tillgänglig per person kan man även inkludera

jämlik fördelning av resurser som en viktig aspekt. För tillfället sätts 12 % (från Brundtlandrapporten) av den globala produktiva ytan av för att skydda den biologiska mångfalden. Enligt beräkningar från 1997 (Wackernagel et al.) finns 1,7 ha produktiv yta tillgänglig globalt sett per person (att jämföra med den genomsnittliga svenskens avtryck på 5,8 ha). Folke et al (1998) har ett något annorlunda angreppssätt i sina fotavtryck, de använder sig inte av "carrying capacity"-begreppet pga att ekosystem är komplexa system och fotavtrycket är en statisk "ögonblicksbild". Man använder istället verktyget för att påvisa människans beroende av ekosystemet runt om oss och belyser de ofta glömda ekosystemtjänsterna (ekosystemtjänster kan vara tex barnkammare för yngel, produktion av grundvatten och upptag av koldioxid) (Daily, 1997).

Utförande

Fotavtrycket beräknas som summan av den produktiva mark- och vattenyta som fortlöpande tas i anspråk för att producera och underhålla varor och tjänster som konsumeras och för att ta hand om det avfall som genereras som följd (Wackernagel och Rees, 1996). Ytan kan delas upp i kategorierna *fossil-energi mark*, land som avsätts för koldioxid upptag, *jordbruksmark*, de mest produktiva landområdena, *betesmark*, *skog*, naturlig och odlad som kan användas för produktion av trävaror, *bebyggda områden*, vägar, byggnader, etc och *hav* (Wackernagel et al, 1997). En schematisk skiss för några av dessa kategorier visas i figur 3.4.



Figur 3.4. Det ekologiska fotavtrycket beräknas som summan av den produktiva mark- och vattenyta som fortlöpande tas i anspråk för att producera och underhålla varor och tjänster som konsumeras och för att ta hand om det avfall som genereras som följd (källa: Wackernagel och Rees, 1996).

För att beräkna en populations fotavtryck, enligt Wackernagel och Rees (1996), måste man först ta reda på dess årliga konsumtion. För ett land kan nationella produktions-, konsumtions- och export-data användas. Sedan beräknas den yta som behövs för att underhålla konsumtionsnivån, direkt och indirekt. Arean beräknas separat för olika delar och när delarna sedan summeras är det viktigt att undvika dubbelräkning av ytor som kan ha parallella funktioner.

I studier som utförts vid Stockholms Universitet har man tittat på produktionssystem, som räk- och fiskodlingar (tex Kautsky et al, 1997 och Larsson et al, 1994). I dessa studier beräknas hur stora områden som krävs för att underhålla (genom funktioner som föda, yngelkammare, upptag av näringsämnen i avfall, upptag av koldioxid från energianvändning, mm) odlingar av olika intensitet. Man åskådliggör också vilka ekosystem som odlingarna är direkt eller indirekt beroende av. Dessa beräkningar utförs alltså på litet annorlunda sätt, men tankesättet är detsamma.

Pedagogiskt verktyg

Ekologiska fotavtrycks beräkningar ger pedagogiska och lättförståeliga resultat som kan användas vid undervisning, samhällsinformation, etc för att väcka medvetenheten om vårt beroende av det ekosystem vi lever i. EF kan användas som kompletterande beslutsunderlag i många frågor, eftersom ekosystemtjänster ofta "glöms bort" (Folke, 1998). Resultat från andra verktyg, tex LCA, kan också presenteras i form av fotavtryck (Wackernagel och Yount, 1998). Med hjälp av EF kan också strategier och planer värderas med avseende på hållbarhet (Wackernagel och Yount, 1998).

Ett ekologiskt fotavtryck inkluderar både "input" och "output" från det ekonomiska systemet till det omgivande ekosystemet, alltså både resursanvändning och emissioner utgör delar av det totala fotavtrycket. Den viktning och värdering av resursanvändning och miljöpåverkan som görs är en omvandling till ytenheter. Det är ett sätt att mäta den totala påverkan en aktivitet eller population utför i form av anspråkstagande av naturresurser (inklusive ekosystemtjänster). Verktöget är kvantitativt och ger för närvarande underskattningar av de verkliga ytanspråken, eftersom kvantifiering av ytbehov för produktion av förnyelsebara resurser och andra ekosystem tjänster bara gjorts till liten del (tex Folke, 1998). Resultatet av en EF-analys kan användas främst retrospektivt för att utvärdera tex livsstilar eller produktionsmönster. Analyser baseras ofta på årlig statistik. Om flera, i tiden på varandra följande, fotavtryck beräknas kan eventuella trender påvisas.

Datatillgängligheten för fotavtrycksberäkningar är kanske ett något mindre problem än problemen med att omvandla resursanvändning och emissioner till ytenheter. Eftersom vi inte känner till hur alla processer i olika ekosystem fungerar kommer osäkerhet att uppstå i omräkningar. Det kan också finnas en risk för dubbelräkning, vissa tjänster kan utföras parallellt på samma yta och ska då inte räknas dubbelt. Metoden är under utveckling och flera förslag på fortsatt arbete på metoden finns (tex Wackernagel och Yount, 1998 och Folke, 1998).

Generella riktlinjer för beräkningar av ekologiska fotavtryck presenteras av Wackernagel och Rees (1996).

Begränsningar

För närvarande är metoden ganska ofullständig, den visar en del av en persons, stads eller process totala ytanspråk. Dels för att dagens tillvägagångssätt inom jordbruk, etc i metoden betraktas som "hållbara", vilket ofta inte är fallet. Dels för att omvandling till ytenheter kan vara svår för tex många emissioner och därför finns ännu endast ett fåtal omräkningsfaktorer tillgängliga. Den stora tyngdpunkten för ett fotavtryck på individ- eller nations-nivå blir därför input-relaterad och output-sidan representeras ofta främst av CO₂-emissioner. Fotavtrycken blir alltså underdrifter av verkligheten.

Användning av persistenta organiska ämnen är ett exempel på något som aldrig kommer att tas med i fotavtrycksberäkningar, eftersom det inte finns något hållbart sätt att använda dem (Wackernagel och Yount, 1998). Å andra sidan kan undersökningar göras för att få fram hur stor yta som mist sin produktivitet pga förgiftning (Wackernagel och Yount, 1998). Biologisk mångfald hanteras vid beräkning av individuella eller nationella fotavtryck genom att 12% av jordens produktiva yta avsätts för dess bevarande. Detta är dock troligen inte tillräckligt (Wackernagel och Rees, 1996). De andra fotavtryck som beskrivits ovan kan sägas indirekt hantera biologisk mångfald genom att försöka påvisa olika ekosystems unika funktioner.

Att EF ger en statisk ögonblicksbild medför begränsningar i användningen, dynamiken i ekosystem, förändringar i teknologi och efterfrågan, mm kan inte hanteras (Folke, 1998). En annan begränsning är att irreversibla effekter inte skiljs från mer mjukare fotspår (Folke, 1998).

Pågående utveckling

EF är ett relativt nytt verktyg och under utveckling. Wackernagel och Rees (1996) föreslår att förlust i bioproduktivitet och landyta på grund av förtunning av ozonlagret och förorening/kontamination genom avfall bör tas med i fotavtryck. I ett utkast av Wackernagel och Yount (1998) diskuteras framtida utveckling av metoden. Avsaknad av data för hållbar produktion, allokerings problem, brister i hantering av avfall och emissioner, effekter av återvinning på EF, mm presenteras som brister i nuvarande metodologi.

Vidare information: se ovan samt

- Folke et al, 1997. Ecosystem appropriation by cities. *AMBIO*, 26(3): 167-172.
- Wackernagel M. et al, 1999. Evaluating the Sustainability of a Catchment Area: The Ecological Footprint Concept Applied to Malmöhus County and the Kävlinge Watershed, Southern Sweden. Accepterad i *AMBIO*.

3.8 Cost-benefitanalys (CBA)

Baserat på:

- Bohm P., 1990. Samhällsekonomisk effektivitet. SNS Förlag, Stockholm.
- Fms, Forskningsgruppen för miljöstrategiska studier, 1995. Miljöstrategi för försvarsmakten – huvudrapport. Försvarets forskningsanstalt, avdelningen för försvarsanalys. 47-57.
- Mattson B., 1988. Cost-benefit kalkyler. Esselte Studium, Akademikerförlaget.
- Turner R.K. et al, 1994. *Environmental Economics. An elementary introduction*. Harvester Wheatsheaf, Hertfordshire, UK. 93-105.

Ett samhällsekonomiskt verktyg

Cost-benefitanalysen (CBA) är ett ekonomiskt verktyg för att mäta kostnader och nytta. Metoden används för att värdera aktiviteter från ett samhällsekonomiskt perspektiv och försöker inkludera även den påverkan som inte motsvaras av betalningsströmmar, också indirekta effekter tas med. Vid behov försöker man också att ta fram mer passande samhällsekonomiska värden än marknadspriserna (Bohm, 1990).

CBA bygger på den neoklassiska teoribildningen inom nationalekonomin. Den samhällsekonomiska nyttan bedöms enligt Paretokriteriet modifierat av Kaldor och Hicks. Enligt kriteriet är en aktivitet till samhällsekonomisk nytta om de som vinner på förändringen kan kompensera de som förlorar. I teorin behöver dock inte kompensation genomföras (Mattsson, 1988).

I en CBA används marknadspriser, eventuellt korrigerade, för att värdera kostnad och nytta. Där inga relevanta marknadspriser finns att tillgå används oftast individers preferenser som bedömningsgrunder för nytta och kostnad. Eftersom inte alla som berörs av ett projekt eller en aktivitet kan tillfrågas görs generaliserade bedömningar av "individers preferenser". Detta kan göras genom att på olika sätt skatta människors betalningsvilja, tex genom intervjuer, studier av resekostnader eller studier av marknadspriser (fms, 1995 och Turner et al, 1994). Preferenser ska också gälla för när i tiden förändringen ligger. Tidspreferensen hanteras i CBA med hjälp av diskontering då man bestämmer nuvärden av framtida kostnad och nytta.

Utförande

Enligt Mattsson (1988) är huvudstegen i en CBA de följande. Först definieras välfärdsekonomiska utgångspunkter, vad är ökad/minskad välfärd. Sedan måste det studerade projektet definieras och avgränsas. På samma sätt definieras noll-alternativet, som är ett alternativ där ursprunglig aktivitet (eller avsaknad av aktivitet) fortgår, för att konsekventa jämförelser ska kunna göras. Därefter identifieras effekter på samhället av projektet jämfört med noll-alternativet. När effekter, positiva och negativa, identifierats ska de värderas som kostnader och nyttor vid olika tidpunkter. Effekter som inte kan kvantifieras eller värderas presenteras kvalitativt. Kostnader och nyttor omvandlas sedan till nuvärden för att möjliggöra summering. Denna omvandling görs ofta med hjälp av diskonteringsränta. När effekter värderats och summerats kan alternativen rangordnas. I detta steg ska hänsyn tas till osäkerhet, vilket kan göras med hjälp av en känslighetsanalys där olika antaganden prövas. Slutligen kan man också presentera hur effekterna fördelar sig mellan olika grupper i samhället.

Individers preferenser

CBA är ett väletablerat samhällsekonomiskt verktyg. Metoden används av företag, organisationer och myndigheter för att analysera nyttan av olika projekt. Miljöaspekter så väl som ekonomiska aspekter värderas. Teoretiskt sett bör alla kostnader (och nyttor) som berörs av det studerade projektet tas med. CBA är främst kvantitativ och beräkningar utförs i monetära termer. Metoden kan presentera ett entydigt resultat genom att en enda enhet används, positiva och negativa effekter kan adderas. Att ett entydigt "svar" presenteras kan ses som positivt, men det kan ligga en fara i att studiens transparens blir lidande. CBA används i prospektiva studier av planerade projekt och metoden är platsspecifik. Värderingar bygger, som tidigare nämnts på marknadspriser och på individers preferenser.

Datatillgängligheten vad gäller miljöaspekter där inga passande marknadspriser finns att tillgå kan sägas till stor del vara en fråga om tid och pengar, då det gäller att ta reda på människors värderingar. Det är ofrånkomligt att osäkerheten i dessa data blir hög, men för att få största möjliga tillförlitlighet är det viktigt att frågor formuleras väl och att urvalet av tillfrågade är lämpligt.

Begränsningar

En begränsning med CBA är att transparensen lätt blir lidande av strävan efter att få ett enda svar. Eftersom subjektiva bedömningar görs för att sätta monetära värden på tex vissa naturresurser är ett genomskinligt resultat av vikt. Inom CBA tillmäts den mänskliga individen stor betydelse, genom att värderingar baseras på individers preferenser. Att individer med begränsade kunskaper inom ett område får avgöra betydelsen av tex ekosystem med dolda funktioner medför osäkerheter. Diskonteringsräntan har också kritiserats då framtida generationer missgynnas av den positiva diskonteringsränta som oftast används. Betydelsen av detta för miljön kan diskuteras (fms, 1995 och Turner et al., 1994).

Risken för att irreversibla effekter förringas i en CBA är stor. Generellt kan sägas att det alltid är komplicerat att försöka sätta monetära värden på saker som inte redan har det.

Vidare information: se ovan samt

- Mishan E.J., 1971. Cost-Benefit Analysis, an informal introduction. Unwin Brothers Limited. ISBN 0-04-338080-8.

3.9 Positionsanalys (PA)

Baserat på:

- Söderbaum P., 1999. Ecological Economics. A political economics approach to environment and development. Book manuscript March 3, 1999. Mälardalens Högskola, Västerås.
- Söderbaum P., 1994. Towards a microeconomics for ecological sustainability. The Journal of Interdisciplinary Economics, 5: 197-220.
- Söderbaum P., 1995. Economics and ecological sustainability. An actor network approach to evaluation. Prepared for the Third International Workshop on Evaluation in Theory and Practice, London, November 1995.
- Söderbaum P., 1986. Beslutsunderlag. Ensidiga eller allsidiga utredningar? Bokförlaget Doxa AB, Lund.

PA betonar disaggregering och mångsidighet

Positionsanalysen (PA) presenterades 1973 i en doktorsavhandling av Peter Söderbaum. Metoden baseras på institutionell ekonomi och systemteori. Den kan i vissa avseenden sägas vara en reaktion mot CBA, där betalningsvillighet används för att nå ett aggregerat svar. PA strävar mot dis-aggregering och meningen är att konflikter och motsatta intressen inom beslutsprocessens område ska belysas. Olika ståndpunkter ska förklaras utifrån de olika aktörernas egna värderingar (Söderbaum, 1995). Mångsidighet är ett nyckelord och gäller problemsyn, alternativa lösningar, påverkan, berörda intressen och värderingsgrund (Söderbaum, 1994 och 1995).

Utförande

Positionsanalysen utförs iterativt. Söderbaum (tex 1995 och 1986) beskriver i flera publikationer tillvägagångssättet, här presenteras en översikt. Först beskrivs situationen, dess intressenter och aktörer. Problemet identifieras och de olika aktörernas olika problembilder tas upp. Den historiska bakgrunden till problemet beskrivs och eventuella tidigare studier presenteras. Olika alternativa lösningar definieras och diskuteras med hjälp av intressenter. Problemet formuleras och relevanta alternativ väljs ut (3-4 st rekommenderas). När alternativen valts ut sker en systemidentifiering, vilka system som påverkas beroende av valt alternativ definieras. Alternativen analyseras, monetära och icke-monetära termer hanteras var för sig och som positioner (tillstånd) och flöden. För att inte missa viktiga effekter kan checklistor användas. Sedan jämförs alternativen. En särskild analys av irreversibla eller svår-reparerade effekter görs. En intresseanalys utförs för att belysa eventuella intressekonflikter. Intresse definieras som aktivitet/verksamhet och dess målriktning. Alternativen rankas för de olika aktiviteterna genom att anta målinriktning i den aktuella beslutssituationen. Risker och osäkerheter analyseras och framtidsscenarier presenteras. Sedan presenteras informationen som ett beslutsunderlag. Alternativens påverkan ska presenteras dels i form av effekter på olika system och dels för de olika intressena. Olika ideologiska åsikter om tex utveckling, vilka anses relevanta för beslutsfattare och intressenter presenteras också. Slutligen framförs villkorliga slutsatser, i relation till olika ideologiska ståndpunkter och framtidsscenarier.

Påvisa konflikter och irreversibla effekter

Positionsanalysen har främst diskuterats och använts inom den akademiska världen. Söderbaum (1999) konstaterar att det kan vara svårt att få gehör för metoder som inte bygger på den neoklassiska teoribildning, vilken de flesta policy-diskussioner i Sverige bygger på. Han nämner också att PA har fått större respons inom vissa sektorer, tex stadsplanering och värdering av vägar och energisystem. PA är ett verktyg för beslutsfattare inom den offentliga sektorn, ett alternativ till CBA och är liksom den platsspecifik. Metoden har hittills främst använts prospektivt, för att bedöma framtida eventuella effekter. Några retrospektiva studier har dock gjorts, oftast för att följa upp tidigare investeringsbeslut (Söderbaum, 1999).

Både kvantitativa och kvalitativa beskrivningar kan användas i metoden. Trots att metoden har sin grund inom den ekonomiska sektorn betonas nödvändigheten av icke-monetära bedömningar. Vid analys av effekter ska både positioner (tillstånd) och flöden studeras. Genom att beskriva tillstånden får man en bild av dagens situation, halt av viss förorening, och kan sedan göra bedömningar av olika handlingsalternativ med avseende på framtida halter (Söderbaum, 1996). Om enbart flöden studeras kan utgångsläget förringas.

Positionsanalysen vill belysa konflikter och osäkerheter. I utförandet av en PA ska berörda parter olika värderingar tas upp och presenteras från "det egna" perspektivet. På detta sätt kan analytikerns egna värderingar i möjligaste mån undvikas. Subjektiva val ska lämnas till beslutsfattaren. Vid användandet av denna metod läggs alltså ett relativt stort ansvar på beslutsfattaren. Eftersom intressens mångfald och konflikter betonas kan dokumentet bli tungt. Det kan vara lockande för en beslutsfattare att få ett svar serverat, men en PA resulterar i ett bredare beslutsunderlag.

Datatillgången beror mycket av vilka som är berörda parter i studien. För att få med olika åsikter kan intervjuer, runda bords samtal, egna systematiska jämförelser, etc genomföras (Söderbaum, 1999). Det kan naturligtvis kräva en hel del tid, men ger förhoppningsvis en relativt god bild av situationen.

Begränsningar

Metoden ställer höga krav på beslutsfattaren som ska använda underlaget och också på den som utför analysen. Beslutsfattaren får ett digert material att sätta sig in i och måste själv göra flera av valen (vilket väl i och för sig hör till dennes roll). Många beslutsfattare kan tänkas se detta som en begränsning eftersom tidsåtgången ökar. Analytikern, å andra sidan, måste klara av att se konflikter och särintressen samt kunna presentera det hela på ett pedagogiskt sätt för att underlätta för läsaren. Det finns en risk att mångfalden leder till förvirring, men långtgående förenklingar innebär också risker (Söderbaum, personlig kommunikation, 1999). Som tidigare nämnts kan också metodens grundstenar utgöra en begränsning, då en stor del av vårt samhälle är byggt på en annan ekonomisk teoribildning. Metoden är också främst använd inom den akademiska världen.

Pågående utveckling

Enligt Söderbaum (personlig kommunikation, 1999) ökar intresset för besluts- och medverkansprocessen så att analyser inte enbart behöver fungera som rena beslutsunderlag. Han beskriver att PA i några studier snarast setts som ett språk för en dialog mellan olika intressenter.

Vidare information: se ovan samt

- Brorsson, K-Å., 1995. Metodutveckling av positionsanalysen genom tillämpning på Assjö kvarn. Hållbar utveckling i relation till miljö och sårbarhet. Avhandlingar 14, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för ekonomi, Uppsala.
- Forsberg G., 1996. Institutionell ekologisk ekonomi med positionsanalys – konsekvensbeskrivning för bioenergi i Skaraborg. Rapport 99, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för ekonomi, Uppsala.

3.10 Energianalyser

Liksom för analys av massflöden finns det också olika tillvägagångssätt för analys av energi. Från början var vanligtvis energianalyser fokuserade på produktionsprocesser, ofta var målsättningen att sänka kostnader genom att effektivisera energianvändning. Numera används energianalyser även för att generellt analysera resursutnyttjande. Enligt Kåberger (1991) är energianalys mycket användbar, kanske inte nödvändig och absolut inte tillräcklig för beslut på miljöområdet. Här presenteras två olika energianalyser, exergi- och emergianalys.

3.10.1 Exergianalys

Baserat på:

- Finnveden G. och Östlund P., 1997. Exergies of natural resources in life-cycle assessment and other applications. *Energy*, 22(9): 923-931.
- Hovelius K., 1997. Energy-, exergy and emergy analysis of biomass production. Rapport 222. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Agricultural Engineering, Uppsala.
- Kåberger T., 1991. Att beskriva resurshandling. Descriptions of resource management. Chalmers Tekniska Högskola, Institutionen för Fysisk Resursteori, Göteborg.
- Szargut, J., Morris, D.R., Steward, F.R., 1988. Exergy analysis of thermal, chemical and metallurgical processes. Hemisphere.
- Wall G., 1986. Exergy – a useful concept. Thesis. Chalmers University of Technology, Göteborg.

Energikvalitet

Exergi är ett begrepp som syftar på energins användbarhet, när man mäter exergi mäter man "energikvalitet". Exempel på energi med högt exergivärde (hög kvalitet) är elektricitet och potentiell energi i högt belägna vattenreserver, medan värme har relativt lågt exergivärde. Till skillnad från energi förbrukas exergi vid processer, därigenom kan man med hjälp av exergi mäta effektiviteten hos en process (Kåberger, 1991). Exergianalys har sin bakgrund i ingenjörskunskap för energieffektivisering av processer, men den har också förespråkats för mer generell analys av resursanvändning (ex. Wall, 1986). Ett argument för att mäta resursanvändning med exergimått är att exergin är den slutligt begränsande resursen. Det kan förklaras med att begränsade resurser till viss del är begränsade för att kostnaden i energi för att ta fram resursen är för hög.

Exergi kan definieras som den energi man kan få ut ur ett system om den reversibelt förs till jämvikt med sin omgivning (Szargut et al, 1988). Det är alltså ett mått på den användbara energin. Begreppet exergi är kopplat till entropin av ett system genom att exergi förbrukas när entropi produceras enligt termodynamikens andra huvudsats.

Utförande

Hovelius (1997) använder sig av exergianalys i en studie av biomassa och den ligger till grund för följande beskrivning. Då en exergianalys utförs måste först det studerade systemet definieras. Därefter beräknas energiinflödet till systemet. Utifrån detta kan man med hjälp av "energikvalitetsfaktorer" få fram exergiinflödet. På samma sätt beräknas exergiutflödet med

hjälp av energiutflödet från systemet. Genom att dividera utflöde mer inflöde får man ett mått på exergianvändningen.

Karaktäristika

Exergianalysen är en kvantitativ metod, som kan användas för att lära sig om och effektivisera olika processer och då kanske inte främst ur miljösynpunkt. Den kan också användas för att analysera resursanvändning generellt. Metoden fokuserar på resursanvändning och inte direkt miljöpåverkan. Exergianalys kan i teorin göras på de flesta system, från policy över projekt och till produkt. Analysen kan göras på redan befintliga system för att retrospektivt se effektiviteten, men den kan också användas prospektivt tex vid val mellan olika nya processer. På samma sätt som för materialflödesanalyserna görs ingen direkt värdering under utförandet. Den värdering som görs är att man väljer att mäta allt i exergitermer och jämför allt med avseende på detta. Finnveden och Östlund (1997) påpekar att det är viktigt att tänka på hur systemgränserna är satta.

Begränsningar

Vid extern användning av exergianalys kan en begränsning vara det tekniska ursprunget. Det kan anses svårt att förmedla miljötankar på detta sätt och terminologin kanske fungerar bäst ingenjörer emellan. Eftersom fokus för analysen är resursanvändning och ingen värdering av ämnens toxicitet görs måste analysen kompletteras på det området. Påverkan på biologisk mångfald och markanvändning är andra aspekter som inte täcks in. Att resultatet kan presenteras som en enda siffra kan anses praktiskt, men kan också ses som alltför ogenomskinligt. Det kan finnas en risk för att osäkerheter och dataluckor, liksom icke-kvantifierbara aspekter glöms bort när slutsiffran presenteras.

Vidare information: se ovan samt

- www.exergy.se
- Ayres, R.U., Ayres, L.W. and Martins, K. (1998): Exergy, Waste Accounting, and Life-Cycle Analysis. *Energy*, 23, 355-363.

3.10.2 Emergianalys

Baserat på:

- Brown och Ulgiati, 1997. Emergy-based indices and ratios to evaluate sustainability: monitoring economies and technology toward environmentally sound innovation. *Ecological Engineering* 9:51-69.
- Lagerberg C., 1996. Energi och emergianalys – redovisning av en litteraturkurs om 12p. Institutionen för trädgårdsvetenskap, SLU, Statens lantbruksuniversitet, Alnarp.
- Odum H.T., 1996. Environmental Accounting. Emergy and environmental decision making. John Wiley and Sons, Inc., New York.
- Odum H.T., 1998. Emergy Evaluation. Paper for the International Workshop on Advances in Emergy Studies: Energy flows in ecology and economy, Italy. Tillgänglig från <http://www.enverg.ufl.edu/homepp/brown/system/emergy.htm> (besökt 22 januari 1999)

”Emergy memory”

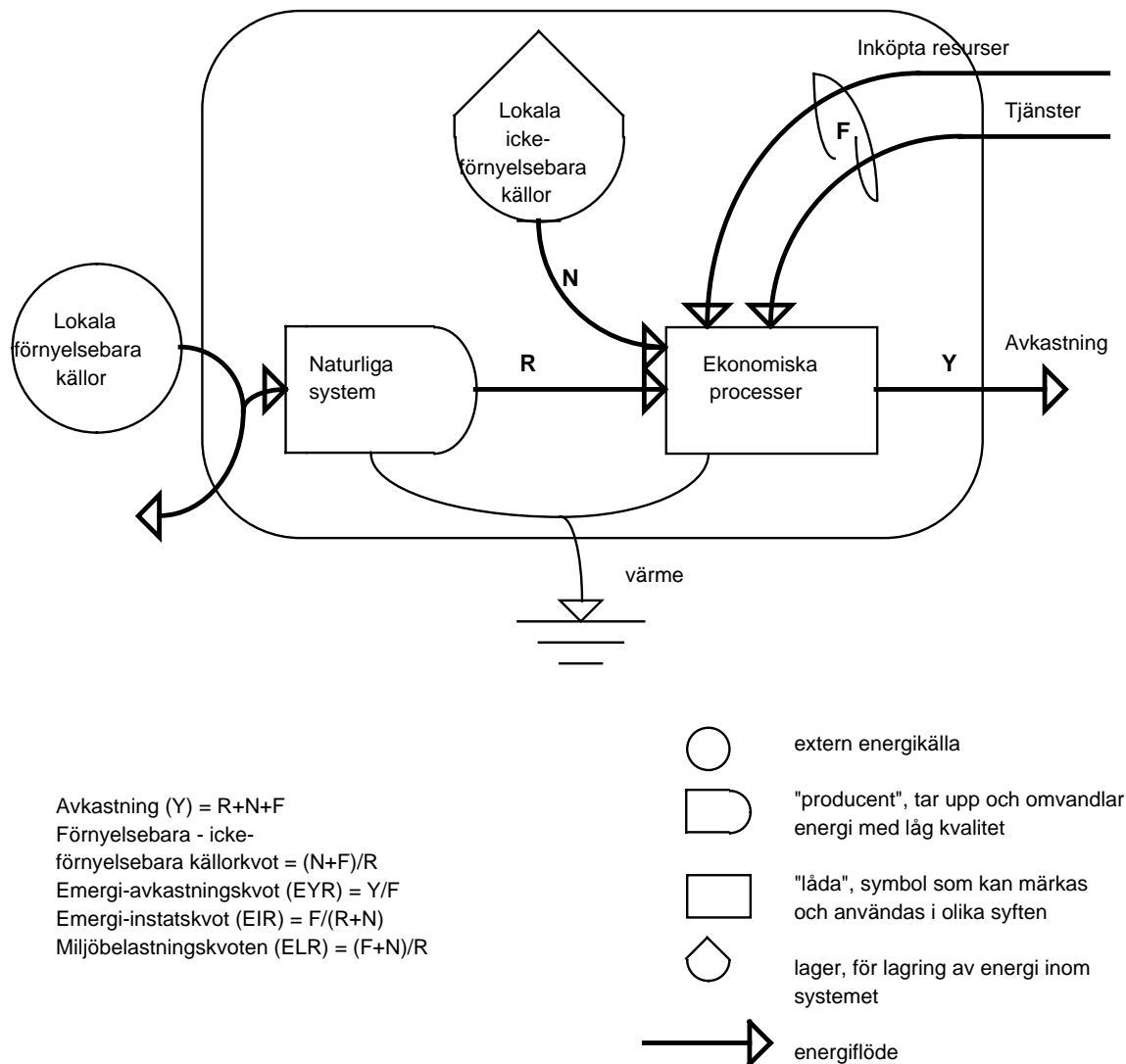
Emergianalysen har utvecklats av den amerikanske systemekologen H.T. Odum. Metoden bygger på systemekologiska tankar och på antaganden om hur framgångsrika system organiserar sig. Människans beroende av det ekosystem hon är en del av belyses (från Lagerberg, 1996). Emergi (”emergy memory”) är ett mått på den ackumulerade energi av ett visst slag som använts, direkt och indirekt, för att producera en vara eller tjänst. Precis som det finns flera sorters energi finns det också flera sorters emergi, tex sol-emergi, kol-emergi och elektrisk emergi. I emergianalys används oftast sol-emergi som enhet.

Metoden är en slags energianalys som beräknar ackumulerad energi. I emergianalysen antas att en resurs värde beror på hur mycket energi som har gått åt för att skapa resursen. Emergin är alltså inte en tillståndsfunktion som beskriver ett objekts tillstånd, utan beror på den tidigare historien. Förutom direkta energiflöden, som tex bränslen, inkluderas energi från mänskligt arbete, regn, råvaror, mm. I en emergianalys adderas insatser av energi, material, information och mänskligt arbete omräknade till sol-emergi-ekvivalenter. För att kunna omvandla flödena använder man sig av omräkningsfaktorer, sk transformiteter. Transformiteten anger den ackumulerade resursmängden per enhet tillgänglig energi hos tex en vara och kan sägas vara ett slags kvalitetsmått. Ett högt värde tyder på hög kvalitet, en dyrbar vara. Transformiteter för ett antal ämnen har beräknats (se tex Odum, 1996, sid 304-311) och kan användas för beräkningar. Det finns ett teoretiskt lägsta transformitetsvärde för en process, den effektivaste vägen. Ofta är dagens processer inte så effektiva vilket gör att det i praktiken finns flera transformiteter för samma process (med olika tekniker).

Emergivärden för energi och material kan vara ganska lättförståeliga, medan emergivärden för monetära flöden och information är mer komplext. Odum (1996, och 1998) förklarar emergivärden för information (kunskap och genetisk) som den ackumulerade energi, beräknad som sol-emergi, som behövs för att skapa och upprätthålla informationen. För att få fram informationens transformitet bestäms också den tillgängliga energi som dess energibärare (papper, DNA, disketter) har. Transformiteten för information är hög. De mänskliga arbetsinsatsernas betydelse för den undersökta processen kan föras in på olika sätt. Till exempel kan ett emergi/penningvärde-förhållande räknas ut med hjälp av förhållandet mellan landets totala emergianvändning och BNP. Denna kvot tjänar som omräkningsfaktor.

Utförande

Odum (1996) presenterar enklare riktlinjer för utförandet av en emergianalys. Enligt dessa görs först ett diagram av det definierade systemet. För att underlätta analysen kan de viktigaste/relevanta flödena och lagren identifieras och ett mer aggregerat diagram ritas upp. Sedan samlas data in. Rådata kan utgöras av direkta rörliga insatser till processen (tex kg papper) eller fasta insatser av tex byggnadsmaterial. Data förs in i en beräkningstabell där insatser som ska värderas uttrycks i sin normala enhet. I nästa kolumn presenteras respektive transformitet. Emergivärden beräknas, och eventuellt används emergi/penningvärde-förhållandet för att beräkna ett "emdollar-värde".



Figur 3.5. En generell beskrivning av ett emergianalys och några emergibaserade indikatorer där förnyelsebar energi (R), icke-förnyelsebar energi (N), avkastning (Y) och resurser "inköpta" från andra sidan systemgränsen (F) används (Modifierad från Brown and Ulgiati, 1997) (vår översättning).

Resultaten av emergianalysen kan presenteras i ett flertal kvoter som utgör underlag för utvärdering av de undersökta processerna (se Figur 3.5) (Odum, 1996 och Brown och Ulgiati, 1997). *Emergi-instatskvoten* (emergy investment ratio, EIR) är förhållandet mellan insatserna från det ekonomiska systemet och insatserna från naturen. Kvoten mäter resurseffektivitet samt vissa aspekter av miljöbelastning. Ett mått på det ekonomiska systemets "vinst" är *emergivastningskvoten* (emergy yield ratio, EYR), kvoten mellan utgående emergi och det ekonomiska systemets emergi insats. *Miljöbelastningskvoten* (environmental loading ratio, ELR) är insatsen från det ekonomiska systemet och de icke-förnyelsebara insatserna från naturen ställda mot de förnyelsebara insatserna från naturen (förnyelsebara är här de resurser som återväxer med minst samma hastighet som uttaget). Ett *uthållighetsindex* (sustainability index, ESI) kan tas fram genom att dividera EYR med ELR. Detta index ger ett sammanvägt mått på ekonomisk och ekologisk balans (Brown och Ulgiati, 1997).

Genetisk information värderas

Emergialanalysen är ett verktyg som mäter resursanvändning och kan i teorin användas i de flesta situationer. Liksom för andra energianalyser ligger värderingen i att man väljer energi som ett universalmått, i det här fallet ett historiskt mått omräknat till solenergi. Det är en annorlunda energianalys eftersom den samlade energianvändningen mäts. Metoden är rent kvantitativ och ofta inte platspecifik. Om egna transformiteter beräknas så att faktorer specifika för det analyserade systemet uttrycks blir metoden mer platspecifik.

Emergialanalysen inkluderar aspekter som ofta inte tas upp i andra analyser (tex Odum, 1996). Genom att värdera genetisk information högt och därigenom få höga värden för att ersätta hotade arter försöker man lösa problemet med att värdera biologisk mångfald (Odum, 1996, sid. 117 och sid. 239).

En emergialanalys kan användas retrospektivt för att se hur effektiva dagens och gårdagens processer eller samhällen är. Om man istället vill använda metoden prospektivt får antaganden om ny teknik göras. Metoden skulle kunna användas av myndigheter så väl som av företag och industri som är intresserade av hur naturens tjänster utnyttjas. Den lämpar sig för olika nivåer av beslut, från policy till process och produkt. För närvarande används den dock mest inom den akademiska världen. Risken finns att den kommer att stanna där då emergi-begreppet kan kännas svårhanterligt. Energimåttet kan vara svårgreppbart, men resultatet av en emergialanalys kan presenteras pedagogiskt, i form av "hur mycket solenergi som gått åt".

Begränsningar

En begränsning i emergialanalys är att betydelsen av toxiska ämnen utelämnats vid beräkningen av bakomliggande transformiteter. Liksom exergialanalysen kan metodens aggregerade form ses som både positivt och negativt. Risken för dubbelräkning, osäkerheter och dataluckor gör att genomskinlighet är viktigt. Att emergin av arbetskraft ibland bedöms genom att omvandla lönen till emergi kan vara diskutabelt.

Data för tex olika transformiteter kan utgöra ett problem, även om det finns tabeller med värden så måste samma teknik ha använts i alla led för att värdet ska vara användbart. Att själv räkna fram värden kan vara tidskrävande och komplicerat. För att underlätta användandet av emergialanalys behövs en kontinuerligt uppdaterad databas med olika transformiteter. Om värden tas från en databas och inte vidare förklaras minskar dock genomskinligheten.

Vidare information: se ovan samt

- Lagerberg C. and Brown M.T.. Improving agricultural sustainability: the case of Swedish greenhouse tomatoes. Inskickad till tidskrift.
- Lagerberg C. and Doherty S.J. Evaluation of the resource efficiency and sustainability of the Swedish economy using emergy analysis (manuskript).

Dessa artiklar kommer att finnas i avhandlingen "Emergy analysis of the resource use in tomato production systems and of the resource basis of the Swedish economy" (preliminär titel) som presenteras vid SLU, Inst. f. trädgårdsvetenskap, Alnarp, under hösten 1999.

3.11 Riskbedömning, för kemikalier

Baserat på:

- Ahlborg U.G. och Haag Grönlund M., 1995. Some methods for risk assessment. Naturvårdsverkets rapport 4442. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm.
- Andersson I. och Lindvall T. (red), 1995. Riskbedömning – Hälsa – Miljö. Naturvårdsverkets rapport 4409. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm.
- Anonym, 1997. Life Cycle Assessment and conceptually related programmes. Report of the SETAC-Europe working group. SETAC-Europe, Brussels, Belgium.
- KemI, Kemikalieinspektionen, 1995. Riskbedömning och Riskhantering inom Kemikaliekontrollen. Rapport från kemikalieinspektionen 11/95. PrintGraf, Stockholm.
- EU-Kommissionen, 1994. Commission Regulation (EC) No 1488/94 of 28 June 1994 laying down the principles for the assessment of risks to man and the environment of existing substances in accordance with Council regulation (EEC) No 793/93. Official Journal of the European Communities, 29.6.94 No L 161: 3-11.
- EU-Kommissionen, 1993. Kommissionens direktiv 93/67/EEG av den 20 juli 1993 om principer för bedömning av risker för människor och miljön med ämnen som anmäls enligt rådets direktiv 67/548/EEG. Official Journal of the European Communities, 8.9.93 No L 227: 9-18. Tillgänglig från http://europa.eu.int/search97cgi/s97_cgi (besökt 25 maj 1999).

Tidigare fokus på hälsoaspekter

Riskbedömningar kan utföras på många olika sätt. Fokus kan vara på human hälsa eller miljö, risker kan vara diffusa eller specifika och de kan vara operationella eller kopplade till olyckor (Anonym, 1997). Den vanligaste svenska användningen av riskbedömning har tidigare varit inriktad på hälso- snarare än miljöeffekter, men detta har under senare år förändrats. I EUs direktiv 93/67/EEG för riskbedömning står att ”riskbedömning bör baseras på att ett ämnes potentiella skadliga effekter sätts i relation till den exponering för detta ämne som människor och miljön rimligen kan utsättas för” (EU-Kommissionen, 1993). I Sverige utförs numera riskbedömningar både för hälsa och miljö. Riskbedömning och riskanalys används ofta som synonyma begrepp (KemI, 1995). I följande beskrivning kommer operationella risker för kemikalier att behandlas, med fokus främst på human hälsa.

Hantering av kemikalier medför alltid en risk. Risk kan förklaras som sannolikheten för att en skadlig effekt ska uppkomma samt dess konsekvens (Andersson och Lindvall, 1995).

”Målsättningen för varje riskbedömning är att så noggrant och realistiskt som är motiverat i det enskilda fallet beskriva sannolika hälso- och miljöeffekter av exponering för en enskild substans eller en grupp av kemikalier. Om möjligt skall bedömningen även omfatta en uppskattning av sannolikheten för att skada skall uppkomma”(KemI, 1995, s 5).

Utförande

Allmänna principer för riskbedömning för människa och miljö finns fastställda i ett EU direktiv (Kommissionen, 1993) samt i förordningen 1488/94 (EU-Kommissionen, 1994). Riskbedömning kan delas in i olika steg. Indelningen är inte statisk eller kronologisk (KemI, 1995). Beskrivningen av riskbedömning nedan baseras på Andersson och Lindvall (1995, s 11), KemI (1995) och EU-Kommissionen (1993). I *farooanalysen* ingår faroidentifiering, dos-responsanalys och en översiktlig exponeringsbeskrivning. Vid *faroidentifieringen* påvisas eventuella oönskade effekter. Detta görs kvalitativt med hjälp av bla djurförsök, cellodlingsförsök, epidemiologiska undersökningar och försök på frivilliga personer. När oönskade effekter har identifierats använder man sig av en *dos-responsanalys* för att kvantifiera data. Förhållanden mellan dos/exponering och effekt analyseras. Här kan man fastställa värden för sk NOEL, högsta dos utan effekt, och LOEL, lägsta dos som givit effekt

för human hälsa. Motsvarande värden kan också fastställas för miljö (NOEC och LOEC). Dessa värden kan sedan, efter att ha dividerats med en lämplig osäkerhetsfaktor, ange en lågrisknivå. Exponeringsförhållanden beskrivs allmänt i faroanalysen, tex med avseende på använda mängder/volymer, användningsområden och spridningsmönster). Exponeringens intensitet, frekvens och varaktighet bedöms mer detaljerat i en *exponeringsanalys*. LCA och SFA kan tex användas för att visa när i "livscykeln" exponering, av människor eller vissa typer av miljö, sker (KemI, 1995, s 20). Skillnader i exponering mellan olika grupper i samhället identifieras. Information från faroanalys och exponeringsanalys summeras i en *riskkaraktisering*. Risker beskrivs där utifrån aspekter som allvarlighet, sannolikhet för specificerade skador, känsliga grupper, säkerhet och osäkerhet, antaganden, mm (KemI, 1995, s 23).

Andra, kopplade processer nämns av Andersson och Lindvall (1995, s 11). *Riskvärdering* är en balansering av risk och nytta där tex den medicinskt acceptabla lågrisknivån jämkas samman med de tekniska och ekonomiska möjligheterna att nå denna nivå. *Riskhantering* står för de åtgärder som görs för att minska risker. Ämnets hälsoskadliga egenskaper, men också ekonomiska, sociala och politiska faktorer och tekniska möjligheter ligger till grund för beslut om hantering.

Mer och mer kvantitativ

Det verktyg som beskrivs här fokuserar på kemikaliers påverkan främst på human hälsa, men också på miljö, utan att täcka in olycksrisk. Men som nämnts tidigare är riskbedömning ett vidare begrepp som kan användas på fler sätt. Metoden är prospektiv och kan vara både kvantitativ och kvalitativ. De senaste åren har svensk riskbedömning blivit mer kvantitativ inriktad i och med EU-direktivet och det gäller särskilt bedömning av miljörisker (Gabring, personlig kommunikation, 1999). Inom en riskbedömning kan flera olika analyser göras beroende på vilken substans som studeras och vilken risk som bedöms föreligga. I forskningsprogrammet "Riskbedömning – Hälsa – Miljö" (Andersson och Lindvall, 1995) har man tex prioriterat områdena allergi och annan överkänslighet, genotoxicitet och carcinogenicitet, samt neurotoxicitet. Inom dessa områden, och andra, finns olika tekniker för att analysera risk.

Riskbedömning kan användas av myndigheter för att definiera vilka risker som är godtagbara och för att reglera risker (Anonym, 1997). Den kan användas av företag och industri för att avgöra om risker orsakade av deras processer håller sig inom ramarna och av ideella organisationer tex för att argumentera mot risktagande (Anonym, 1997). Målet med en riskbedömning kan vara att definiera gränsvärden, säkra exponeringsnivåer (KemI, 1995). En av delarna i en riskbedömning, faroanalys, kan användas för klassificering och märkning av ämnen (KemI, 1995, s 12 och 16). Faroanalysen används också för att selektera ut vilka ämnen som behöver analyseras vidare (KemI, 1995).

Riskbedömning kan användas generellt eller mer platsspecifikt (Gabring, personlig kommunikation, 1999). Myndigheter gör ofta mer generella analyser, medan företag kan använda metoden platsspecifikt då utsläpp från processer analyseras, men också generellt då senare steg i ämnets livscykel, tex användningsfasen, ska utvärderas (Gabring, personlig kommunikation, 1999.). På Kemikalieinspektionens hemsida (www.kemi.se/lagar/nytt/ar.htm) finns Allmänna råd om utredning av kemiska produkter. Dessa råd ska ge företag vägledning om vilka utredningar som behöver göras och vad som är lämplig ambitionsnivå.

Hur omfattande och detaljerad en riskbedömning är bestäms av faktorer som behov, tillgängliga resurser, tillgängligt vetenskapligt underlag och preliminära resultat från en först översiktlig bedömning (KemI, 1995). I enlighet med försiktighetsprincipen bör riskbedömningar vara konservativa (KemI, 1995).

Begränsningar

Att förutspå kemikaliers framtida effekter på ett bra sätt kräver en viss detaljeringsnivå. Denna kan vara svår att uppnå och analysen är tids- och resurskrävande, vilket begränsar användningsfrekvensen (Anonym, 1997). Vid riskbedömning uppkommer osäkerhet i flera situationer, tex vid extrapolering från djurtest till människa och för synergistiska effekter som inte på ett tillfredsställande sätt kan uppskattas (Andersson och Lindvall, 1995). Osäkerhet ska hanteras i processen, dels används en osäkerhetsfaktor vid bedömning av lågrisknivå och dels ska osäkerheter presenteras i riskkaraktiseringssteget. Osäkerhetsfaktorernas tillförlitlighet kan diskuteras. Effekter som är långsiktiga kan falla utanför analysen, liksom okända effekter, vilket är en begränsning. Detsamma gäller effekter som inte tas upp i de testmetoder som används (beroende av att det ej finns testmetoder för effekten, eller att effekten inte undersöks i den specifika studien) (Gabring, personlig kommunikation, 1999). Ahlborg och Haag Grönlund (1995) påpekar att alltför stora avvikelser i en del riskbedömningar för enskilda kemikalier leder till förvirring och misstro.

Det har varit en begränsning att riskbedömningar utförts främst med avseende på human hälsa och inte tagit med effekter på ekosystemet. I och med att riskbedömning av miljön blir allt vanligare kommer denna begränsning att försvinna.

Utveckling

Riskbedömning av total exponering är ett område där det krävs forskning och utveckling (KemI, 1995, s 27). Total exponering berör tex effekter som är additiva och synergistiska. Särskilda riskbedömningar har gjorts för tex dioxiner och PCB som verkar additivt.

Vidare information: se ovan samt

- Haag Grönlund Marie. An Introduction to Health Risk Assessment of Chemicals. rapport från Kemikalieinspektionen 6/95. PrintGraf, Stockholm.

3.12 Integrated Assessment Modelling

Baserat på:

- Bailey P., et al, 1996. Methods for Integrated Environmental Assessment: Research Directions for the European Union. Stockholm Environment Institute, Stockholm. ISBN 91-88714-2-6
- IIASA, International Institute for Applied Systems Analysis, 1999. RAINS. Tillgänglig från <http://www.iiasa.ac.at/~rains>, (besökt 21 april 1999).

Datamodell

En ”integrated assessment modell” kan sägas vara en datamodell där information och fakta från olika sektorer som kan relateras till ett eller flera miljöproblem behandlas samtidigt (Bailey et al, 1996, s 7). På det sättet kan eventuellt verkligheten efterliknas på ett något mer tillfredsställande sätt än då saker studeras var för sig. En sådan datamodell kan sägas vara en del av en ”integrerad miljöbedömning”. Modeller har tagits fram av bla IIASA, International Institute for Applied Systems Analysis.

Ett exempel - RAINS

Den modell som IIASA har tagit fram används operativt i förhandlingar på Europa nivå. Den är en ”integrated assessment” modell som används för att kunna värdera olika strategier för minskning av försurning, eutrofiering och bildning av marknära ozon i Europa och Asien (IIASA, 1999). Modellen kallas för RAINS (Regional Air Pollution Information and Simulation Model) och ska främja kostnadseffektiva strategier för att begränsa utsläpp. RAINS kommer att användas som ett exempel på integrated assessment modellering i följande beskrivning.

Olika datamoduler används inom RAINS Europe för att kombinera information (IIASA, 1999). Data som används rör framtida utveckling av ekonomi, jordbruk och energi i europeiska länder, utsläpp från olika sektorer, åtgärder för olika sektorer och länder samt deras kostnader, atmosfäriska spridningsdata, populationstäthet och olika ekosystems känslighet mot marknära ozon, försurning och eutrofiering. Från början koncentrerades modellen på försurning och övergödning, men numera inkluderas även marknära ozon. De data som tagits fram optimeras sedan, eventuellt tillsammans med definierade miljömål, för att få fram kostnads-effektiva strategier.

Beskrivning av tillvägagångssätt och också en modell som man kan prova finns på Internet (IIASA, 1999). Modellen kan användas för ”scenario-analys” och följa utsläppen från källa till slutlig destination. Regionala kostnader och miljövinster av olika strategier kan på så vis presenteras. Modellen kan också användas för ”optimering”, då fördelas utsläppsminskningar kostnadsoptimalt, för att nå förutbestämda miljömål.

Optimera åtgärdsprogram

RAINS Europe är ett verktyg för att optimera åtgärdsprogram inom Europa. Modellen används prospektivt, för strategiska beslut på myndighets nivå. Att integrera flera ämnen i en studie och också se till spridning, ekosystemkänslighet, etc kan ses som en fördel då miljöpåverkan ska bedömas och hanteras. Men samtidigt kan en bredare ansats leda till fler osäkerhets- och felkällor.

Val av känsliga områden innebär värderingar, liksom hur prioritering ska göras både av mottagande områden och sektorer som står för utsläppen. Modeller av verkligheten har en inneboende osäkerhet, när dessutom framtidsbedömningar ingår ökar den. Det här verktyget skiljer sig från de andra vi tagit upp i den här rapporten. Det är en datamodell och utgör en del av en mer fullständig miljöanalys.

Begränsningar

Alla datasimuleringsmodeller kan sägas vara kopplade till en risk att resultat används alltför okritiskt. Vi kan inte modellera verkligheten utan att bygga in fel och den osäkerheten får inte underskattas. Bailey et al (1996, s 7) påpekar att mycket osäkra data ibland används i modeller och att det är viktigt att i sådana fall klart och tydligt beskriva att detta gjorts och att skillnad mellan mer och mindre säkra data görs. IIASA (1999) har identifierat möjliga osäkerheter i RAINS-modellen som tex, att kritiska belastningar kan underskattas och överskattas, human exponering av marknära ozon underskattas i förorter och överskattas i stadskärnor, konstanta bakgrundsvärden av ozon tar inte hänsyn till utsläppsminskningar i Europa (och öknings i Asien), kostnader för utsläppskontroll överskattas och möjligheter underskattas.

Det är viktigt att datamodeller behåller tillräcklig genomskinlighet även då stora datamängder hanteras. Det är en svår konst att behålla transparens samtidigt som en tillräcklig detaljeringsnivå uppnås.

Vidare information: se ovan

3.13 Miljörevision

Baserat på:

- Almgren R. et al., 1996. Miljörevision. Andra omarbetade utgåvan. Industriförbundet, Stockholm.
- Australian EPA, 1996. Environmental Auditing. Best Practice Environmental Management in Mining. Tillgänglig från <http://www.environment.gov.au/ssg/pubs/auditing2.html#introduction> (besökt 23 maj 1999).
- EU-Kommissionen, 1999. Draft Proposal for a Council Regulation allowing Voluntary Participation by Organisations in a Community Eco-Management and Audit Scheme. Tillgänglig från <http://www.miljostyrning.se/emas/emas2.doc> (besökt 20 maj, 1999).
- Fransson T-Å., 1997. Miljörevision. Tillgänglig från http://www.lysator.liu.se/~torke/edu/emas_iso/ (besökt 23 maj 1999).
- Miljöstyrningsrådet, 1999. EMAS. Tillgänglig från <http://www.miljostyrning.se/emas/index.htm> (besökt 20 maj 1999).

Bedömning av ett företags miljöpåverkan

Almgren et al (1996, s 23) beskriver miljörevision som ”en systematisk, dokumenterad, periodisk och objektiv värdering från miljösynpunkt av miljöorganisationen”. Miljörevisionen underlättas om det finns ett utbyggt miljöledningssystem att revidera (Almgren et al, 1996).

De två mest kända miljöledningssystemen är ISO 14001 (International Standards Organization) och EMAS (Eco Management and Audit Scheme) som är EU:s miljöstyrnings- och miljörevisions ordning, där miljörevision ingår som en återkommande utvärderande del.

Några företag i USA började utveckla miljörevision på 1970-talet då de fick negativa reaktioner efter att ha ställts till svars för miljöolyckor (Almgren et al, 1996). I Sverige var Volvo och Perstorp de företag som först började använda sig av miljörevision (Fransson, 1997). Miljörevisionen utvecklades främst ur den ekonomiska revisionen, men liknar nu mer kvalitetsrevision (Almgren et al, 1996, s 127). EUs förordning angående EMAS är från 1993 och håller nu på att förnyas. Den nya förordningen kommer att inkludera fler sektorer än tidigare industriföretag och därmed förändras inriktning och användning något (Miljöstyrningsrådet, 1999).

En miljörevision är helt frivillig, men om ett företag eller en organisation bestämt sig för att delta i tex EMAS eller ISO14001 förbinder de sig att följa de regler som satts upp (Almgren et al, 1996, s 28). Miljörevisionen utförs för att en företagsledning ska få ett underlag för bedömning av företagets miljöpåverkan och kunna avgöra om dess miljöarbete/miljöledning fungerar (Fransson, 1997). Den kan också användas för att kontrollera att miljölagstiftning efterföljs och för att ge företaget en fördelaktig position vid tillkomst av nya miljölagar (Fransson, 1997).

Utförande

Det finns inga bestämda regler för hur en miljörevision ska utföras och olika verksamheter kräver olika angreppssätt (Australian EPA, 1996). Almgren et al (1996, kap 7-9) presenterar fyra faser i processen; *planering*, *granskning på plats*, *rapportering av slutsatser och eventuella förslag på åtgärder* och slutligen *uppföljning* (som inte ingår i själva revisionen). Först tas en revisionsplan fram, där övergripande riktlinjer för en serie revisioner fastställs. Här definieras bla revisionsmål och omfattning, kriterier, samt en prioritering av vilka

verksamheter som ska revideras. Redan här utses revisorerna, gruppens storlek och sammansättning är bla beroende av mål och omfattning samt anläggningens storlek och verksamhet. För en specifik miljörevision görs ett revisionsprogram där en mer detaljerad beskrivning av den förestående revisionen presenteras. Den följande granskningen består av flera delsteg där viss skillnad kan förekomma vad gäller ordningen. Ett inledande möte följs av rundturer i området och inne i anläggningen, samt intervjuer. Om ett miljöledningssystem revideras ska genomförandet av detta kontrolleras och bedömas genom bla studier av dokument och intervjuer. Granskningen går till stor del ut på att samla in fakta på olika sätt. Samlade data och iakttagelser från revisionsgruppen analyseras och utvärderas och sammanställs. Sedan presenterar revisionsgruppen sina iakttagelser och slutsatser för den reviderade enheten. Miljörevisionen ska slutligen dokumenteras. Syftet med rapporten är att redovisa iakttagelser och slutsatser, samt eventuella rekommendationer, att informera företagets ledning och att initiera åtgärder. Vid en uppföljning kontrolleras att åtgärderna genomförts.

EMAS och ISO

I utkastet till ny förordning rörande EMAS (EU-Kommissionen, 1999) presenteras sex steg som bör ingå i revisionsprocessen: förståelse av ledningssystemet, utvärdering av ledningssystemets styrkor och svagheter, insamling av data och information, utvärdering av granskningen, förberedelse av revisionens slutsatser samt att skriftligen rapportera iakttagelser och slutsatser. Revisionen ska avslutas med att en plan görs för lämpliga åtgärder och ska följas upp på lämpligt sätt.

Tre ISO-standarder ger riktlinjer för miljörevision. ISO14010 ger allmänna riktlinjer för miljörevision, ISO14011 ger riktlinjer för revision av miljöledningssystemet ISO14001 och ISO14012 presenterar riktlinjer för kvalifikationskriterier för miljörevisorer (Fransson, 1997).

Retrospektiv verksamhetsanalys

Verktyget används retrospektivt för att analysera pågående och tidigare verksamhet och det kan göras med kvantitativa, så väl som kvalitativa medel. Miljörevision är inget engångsverktyg utan ska användas kontinuerligt för att följa upp verksamhetens miljöarbete. Enligt utkastet till ny EMAS-förordning (EU-Kommissionen, 1999) beror intervallet i uppföljningsfrekvens på bla verksamhetens storlek och komplexitet, betydelse av den relaterade miljöpåverkan, tidigare revisions upptäckt av eventuella brådskande åtgärder. Metoden är platsspecifik i och med att den studerar ett definierat företags verksamhet. Om företaget har flera anläggningar minskar dock det platsspecifika inslaget.

Datatillgänglighet är inget inneboende problem vid miljörevision eftersom företaget självt har valt att genomföra den. Till en början kan det dock vara så att mätningar ej utförts för det som ingår i revisionen. Miljörevisionens värderingar gäller prioritering av åtgärder och hur denna värdering bör gå till är inte specificerat.

Vidare information: se ovan samt

- <http://www.iso.ch/9000e/9k14ke.htm>.
- UNEP / ICC / FIDIC, 1995. Environmental Management System Training Resource Kit, utbildningspaket utgivet av UNEP. ISBN 92-807-1479-1.
- Welford R., 1998. Corporate Environmental Management, Vol 1. Systems and Strategies, second edition Earthscan, London.

3.14 Förenklade verktyg ur verktyg

De verktyg som diskuteras i denna rapport är huvudsakligen kvantitativa verktyg som kan kräva en del tid och resurser för att kunna genomföras. Detta är naturligtvis en allvarlig begränsning. Det finns därför behov av olika typer av förenklade verktyg. Här vill vi kort nämna två exempel på sådana verktyg som delvis bygger på andra verktyg.

3.14.1 Miljömärkning

Miljömärkning är ett verktyg som kan användas av inköpare i olika situationer. Man skiljer ofta på tre olika typer av miljömärken. Typ I är den miljömärkning vi som vanliga konsumenter ofta ser, exempelvis den Nordiska Svanen, Naturskyddsföreningens Falk, eller EUs blomma. Gemensamt för dessa är att någon organisation sätter upp kriterier för miljömärkningen för en varugrupp och beviljar märkning efter en ansökan. För typ II märkning görs ingen extern granskning, utan den egna organisationen sätter upp kriterier och beviljar sig själv märket, alternativt deklarerar miljöpåverkan. Typ III märkning kallas ibland miljövarudeklarationer och är en redovisning av miljöprestanda för en produkt.

Miljömärkning kan ses som ett tillämpningsområde för LCA, eftersom i stort sett samtliga miljömärkningssystem som finns bygger på ett LCA-tänkande. Man använder livscykelanalyser som ett underlag vid fastställande av kriterier för typ I miljömärkning. Dessa kriterier används sedan för att bestämma om en produkt ska få bära miljömärket eller inte. Inköpare, både företag, myndigheter och privatpersoner kan sedan välja att använda miljömärkningen som ett kriterium för sitt inköpsbeslut. Även miljövarudeklarationer ska vara baserade på livscykelanalyser och är främst avsedda för inköpare på större organisationer (myndigheter, företag) snarare än privatpersoner.

3.14.2 Checklistor

Checklistor kan utvecklas för ett stort antal situationer. Ofta kan checklistor vara ett sätt att sammanställa information från tidigare analyser. Om man har gjort en eller flera analyser, så kan man baserat på dessa erfarenheter konstruera checklistor som kan användas i förenklade analyser senare. Ett exempel kan vara i samband med produktutveckling där olika typer av checklistor ofta används. Checklistor för miljöaspekter kan utvecklas baserat på tidigare erfarenheter, exempelvis från livscykelanalyser. Checklistor kan också utarbetas för MKB och miljörevision.

4. Koppling mellan aspekter av beslutssituationer och verktyg

4.1 Inledning

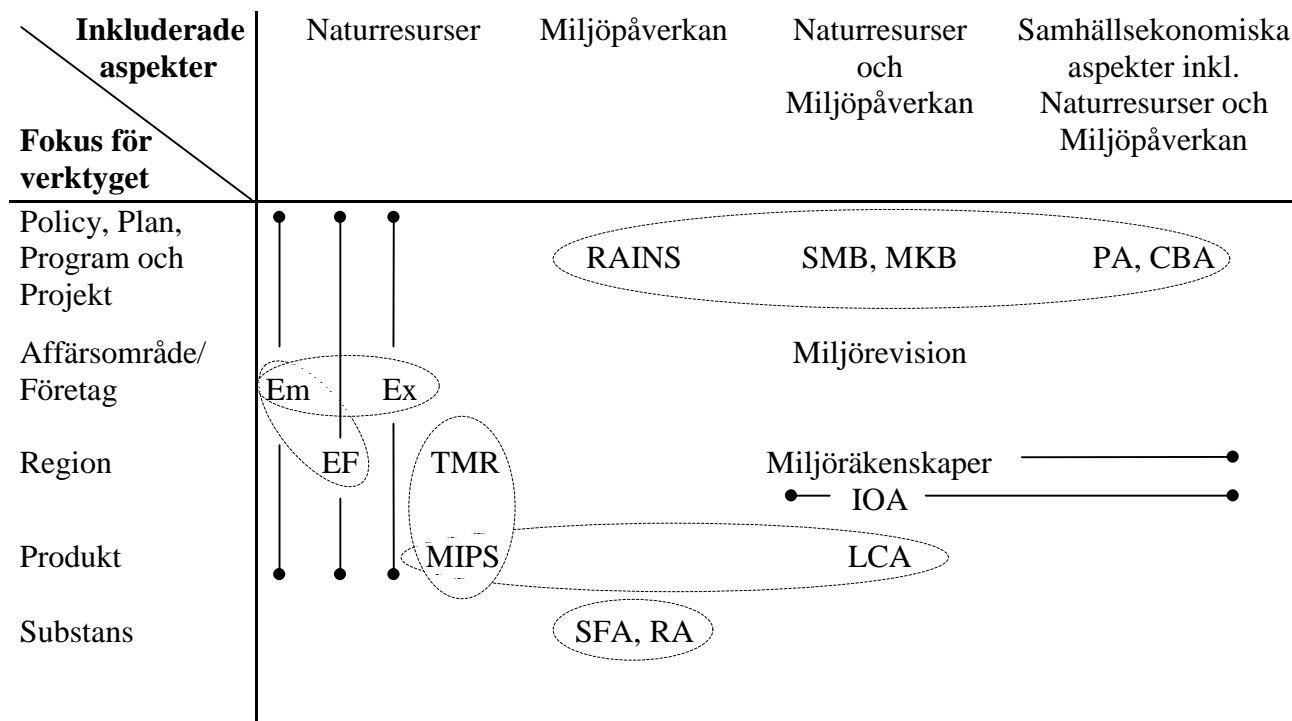
I detta kapitel ska vi titta lite närmare på hur de olika verktygen förhåller sig till varandra och i vilka situationer de kan vara användbara. Gemensamt för alla verktygen är att de används för att skaffa mer kunskap om den påverkan som en eller flera verksamhet/er ger upphov till. Verksamheten kan vara befintlig, planerad eller utgöra ett alternativ eller en idé som ska utvärderas. Den information som erhålls genom verktyget kan sedan ligga till grund för olika beslut. Ibland är det ett uttalat syfte med studien att den ska tjäna som beslutsunderlag, medan tonvikten andra gånger kan ligga på att skaffa sig mer kunskaper generellt. Verktyg som PA, MKB och CBA är utarbetade för att de ska ge ett beslutsunderlag, med mer eller mindre betoning på processen som leder fram till beslutet. Verktyg som EF och materialflödesanalyser är mer inriktade på att ge ökad kunskap och nya tankebanor. Med utgångspunkt från de förvärvade kunskaperna kan sedan en lång rad beslut fattas.

4.2 Vad vill man studera?

En första aspekt när man ska beskriva en beslutssituation kan vara vad det är man vill besluta om, vilket objekt det är som man vill studera. Här kommer verktygen främst att diskuteras med utgångspunkt från vilket fokus de har, samt vilka typer av påverkan de tar upp. Med verktygets fokus menas vad det är för slags objekt som man väljer att studera och som påverkan relateras till. Det kan exempelvis vara materialflödet i en *region*, effekterna av en *plan*, eller en *produkts* totala miljöpåverkan som analyseras. Det objekt man väljer att studera definierar en del av de systemgränser som är relevanta, och det i sin tur definierar vilka verktyg som kan vara användbara. Vi har valt att skilja på fem grupper av objekt för verktygens fokus. Den första gruppen är policy, planer, program och projekt (PPPP). Den andra gruppen är företag och affärsområden, främst i den privata sektorn men det kan även vara organisationer i den offentliga sektorn. I den kategorin ingår beslut som rör företaget som helhet. I den tredje gruppen är utgångspunkten regioner som tex länder, kommuner eller avrinningsområden. Man kan säga att när fokus är region, affärsområde eller företag gäller det främst retrospektiva analyser och när objektet är PPPP är det främst prospektiva analyser som också kan gälla regioner, företag och affärsområden. I den fjärde gruppen ligger fokus på produkter eller kanske snarare på tillhandahållandet av funktioner. När vi i den här rapporten använder ordet produkt inkluderar detta varor, tjänster och deras funktioner. I den femte gruppen slutligen är intresset riktat mot påverkan som hör från olika kemiska substanser. Det är viktigt att hålla i minnet att det här bara är ett sätt att strukturera upp miljösystemanalytiska verktyg och att indelningen kan diskuteras. Noteras bör också att en metod kan fokusera på exempelvis en substans och samtidigt avgränsas av en viss region, liksom tex en plan kan gälla någon sorts produkt även den inom en viss region. Vi har försökt att konsekvent se till det som är den främsta anledningen till utförandet av analysen och inte till det som mer är en avgränsning.

Verktygen delas även upp med avseende på vilka typer av påverkan de tar upp för beskrivning. Vissa verktyg beskriver ianspråktagande av naturresurser, medan andra koncentrerar sig på miljöpåverkan (inklusive human hälsa). Det finns också verktyg som försöker täcka in både miljöpåverkan och naturresursanvändning och så till sist de som utöver dessa även belyser samhällsekonomiska konsekvenser. Även verktyg som kan sägas fokusera

på samma effekter kan ge olika svar. Det beror bla på att de sätter systemgränserna olika och definierar effekterna på skilda sätt. Ett exempel på det är att emergianalysen och det ekologiska fotavtrycket inkluderar sk ekosystemtjänster i begreppet naturresurs, vilket inte är vanligt i mer traditionella metoder.



Figur 4.1. Verktögen har delats in med avseende på deras fokus, dvs vilket objekt som studeras och som påverkan relateras till, samt vilka typer av påverkan de tar upp. Vissa samband mellan metoderna, som diskuteras i texten, markeras av de tunna ringarna (em=emergianalys, ex=exergianalys).

När metoderna placeras in i figur 4.1 blir de radvis indelade med avseende på objekt och kolumnvis med avseende på vilka effekter som belyses. Här nedan kommer vi att diskutera hur metoderna grupperar sig och även skillnader inom grupperna.

Flexibla verktyg

Några verktyg visar sig användbara över hela det vertikala spektret i figur 4.1. Det är de verktyg som fokuserar på naturresursanvändning. De har troligen utvecklats för att vara universella. Grundtanken är att allt kan hänföras till en gemensam enhet, energi- material- eller ytrelaterad som på något sätt är begränsande. De metoder som hör hit är energi- och materialflödesanalyser samt det ekologiska fotavtrycket (naturresursen markyta).

Materialflödesanalyser (MFA) representeras här av två mer specifika verktyg, MIPS och TMR, men hade fler eller andra metoder inkluderats hade MFA, liksom energianalyserna och EF, återfunnits vid fyra fokus (PPPP, affärsområde/företag, region, produkt). Det ekologiska fotavtrycket skiljer sig något från de andra i och med att det i många fall inte är enkla relationer mellan resursanvändning och ytanspråk. Dessa verktyg kan alltså användas mer eller mindre oberoende av studiens objekt, undantaget substanser.

Några gemensamma parametrar för de här fem metoderna är att de är uteslutande kvantitativa och att de inte direkt hanterar toxicitet. En utveckling av fotavtrycket kan dock komma att ta med tex markförstöring pga förgiftning (Wackernagel och Yount, 1998). De fem metodernas

beräkningar bygger alla på att en enhet är förutbestämd. För studier som utförs med avseende på tex energieffektivisering, avmaterialisering eller markanvändning är dessa metoder skraddarsydda. Om istället målet med studien är att avläsa generell miljöpåverkan fungerar de som indirekta utvärderingar. Genom att koncentrera sig på en dimension behövs inga slutliga påverkansvärderingar, men en värdering har ändå gjorts i valet att tex använda energimåttet.

De båda energianalyserna har olika bakgrund. Exergianalysen är framför allt ett ingenjörsinstrument som användes för att energieffektivisera processer (Szargut et al, 1988). Emergiansanalysen som baseras på systemekologiska grundtankar försöker att få med ekosystemtjänster i termer av energitillförsel. Effektivisering efterlyses på ett annat plan eftersom det är ackumulerad energi som mäts, energi är ett historiskt mått. Det ekologiska fotavtrycket, försöker också att belysa ekosystemtjänster. Det gemensamma ekologiska ursprunget märks dessutom i att EF och emergiansanalys försöker att väga in bevarande av biologisk mångfald i analyserna. Fotavtrycksanalysen genom att avsätta yta och emergiansanalysen genom att ta fram emergivärden för hotade arter och olika nivåer av artdiversitet (Odum, 1996 s. 239). Att värdera biologisk mångfald och få med den i miljöanalyser är nytt och svårt. De här två metoderna markerar att det är viktigt att inte glömma den aspekten. Andra verktyg där biodiversitet i teorin kan tas upp är MKB, SMB, PA och CBA. Även i LCA kan biologisk mångfald finnas som en effektkategori, i praktiken ingår det dock sällan (Finnveden, 1998).

För att återgå till de fem metoder som främst riktar in sig på naturresurser så används ingen av dem för närvarande särskilt frekvent av myndigheter eller företag. Det ekologiska fotavtrycket och emergiansanalysen används främst inom den akademiska världen. MIPS-analyser har utförts företrädesvis av Wuppertal Institutet där metoden tagits fram. TMR är en ny metod som också har sitt ursprung hos Wuppertal Institutet. Exergiansanalyser används inom industrin för processeffektivisering. Om man söker en metod för att ta fram pedagogiska och lättillgängliga data för information och marknadsföring kan energi, vikt och yta vara fördelaktiga måttenheter, deras attraktivitet kan vara olika i olika sektorer och yrkesgrupper.

Verktyg för policy, plan, program och projekt

De verktyg som har tagits främst fram för att prospektivt analysera effekter av olika tänkta aktiviteter är PA, CBA, MKB, SMB och RAINS (eller Integrated Assessment Modelling). De två första är samhällsekonomiska verktyg som också tar hänsyn till andra aspekter än miljö. MKB och SMB är breda med avseende på effekter, men enbart inom miljöområdet. Deras resultat måste därför kompletteras med andra studiers resultat. RAINS är en datamodell och den skiljer sig från de andra fyra metoderna. RAINS fokuserar på några definierade miljöpåverkanskategorier och utvärderar strategier utifrån dessa. Modellen skulle tex kunna användas inom strategisk miljöbedömning.

Ett utmärkande drag för MKB, SMB och PA är att olika intressenters åsikter ska komma fram i processen. Detta är en viss skillnad gentemot CBA som är mer expertbaserad. Kraven från olika intressenter att få påverka beslutsprocessen är antagligen som störst i situationer där man ska beskriva eventuell framtida påverkan på mer eller mindre specifika områden. Huruvida alla intressenters åsikter i teorin kommer med vid MKB, SMB, CBA och PA är diskutabelt.

MKB och SMB kan betraktas som processer. Wrisberg och Gameson (1998) beskriver den sortens verktyg som vägvisare mot beslutsfattande. Inom de här metoderna kan andra metoder användas, tex kan SFA och LCA användas inom en SMB och riskbedömning inom en MKB.

De ”flexibla verktygen”, som beskrivits ovan kan också användas för policy, planer, program och projekt. Olika alternativa planer kan exempelvis ge upphov till olika stora fotavtryck. Materialåtgången för olika projektförslag kan vara en del av ett beslutsunderlag. De ”flexibla verktygen” kan användas för att få fram delar till en total miljöbedömning.

Verktyg för företag/affärsområden

Miljörevision är en metod för att granska miljöorganisationen på ett företag eller inom en organisation. Det är ett verktyg som från början utvecklats av företag eftersom det fanns ett behov av detta specifika hjälpmedel. Det är ett verktyg som ska användas kontinuerligt, ett slags stöd för att miljöledningen fungerar, att lagar efterlevs, etc och miljörevision blir allt vanligare. Det är ett internt verktyg som även kan ge fördelar externt. De verktyg som ovan betecknas som ”flexibla” kan även de appliceras på företagsnivå.

Verktyg för regioner

De metoder som kan användas retrospektivt för en viss region är emergi- och exergianalys, TMR, EF, IOA och miljöräkenskaper. Det kan vara lämpligt att utföra analyser på nationell nivå, dels för att det ofta finns passande data och dels för att den stora skalan gör att vissa brister och osäkerheter inte ger så stora utslag. TMR-analyser och ekologiska fotavtryck har utförts för olika länder. Tillsammans med IOA utgör TMR delar av de fysiska miljöräkenskaperna i Sverige. Miljöräkenskaperna utförs på myndighetsnivå, men resultaten kan användas av företag, ideella organisationer och andra myndigheter. De tillför nya aspekter till den nationella (och internationella) statistiken. Ett exempel är användningen av data från miljöräkenskaperna som kombineras med utvärderingsmetodik från LCA-området för att beräkna nyckeltal för olika branschens miljöpåverkan (Zetterberg, 1997). Analyser för regioner kan göras för mindre eller större regioner, fotavtryck har bl.a gjorts för Malmöhus län och Östersjöregionen (Wackernagel et al., 1999 samt Folke et al., 1997). Input-outputanalyser och miljöräkenskaper hanterar både miljörelaterade och samhällsekonomiska aspekter.

Verktyg för produkter

MIPS-analys och LCA är de två verktyg i den här sammanställningen som direkt vänder sig till produkter, eller snarare funktioner. Båda använder sig av livscykelperspektivet, men MIPS-metoden studerar enbart inflödessidan av systemet, samt omvandlar alla inflöden till en gemensam massenhet, tex kg. LCA är en mycket heltäckande metod och kan därför också vara resurskrävande, å andra sidan är den väletablerad - många studier har gjorts och en del data är förhållandevis lättillgängliga. MIPS-analysen passar bra om syftet med studien är underlag för avmaterialiseringsstrategier. För generell miljöpåverkan ger metoden en översikt, som kan användas tex för att avgränsa relevanta områden för mer detaljerade analyser. Resultatet från en MIPS-analys kan också vara fördelaktigt att presentera om tex ohållbara produktions- eller konsumtionsmönster ska synliggöras, kilogram är en lättförståelig enhet.

EF, exergi- och emergianalys kan också i det här fallet användas. Ett fotavtryck kan dock på den här nivån ge ett något skevt resultat, eftersom många emissioner med dagens metodik inte kan tas med. Även material- och energiflödesanalyserna kan ibland anses otillräckliga vad gäller analys av produkter/funktioner, om inte målet med studien är just material- eller energianvändning. En viktig miljöaspekt vid utveckling eller val av produkter är toxiska aspekter och i de nämnda metoderna uppmärksammas inte dessa. I en LCA kan olika miljöeffekter viktas mot varandra, medan de andra verktygen i den här rapporten, vilka kan användas för produktanalys inte urskiljer olika sorters miljöpåverkan.

Verktyg för substanser

Två av verktygen i denna sammanställning fokuserar på substanser, de är riskbedömning och SFA. Båda metoderna används då miljöpåverkan befaras eller upptäckts. Båda metoderna används alltså som reaktion på effekt. Riskbedömning utförs på substanser med befarade negativa effekter som ska värderas och minimeras. SFA kan användas både retrospektivt och prospektivt och ska även fungera som underlag för att minimera effekter. När man, som med de här två verktygen, väljer att enbart titta på en specifik substans kan detaljnivån eventuellt ökas. SFA ger en ingående bild av en substans och dess flöde, ofta inom en region. Andra aspekter inom samma region hanteras inte. Riskbedömning, å andra sidan kan vara platsspecifik eller mer generell. De två metoderna kan med fördel kombineras.

4.3 Andra aspekter

Naturligtvis går det inte att plocka ut en dimension som är avgörande för metodvalet. Metoderna verkar ha utvecklats främst med tanke på vilket objekt som ska studeras. Om utgångspunkten är verktygen kan det därför förefalla naturligt att göra en systematisering utifrån den dimensionen. Om man däremot vill börja från andra hållet, det vill säga med utgångspunkt från vilka beslut som behöver understödjas samt vilket kunskapsbehov som finns, skulle uppdelningen kunna se annorlunda ut. En annan uppdelning skulle kanske bättre kunna påvisa situationer där verktygen skulle behöva förbättras eller anpassas och var användbara verktyg saknas.

Det finns många andra dimensioner av en beslutsituation. Här vill vi kort ta upp några och diskutera deras betydelse för val av verktyg.

Komplexitet

Hur komplext det beslut är som ska fattas spelar roll för hur pass detaljerad analys som är rimlig att göra. Om beslutet uppfattas som komplext eller inte beror på hur aktörens roll och storlek och tex hur stor del av aktörens totala omsättningen som beslutet påverkar. Det spelar också roll hur stor miljörelevans beslutet har, dvs hur stor påverkan uppskattas bli. Om det rör sig om ett stort beslut med stor miljörelevans kan det vara vettigt att satsa resurser på att göra en omfattande studie. I vissa fall finns det även lagkrav på att sådana studier ska genomföras (MKB). Om det däremot rör sig om ett något mindre komplext beslut kan man ibland nöja sig med en mindre ingående studie. Om beslutet bedöms ha liten miljörelevans kan det kanske räcka med tex checklistor. För de metoder vi har diskuterat styr beslutets komplexitet knappast valet, däremot påverkar det troligen ambitionsnivån för genomförandet av analysen.

Tid

En annan viktig aspekt är när i tiden som påverkan kommer att ske. De flesta av de här beskrivna metoderna behandlar miljöpåverkan som likvärdig oavsett när i tiden den sker. Ett undantag är CBA som med hjälp av diskontering till nuvärde låter spegla en positiv tidspreferens. Det vill säga att negativ påverkan nu uppfattas som värre än samma påverkan vid en senare tidpunkt. Omvänt så är värdet av en investering större ju närmre i tiden dess värde beräknas falla ut. Detta hänger delvis samman med att CBA strävar efter att spegla våra preferenser så som de faktiskt ser ut, och faktum är att många människor uttrycker en positiv tidspreferens. Bland annat därför att ju närmre i tiden en händelse förväntas inträffa, desto mindre upplevs osäkerheten om att den överhuvudtaget kommer att inträffa vara. Ett annat skäl till en positiv diskontering är att om vi är rikare i en framtid så kan det vara lättare att hantera miljöproblemen då (tex Turner et al., 1994).

Det är svårare att bedöma konsekvenser av förändringar ju längre bort i tiden de ligger. Osäkerheten för uppskattningar av framtida effekter är större än för utvärdering av sådant som skett. Val av verktyg kan påverkas av om beslutsunderlaget ska bygga på ”bokföring” av tidigare händelser (retrospektiv analys) eller om det ska vara en utvärdering av eventuell framtida påverkan av förändrade eller nya aktiviteter (prospektiv analys). Vissa metoder är framtagna mer eller mindre specifikt för endera fallet, miljörevision är ett exempel på det första och MKB ett exempel på det andra. LCA och MIPS kan användas i båda fallen och tex TMR och IOA är främst retrospektiva, men kan också användas mer framåtblickande genom att visa hur eventuella förändringar skulle kunna ändra dagens förhållanden.

Uppstår den mesta påverkan under konstruktionsfasen eller under användnings fasen? Under lång tid koncentrerades miljöarbetet på produktionssidan, rök ur en fabriksskorsten var ”bilden av miljöförstöring”. Nu har tankebanorna vidgats något och olika sätt att angripa miljöproblematiken växer fram. Livscykel tänkande är ett sätt att försöka komma åt miljöpåverkan under alla faser – ”från vaggan till graven”. Om de stora problemen uppkommer i användnings- eller avvecklingsfasen är det naturligtvis viktigt att förbättra underlag i de områdena som ofta är mer diffusa än själva produktionen. Livscykel tänkandet är något som kan appliceras på de flesta metoder.

Osäkerhet

Ju längre fram i tiden påverkan sker desto högre osäkerhet. I praktiken fattas alla beslut under osäkerhet eftersom vi aldrig kan få fullständiga kunskaper om allt som skulle kunna påverka utgången av ett beslut (Hansson 1996). Detta stämmer i hög grad när det gäller att överblicka vilka miljökonsekvenser som ett beslut kan ge upphov till.

Sven Ove Hansson (1998) råder oss att låta kunskapsosäkerhet och övrig osäkerhet påverka vårt beslutsfattande på följande sätt:

- Beslutsunderlag bör redovisa både vad man vet och vad man inte vet, och om möjligt analysera hur okända faktorer kan påverka besluten.
- Valet av beslutsdagordning, och särskilt beslutets avgränsning ska inte tas för givet, utan bör underkastas en noggrann analys.
- Minoritetsuppfattningar bland experter ska noga registreras och kan ibland få påverka besluten.
- Reversibla beslutsalternativ, dvs beslut som kan ändras om det skulle visa sig att beslutsgrunden var felaktig.

Noteras kan att detta kopplar starkt till ett systemanalytiskt angreppssätt som diskuterades i kapitel 2.

Osäkerhet kan möjligen påverka val av metoder. Om osäkerheten ökar kraftigt kan det bli svårare och svårare att arbeta med avancerade kvantitativa metoder. Verktyg som tydligare använder kvalitativa aspekter kan därför vara mera användbara. Bland de kvantitativa metoderna kan sådana som använder enklare inflödesorienterade nyckeltal, tex energi- och materialflödesanalyser vara mer användbara.

Om man jämför de två samhällsekonomiska metoderna, CBA och PA, är en av skillnaderna att PA är en disaggregerad analys och därigenom ska osäkerhet och irreversibla effekter tydligt presenteras. Det finns dock ingenting som hindrar att även en CBA presenterar en disaggregerad analys, men i praktiken blir det ofta inte så.

Tyngdpunkt

Beslutssituationer med olika ursprung och mål ger olika tyngdpunkter. Ibland är miljö den viktigaste aspekten, i andra fall väger den lättare än tex sociala och ekonomiska aspekter. Det här beror naturligtvis mycket på situationen, är det ekonomi- eller miljökontoret som väckt en fråga? Vill företaget miljöprofilera sig eller öka produktionen, men ändå ta viss hänsyn till miljön? Några strikta gränser finns inte mellan ytterligheterna, utan värderingar mellan olika aspekter görs alltid men viktningen blir olika. Wrisberg and Gameson (1998) presenterar fyra olika intressenivåer: att uppnå lagkrav och träffa överenskommelser, marknadsorienterade överväganden, strategiska ekonomiska överväganden och ekologiska/sociala överväganden. Olika intressenivåer, liksom olika intressenter innebär olika tyngdpunkt. Vilken miljöinformation som efterfrågas, vad som anses viktigt, är också beroende av dessa parametrar (Wrisberg and Gameson, 1998). Var tyngdpunkten ligger torde i första hand påverka ambitionsnivån snarare än valet av metod. Intresset för en samhällsekonomisk analys som inkluderar miljöaspekter, snarare än ett miljöspecifikt verktyg, kan dock kanske vara större om miljöfrågorna inte är huvudaspekten.

Beslutsfattare/användare av verktyget

En annan dimension kan vara vilken aktören är som ska fatta beslutet. Det kan tex vara en offentlig myndighet på statlig, landstingskommunal eller kommunal nivå, eller privat verksamhet inom ett multinationellt, medelstort eller litet företag. Andra tänkbara aktörer är privatpersoner och ideella organisationer. Det är dock inte så troligt att privatpersoner själva kommer att använda sig av verktygen, men de kan i någon mån sägas representeras av ideella organisationer. Dessa organisationer använder sig ibland av verktyg för att skaffa sig kunskap och som underlag för att bilda opinion. De verktyg som då skulle kunna vara aktuella är de som skulle kunna användas av tex den aktör, vilkens verksamhet ska analyseras, dvs en myndighet eller ett enskilt företag. Skillnaderna mellan offentlig myndighet och enskild verksamhet vad gäller beslutsfattande kan tex vara relaterat till deras respektive ansvarsområde. En enskild verksamhet har som primärt ansvarsområde sin egen verksamhet medan en offentlig verksamhet har ett övergripande ansvar inom sitt geografiska område. Detta kan innebära skillnader i beslutssituationer, både med avseende på vilka frågeställningar som är relevanta och även vilka värderingar man har

Myndigheter, företag och ideella organisationer kan alla använda sig av samtliga de verktyg som tidigare beskrivits. Det undantag som finns är RAINS-modellen, som är en specifik modell utvecklad för övergripande strategier på myndighetsnivå. Vissa verktyg, exempelvis miljöräkenskaperna, utförs av en specifik aktör men resultaten är användbara för andra aktörer.

I de exempel som vi tar upp är det sällan en person som är ensam beslutsfattare. Oftast är det en demokratiskt vald församling eller tex en ledningsgrupp på ett företag. I situationer där en enskild person ska avgöra är det kanske vanligare med enklare verktyg, som checklistor och miljömärkning.

Aktivitet

Det kan också tänkas att olika verktyg passar bättre för olika aktiviteter. Vi har definierat några olika aktiviteter som policyutveckling, övergripande planering, investeringar, mindre upphandling, drift och underhåll, renovering, avveckling, forskningsplanering, produktutveckling samt kommunikation.

Policyutveckling är en övergripande aktivitet och detaljeringsgraden är låg. De som fattar beslut på den här nivån har ett övergripande ansvar och stor befogenhet att fatta beslut. Under policyutvecklingen försöker man beskriva hur man vill att den framtida utvecklingen ska se ut. Som grund för detta kan olika generella prognoser och framtidsscenarier användas. Idéer om vad man tror kommer att vara gångbart i framtiden, prognoser om framtida efterfrågan, miljökrav, teknikutveckling osv hanteras. På denna nivå bör det i hög grad vara möjligt att vara öppen för nya och annorlunda lösningar som kanske ligger utanför den gängse organisationskulturen. Eftersom man är relativt obunden av överordnade beslut är en stor alternativbredd möjlig. På den här nivån är det av stor betydelse vilka preferenser de inblandade individerna har. Beroende på vilket fokus man har för sitt policy/visionsskapande är det givetvis olika verktyg som kan komma till gagn. Valet av verktyg bestäms alltså framför allt av vilket objekt man vill studera. Om man till exempel är intresserad av att göra något åt effekterna av en viss substans inom en region kan substansflödesanalyser (SFA) vara användbara. Övergödningsproblem är ett bra exempel där man med hjälp av substansflödesanalyser för kväve och fosfor kan skapa sig en bild av var de stora flödena i en region finns och var åtgärder skulle vara effektivast. Detta har exempelvis gjorts i Stockholm av Burström et al (1998). De policy som antas kommer sedan att genomsyra ett företags eller en myndighets verksamhet och påverka beslut på lägre strategiska nivåer.

När aktiviteten istället rör *strategier* och *planering* är det hur en policy eller vision ska kunna förverkligas som ska bestämmas. Detta kan till exempel innebära vilka åtgärder som behövs för att nå det uppsatta målet, var det är effektivast att sätta in åtgärderna och vilka styrmedel som kan vara aktuella, samt hur och var de ska användas. I det här fallet krävs en större detaljeringsgrad än på policy/visionsnivån, behovet av information och experter (tjänstemän, konsulter, osv) är större. Alternativbredden kan vara stor även i det här fallet, men inriktningen har satts på den strategiskt högre nivån policy. På samma sätt som för policy beror verktygval av vilket objekt man vill studera.

Investeringar kan också kräva relativt omfattande beslutsunderlag. Investeringar i anläggningar och annan infrastruktur kan få betydande konsekvenser och måste ofta enligt lag bedömas i en MKB. Företag och myndigheter kan också ha policy som styr vilka investeringar som kan göras, krav kan finnas på att leverantörer och producenter ska ha utfört analyser, tex LCA, för att kunna visa vilken miljöpåverkan som kan kopplas till investeringen.

Vad gäller *inköp* och *mindre upphandlingar* kan beslut ofta fattas på låg nivå i organisationen. Det rör sig om rutinbeslut och enklare verktyg som checklistor och miljömärkning kan ibland vara tillräckliga i dessa situationer. Personlig smak och preferenser hos inköparen kan styra val på den här nivån. Utbudet är ofta stort och här företag som kan visa lämpliga resultat från miljösystemanalys av produkter och tjänster få konkurrensfördelar. Om det enbart gäller mindre upphandling kan det vara alltför resurskrävande för uppköparen att utföra analyser, dessutom kan det vara svårt att få tag på data. Vid *större upphandlingar* kan det däremot finnas både utrymme för och behov av fördjupade analyser. Dessa kan utföras antingen av inköparen eller försäljaren. Kompetens hos både organisationerna krävs dock i allmänhet.

Vid operationella beslut rörande *drift* och *underhåll* av anläggning eller tillverkningsprocess kan alternativbredden antas vara begränsad. Beslutsfattaren har liten befogenhet att fatta beslut och ansvarsområdet är begränsat. Även här är det ofta fråga om rutinbeslut som kanske främst hanteras med tex checklistor som bygger på ett miljöledningssystem, eller på att följa eventuella tillstånd och lagkrav. Vid drift i industrier och företag kan effektivitet vara en viktig parameter.

Beslut om *renovering* kan bero på att en sådan bedöms leda till en ökad lönsamhet. Det kan också bero på strängare lagkrav eller omprövning av tillstånd. Ytterligare ett alternativ är att en renovering utförs för att uppfylla en egen önskan att förbättra miljöprestanda. Den beslutssituation som uppstår är att välja mellan renovering eller ej, samt mellan renovering eller nyanskaffning. Dessutom ska beslut fattas om hur renoveringen ska genomföras.

Avveckling av verksamheter, anläggningar, produkter mm kräver först beslutet att avveckla eller ej och sedan hur den i så fall ska gå till. Avvecklingar kan vara av skilda slag, det kan röra sig om demontering av en anläggning, omhändertagande av avfall (sälja, destruera, förbränna, återanvända, återvinna) eller sanering av förorenad mark. Vilket verktyg som är passande är olika från fall till fall.

Forskningsplanering är en aktivitet där det ska avgöras vilka områden och vilka specifika projekt som ska prioriteras. Analys kan göras vad gäller vilka områden som behöver prioriteras inom en region. Olika förslag på forskningsinriktning kan också utvärderas med avseende på deras miljökonsekvenser.

Produktutveckling kan delas in i olika nivåer. Det kan gälla en befintlig produkt som ska vidareutvecklas, det kan gälla materialval, men också utvecklingen av en helt ny produkt. Här styrs besluten av bla efterfrågan, faktisk och förväntad, vilken attityd som finns inom organisationen och vilken image man har eller vill få. Besluten är framtidsinriktade och vilken den möjliga alternativbredden är beror av vilken nivå det handlar om (ny produkt eller materialval) och beslutsfattarnas inställning. Om det finns intresse för att hitta en ny nisch kan den kulturella öppenheten vara stor.

De aktiviteter som listats ovan verkar ofta inte ha någon direkt koppling till specifika verktyg. Det kan snarare vara så att aktivitetens fokus avgör metodval. Policy och strategisk planering kan vara fokus för verktyg. Investeringar kan röra tex en anläggning, ett projekt eller en funktion och valet av verktyg avgörs då snarare av detta fokus än av aktiviteten investering. Detsamma gäller för tex utveckling, renovering och avveckling. De metoder som är utvecklade för substanser, produkter, projekt, etc kan användas för dessa objekt relativt oberoende av vilken aktivitet beslutsprocessen är kopplad till.

Vad gäller *kommunikation* så kan alla verktyg användas för att informera, lära ut, etc. Val av verktyg är då beroende av målgrupp, syfte och ambitionsnivå.

Alternativ

En beslutssituation består av två eller fler alternativ. Ibland kan valet stå mellan att göra eller inte göra något, ibland mellan olika aktiviteter. Vilka alternativ som ryms inom beslututrymmet påverkar möjligheterna. Alternativen begränsas av syfte och mål med de kommande besluten. Om syftet är att förbättra ett redan existerande system kan ramarna vara trängre än om ett helt nytt system ska utvecklas. Här kommer tidsaspekten in och också förmågan att ta in kulturellt nya idéer. Är beslutsutrymmet rymligt kan det finnas plats för ”nya” alternativ, alternativ utom systemets rådande kultur. Det är tveksamt om beslutsutrymmets storlek påverkar metodval, möjligen kan det främja mer oetablerade verktyg.

Kritik av rådande strukturer förekommer och ibland hävdas att rejäla förändringar krävs för att nå en hållbar utveckling. Nya vägar måste undersökas, nya lösningar tas fram. Då kan det vara intressant att fundera över om nytänkande underlättas eller ej av olika verktyg, tex vid

formulering av alternativ eller ännu hellre redan i en "brainstorming-fas". Verktyg som EF och emergianalys tar upp ekologiska aspekter som inte vanligtvis beskrivs i diskussioner och analyser. Detsamma kan sägas gälla miljöräkenskaperna, som tillför en ny dimension till den klassiska nationella statistiken. Strategiska miljöbedömningar kan vara ett sätt att få in miljötänkande i tidigare skeden och därmed underlätta uppkomsten av nya lösningar. Men hur nytt ska nytänkande vara för att ge påtagbara förändringar? Kan verktyg främja nytänkande?

Inte alltid en beslutssituation

Miljösystemanalytiska verktyg används inte enbart i direkta beslutssituationer. Lärande och information är två viktiga syften. Vilka som utgör målgrupp för analysen är en viktig aspekt i det fallet, om resultatet av analysen ska användas externt eller internt. Skillnader i val av metod är i detta fall åsikter om egenskaper hos metoden som lättförståelighet, genomskinlighet, grad av acceptans hos de människor man vill påverka inom och utanför sin egen organisation etc.

5. Avslutande reflexioner

5.1 Världsbild och värderingar kan påverka val av verktyg

Enligt diskussionen ovan är det i stor utsträckning frågan vad man vill studera som styr valet av verktyg. Det finns dock även andra aspekter. Världsbilder och värderingar kan påverka valet av verktyg.

Om man vill studera miljöpåverkan så kan man göra det på många olika nivåer i en orsak-verkan kedja (exempelvis Finnveden et al, 1992, Holmberg and Karlsson, 1992, Finnveden, 1997, Tukker, 1998). Som första steg i en sådan kedja kan man se de insatsvaror man använder i en process. Man kan studera vilka råvaror och energiflöden som används. I ett nästa steg kan analysen baseras på de emissioner som uppstår. I ett tredje steg kan man basera analysen på de effekter som uppstår på ekosystem och människa. Denna effektanalys kan också göras på olika nivåer. Man kan studera effekter som uppstår tidigt i orsak-verkan kedjan. Dessa effekter är ofta fysikaliska eller kemiska förändringar i miljön. Ett exempel kan vara den förändrade strålningsbalansen som uppstår på grund av ökande koncentrationer av CO₂ och andra "växthuseffekter". Man kan också studera effekter som uppstår senare i orsak-verkan kedjan. I fallet med "växthuseffekten" kan det innebära att man uppskattar effekter i form av människoliv, sjukdomar och påverkade ekosystem.

Var man väljer att lägga analysen i denna skisserade orsak-verkan kedja kan vara ett resultat av vad man tror är möjligt att göra, vilket i sin tur är ett resultat av olika världsbilder. Här finns inte möjlighet för en djupare diskussion men några exempel kan ges.

I riskbedömningar av kemikalier är ofta syftet att bedöma om utsläpp av en viss kemikalie kan leda till effekter. Man försöker ofta uppskatta en halt i miljön och relatera denna till olika typer av gränsvärden för att göra bedömningen om utsläppen är acceptabla. Ett implicit antagande i denna process är då att man kan göra en bedömning av alla de effekter som en kemikalie kan ge på människa och/eller miljö (Tukker, 1998). Många människor, kanske framför allt från miljörelsen, hävdar att detta inte är möjligt. Historien har visat att vi inte kan förutsäga alla miljöproblem. Det dyker upp nya miljöproblem hela tiden. Det implicita antagandet som riskanalysen vilar på är därför för många människor inte giltigt och de kan ha svårt att acceptera resultat från sådana studier.

Ett liknande exempel kan vara cost-benefitanalyser. Om de ekonomiska värderingarna baseras på skadestnader så förutsätter det att relevanta skador kan kvantifieras. Med liknande argumentation som gavs ovan i samband med riskanalysen så kan många människor hävda att det inte är möjligt att uppskatta alla relevanta skador eftersom kunskapen i samhället är för begränsad.

Inom området livscykelanalyser pågår för närvarande en debatt rörande var i orsak-verkan kedjan man kan och bör göra bedömningen av miljöpåverkan (exempelvis Finnveden, 1997, Udo de Haes, 1999). En del metoder bygger på att man uppskattar skador på människa och miljö sent i orsak-verkan kedjan. Andra metoder bygger på att man använder indikatorer på en tidigare nivå i kedjan, ofta baserat på någon fysikalisk eller kemisk förändring.

Om man inte tror att det är möjligt att göra fullständiga bedömningar av effekter och skador på människor och ekosystem så kan man välja att basera analysen och slutsatserna på emissionsdata, eventuellt kombinerat med några enkla effektkriterier rörande exempelvis

persistens och bioackumulerbarhet. En analys på denna nivå kan dock kritiseras från två håll. Människor från ”riskanalys paradigmet” (som alltså tror att det är möjligt och meningsfullt att uppskatta effekter sent i orsak-verkan kedjan) kan kritisera en sådan analys för att vara alltför enkel och kanske till och med ovetenskaplig. Människor inom denna tradition hävdar ofta att man inte bör ta några beslut innan man har visat att emissionerna ger effekter (dvs gjort en riskanalys som ger sådana resultat). Andra människor (exempelvis från miljörelsen) kan återigen peka på de stora osäkerheter som finns i emissionsmätningar. Man pekar också på att man ofta bara kan identifiera och analysera en bråkdel av de föreningar som uppstår i olika tekniska processer. Ett historisk exempel är emissioner av klororganiska föreningar från klorblekning av pappersmassa. Människor inom denna tradition kan därför hävda att eftersom emissionsmätningar är så osäkra och ofullständiga är det bättre att basera analysen på inflödessidan. Man har ju ofta bättre kontroll på vad man använder för kemikalier och råvaror i en process. En sådan världsbild kan leda till att man väljer verktyg som fokuserar på inflödesparametrar.

5.2 Är vi på väg mot gemensamma metoder för miljöpåverkansbedömning?

En fundamental skillnad mellan olika metoder rör i vilken mån man har kännedom om var och när emissioner kan tänkas ske. Vissa metoder är plats specifika, med det menar vi att man vet när och var emissionerna kan ske. Ett exempel kan vara i en MKB där man analyserar effekterna av olika alternativa lokaliseringar. Andra metoder är platsoberoende, med det menar vi att man inte alls vet var och när emissionerna kan ske. Ett exempel kan vara i en LCA där man analyserar en tänkbar framtida produkt där man inte vet var i världen den ska produceras, ännu mindre var de olika råvarorna ska komma ifrån, eller var produkten kommer att användas. De plats specifika och platsberoende situationerna skiljer sig kraftigt åt, vilket har gjort det svårt att utnyttja en gemensam metodik för analys och värdering av miljöpåverkan.

Vi kan ibland också prata om ett mellanting mellan plats specifika och platsberoende metoder, som vi kan kalla platsberoende. Behov av sådana metoder uppstår om vi inte vet exakt var emissioner sker, men vi vet kanske någonting. Ett exempel kan vara om vi vet i vilket land emissionerna sker, eller i vilken region. Ett exempel kan vara om man vill analysera ett framtida avfallshanteringssystem i en region med ett LCA-perspektiv. Då har man ganska mycket information om den geografiska placeringen av vissa emissioner, dock inte alla. Ett annat exempel kan vara att man känner till att vissa emissioner, exempelvis från trafik, sker i låg höjd, medan andra sker från hög höjd. Platsberoendet kan därför förekomma i flera olika dimensioner.

Det tycks idag finnas en tendens mot ett behov av platsberoende metoder för flera olika verktyg. Det noterades ovan att den traditionella MKBn ofta kommer in för sent i beslutsprocesserna vilket har lett till behovet av en strategisk miljöbedömning. I en sådan kommer man dock att ha mindre kännedom om lokalisering, även om man naturligtvis vet någonting. Inom LCA-världen pågår det idag en utveckling mot platsberoende metoder (exempelvis Potting et al, 1998, Udo de Haes et al, 1999). Bakgrunden är bland annat den kritik man riktat mot LCA att alla emissioner betraktas som likvärdiga oavsett var de sker. Det är ett antagande som är acceptabelt för emissioner som bidrar till globala miljöproblem, men svårare att acceptera för regionala och lokala effekter. Man kan också notera att LCA-metodik, trots att den traditionellt har utvecklats för en platsberoende situation, har använts i många andra sammanhang. Ett exempel är att data från miljöräkenskaperna har kombinerats med LCA-metodik för att beräkna nationella branschnyckeltal (Zetterberg, 1997). Detta är

också ett exempel på en platsberoende situation, där man alltså har en viss information om plats, men inte fullständig för man vet inte exakt var olika emissioner sker.

Diskussionen ovan antyder att det kan finnas behov och möjligheter av utveckling av en platsberoende metodik för flera olika verktyg. Möjligheten finns då att utveckla metodik som kan vara gemensam för flera olika verktyg. Helt identisk metodik är knappast möjlig att utveckla då olika verktyg har olika behov och förutsättningar. Ett exempel på en sådan skillnad gäller storleken på de analyserade emissionerna. I en MKB, eller strategisk sådan, studerar man typiskt emissioner som uppkommer från den studerade verksamheten. I en LCA studerar man emissioner relaterat till en funktionell enhet som kan vara mycket mindre än de totala emissionerna. Man studerar exempelvis ett kylskåp, inte alla kylskåp. Detta är ett exempel på en skillnad som kan göra att varianter av metodik alltid kommer att behövas.

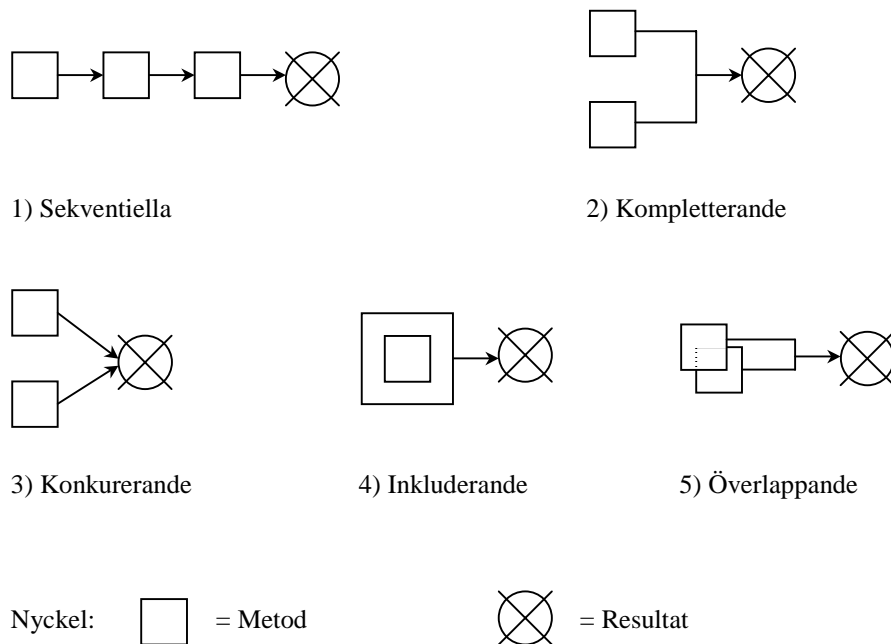
5.3 Endimensionella eller mångdimensionella verktyg

Flera av de verktyg som beskrivs i rapporten bygger på att försöka omvandla all naturresursanvändning och/eller miljöpåverkan till en gemensam enhet, ett mått. Enheten kan tex vara monetär (CBA och i vissa fall LCA), energirelaterad (emergi- och exergianalys), massrelaterad (MIPS och TMR) eller ytrelaterad (EF). Vissa delar av analysen kan lätt härledas till respektive enhet, medan det blir mer och mer komplicerat ju fullständigare man vill få metoden. Om mass- eller energiflöden är det som ska studeras kan de endimensionella verktygen vara behändiga, medan det kan kännas mer konstlat att få med aspekter som biologisk mångfald och markanvändning. Att omvandla naturresursanvändning och miljöpåverkan till ytenheter kan också vara mer eller mindre komplicerat. För tex fiskodling kan det vara åskådligt att belysa hur stor yta som egentligen tas i anspråk för fiskproduktionen jämfört med de områden odlingskassarna tar i anspråk. Ett fotavtryck för en viss population kan också användas för att ge ungefärliga bilder av ytanspråk, men det är endast vissa delar som kan inkluderas på ett lättbegripligt sätt. LCA kan ha en endimensionell karaktär om den slutliga värderingen görs till en enhet och värderingsdelen presenteras som resultat. Men en LCA ska i resultatolkningssteget ta med även de tidigare stegen i analysen och där finns även andra dimensioner med. Mångdimensionella verktyg presenterar ofta omfattande resultat, men även endimensionella metoder kan presentera resultaten disaggregerat. På det sättet undviker man den ogenomskinlighet som en enda siffra som svar riskerar att ge upphov till.

5.4 Flera verktyg – samma svar?

Miljösystemanalytiska verktyg har olika ursprung, fokus, detaljnivå etc. För att nå mer heltäckande resultat kan det vara lämpligt att använda sig av flera metoder. Man kan också tänka sig att utveckla ett ”fulländat” verktyg i detta syfte. I ett dokument från en av arbetsgrupperna i SETAC (the Society of Environmental Toxicology and Chemistry) (Anonym, 1997) dras slutsatsen av en jämförande studie av koncept och verktyg, att inget enstaka koncept eller verktyg kan täcka in ”allt”. Olika metoder, en eller flera, bör användas beroende av syftet med studien.

Baumann och Cowell (1998) presenterar fem grundläggande samband mellan olika metoder. De är 1) sekventiella, 2) kompletterande, 3) konkurrerande, 4) inkluderande och 5) överlappande (se figur 5.1). Några exempel på samband mellan de verktyg som presenterats tidigare ges nedan. Två metoder kan naturligtvis i olika sammanhang ha olika relationer till varandra. Samband 1-4 är idealiserade beskrivningar som det kan vara svårt att hitta verktyg som passar exakt till. I verkligheten kan de flesta miljösystemanalytiska verktyg betraktas som mer eller mindre överlappande.



Figur 5.1. Baumann och Cowell (1998) presenterar fem grundläggande samband mellan olika metoder. De kan vara 1) sekventiella, 2) kompletterande, 3) konkurrerande, 4) inkluderande eller 5) överlappande (modifierad efter Baumann och Cowell 1998).

Som exempel på metoder som kan användas *sekventiellt* kan nämnas SFA och riskbedömning. En SFA kan då användas för att få fram flödet av en substans och om det anses behövas, kan man i ett senare steg använda en riskbedömning för att bedöma dess risk i relevanta områden (tex badsjö). Bouman et al (1999) föreslår att SFA och LCA kan användas sekventiellt. SFA kan användas för att identifiera flöden, urskilja de mest problematiska och prova möjliga lösningars kapacitet. Därefter kan LCA användas för att värdera alternativ (produkter, material eller processer) för att identifiera eventuella negativa effekter. Ytterligare ett exempel tas upp av Australiensiska Naturvårdsverket (1996) som beskriver hur miljörevision och MKB kan användas sekventiellt genom att MKB gör en bedömning av framtida effekter och miljörevisionen sedan granskar vad som skett. Rent generellt kan sägas att inom MKB och SMB, som båda är processer, kan på varandra följande verktyg användas. I Sverige finns det inga regler för vilka metoder som ska användas för att ta fram information och värdera den vid miljökonsekvensbeskrivning (Boverket 1997).

Metoder som kan betraktas som *kompletterande* är SFA och LCA. Bjuggren (1998) finner kombinationen lyckad och hänvisar till en studie av planering för biologiskt nedbrytbart avfall där ORWARE-modellen använts (Björklund, 1998). ORWARE-modellen kan ses som en kombination av LCA och SFA i det att kärnan av modellen har en geografisk avgränsning som modelleras med SFA-liknande metodik. Systemgränserna utvidgas dock utanför kärnan och går mer och mer mot en LCA-liknande struktur (Björklund, 1998).

Tillman et al (1997) jämför bla MKB och LCA i en fallstudie av avloppsvattensystem. Slutsatsen blev att metoderna i det här fallet var kompletterande och något överlappande. MKB:n gav information om lokala effekter som inte kom fram vid LCA:n, vilken å andra sidan gav mer information rörande globala aspekter. På den regionala nivån ansågs metoderna ge likvärdig information. De två metoderna har något olika systemavgränsningar och studerar därför inte exakt samma sak. En MKB görs för ett projekt, medan en LCA definierar en funktionell enhet, i den här studien "behandling av avloppsvatten från en person ekvivalent under ett år". MKB-studien fokuserade främst på driften av systemet, medan LCA:n hade en vidare ram. Hur man på bästa sätt använder metoderna i detta fall beror dock, enligt Tillman et al, på vad målet med studien är.

Konkurrerande metoder finns också, även om de kan sägas komplettera varandra på de områden de skiljer sig åt. De två energianalyserna är ett exempel. Båda metoderna har valt att fokusera på energianvändning, men ur två olika perspektiv. Olika systemgränser och antaganden gör att olika resultat kan nås, även om "energi" är en gemensam nämnare. Två andra konkurrerande verktyg är CBA och PA. Positionsanalysen har i stort sett utvecklats som ett svar på brister i cost-benefitanalysen (se tex Söderbaum, 1986). Objekten för de båda analyserna är desamma, men det är inte troligt att både en PA och en CBA skulle utföras för att ge bredare beslutsunderlag, de konkurrerar.

Moberg (1999) presenterar en översiktlig fallstudie av bränslen för fjärrvärmeproduktion. LCA, MIPS-analys, EF och exergianalys används för att jämföra fyra olika bränslen. De olika metoderna har jämförbara systemavgränsningar, vilket kan anses konkurrerande. Samtidigt är angreppssätt och prioriteringar något skilda varför metoderna även kan sägas komplettera varandra. LCA är den enda av de fyra som hanterar toxicitet och annan miljöpåverkan direkt, MIPS-analysen tar upp naturresurser som inte kommer med i de andra analyserna (även om detta inte var möjligt i studien) och fotavtrycket fokuserar på markanvändning. Exergianalysen liknar till viss del MIPS-analysen i fokus på naturresursanvändning, men kan också användas i livscykelanalysen för att bredda den.

Att en metod *inkluderar* en annan kan tolkas som att en metod kan användas inom en annan. Exempelvis kan man under utförandet av en MKB använda sig av en platsspecifik riskbedömning. Inom den strategiska miljöbedömningen kan man använda sig av prospektiv LCA, tex om man vill bedöma vilken potentiell miljöpåverkan och resursanvändning som är kopplad till användandet av olika energislag innan beslut om planer rörande energi tas. Inom LCA kan man använda sig av exergianalys i karaktäriseringssteget.

Slutligen, *överlappande* metoder, vilket de flesta metoderna i praktiken är. Exempelvis kan gränsen mellan MKB och SMB vara något flytande. MIPS och LCA, som kanske kan ses både som konkurrerande och kompletterande har delar som överlappar.

Ingen metod är heltäckande och sambanden mellan olika metoder kan beskrivas enligt ovan. Kombinationer av olika verktyg kan vara fördelaktiga, men även om en enda metod inte kan ge en total bild kan den i vissa situationer ändå vara tillräcklig. Det väsentliga är att vara medveten om brister, och luckor samt antaganden som gjorts då resultat ska användas.

Samarbete

Anonym (1997) förespråkar samordning av datakrav och gemensamma databaser för olika verktyg. Arbetsinsatser skulle minska, användning av kompletterande verktyg skulle underlättas och kommunikationen mellan utövare och utvecklare av olika metoder skulle

eventuellt komma att förbättras. Baumann och Cowell (1998) förespråkar också ett ökat samarbete mellan utvecklare och användare av olika metoder för att minska risken att samma arbete utförs parallellt eller att resurser läggs på utveckling som redan gjorts inom en annan metod. De menar också att det nu kanske är dags att koncentrera sig på praktisk användning av de metoder som redan existerar istället för att utveckla ytterligare nya.

5.5. Miljösystemanalytiska verktyg kan ge stöd för beslut, inte ersätta dem

Som diskuterades i avsnitt 2 så är målsättningen med systemanalys att hjälpa en beslutsfattare att göra ett bättre val än vad som annars hade varit möjligt (Quade and Miser, 1985). För att vara användbar behöver dock inte analysen ge ett fullständig föreskrift om vad som ska göras. Det är lyckosamt eftersom en systemanalys sällan eller aldrig kan ge klara direktiv. Osäkerheter av olika slag är oftast sådana att även om målsättningen är att ge fakta och bevis så får man ofta nöja sig med indikationer och argument (Quade and Miser, 1985). Miljösystemanalytiska verktyg är inte annorlunda. I bästa fall kan de miljösystemanalytiska verktyg som presenterats här ge stöd för beslut, men de kan inte ersätta besluten och beslutsprocessen.

Det kan vara viktigt att inse de begränsningar systemanalytiska verktyg har. Finnveden (1998) diskuterar begränsningarna med LCA men argumenterar för att slutsatserna även gäller mer generellt för andra typer av verktyg. Både utifrån praktiska erfarenheter och vetenskapsteoretiska argument visar han att det normalt inte finns några möjligheter att visa (i en ganska sträng betydelse) att en produkt är mer eller mindre miljövänlig än en annan, även om så faktiskt skulle vara fallet. Tukker (1998) visar att olika typer av analyser bara delvis kunde lösa de konflikter som finns kring användning av klor, klororganiska föreningar och PVC. Hansson diskuterar svårigheterna med bevisföring i samband med kemikaliehantering (1991).

Eftersom det är svårt att bevisa att någonting är farligt/ofarligt, mer eller mindre miljövänligt än någonting annat, även i situationer där så faktiskt är fallet, så finns det ganska stort utrymme kvar för beslutsfattande. Det utrymmet kräver bland annat ställningstagande kring vilken grad av bevisning som krävs för olika typer av åtgärder. Det liksom många andra avvägningar baseras på värderingar och världsbilder.

Referenslista

- Adriaanse A., Bringezu S., Hammond A., Morigutchi Y., Rodenburg E., Rogich D. and Schütz H., 1997. Resource flows: the material basis of industrial economies. World Resource Institute, WRI, Washington D.C.
- Agrell, P. S., 1989. Om att utreda, FOA rapport A 10010, Försvarets forskningsanstalt.
- Ahlborg U.G. och Haag Grönlund M., 1995. Some methods for risk assessment. Naturvårdsverkets rapport 4442. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm.
- Almgren R., Grankvist G. och Midenstam M., 1996. Miljörevision. Andra omarbetade utgåvan. Industriförbundet, Stockholm.
- Andersson I. och Lindvall T. (red) 1995. Riskbedömning – Hälsa – Miljö. Naturvårdsverkets rapport 4409. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm.
- Anonym, 1997. Life Cycle Assessment and conceptually related programmes. Report of the SETAC-Europe working group. SEAT-Europe, Brussels, Belgium.
- Australian EPA, 1996. Environmental Auditing. Best Practice Environmental Management in Mining. Tillgänglig från <http://www.environment.gov.au/ssg/pubs/auditing2.html#introduction> (besökt 23 maj 1999).
- Ayres, R.U., Ayres, L.W. and Martinas, K., 1998. Exergy, Waste Accounting, and Life-Cycle Analysis. *Energy*, 23: 355-363.
- Bailey P., Gough C., Chadwick M. and McGranahan G., 1996. Methods for Integrated Environmental Assessment: Research Directions for the European Union. Stockholm Environment Institute, Stockholm.
- Balfors B., 1997. Strategisk miljöbedömning. Praktiska tillämpningsexempel. Rapport 4832. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Baumann H. och Cowell S.J., 1998. An Evaluative Framework for Environmental Management Approaches. I Baumann H., Life Cycle Assessment and Decision Making – theories and practises. PhD thesis. Technical Environmental Planning, Chalmers, Göteborg, AFR Report 183.
- Bjuggren C., 1998. Environmental Systems Analysis of Food Preparation and Waste Management for Improved Nutrient Recycling. Licentiate Thesis, the Swedish Environmental Research Institute and Industrial Ecology, Department of Chemical Engineering, Royal Institute of Technology, Stockholm.
- Björklund A., 1998. Environmental systems analysis waste management with emphasis on substance flows and environmental impact. Licentiate thesis, Industrial Ecology, Department of Chemical Engineering, Royal Institute of Technology, Stockholm.
- Bohm P., 1990. Samhällsekonomisk effektivitet. SNS Förlag, Stockholm.
- Bolund P., Henriksson G., Lövkvist A-L, Möller J. och Steen P., 1997. Översikt av pågående forskning om uthållig utveckling avseende samhällets material- och varuflöden. I Kartläggning. Internationell forskning om Uthållig utveckling- material- och varuflöden. AFR-rapport 165. AFN, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Bouman M., Heijungs R., van der Voet E., van den Bergh J.C.J.M. and Huppes G., 1999. Material flows and economic models: An Analytical comparison of SFA, LCA and equilibrium models. CML-SSP Working Paper 99.001. Centre of Environmental Science, Leiden University, Nederländerna.

- Bovenkerk M., 1997. The Use of Material Flow Accounting in Environmental Policy Making in the Netherlands. In Bringezu S., Fischer-Kowalski M., Kleijn R. and Palm V. red. Analysis for Action: Support for Policy towards Sustainability by Material Flow Accounting. Proceedings of the ConAccount Conference 11-12 September 1997 Wuppertal, Germany. Wuppertal Special 6, Wuppertal Institute, Wuppertal. 28-37.
- Boverket, 1997. Boken om MKB. Del 1 Att arbeta med MKB för projekt. Boverket Publikationsservice, Karlskrona.
- Boverket, 1997. Boken om MKB. Del 2 Regler och förarbeten. Boverket Publikationsservice, Karlskrona.
- Bringezu S., Fischer-Kowalski M., Kleijn R. and Palm V. (eds.), 1997. Regional and National Material Flow Accounting: From Paradigm to Practice of Sustainability. Proceedings of the ConAccount workshop 21-23 January, 1997, Leiden, The Netherlands. Wuppertal Special 4, Wuppertal Institute, Wuppertal. 43-57.
- Brorsson K-Å., 1995. Metodutveckling av positionsanalysen genom tillämpning på Assjö kvarn. Hållbar utveckling i relation till miljö och sårbarhet. Avhandlingar 14, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för ekonomi, Uppsala.
- Brown och Ulgiati, 1997. Emergy-based indices and ratios to evaluate sustainability: monitoring economies and technology toward environmentally sound innovation. Ecological Engineering 9:51-69.
- Burström F., 1998. Municipal materials accounting and environmental management. Licentiate thesis, Department of Chemical Engineering and Technology, Royal Institute of Technology, Stockholm.
- Burström F., Brandt N., Frostell B. och Mohlander U., 1997. Material Flow Accounting and Information for Environmental Policies in the City of Stockholm. In Bringezu S., Fischer-Kowalski M., Kleijn R. and Palm V. red. Analysis for Action: Support for Policy towards Sustainability by Material Flow Accounting. Proceedings of the ConAccount Conference 11-12 September 1997 Wuppertal, Germany. Wuppertal Special 6, Wuppertal Institute, Wuppertal. 136-145.
- Canter L.W., 1995. Environmental Impacts Assessment. Second edition. McGraw-Hill, New York.
- Christiansen, K., 1997. Simplifying LCA: Just a Cut? SETAC-Europe, Brussels, Belgium.
- Daily, G.C. (red), 1997. Nature's Services. Island Press, Washington D.C.
- Dror, Y., 1973. Public Policy Making Reexamined, Leonard Hill Books.
- EU-Kommissionen, 1999. Amended proposal for a COUNCIL DIRECTIVE on assessment of the effects of certain plans and programmes on the environment. COM(99)73. Tillgänglig från http://europa.eu.int/comm/dg11/docum/9973_en.htm (besökt 29 april 1999).
- EU-Kommissionen, 1996. Proposal for a COUNCIL DIRECTIVE on the assessment of the effects of certain plans and programmes on the environment. COM/96/0511 final – SYN 96/0304. Official Journal No C 129, 25/04/1997 P. 0014. Tillgänglig från http://europa.eu.int/comm/dg11/eia/legpr_en.htm (besökt 12 februari 1999).
- Finnveden, G., 1997. Valuation methods within LCA - Where are the values? Int. J. LCA, 2, 163-169
- EU-Kommissionen, 1994. Commission Regulation (EC) No 1488/94 of 28 June 1994 laying down the principles for the assessment of risks to man and the environment of existing substances in accordance with Council regulation (EEC) No 793/93. Official Journal of the European Communities, 29.6.94 No L 161:3-11.

- EU-Kommissionen, 1993. Kommissionens direktiv 93/67/EEG av den 20 juli 1993 om principer för bedömning av risker för människor och miljön med ämnen som anmälts enligt rådets direktiv 67/548/EEG. Tillgänglig från <http://europa.eu.int/search97cgi/s97.cgi> (besökt 25 maj 1999).
- Finnveden, G., 1998. On the Possibilities of Life-Cycle Assessment. Development of methodology and review of case studies. Doctoral thesis, Department of Systems Ecology, Stockholm University, Stockholm, Sweden.
- Finnveden, G., 1999. A Critical Review of Operational Valuation/Weighting Methods for Life Cycle Assessment. In preparation. På uppdrag av AFN vid Naturvårdsverket
- Finnveden G. och Östlund P., 1997. Exergies of natural resources in life-cycle assessment and other applications. *Energy*, 22(9): 923-931.
- Finnveden, G., Andersson-Sköld, Y., Samuelsson, M-O., Zetterberg, L. och Lindfors, L-G., 1992. Classification (Impact Analysis) in Connection with Life-Cycle Assessment - A Preliminary Study. In *Product Life-Cycle Assessment - Principles and Methodology*. Nord 1992:9, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark Anonymous, 172-231
- Fms, Forskningsgruppen för miljöstrategiska studier, 1995. Miljöstrategi för försvarsmakten – huvudrapport. Försvarets forskningsanstalt, avdelningen för försvarsanalys. 47-57.
- Folke C., 1998. Ecosystem Approaches to the Management and Allocation of Critical Resources. In Pace M. and Groffman P. *Successes, limitations and frontiers in ecosystem science*. Springer Verlag, New York.
- Folke C., Kautsky N., Berg H., Jansson Å. och Troell M., 1998. The ecological footprint concept for sustainable seafood production: a review. *Ecological Applications* 8:1 Supplement: 63-71.
- Folke C., Jansson Å., Larsson J. and Constanza R., 1997. Ecosystem appropriation by cities. *Ambio*, 26(3): 167-172.
- Forsberg G., 1996. Institutionell ekologisk ekonomi med positionsanalys – konsekvensbeskrivning för bioenergi i Skaraborg. Rapport 99, Institutionen för ekonomi, SLU, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Forsberg T. och Hedberg L., 1978. Undersökning av leveransströmmarna inom tillverkningsindustrin, särskilt försvarsindustrin, i Östergötlands län 1974 – en input-output-studie. Länsstyrelsen i Östergötlands län, Planeringsavdelningen, Universitetet i Linköping, ekonomiska institutionen.
- Fransson T-Å., 1997. Miljörevision. Tillgänglig från http://www.lysator.liu.se/~torkel/edu/emas_iso/ (besökt 23 maj 1999).
- Glasson J., Théritel R. och Chadwick A., 1999. Introduction to Environmental Impact Assessment. Principles and procedures, process, practice and prospects. 2nd Edition. The Natural and Built Environmental Series. T.J. International Ltd, Padstow, UK.
- Graedel, T.E. and Allenby, B.R., 1995. *Industrial Ecology*. Prentice and Hall, New Jersey.
- Gustavsson L., Lanshamar H. och Sandblad B., 1982. System och modell – en introduktion till systemanalysen. Studentlitteratur, Lund.
- Hansson S.O., 1998. Beslut under osäkerhet och risk. I *Beslut under osäkerhet*. Information från Riskkollegiet. Skrift Nr 11. Riskkollegiets skriftserie, Stockholm.
- Hansson S.O., 1996. Decision making under great uncertainty. *Philosophy of the Social Sciences*, 26(3): 369-387.
- Hansson, S.O., 1991. The burden of proof in toxicology. Report 9/91. Kemikalieinspektionen, Solna.

- Holmberg, J. and Karlsson, S., 1992. On Designing Socio-Ecological Indicators. In U. Svedin and B. Hägerhäll Aniansson (Eds.): *Society and Environment: A Swedish Research Perspective*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 89-106.
- Hovelius K., 1997. Energy-, exergy and emergy analysis of biomass production. Rapport 222. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Agricultural Engineering, Uppsala.
- IIASA, International Institute for Applied Systems Analysis, 1999. RAINS. Tillgänglig från [http:// www.iiasa.ac.at/~rains](http://www.iiasa.ac.at/~rains), (besökt 21 april, 1999).
- ISO, 1997. Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework. International Standard ISO 14040.
- Jönsson Å., 1998. Tools and methods for environmental assessment of building products. Methodological analysis of six selected approaches. In *Life Cycle Assessment of Building Products. Case Studies and Methodology*. PhD thesis, School of Environmental Sciences, Technical Environmental Planning, Chalmers University of Technology, Göteborg.
- Kautsky N., Berg H., Folke C., Larsson J. och Troell M., 1997. Ecological footprint for assessment of resource use and development limitations in shrimp and tilapia aquaculture. *Aquaculture research*, 28: 753-766.
- KemI, Kemikalieinspektionen, 1995. Riskbedömning och Riskhantering inom Kemikaliekontrollen. Rapport från kemikalieinspektionen 11/95. PrintGraf, Stockholm.
- KI, Konjunkturinstitutet, 1999. Miljöräkenskapsprojektet. Tillgänglig från <http://www.konj.se/miljo/miljo.htm#Miljöräkenskapsprojektet> (besökt 29 april 1999).
- KI, SCB, 1998. SWEEA Swedish Economic and Environmental Accounts. Svenska miljöräkenskaper. En lägesrapport från Konjunkturinstitutet och Statistiska Centralbyrån 1994. Miljöräkenskaper Rapport 1998:1. Konjunkturinstitutet och Statistiska Centralbyrån.
- Konijn P.J.A, 1994. The make and use of commodities by industries. ISBN 90-365-0656-5.
- Kåberger T., 1991. Att beskriva resurshantering. Descriptions of resource management. Chalmers Tekniska Högskola, Institutionen för Fysisk Resursteori, Göteborg.
- Lagerberg C. and Brown M.T.. Improving agricultural sustainability: the case of Swedish greenhouse tomatoes. Inskickad till tidskrift.
- Lagerberg C. and Doherty S.J. Evaluation of the resource efficiency and sustainability of the Swedish economy using emergy analysis (manuskript).
- Lagerberg C., 1996. Energi och energianalyser – redovisning av en litteraturkurs om 12p. Institutionen för trädgårdsvetenskap, SLU, Statens lantbruksuniversitet, Alnarp.
- Larsson J., Folke C. och Kautsky N., 1994. Ecological Limitations and Appropriation of Ecosystem Support by Shrimp Farming in Colombia. Beijer Reprint Series No. 34. Beijer International Institute of Ecological Economics, Stockholm.
- Leontief W., 1936. Quantitative input-output relations in the economic systems of the United States. *Review of Economics and Statistics*, 8: 105.125.
- Liedtke C., Rohn H., Kuhndt M. and Nickel R., 1999. Applying Material Flow Accounting: Ecoauditing and Resource Management at the Kambium Furniture Workshop. *Journal of Industrial Ecology*, 2(3): 131-147.
- Lindfors, L.-G., Christiansen, K., Hoffman, L., Virtanen, Y., Juntilla, V., Hanssen, O.J., Rönning, A., Ekvall, T. and Finnveden, G., 1995. Nordic Guidelines on Life Cycle Assessment. Nord 1995:20, Nordic Council of Ministers, Köpenhamn, Danmark.
- Mattson B., 1988. Cost-benefit kalkyler. Esselte Studium, Akademikerförlaget.

- Merkhofer M. W., 1999. Assessment, Refinement, and Narrowing of Options. I Dale V.H. and English M.R., Tools to aid environmental decision making. Springer-Verlag, New York. 231-284.
- Miljöbalk, 1998:808, 6 kap.
- Miljöstyrningsrådet, 1999. EMAS. Tillgänglig från <http://www.miljostyrning.se/emas/index.htm> (besökt 20 maj 1999).
- Moberg Å., 1999. Environmental Systems Analytical Tools – differences and similarities including a brief case study on heat production using Ecological Footprint, MIPS, LCA and exergy analysis. Master Degree thesis, Systemekologiska Institutionen, Stockholms Universitet.
- Molander, 1991. Systemanalys i Sverige, Rapport nr 42:D, Forskningsrådsnämnden.
- Morris P. och Théritel R. (red), 1994. Methods for Environmental Impact Assessment. UCL Press, London.
- Nordisk Ministerråd, 1996. Forstudie om strategisk miljövärdering. Tema Nord 1996:538. Nordisk Ministerråd, Köpenhamn.
- Nordiska Ministerrådet, 1993. Nordiska Ministerrådets projekt om miljö- och naturresursräkenskaper. Nordisk Seminar- og Arbejds-rapporter 1993:592. Köpenhamn.
- Nordiska Ministerrådet, 1997. Nordiska naturresurs- och miljöräkenskaper – delrapport II. TemaNord 1997:598. Köpenhamn.
- NV, Naturvårdsverket, 1999. Mer om SAMS. Tillgänglig från <http://environ.se/> (besökt 31 maj 1999).
- NV, Naturvårdsverket, 1996. Kostnader för att minska utsläpp av kväveoxider och flyktiga organiska ämnen. Naturvårdsverkets rapport 4530. Stockholm.
- NV, Naturvårdsverket, KI, Konjunkturinstitutet och SCB, Statistiska Centralbyrån, odaterad. Miljöräkenskaper – vässade verktyg för miljöpolitiken.
- NV, Naturvårdsverket, 1996. Vägledning för Livscykelanalyser LCA. Sammanfattning av LCA-Norden. Rapport 4537, Naturvårdsverkets förlag, Stockholm.
- Odum H.T., 1996. Environmental Accounting. Emergy and environmental decision making. John Wiley and Sons, Inc., New York.
- Odum H.T., 1998. Emergy Evaluation. Paper for the International Workshop on Advances in Energy Studies: Energy flows in ecology and economy, Italy. Tillgänglig från <http://www.enveng.ufl.edu/homepp/brown/system/emergy.htm> (besökt 22 januari 1999)
- Potting, J., Schöpp, W., Blok, K. and Hauschild, M., 1998. Site-dependent life-cycle impact assessment in acidification. Journal of Industrial Ecology, 2, 63-87.
- Premfors, R. 1989. Policyanalys, Studentlitteratur, Lund.
- Quade E.S., 1964. Analysis for Military Decisions. American Elsevier, New York.
- Quade E.S., 1975. Analysis for Public Decisions. American Elsevier, New York.
- Quade E.S. and Miser H.J., 1985. The Context, Nature, and Use of Systems Analysis. In Miser, H.J. and Quade, E.S.
- Richardsson H.W., 1972. Input-output and regional economics. Redwood Press Limited, Trowbridge, Wiltshire, UK.
- Risling A., 1984. Teori i praktiskt yrkesutövande - mot en ny professionalism, PM, SINOVA.
- Risling A., 1986. Konsult i organisation, Natur och Kultur.
- RRV, Riksrevisionsverket, 1996. Miljökonsekvensbeskrivningar MKB i praktiken. RRV 1996:29.
- SCB, Statistiska Centralbyrån, 1997. Miljöräkenskaper. Samband mellan miljö och ekonomi. En rapport om fysiska miljöräkenskaper i Sverige. Rapport 1998:6, ISBN 91-618-0960-8. SCB-tryck, Örebro.

- SCB, Statistiska Centralbyrån, 1998. Miljöräkenskaper. Materialflöden och kretslopp i de svenska miljöräkenskaperna, en förstudie 1995. Rapport 1998:3, ISBN 91-618-0957-8. SCB-tryck, Örebro.
- Schmidt-Bleek F. , 1994. Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS das Maß für ökologisches Wirtschaften. Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Berlin. (engelsk översättning av Deumling, Reuben. MIPSbook or The Fossilmakers – Factor 10 and more. Ej publicerat utkast, 1996).
- Schmidt-Bleek F. et al., 1999. Einführung in die Material Intensitäts-Analyse nach dem MIPS-Konzept. MAIA – Introduction to the Material Intensity Analysis following the MIPS concept. Under översättning.
- Schön D.A., 1983. The Reflective Practitioner - How Professionals think in Action, Basic Books, Inc, New York.
- Spangenberg J.H., Hinterberger F., Moll S. and Schütz H., 1999. Material Flow Analysis, TMR and the mips-Concept: A Contribution to the Development of Indicators for Measuring Changes in Consumption and Production Patterns. Wuppertal Institute for Environment, Climate, Energy. Department for Material Flows and Structural Change. Wuppertal.
- Steen P. och Agrell P.S., 1991. Energiframtids-studiernas metoder. Allmänna Energisystemstudier. Statens Energiverk 1991:R4, Allmänna Förlaget, Stockholm.
- Steen P., 1985. Systemanalys vid FOA 1 (Underlag till 1981 års försvarsforskningsstudie, FFS 81), FOA D 10030.
- Szargut, J., Morris, D.R. and Steward, F.R., 1988. Exergy analysis of thermal, chemical and metallurgical processes. Hemisphere.
- Söderbaum P., 1999. Ecological Economics. A political economics approach to environment and development. Book manuscript March 3, 1999. Mälardalens Högskola, Västerås.
- Söderbaum P., 1995. Economics and ecological sustainability, An actor network approach to evaluation. Prepared for the Third International Workshop on Evaluation in theory and practice, London, November 1995.
- Söderbaum P., 1994. Towards a microeconomics for ecological sustainability. The Journal of Interdisciplinary Economics, 5: 197-220.
- Söderbaum P., 1986. Beslutsunderlag. Ensidiga eller allsidiga utredningar? Bokförlaget Doxa AB, Lund.
- Tillman A-M., Kärrman E. och Nilsson J., 1997. Comparison of Environmental Impact Assessment, Life Cycle Assessment and Sustainable Development Records. At the general level and based on case studies of waste water systems. Report from the ECO-GUIDE project. Technical Environmental Planning, Chalmers University of Technology, Göteborg.
- Tukker, A., 1998. Frames in the Toxicity Controversy. Risk Assessment and Policy Analysis Related to the Dutch Chlorine Debate and the Swedish PVC-Debate. Thesis.
- Turner R.K., Pearce D. and Bateman I., 1994. Environmental Economics. An elementary introduction. Harvester Wheatsheaf, Hertfordshire, UK, 93-105.
- Udo de Haes, H.A., Joliet, O., Finnveden, G., Hauschild, M., Krewitt, W., and Müller-Wenk, R., 1999. Best Available Practise Regarding Impact categories and Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment. Background document for the second working group on Life Cycle Impact Assessment of SETAC-Europe. Part 1 and 2. Int. J. LCA, 4, 66-74 and 167-174.
- UNDESA, United Nations Department of Economic and Social Affairs, 1998. Measuring changes in consumption and production patterns – a set of indicators. Tillgänglig från gopher://gopher.un.org/00/esc/cn17/1997-98/patterns/mccpp5-9txt (besökt 31 maj 1999).

- UNEP, United Nation Environment Programme, Industry and Environment, 1996. Life Cycle Assessment: what it is and how to do it. United Nations Publications Sales no. 9C-III-D.2, Paris.
- UNEP/ICC/FIDIC, 1995. Environmental Management System Training Resource Kit, utbildningspaket utgivet av UNEP. ISBN 92-807-1479-1.
- Van der Voet E., 1996. Substances from cradle to grave. Development of a methodology for the analysis of substance flows through the economy and the environment of a region with case studies on cadmium and nitrogen compounds. Doctoral thesis, CML, Leiden University, Nederländerna.
- Wackernagel M., Lewan L. och Borgström Hansson C., 1999. Evaluating the Sustainability of a Catchment Area: The Ecological Footprint Concept Applied to Malmöhus County and the Kävlinge Watershed, Southern Sweden. Accepterad i AMBIO.
- Wackernagel M. och Yount D., 1998. Footprints for Sustainability: The Next Steps. Draft in progress.
- Wackernagel M. and Rees W., 1996. Our Ecological Footprint. Reducing human impact on the earth. New Society Publishers, B.C., Canada.
- Wackernagel M. et al., 1997. Ecological Footprints of Nations. How Much Nature Do They Use?—How Much Nature Do They have? Tillgänglig från <http://www.ecouncil.ac.cr/no/focus/report/english/footprint> (besökt 30 mars 1999).
- Wall, G., 1986. Exergy – a useful concept. Thesis, Chalmers University of Technology, Göteborg.
- Welford R., 1998. Corporate Environmental Management, Vol 1. Systems and Strategies, second edition. Earthscan, London.
- Wrisberg N. and Gameson T. (red.), 1998. CHAINET Definition Document. CML, Leiden University, Nederländerna.
- Wuppertal Institute, 1999. Mipsonline. Tillgänglig från <http://www2.wupperinst.org/Projekte/mipsonline> (besökt 6 maj 1999).
- Zetterberg, L., 1997. Nyckeltal för bedömning av Sveriges branschers totala miljöpåverkan – metod och tillämpning. IVL Rapport B1263. IVL, Stockholm.