

Miljøprojekt Nr. 578 2001

Baggrund til håndbog i miljøvurdering af produkter

Kirsten Pommer, Pernille Bech
Teknologisk Institut

Nina Caspersen, Stig Irving Olsen og Henrik Wenzel
Institutet for Produktudvikling

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

FORORD	5
FORMÅL	5
BAGGRUND	5
GENNEMFØRELSE	5
ØVRIGE PROJEKTER	7
SAMMENFATNING	9
SUMMARY AND CONCLUSIONS	11
1 DEN FORENKLEDE METODE	13
1.1 GENERELLE FORENKLINGSPRINCIPPER	14
1.1.1 Forenkling som anbefalet af SETAC's arbejdsgruppe	14
1.2 PROJEKTETS FORENKLINGSPROCEDURE	14
1.2.1 Tilpasning af LCA'en til beslutningen	15
1.2.2 MEKA-skema	17
1.2.3 De næste niveauer	18
1.2.4 Betydningen af beslutningens konsekvens for sikkerhed, gennemskuelighed og dokumentation af LCA'en	20
1.3 SAMMENLIGNING MED ANDRE FORENKLINGSMETODER	20
1.4 SAMMENLIGNING MELLEM ISO, UMIP OG MEKA-SKEMA	21
2 AFGRÆNSNINGER	23
2.1 MATERIALE- OG PRODUKTIONSFASEN	23
2.2 BRUGSFASEN	25
2.3 BORTSKAFFELSEFASEN	25
2.4 TRANSPORTFASEN	27
2.5 GODSKRIVNING	27
3 VURDERING AF MATERIALER OG ENERGI	30
3.1 MATERIALER	30
3.1.1 Hjælpstoffer	30
3.1.2 Omregning	30
3.2 ENERGI	31
3.2.1 Omregningsfaktorer	31
3.2.2 Energiforbrug ved udvinding af materialer	31
3.2.3 Energindhold i materialer	31
3.2.4 Energiforbrug ved processer	32
3.3 UDELADTE MILJØEFFEKTER	32
3.3.1 Anvendelse af MEKA-skema	33
3.3.2 Anvendelse af PC-værktøj	33
4 VURDERING AF KEMIKALIER	38
4.1 DEN TRINVISE FREMGANGSMÅDE	39
4.2 VURDERING AF KEMIKALIER I MEKA-SKEMA	39
4.2.1 Principper for vurderingen	40
4.3 MERE DETALJERET VURDERING AF KEMIKALIER	41

5 VIRKSOMHEDSERFARINGER	43
5.1 INDLEDENDE BEHOVSAFKLARING	43
5.2 AFPRØVNING AF METODE	44
5.3 AFPRØVNING AF HÅNDBOG	46
REFERENCER	49

Forord

Formål

Projektet "Vejledning i miljøvurdering af produkter for små og mellemstore virksomheder" har til formål at udvikle en enkel metode, beskrive den i en håndbog samt afprøve håndbogen og formidle projektets resultater.

"Håndbogen i miljøvurderinger - en enkel metode" er baseret på UMIP-metoden med en række forenklinger. Formålet med nærværende arbejdsrapport er at redegøre for de forenklinger, der er anvendt i Håndbogen og begrundede, hvorfor disse er foretaget.

Nærværende rapport henvender sig til personer med erfaring indenfor LCA og kan således anvendes af LCA-eksperter og andre, der arbejder med LCA til daglig.

Baggrund

Miljøstyrelsen har de seneste år sat forskellige initiativer i gang for at udbrede kendskabet til og anvendelsen af LCA i danske virksomheder, da miljøvurderinger efter livscyklustankegangen er det bærende i den produktorienterede miljøpolitik.

Målet med "Håndbog i miljøvurderinger - en enkel metode" for små og mellemstore virksomheder var at udvikle en forenklet og lettilgængelig metode til gennemførelse af livscyklusvurderinger for en målgruppe med en begrænset viden om miljømæssige forhold og uden speciel viden om miljøvurderinger.

Det blev valgt at tage udgangspunkt i UMIP-metoden, som er dokumenteret i Wenzel *et al.* (1996), da denne metode er gennemarbejdet, veldokumenteret og internationalt anerkendt.

En miljøvurdering efter UMIP-metoden er imidlertid meget detaljeret, hvilket betyder, at tidsforbruget kan være stort.

Metodedokumentationen, der foreligger til UMIP-metoden, er meget omfattende og ikke målrettet mod mindre virksomheder, der ønsker at gennemføre en forenklet LCA.

Der var derfor behov for en metodemæssig forenkling af UMIP samt en begrænsning af databehovet, for at mindre og mellemstore virksomheder selv skulle kunne gennemføre miljøvurderinger.

Gennemførelse

Projektet er blevet gennemført i et samarbejde mellem Teknologisk Institut, Miljø og Instituttet for Produktudvikling.

Udviklingen af metoden er baseret på afdækning af behov og ønsker fra små og mellemstore virksomheders side. På baggrund af dette er der opstillet en

skitse til en forenklet metode. Denne skitse er blevet gennemprøvet ved at projektets medarbejdere har gennemført 6 cases hver omfattende miljøvurdering af et produkt i samarbejde med en virksomhed. På baggrund af de indhøstede erfaringer er den forenkledede metode blevet færdigudviklet.

De 6 virksomheder, der deltog i afprøvningen af metoden, var:

- Damixa A/S
- Nordisk Wavin A/S
- MetroTherm A/S
- Neckelmann A/S
- Olf Stadsing A/S
- Ureflex A/S

Håndbogen blev udarbejdet og afprøvet på 4 virksomheder. Efterfølgende blev den afprøvet på 4 virksomheder for at sikre, at struktur, anvisninger, detaljeringsgrad og andre væsentlige forhold for en lettilgængelig håndbog var opfyldt.

De 4 virksomheder, der deltog i afprøvning af håndbogen, var:

- Vikan A/S
- NJA Møbler A/S
- Egen Vinding og Datter ApS
- Thermoform A/S

Skitsen til den forenkledede metode blev opstillet i første halvdel af 1998. Derefter blev de 6 cases udarbejdet, og erfaringer herfra blev samlet medio 1999. Håndbogen blev udarbejdet i sidste halvdel af 1999 og afprøvet i foråret 2000. Efter afprøvningen blev håndbogen tilrettet og gjort færdig pr. 1. august 2000. Sideløbende er nærværende arbejdsrapport blevet udarbejdet.

Til projektet har der været knyttet en styregruppe bestående af :

Mariane Hounum	Miljøstyrelsen
Lise Fogh	Miljøstyrelsen
Tina Sternest	Dansk Industri
Holger Bisted	Arbejdstilsynet
Kim Christiansen	Sophus Berendsen
Anders Schmidt	dk-TEKNIK
Kirsten Schmidt	dk-TEKNIK
Dorte Toldam	Energistyrelsen

Den indledende metodeudvikling samt de 6 cases er blevet udarbejdet af en arbejdsgruppe bestående af:

Jørgen Larsen	Teknologisk Institut
Christian Kofod	Teknologisk Institut
Charlotte Blak Nielsen	Teknologisk Institut
Henrik Wenzel	Instituttet for Produktudvikling
Nina Caspersen	Instituttet for Produktudvikling
Stig Irving Olsen	Instituttet for Produktudvikling

Håndbog og arbejdsrapport er blevet udarbejdet af en arbejdsgruppe bestående af:

Kirsten Pommer	Teknologisk Institut
Pernille Bech	Teknologisk Institut
Henrik Wenzel	Instituttet for Produktudvikling
Nina Caspersen	Instituttet for Produktudvikling
Stig Irving Olsen	Instituttet for Produktudvikling

Øvrige projekter

Parallelt med dette projekt er der blevet gennemført et projekt med titlen "Stimulering af mindre virksomheders interesse for arbejde med renere produkter i samarbejde med de Teknologiske Informations Centre (TIC)", der blandt andet havde til formål at udvikle et såkaldt Livscyklustjek, - en meget indledende screening efter UMIP-metoden, der kan gennemføres på kort tid med lettilgængelige data kun med brug af papir og lommeregner. Erfaringer fra dette projekt er inddraget ved udarbejdelsen af Håndbogen og nærværende arbejdsrapport.

Af øvrige relaterede projekter kan nævnes "Produktorienteret miljøarbejde" udarbejdet af dk-TEKNIK, Teknologisk Institut og Dansk Toksikologi Center (2000) og projektet "Produktfamilier", der er under udarbejdelse af Instituttet for Produktudvikling.

Med hensyn til metodeudvikling af LCA kan nævnes projektet "Metodeudvikling/tilpasning og konsensuskabende" med COWI som overordnet projektkoordinator.

Sammenfatning

Dette er en arbejdsrapport, der giver begrundelser for den forenkede metode, der er anvendt i "Håndbog i miljøvurderinger – en enkel metode".

Forenklingen tager udgangspunkt i UMIP-metoden. Hovedprincippet i forenklingen er en trinvis metode, hvor opgørelse og vurdering foretages under ét. Den trinvis metode omfatter de tre niveauer:

- MEKA-Skema (Materialer, Energi, Kemikalier og Andet)
- LCA i PC-værktøj
- Fokus LCA

Første niveau skal sikre bredde og omfang. De næste skal sikre dybde og detaljeringsniveau på væsentlige dele af systemet/livsforløbet. I tredje trin kan man eventuelt nøjes med at behandle en begrænset del af livsforløbet, men på et detaljeret niveau.

Afgrænsningen er væsentlig for forenklingen. I afgrænsningen ligger, at der fokuseres på indgående strømme. Af øvrige forhold kan nævnes, at der kun tages hensyn til primære materialer, og at tab gennem livsforløbet ikke medregnes.

Der er foretaget en vurdering af udeladelserne af miljøeffekter for første niveau, MEKA-skemaet. Denne viste, at der i de fleste tilfælde vil kunne drages rimelige konklusioner.

Der blev gennemført en praktisk afprøvning af selve forenklingsmetoden og af brugbarheden af håndbogen, der er formidlingen af forenklingsmetoden.

Den praktiske afprøvning af metoden viste at:

- et MEKA-skema udarbejdet på baggrund af tilgængelige data giver et godt billede af produktet og de væsentligste miljømæssige forhold.
- MEKA-skemaet er ikke velegnet, hvis produktets væsentligste bestanddele er kemikalier.
- hvis der ønskes en dynamisk model, er anvendelse af PC-værktøj at foretrække.
- en miljøvurdering baseret på et MEKA-skema er ikke dokumentation nok i forbindelse med ekstern anvendelse.

Erfaringerne fra afprøvning af håndbogen viste, at de 4 virksomheder var i stand til selv at opstille et MEKA-skema efter håndbogens anvisninger. Fra virksomhedernes side blev det anført at en introduktion til at tænke livscyklusorienteret vil være en god hjælp i forbindelse med starten af arbejdet. Det kom ligeledes frem ved afprøvningen, at man skal forvente et tidsforbrug på omkring 100 timer til opstilling af den indledende miljøvurdering (MEKA-skema) første gang.

Summary and conclusions

This report is related to the book 'Manual in Environmental Assessment – a Simplified Method' which is a simplified LCA approach to product assessment primarily for small and medium sized companies. Here, the focus is on assumptions connected to the simplified methodology.

The simplifications are based on the EDIP-method (Environmental Development of Industrial Products). The main principle for the simplified method is a stepwise approach. The stepwise method includes the three steps:

- MECO-matrix (Materials, Energy, Chemicals and Other)
- LCA in a PC-tool
- Focus LCA

The first step shall ensure the width. The second and third steps will ensure that important aspects of the product system are treated with the necessary level of details. In the third step parts of the life cycle can be treated in more depth.

The scope definition is important for the simplified method. The main simplification in the first step is that you only focus on inputs. Other important simplifications are that losses during the life cycle are not accounted and that all materials are regarded as primary materials.

In the present report an evaluation of the simplifications in the first step, - the MECO-matrix, is included. This showed that in most situations, there was good correspondence between conclusions obtained from the MECO-matrix and the traditional LCA. A practical testing of the simplified method and the usability of the manual was carried out in 10 companies.

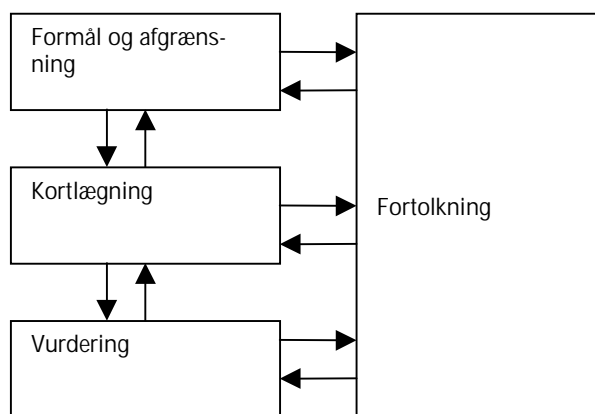
The practical test of the methodology showed that

- the MECO-matrix based on available data gives a good description of the products life cycle and the key issues with respect to the environment.
- the MECO-matrix is unsuitable if the product mainly consists of chemicals.
- if a more dynamic model is required a PC-tool is preferred.
- An environmental assessment based on a MECO-matrix is not sufficient documentation for external use.

The experiences from the practical test showed that all companies were able to set up an MECO-matrix according to the instructions in the manual by them selves. The companies recommended that an introduction to the principles of the life cycle approach would be a good help. The test also showed that the time consumption for carrying out the MECO-matrix for a simple product system is about 100 hours the first time.

1 Den forenkjede metode

Der er i dag internationalt en høj grad af enighed om rammerne for en LCA og for de overordnede principper for dens udførelse. Denne enighed er bl.a. udmøntet i standarden DS/EN ISO 14040. Der er konsensus om, at LCA'en omfatter 4 trin, nemlig 1) formål og afgrænsning, 2) kortlægning, 3) vurdering og 4) fortolkning. Figur 1.1 viser de fire hovedelementer.



Figur 1.1
Faserne i en LCA ifølge ISO 14040 (ISO, 1997).

De mere konkrete anbefalinger til, hvordan de enkelte hovedelementer i LCA'en udføres, er der ikke helt så stor enighed om. For formål, afgrænsning og kortlægning findes en standard, ISO 14041. For nylig er standarden om vurdering, ISO 14042 samt fortolkning, ISO 14043, også vedtaget. Men også inden for rammerne af disse standarder ligger mange metodeelementer åbne for den enkelte udfører af LCA'en.

Et andet forhold er der imidlertid bred enighed om, nemlig at der er et stort behov for fortsat at forenkle LCA arbejdet. De største barrierer for en bred anvendelse af LCA i industrien er dels LCA metodernes kompleksitet, dvs. problemer med at forstå metoderne, dels den tid, det tager, at udføre LCA'en. Behovet for forenkling består derfor af to dele, nemlig at gøre metoden lettere at forstå og at reducere arbejdsbyrden.

Der er udviklet et relativt stort antal LCA metoder og -værktøjer gennem de seneste 5-10 år, og omkring 40 LCA værktøjer er kommercielt tilgængelige på markedet; jf. fx Jensen *et al.* (1997). På trods af enigheden om, at det er vigtigt at forenkle metoderne, er der imidlertid endnu ikke publiceret ret meget systematisk arbejde om, hvordan denne forenkling bedst gribes an.

De publikationer, som projektets forenklingmetode vil blive holdt op imod, er: Christiansen, (ed., 1997), Graedel *et al.* (1995), Weitz *et al.* (1996), NOVEM (1993) og Hunt *et al.* (1998). Derudover refereres til UMIP-metodens forenklingprincip (Wenzel *et al.*, 1996) og (Wenzel, 1998). Parallelt med publikationen fra SETAC-Europe (Christiansen, 1997) har SETAC North America udgivet en rapport om forenkling (streamlining) (Todd *et al.*, 1999).

Denne rapport anvender imidlertid forenkling/streamlining som en del af afgrænsningen, og ikke som et mål i sig selv.

1.1 Generelle forenklingsprincipper

To hovedprincipper for forenklingen går igen i de fleste publikationer:

- Der kan ikke på forhånd skæres dele af livsforløbet væk, og der kan ikke på forhånd udelades elementer af LCA'en. Den udgør også i en forenklet udgave en helhed og indeholder som udgangspunkt de faser, som en miljøvurdering og fortolkning implicit indebærer, og som fx fremgår af ISO 14040. Forenklingen ligger i at afgrænse arbejdet, især dataindsamlingen, til det og kun det, der er nødvendigt for at opfylde LCA'ens mål.
- Der bør anvendes en iterativ fremgangsmåde i afgrænsningen. Hvert niveau indeholder alle faserne i LCA'en, men på forskelligt detaljeringniveau. Hvert niveau afsluttes (i LCA'ens fortolkningsfase) med en følsomhedsvurdering og en pålidelighedsvurdering af de konklusioner, der drages/ønskes draget, og arbejdet fortsættes til næste niveau i det omfang, disse vurderinger viser, at en forbedring/udbygning er nødvendig for at opfylde LCA'ens mål.

Disse principper tegner sig som fællesnævneren i publikationerne, og de er udgangspunkt for den fremgangsmåde, der er valgt i projektet.

1.1.1 Forenkling som anbefalet af SETAC's arbejdsgruppe

En arbejdsgruppe under SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) arbejdede i nogle år med principper for forenkling af LCA. Arbejdet mandede ud i en rapport med titlen "Simplifying LCA – just a cut?" (Christiansen (ed.), 1997). Dette arbejde samler en del af det tidligere arbejde, og er den væsentligste reference. Arbejdsgruppen anbefaler en forenklingsprocedure, der indbefatter tre trin, nemlig:

1. Screening, hvorved forstås udpegning af, hvad der er væsentligt og uvæsentligt i livsforløbet.
2. Forenkling, hvorved forstås at udføre LCA'en med fokus på de dele, der under screeningen er blevet vurderet til at være væsentlige.
3. Pålidelighedsvurdering, hvorved forstås at vurdere, om konklusionerne holder vand, og om målet med LCA'en er nået.

Hvis der er for store usikkerheder/mangler, gentages proceduren og vidensgrundlaget forbedres.

1.2 Projektets forenklingsprocedure

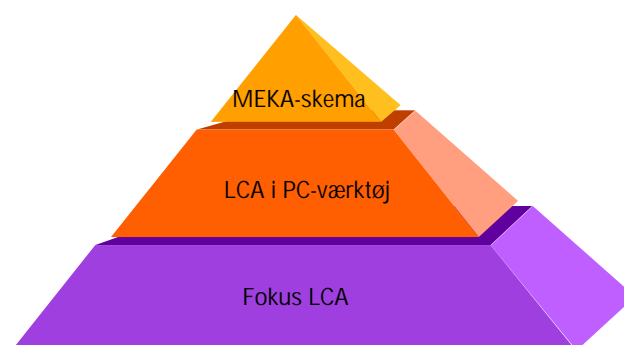
Der er valgt en tilsvarende fremgangsmåde, men strukturen er lidt anderledes. Der er defineret tre detaljeringniveauer for LCA'en, og hvert af disse tre niveauer udgør en helhed. Disse er kaldt "MEKA-skema", "LCA i PC-værktøj" og "Fokus LCA".

Niveauerne er:

1. "MEKA-skema" inkluderer både kvalitativ og kvantitativ information. Beregninger foregår på lommeregner.
2. "LCA i PC-værktøj" inkluderer kvantitativ information baseret på umiddelbart tilgængelige data i et PC-værktøjs database eller på hylden, dvs. ingen dataindsamling. Beregninger på PC-værktøj.
3. "Fokus LCA" inkluderer kvantitativ information, ny dataindsamling og beregninger på PC-værktøj. Navnet "fokus" hentyder til, at man kan nøjes med at se på en afgrænset del af livsforløbet.

Strukturen i fremgangsmåden er tre niveauer, hvor ét niveau består i at gennemløbe de fire trin i LCA'en, jf. figur 1.1.

Projektets procedure omfatter tre "hoved" niveauer, men på hvert detaljeringsniveau kan der være mange småiterationer, hvor man forbedrer videngrundlaget, inden man tager springet til næste niveau. Hvert niveau afsluttes med følsomheds- og pålidelighedsvurdering (som ligger i LCA's fortolkningsfase). Denne procedure harmonerer med Christiansen (ed., 1997), idet det centrale i proceduren er: Fokuser, lave LCA på det væsentlige, vurdere pålidelighed og gentage om nødvendigt. Figur 1.2 viser den valgte procedure.



Figur 1.2
Tre niveauer af LCA.

Første niveau skal sikre bredde og omfang. De næste niveauer skal sikre dybde og detaljeringsniveau på de væsentligste dele af systemet/livsforløbet. Trekantens orientering afspejler tidsforbruget og dermed detaljeringsniveauet. Tredje trin kan eventuelt nøjes med at omfatte en begrænset del af livsforløbet, men på et detaljeret niveau.

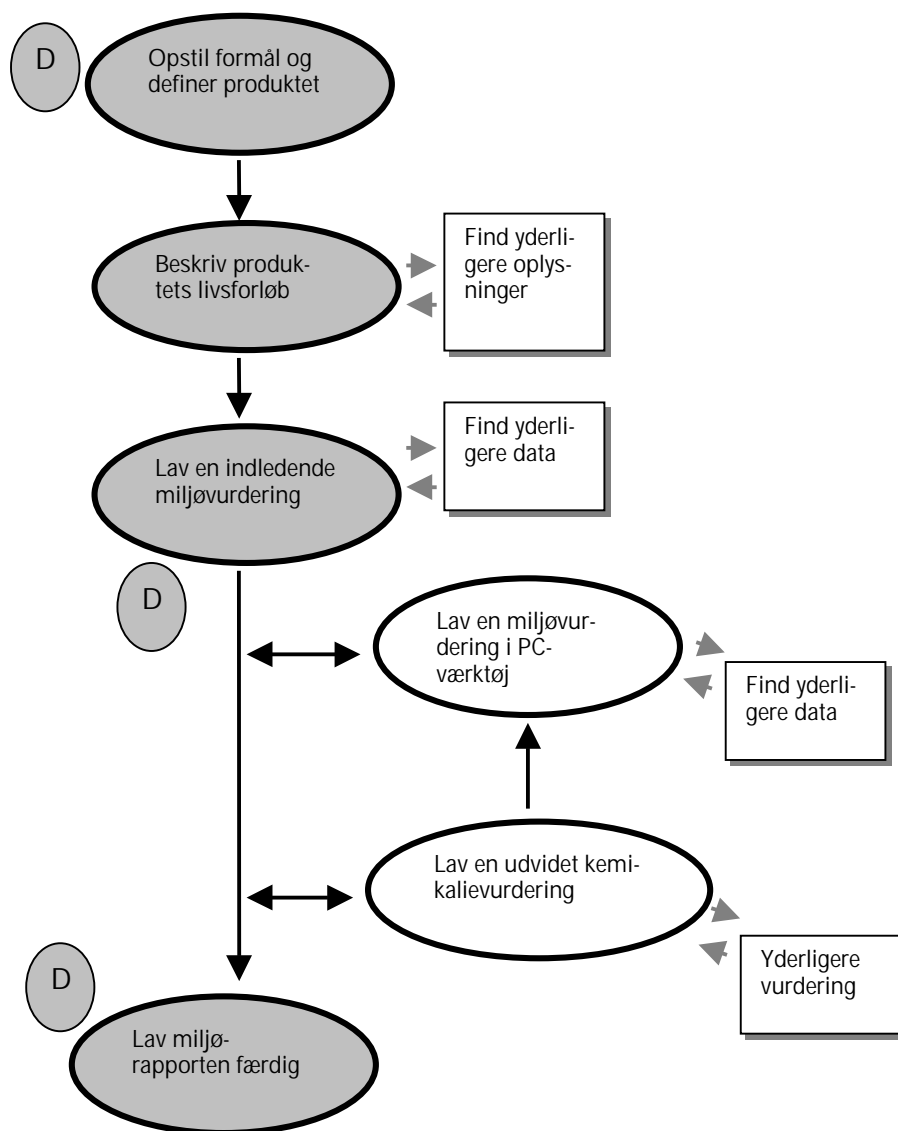
1.2.1 Tilpasning af LCA'en til beslutningen

Et overordnet princip for forenklingen af LCA'en er som nævnt at afgrænse arbejdet til det og kun det, der er nødvendigt for at opfylde LCA'ens formål. I den fremgangsmåde, der er valgt, er dette princip styrende for den iterative forbedring og kvantificering af LCA'en som beskrevet i afsnit 1.1.1.

Grænserne mellem de tre niveauer repræsenterer nøglespørgsmål i denne tilpasning af LCA'en til sit formål, eller rettere til den beslutning, som LCA'en skal understøtte. Første afgørende spørgsmål er, om beslutningen kan træffes

på det semikvantitative grundlag i MEKA-skemaet, eller om en kvantificering er nødvendig for de væsentlige miljøeffektkategorier. Næste afgørende spørgsmål er, om de nødvendige data er umiddelbart tilgængelige i database(r) eller "på hylden", eller om ny dataindsamling er nødvendig.

Det er den aktuelle beslutning, der skal understøttes eller den konkrete konklusion, der ønskes draget, der afgør, hvorvidt det er nødvendigt at fortsætte LCA arbejdet på næste detaljeringsniveau, og på hvilke områder LCA-arbejdet i givet fald skal fokuseres, jf. figur 1.3. Dette forklares i det følgende.



Figur 1.3
Skitse over metoden i den forenklede miljøvurdering. D betyder dialog og, dvs. diskussion med en ekstern part. De store grå felter markerer indholdet i den forenklede miljøvurdering.

Ud over den indledende miljøvurdering (MEKA-skema) og modellering i PC-værktøj blev det klart i løbet af projektet, at det i visse tilfælde kunne være en fordel at springe fra MEKA-skemaet til en udvidet kemikalievurdering. Kemikalievurderingen kan ikke direkte indplaceres på

noget trin og kan forekomme såvel efter MEKA-skemaet som efter LCA i PC-værktøj.

1.2.2 MEKA-skema

1.2.2.1 *Udgangspunkt i materiale- og proceslisten*

Arbejdet starter med at etablere et overblik over livsforløbet og de miljøpåvirkninger, der kan være undervejs. Er der mulighed for det, og det er der som regel, tages der udgangspunkt i en "materiale- og procesliste" for produktet. Materiale- og proceslisten er en kvantitativ oversigt over produktets sammensætning udvidet med en oversigt over produktets livsforløb i brug og bortskaffelse, og det er virksomhedens basale input til LCA'en. Herefter beskrives faserne i livsforløbet kvalitativt. Beskrivelsen struktureres efter UMIP-metodens MEKA-princip (Wenzel *et al.*, 1996).

Der ligger en fundamental afgrænsning i at tage udgangspunkt i materiale- og proceslisten og i den modellering af brug, bortskaffelse og transport, der anvendes i den udvidede materiale- og procesliste. Det er vigtigt at tage så meget som muligt med i materiale- og proceslisten. Især bør der fokuseres på mulige miljøfarlige stoffer i livsforløbet, ressourcer og andre specielle problemer, der ikke afdækkes af viden om mængden af materialer og energiforbrug. Materiale- og proceslisten og MEKA-princippet hjælper til at strukturere denne af-dækning.

Ved at tage udgangspunkt i materiale- og proceslisten kendes det kvantitative *indhold* i produktet, og der haves viden om art og mængde af hjælpestoffer, der anvendes i egen produktion. Brugsfasen for produktet er typisk velkendt. Ofte kendes ikke data for processer hos leverandører eller i bortskaffelsen.

1.2.2.2 *Opgørelse og vurdering i ét*

Ud fra den udvidede materiale- og procesliste laves opgørelse og vurdering i ét hug i MEKA-skemaets struktur, jf. tabel 1.1. MEKA-skemaet er struktureret efter *kilder* til miljøpåvirkninger på den ene led (Materialer, Energi, Kemikalier og Andet) og *faser* i livsforløbet på den anden led. MEKA-strukturens fordel er, at der ikke er ret meget *overlap* mellem de typer af miljøpåvirkninger, der stammer fra kilderne M, E, K og A (COWI, 1997 og Wenzel *et al.*, 1996), og at de fire typer kilder til problemer er *dækkende* for de væsentlige miljøproblemer. Det gør det lettere at anvende skemaet som selvstændigt grundlag for en miljøvurdering, og det gør det endvidere lettere at vurdere, om der er "afvejninger" mellem forskellige typer miljøproblemer ved forskellige konklusioner/beslutninger. Dette er et afgørende spørgsmål for udbygningen af LCA'en, som beskrives senere.

Tabel 1.1

MEKA skema i henhold til den valgte fremgangsmåde i projektet, jf. også Wenzel *et al.* (1996).

	Materialer	Produktion	Brug	Bortskaffelse	Transport
Materialer (fx ressource forbrug og affald)	Ressource 1 Ressource 2 Ressource 3			- Ressource 1 - Ressource 3 Farligt affald A	
Energi (fx ressource forbrug af brændsler, drivhuseffekt, forsuring, næringssaltbelastning, fotokemisk ozon, affald)	Energiforbrug (MJ)	Energiforbrug (MJ)	Energiforbrug (MJ)	Energiforbrug (MJ)	Energiforbrug (MJ)
Kemikalier (fx toksicitet, økotoksicitet, persistent toksicitet, ozonnedbrydning, fotokemisk ozon, næringssaltbelastning)	Stof A	Stof B Stof C	Stof D Stof E	Stof F	
Andet (fx reduktion af biodiversitet, arealforbrug, ikke kemiske arbejdsmiljøproblemer)		fx ensidigt gentaget arbejde			

1.2.2.3 Energi- og materialeforbrug kvantificeres

Energiforbruget i livsforløbets faser kan relativt let kvantificeres, og det udgør en god rygrad i MEKA-skemaet. Tilsvarende kan produktets materialeindhold let omregnes til ressourceforbrug udtrykt i **personreserver**, som er UMIP-metodens vægtning af ressourceforbrug efter ressourcernes sparsomhed, og energiforbruget udtrykkes tilsvarende i personreserver.

1.2.2.4 Kvalitativ beskrivelse

Disse kvantitative dele af MEKA-skemaet suppleres derefter med en kvalitativ beskrivelse af de øvrige miljøproblemer, der kan forekomme i livsforløbet. For materialeforbruget suppleres med eventuelle affaldsproblemer. For kemikalieforbruget: Eventuelle toksiske kemikalier på diverse lister, samt eventuelt næringssalte, ozonnedbrydere eller ozondannere – angives. For “andet” kan fx nævnes: stort arealforbrug, jorderosion og ikke-kemiske arbejdsmiljøproblemer.

At udføre MEKA-skemaet kræver en oversigt over energiforbrug til materialefremstilling og processer, en oversigt over størrelsen af kendte reserver for de væsentlige ressourcer samt diverse kemikalielister. Samtidig kræves viden om produktets sammensætning, fx i form af en materiale- og procesliste, salgsfordeling på markeder (lande) samt overordnet viden om bortskaffelsesveje i disse lande. Der kræves viden om arten af processer i livsforløbet inklusive arten af miljøfarlige kemikalier, dvs. kvalitativ viden om processerne. Kun for materiale- og energiforbrug kvantificeres faserne i livsforløbet som før beskrevet.

1.2.3 De næste niveauer

1.2.3.1 Nogle konklusioner kan drages efter MEKA-skemaet

Visse konklusioner, fx om forbedringspotentialer, kan drages allerede efter MEKA-skemaet. Er virksomheden tilfreds med at konkludere, i det omfang MEKA-skemaet tillader, behøver LCA'en ikke at uddybes yderligere. Er det imidlertid nødvendigt at træffe beslutninger/drage konklusioner, som ikke er tilstrækkeligt afklaret af MEKA-skemaet, er det nødvendigt at fortsætte til næste niveau, som vil være en kvantitativ miljøvurdering eller yderligere dataindsamling.

Afprøvningen af metoden i virksomhederne viste, at MEKA-skemaet især er velegnet til at få overblik over miljøbelastningen for et produkt samt til at fokusere dataindsamlingen. MEKA-skemaet er tilstrækkeligt i situationer, hvor materiale- og energiforbrug er de væsentligste parametre. Hvis kemikalier og/eller affald kan forventes at spille en væsentlig rolle, er det nødvendigt at gå videre.

1.2.3.2 Grunde til at gå videre

Grunden til at udføre kvantitativ miljøvurdering i LCA vil primært være:

- Ønske om vægtning mellem forskellige effektkategorier
- Væsentlige afvejsninger, hvor fordele og ulemper ikke er umiddelbart klare

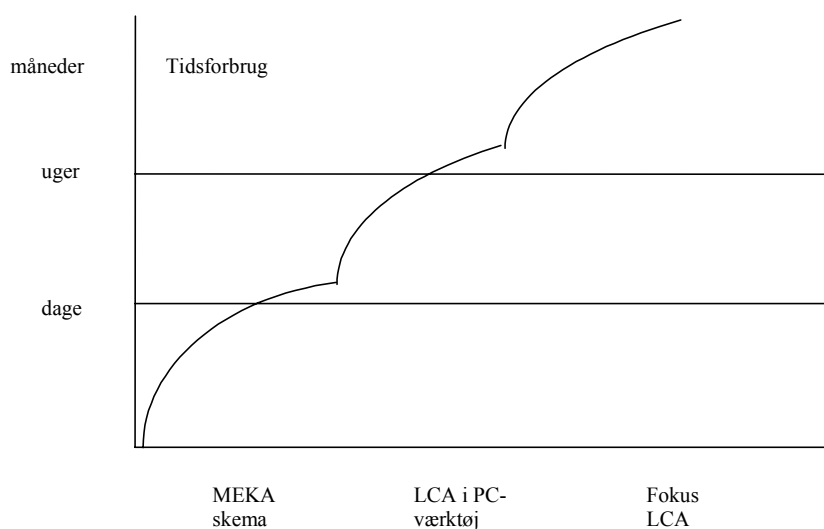
Denne pointe er også fremhævet i Christiansen (ed., 1997) under "forenklingens" trinnet.

Hvis beslutningen medfører essentielle afvejsninger, fx mellem energiforbrug og kemikalieforbrug/udledning, affødes et behov for at kunne afveje disse mod hinanden. Det ses ganske ofte, at en reduktion i energiforbrug kan opnås på bekostning af øget kemikalieforbrug eller vice versa.

Hvis beslutningen medfører forandringer i de påvirkede systemer, som vurderes at være væsentlige, men som der ikke findes umiddelbart tilgængelige data for, er det naturligvis nødvendigt at indsamle nye data.

1.2.3.3 Arbejdsbyrden stiger for hvert trin

At overskride en eller begge af grænserne mellem niveauerne i LCA-arbejdet medfører hver gang stor forøget arbejdsbyrde. Et MEKA-skema kan af den erfarne LCA specialist udføres på nogle få dage. En kvantitativ LCA udført på et PC-værktøj på umiddelbart tilgængelige data kræver op til et par uger eller tre, afhængigt af omfanget af simuleringer, følsomhedsanalyser mv., der lægges i arbejdet. Hvis der er behov for en ny dataindsamling, stiger arbejdsbyrden meget, og arbejdet kan i så fald tage mange måneder at udføre. Figur 1.4 antyder denne sammenhæng.



Figur 1.4
Principskitse for udviklingen i arbejdsbyrden ved LCA'en på de tre niveauer.

Noget helt centralt i forenklingsmodellen er at se på den enkelte konklusion eller beslutning, som LCA'en skal understøtte. Det er helt nede på dette detaljeringsniveau, at det er muligt at afgøre, om der fx er behov for støtte til afvejninger, større sikkerhed, nye data.

En valgmulighed i produktudviklingen kan være: Skal man bruge ABS-plast i stedet for messing? En anden kan være: Skal man bruge elektronisk styring af motoren i stedet for relæstyring? Førstnævnte kræver måske kun et MEKA-skema for at afgøre, hvad der er det rigtige, mens sidstnævnte kræver en hjælp til afvejninger mellem øget tungmetallindhold (i elektronikken) og sparet energiforbrug, samt nye data for indholdet i alle de elektroniske komponenter. Så det er ikke i det overordnede formål om brugen af LCA'en "internt i produktudviklingen", at arbejdsbyrden afklares, men i hver enkelt valgmulighed, der vurderes, eller konklusion, der ønskes truffet.

Forenklingsmuligheden ligger da i at udføre MEKA-skemaet først og kun forbedre og uddybe/kvantificere på de områder, der er nødvendige for at understøtte bestemte valg eller konklusioner.

1.2.4 Betydningen af beslutningens konsekvens for sikkerhed, gennemskuelighed og dokumentation af LCA'en

Indtil nu er de variable beskrevet, der har at gøre med modellering af beslutningens miljømæssige konsekvens, og hvordan forskellige beslutninger kan stille forskellige krav til arbejdet med modelleringen. Disse overvejelser er af teknisk karakter og har at gøre med, hvordan den bedste model opstilles. Ud over disse tekniske overvejelser ligger der imidlertid nogle overvejelser af økonomisk eller social karakter.

En del af LCA'en har at gøre med sikkerheds-/usikkerhedsvurdering, gennemskuelighed og dokumentation. Disse elementer har noget at gøre med, hvor stor "bevisbyrden" for LCA'en er, dvs. behovet for at sandsynliggøre og retfærdiggøre konklusionerne og de truffede beslutninger. Arbejdsbyrden, der lægges i disse elementer af LCA'en, afhænger først og fremmest af beslutningens økonomiske og/eller sociale betydning.

1.3 Sammenligning med andre forenklingsmetoder

Som nævnt i introduktionen er der anvendt de samme overordnede principper for forenkling, som er fundet at være fællesnævner i de publikationer, vi har gennemgået. Endvidere arbejder mange af metoderne med en indledende screening, som kan sammenlignes med vores MEKA-skemaet.

Christiansen (ed., 1997) nævner tre forskellige metoder til vurdering af screeningen, nemlig 1) brug af ekspertpaneler, 2) brug af checklister og matricer og 3) brug af tidligere LCA'er på lignende produkter. Som screeningsindikatorer nævnes: "energiforbrug", "MIPS" (materialeintensitet pr. service unit, i praksis blot en sammenlægning af alle materialeforbrug) og "key substances", som kan være alt fra drivhusgasser til toksiske forbindelser, alt efter hvad der skønnes behov for at repræsentere for det aktuelle produkt.

Novem (1993) nævner MET-matricen, der anvendtes i det hollandske Ecodesign program. MET står for Materials, Energy og Toxicity. Dette er tæt på

MEKA-skemaet, idet de kemikalierelaterede miljøproblemer ofte er knyttet til kemikalierens toksicitet. Metoden mangler der visse kemikalierelaterede effektyper som fx fotokemisk ozondannelse, ozonnedbrydning og næringssaltbelastning. Og så mangler "andet" naturligvis, altså ingen rodeskuffe til helgardering af systemet. Den er vigtig til at fange atypiske problemer, som kan være udslagsgivende.

Graedel *et al.* har tilsvarende udarbejdet en matrix. De anvender den imidlertid som eneste vurderingsgrundlag og ikke som en del af en afgrænsning. Den minder om MEKA-skemaet, men har i stedet for MEKA nogle "environmental concerns", nemlig: Materials choice, Energy use, Solid residues, Liquid residues og Gaseous residues. Disse kategorier er alle kilder til miljøpåvirkning, men der er en del overlap mellem de to første og de tre sidste. Og de er ikke helt dækkende for alle problemtyper. Matricen anvendes ved hjælp af et scoringssystem, som følger nogle nærmere anvisninger til den, der udfylder matricen. Matricens felter udfyldes altså med talværdier. Ifølge Graedel *et al.* fås meget sammenlignelige resultater af forskellige personer. Umiddelbart virker det dog uheldigt, at alle faser i livsforløbet (som er opdelt i fem faser) vægtes lige højt med scorer fra 0-3. Bl.a. får "product packaging and transport" helt uforholdsmæssigt høj vægt.

Generelt respekterer fremgangsmåden for forenkling af LCA i dette projekt de samme overordnede principper, som ses i andre publikationer. MEKA-skemaet er karakteriseret ved at være dækkende for alle problemtyper, som den er konsistent i sin form (kilder til miljøpåvirkning på den ene led og faser i livscyklus på den anden) og der er et minimum af overlap mellem M, E, K og A. Sidstnævnte letter identifikationen af afvejninger ved de aktuelle beslutninger/konklusioner, der skal understøttes, og dette er centralt for bestræbelsen på at forenkles, fordi det netop er afvejninger, der gør det nødvendigt at udbygge LCA'en fra skemaniveauet.

Kernen i forenklingen er af mange identificeret at være en vurdering af pålideligheden af LCA'ens resultater i forhold til sit mål, jf. bl.a. Christiansen (ed., 1997). Det vurderes, at det er en styrke ved den valgte fremgangsmåde i projektet, at den bygger på en erkendelse af, at det er for hver konklusion, der skal uddrages af LCA'en, og at pålideligheden af LCA'ens resultater skal vurderes. Projektets fremgangsmåde viser også, hvordan nogle konklusioner kan trækkes ud allerede på skemaniveauet, mens andre, der fx medfører afvejninger, først kan trækkes ud på næste niveau. Det tillader brugeren/udføreren af LCA'en at målrette arbejdet og at gå til et vist niveau, og så afstå fra at konkludere yderligere for de forhold, hvor dokumentationen er for ringe.

1.4 Sammenligning mellem ISO, UMIP og MEKA-skema

Hvor meget afviger datagrundlaget for den forenkledede miljøvurdering (MEKA-skemaet) fra den detaljerede LCA? Kan man regne med at nå frem til de samme konklusioner? En del af svaret kan findes i tabel 1.2, som angiver forskellene mellem MEKA-skemaet og den detaljerede LCA.

UMIP og ISO repræsenterer begge den detaljerede LCA. Mens ISO repræsenterer en række forskellige metoder og primært angiver de overordnede principper, er UMIP en konkret metode. UMIP er således i overensstemmelse med ISO på stort set alle områder.

Som nævnt indeholder MEKA-skemaet alle komponenterne i LCA, men både opgørelsen og vurderingen er forenkledede. MEKA-skemaets opgørelse er base-

ret på input, og vurderingen er kun delvist kvantitativ (for ressourcer og energi). De mulige forskelle mellem en miljøvurdering baseret på MEKA-skemaet og en detaljeret LCA vil derfor primært være i forhold til de data, der medtages og selve præsentationen (vurderingen). At vurderingen er forenklet og kun delvis kvantitativ er ikke noget, der i sig selv introducerer usikkerheder, men det betyder, at man ikke umiddelbart kan foretage afvejning mellem kemikalier og fx energiforbrug. Dette kan imidlertid også betragtes som en ekstra sikkerhed, fordi man er nødt til at arbejde videre med sin miljøvurdering, hvis det indgår farlige stoffer.

Tabel 1.2
Sammenligning mellem ISO, UMIP og MEKA-skemaet.

	ISO	UMIP	Indledende miljøvurdering MEKA-skema
Formål	Skal defineres.	Skal defineres.	Skal defineres
Afgrænsning	Alle væsentlige processer i systemet medtages.	Alle væsentlige processer i systemet medtages.	<i>Materialer:</i> væsentlige materialer medtages. <i>Produktionsprocesser:</i> Fokus på kemikalier. <i>Brug:</i> Væsentlige processer. <i>Bortskaffelse:</i> Væsentlige processer.
Dataindsamling Indgående strømme	Alle medtages (hvis muligt). Begrund udeladelser.	Alle medtages (hvis muligt). Begrund udeladelser.	Tages fra liste over produktets sammensætning og tilhørende processer (dvs. kassation, produktionsspild ikke med).
Dataindsamling Udgående strømme	Alle medtages (hvis muligt). Begrund udeladelser.	Alle medtages (hvis muligt). Begrund udeladelser.	Udgående strømme repræsenteres af indgående strømme. Medtages ikke med mindre der er lettilgængelige informationer.
Vurdering	Emissioner mv. samles i grupper for miljøeffekter. Beregning af miljøeffekter ud fra internationale modeller for stoffernes bidrag. Der kan foretages normalisering og vægtning, som relaterer miljøeffekterne til baggrundsbelastningen.	Emissioner mv. samles i grupper for miljøeffekter. Beregning af miljøeffekter ud fra internationale modeller for stoffernes bidrag. Der foretages normalisering og vægtning, som relaterer miljøeffekterne til baggrundsbelastningen og de danske reduktionsmål. For ressourcer vurderes i forhold til produktion pr. person og forsyningshorisonten for de enkelte ressourcer	Vurdering inden for grupperne: Materialer (ressourcer og affald) Energi Kemikalier Andet Anvendelse af miljøindikatorer: For materialer omregnes til personreserver i lighed med UMIP For energi omregnes til primær energi, som igen omregnes til personreserver. For kemikalier defineres, om stoffet er problematisk ud fra optræden på diverse lister.
Fortolkning	Skal medtages.	Skal medtages.	Skal medtages.

Da MEKA-skemaet primært medtager indgående strømme, bør man være opmærksom på, om fx emissioner, der dannes i processer, kan have betydning. Kun når man er overbevist om, at nye oplysninger ikke vil ændre resultatet, skal man nøjes med MEKA-skemaet.

2 Afgrænsninger

Den første forenkling ligger i afgrænsningen, som tager udgangspunkt i de indgående strømme. Udgående strømme som emissioner eller affald kan medtages i det omfang, de er kendt, men repræsenteres i øvrigt af de indgående strømme.

2.1 Materiale- og produktionsfasen

Det overordnede udgangspunkt for afgrænsningen er materiale- og proceslisten. Dvs. at denne liste omfatter materiale- og produktionsfasen.

Spild i produktionen udelades. De processer, der typisk giver de største mængder af produktionsspild, er materialebearbejdning. For metal kan den være op til 50%, men typisk ligger den omkring 5-10%. Da spildet imidlertid er karakteriseret ved at være rene, veldefinerede materialer, vil de kunne genvindes med ringe omkostninger. Ofte kan de endda anvendes internt i virksomheden.

For sprøjestøbning af plast kan spildet variere meget: Fra 1-90% størst for små emner. Dette kan normalt også genanvendes, enten internt eller eksternt.

For papirfremstilling er der stort set intet spild, men ved fremstilling af fx papkartoner kan der være et lille spild. Rene fraktioner vil typisk blive genanvendt, men pap som er belagt kan eventuelt forbrændes.

For tekstiler antages spildet at være i størrelsesordenen 5-10%. Spildet genanvendes ikke (Knudsen, 2000).

Tabel 2.1
Kaffemaskinens sammensætning med tilknyttede fremstillingsprocesser.

Komponenter	Antal	Materiale	Vægt (kg)	Fremstillingsprocesser	Hjælpestoffer
Kabinet	1	Plast, slagfast polystyren	1,1	Sprøjestøbning	Slipmiddel
	1	Aluminium	0,1	Trykstøbning?	Smøring?
	1	Stål	0,3	Pladepresning Stansning	?
Ledning	1	Kobber	0,02	Trådtrækning	
	1	Blødgjort PVC	0,02	Coatning	
Glaskande	1	Glas	0,34	Støbning af glas	
Hank	1	Plast, slagfast polystyren	0,02	Sprøjestøbning	Slipmiddel
Spændeband	1	Aluminium	0,01	Valsning	?
Emballage	1	Pap	0,39	-	?

For langt de fleste produkter vil spildet udgøre en mindre del af det samlede materialeforbrug, og udeladelsen vil ikke have betydning for konklusionerne.

Den relative fordeling af materialer vil være den samme, uanset om spildet medtages eller ej, og derfor vil en vurdering mellem materialer vil også give

det samme resultat. Kun i tilfælde, hvor sparsomme ressourcer har et meget større spild end andre materialer, vil der være mulighed for fejlfortolkninger med hensyn til ressourcer.

Kun materialer og energi opgøres kvantitativt, og de absolutte tal er derfor kun af betydning her. En direkte sammenligning mellem materialer og energi er mulig, fordi der kan omregnes til den samme enhed: Milli-personreserver (mPR). Imidlertid vil forskellen i antal mPR mellem energiforbrug og materialer typisk være meget stort for produkter, der enten bruger energi i brugsfasen, eller som bruger mange materialer og ikke forbruger energi i brugsfasen. For vandvarmeren er der fx ca. en faktor 100 til forskel mellem materialeforbrug og energiforbrug omregnet til mPR. For en vandhane vil det være omvendt: Her indgår knappe ressourcer, men der bruges kun energi til fremstilling af materialer og i produktionsfasen. Hvis materialerne ikke genvindes, er ressourceforbruget til materialer ca. en faktor 100 større end energiforbruget.

En signifikant forskel mellem materialer og energi vil altså vise sig som en forskel i størrelsesordenen 50-100 eller mere, og en fejl på en faktor 0,5-2,0 som kan introduceres på grund af spild, vil derfor ikke have betydning for afvejning mellem materialer og energi.

Der anvendes kun en type af hvert materiale, som er de primære materialer. Årsagen er, at selv om man anvender sekundære materialer, vil det i sidste ende have indflydelse på den primære produktion, når produktionen af det pågældende materiale er stigende. Dette er i overensstemmelse med den allokeringmetode, der er valgt, nemlig systemudvidelse. For yderligere detaljer om systemudvidelse henvises til rapporteringen om projektet: LCA-metodeforbedring-metodeudvikling og konsensuskabelse (Weidema, 2000). I visse specialtilfælde, hvor markedet for skrot er mættet, vil en øget anvendelse af sekundære materialer have betydning for efterspørgslen efter sekundære materialer. Dette betyder, at skrottet, som i dette tilfælde er affald, vil blive udnyttet. I disse situationer skal der anvendes en procentvis fordeling mellem affald og primære materialer, når der anvendes sekundære materialer.

Da effekter fra energiforbruget er dækket indirekte via indikatoren: Energi, vil "Affald", "Emissioner" samt anvendelse af "Hjælpestoffer" ikke blive medtaget systematisk. Det er op til brugeren at indsætte relevante stoffer eller at sørge for at få vurderet fejlmulighederne her. Fx er det nødvendigt selv at være opmærksom på tilsætnings- og hjælpestoffer. I tabellerne i bilaget til Håndbogen er angivet enkelte udvalgte emissioner samt affaldstyper ved materialefremstilling. Det er klart, at disse udvalgte emissioner ikke kan gøre det ud for en opgørelse over de enkelte materialer, men de er medtaget for at vise, at materialefremstilling også giver anledning til emissioner.

De data for materialefremstilling, som findes i databasen er i forvejen ikke fuldstændige. Specielt er udvinding (dvs. operationer i og ved minen) ikke godt dækket med hensyn til hjælpestoffer og emissioner.

De fejl, som opstår ved at anvende data i tabellerne i Håndbogen, er derfor ikke nødvendigvis meget større end ved at anvende data fra en database.

For kemisk produktion er det et problem, at en opgørelse baseret på indgående strømme (dvs. bestanddelene i produktet) kan være meget forskellig fra det, der kommer ud som emissioner eller affald. For et produkt bestående af polyurethanskum, vil de indgående strømme være isocyanater og polyoler.

Fremstillingen af disse stoffer, dvs. råvarer og emissioner, vil imidlertid ikke blive medtaget. Isocyanater og polyoler bør medtages under kemikalier, men det er måske helt andre stoffer, som er halvfabrikata i produktionen af dem, der er de væsentlige. Disse kommer ikke med, hvis de ikke står i styklisten, jf. tabel 2.1, men der er intet i metoden, som forhindrer udvidelse af bilagene med de væsentligste emissioner og affaldstyper for diverse stoffer. Da det imidlertid ikke er muligt at lave bilag, der dækker alle materialer og stoffer, bør man, især hvis der er tale om kemisk produktion, overveje eventuelle reaktionsprodukter.

Energi, som er en væsentlig del af materialefremstillingen, er godt dækket.

2.2 Brugsfasen

For brugsfasen bruges de oplysninger, der er umiddelbart tilgængelige. Data for brugsfasen er typisk baseret på antagelser selv i detaljerede LCA'er, så her er ingen forskel fra almindelig praksis. Selvfølgelig er det på et overordnet niveau, så overslagene kan være mere grove.

Tabel 2.2
Brug af kaffemaskinen.

Materiale/ Komponent	Proces			Hjælpestoffer
	Navn	Enhed	Mængde	Navn
Hele produktet	Kaffebrygning	kWh	540	
	- elforbrug	kg	7,3	Blegemidler
	- kaffefiltre	kg	290	Pesticider, gødning
	- kaffe	kg	3640	
	- vand	kg	50	Vand (varmt/lunkent)
	Rengøring (maskine og kande)	ml	25	Opvaskemiddel
	Afkalkning	kg	15	Eddikesyre
<i>Godskrivning af rumopvarmning</i>	kWh	+360		

For brugsfasen vurderes det, at der ikke sker væsentlige fejl ved at anvende indgående strømme som basis, da de ind- og udgående strømme typisk vil være identiske. Dette gælder fx for rengøringsmidler. For kemikalier, som anvendes til overfladebehandling, vil en del typisk blive på produktet, men her betyder antagelsen blot, at man får mere med, idet det ikke er det hele, der emitteres. Da kemikalievurderingen ikke er kvantitativ, har dette ikke betydning for resultatet af vurderingen.

2.3 Bortskaffelsesfasen

I bortskaffelsen gøres nogle antagelser svarende til materialefasen, dvs. ingen tab ved bortskaffelsen. Selve bortskaffelsessceneriet kan laves ud fra konkret viden, eller nogle tommelfingerregler om, hvad der sker.

Tommelfingerreglerne er naturligvis grove antagelser, og der skelnes ikke mellem forskellige metaller, glas- eller papirtyper. Men man kan altså vælge at anvende mere specifikke data.

Tabel 2.3
Tommelfingerregler for bortskaffelsesveje af materialer, der bortskaffes via genbrugsstation.

	Forbrænding	Genanvendelse	Deponi
Papir/pap (emballage)	25	75	0
Plast	85	15	0
Metal	0	100	0
Glas	0	100	0
Ikke-brændbart affald	0	0	100

Tommelfingerreglerne er baseret på målsætningerne for Affald 21 og de oplysninger om den nuværende affaldsbehandling, der findes (Miljøstyrelsen, 1999). Der er taget hensyn til, at affaldet afleveres på genbrugsstation, så genanvendelsen må forventes at være højere end den gennemsnitlige. Ikke-brændbart affald defineres her som affald, der ikke falder ind under de nævnte kategorier, fx byggeaffald.

Tabel 2.4
Målsætninger for Affald 21.

	Tal for 1996 Forbrænding/genanvendelse/ deponi	Målsætning for år 2004
Papir/pap (emballage)	Indsamling, private: 32% Indsamling, virksomheder: 63%	Genanvendelse(private): 60% Genanvendelse (virksomheder): 75%
Plast	79/12/9	Minimum 15% genanvendelse af emballageplast
Metal	Ikke samlede tal. For elektriske og elektroniske produkter (1997): 50/30/20	Ingen samlet målsætning. Målsæt- ning for akkumulatorer, batterier , elektriske- og elektroniske produkter etc.
Glas	Indsamling af emballageglas: 61% (1997)	Genanvendelse: 75%

Tabel 2.5
Bortskaffelse af kaffemaskinen.

Materiale/ Komponent	Proces			Hjælpestof Navn
	Andel	Navn	Mængde, kg	
Aluminium	1	Affaldsforbrænding, aluminium	0,1	?
Polystyren	1	Affaldsforbrænding, polystyren	1,1	?
	1	<i>Godskrivning af kraftvarme fra affaldsforbrænding</i>	±1,1	?
Glas	0,5	Affaldsforbrænding, glas	0,17	?
	0,5	Omsmeltning, glas	0,17	?
	0,5	<i>Godskrivning af glas</i>	±0,17	?
Stål	1	Affaldsforbrænding, stål	0,3	?
	0,5	Omsmeltning af stål	0,15	?
	0,5	<i>Godskrivning af stål</i>	±0,15	?
Kobber	1	Affaldsforbrænding, kobber	0,02	?
Kaffefiltre	1	Affaldsforbrænding, kaffefiltre	7,3	?
	1	<i>Godskrivning af kraftvarme fra affaldsforbrænding</i>	±7,3	?
Kaffegrums	1	Affaldsforbrænding, organisk materiale	290	?
	1	<i>Godskrivning af kraftvarme fra affaldsforbrænding</i>	±290	?
Emballage	1	Affaldsforbrænding, pap	0,39	?
	1	<i>Godskrivning af kraftvarme fra affaldsforbrænding</i>	±0,39	?

For bortskaffelsen medtages emissioner fra affaldsforbrænding og deponi ikke. Det kan være en væsentlig fejl, men der eksisterer kun modeller på udviklingsstadiet (Nielsen *et al.*, 1998; Erichsen *et al.*, 2000), der kan håndtere disse områder, og i praksis medtages de derfor sjældent selv i detaljerede LCA'er.

2.4 Transportfasen

De udgående strømme fra transportfasen er emissioner fra forbrænding af brændstof. De medtages ikke, men er altså indirekte med i form af energiforbruget. Emissionerne afhænger naturligvis af brændstoftype og forbrændingsmotoren, men der vil dog overordnet set kun være små forskelle. Hvis man ønsker at vurdere det detaljerede niveau som fx emission af svovldioxid, er det nødvendigt at anvende screenings- eller den detaljerede LCA, da emissionerne er stærkt afhængige af brændstof og eventuelle renseforanstaltninger. Typisk vil transportfasen dog også vise sig lille i forhold til de øvrige faser og ikke have betydning for det samlede resultat.

Tabel 2.6
Transport for kaffemaskinen.

Transportform	Afstand, km	Mængde, kg
Transport af råvarer, skib	10000	290
Transport af råvarer, bil	2000	2,3
Transport til bruger, bil	100	2,3
Transport til bortskaffelse, bil	5	2,3

2.5 Godskrivning

Godskrivning er et begreb, som anvendes i stedet for allokering. Dvs. når materialer genvindes eller når varmeproduktion udnyttes, anvendes godskriv-

ning i stedet for allokering. Dette betyder, at der benyttes systemudvidelse. Dette princip er som nævnt i tråd med den nyeste udvikling inden for LCA.

Der er imidlertid også forenklinger her, nemlig at materialer og varme godskrives 100%, der er altså ikke taget højde for tab ved genvinding.

Tab ved genvinding opstår forskellige steder:

1. Tab i genvinding som følge af produktionstab eller på grund af manglende opsamling af specifikke ressourcer.
2. Lødighedstab i de genvundne materialer.

Tab ved genvinding kan opstå flere steder. Større sammensatte produkter vil oftest blive sendt igennem en shredder, som er en stor kværn, der findeler produkterne. Herefter sker der en udsortering ved hjælp af magneter, sigtning, forskelle i massefylde etc. Fordi jern er magnetisk, vil det være let at separere fra andre materialer, og næsten 100% af jernet bliver opsamlet. Andre materialer vil imidlertid blive opsamlet i fraktioner, der kan være vanskelige at separere eller de vil optræde som forureninger i de "rene" materialefraktioner. Dette gælder fx for kobber fra elektromotorer. I den efterfølgende magnetiske separation vil rotoren ende i jernfraktionen, fordi kobbervindingerne bliver mast sammen med armaturet, der består af jern.

For jern, som generelt har en høj genvindingsrate i det eksisterende systemer, vil antagelserne om 100% godskrivning være rimelige, men for fx kobber eller sjældne metaller kan der være store afvigelser. For kobber vil kun mellem 30 og 70% af det kobber, der sendes gennem en shredder, kunne oparbejdes til ny kobber (Erichsen, 1999), afhængigt af hvordan kobberet optræder. Resten vil ende i stålfraktionen eller som affald.

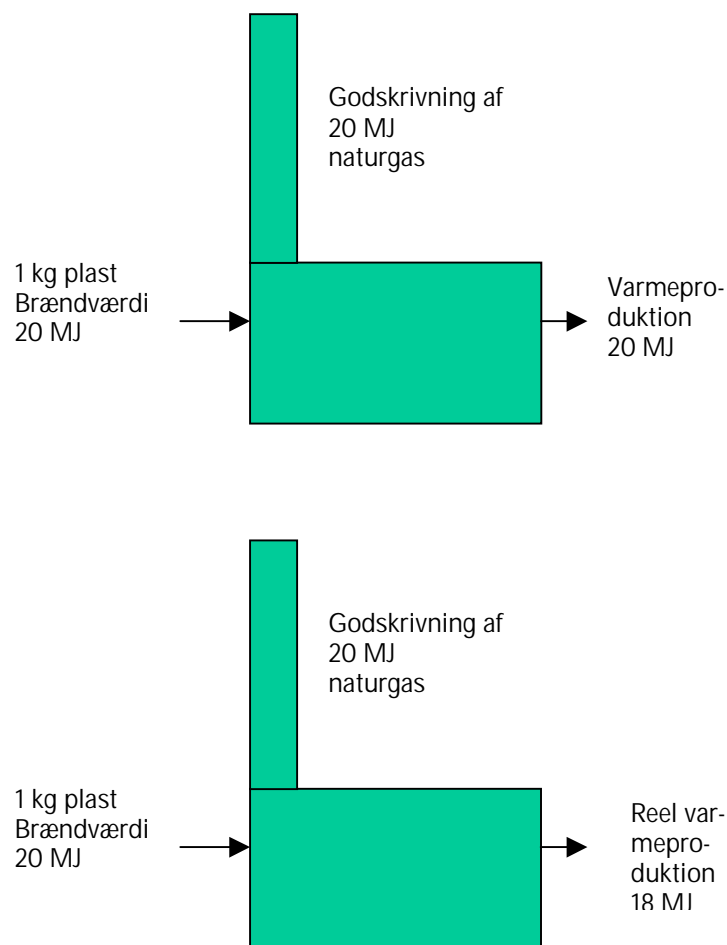
Når de enkelte fraktioner er opsamlet, vil de blive sendt til genvinding, fx på et kobberværk. I de efterfølgende processer vil der altid ske tab, men herudover vil der være metaller, som slet ikke bliver genvundet, fordi de ikke kan separeres i de eksisterende processer. Metaller som tin, zink og nikkel har kun en genvindingsrate på 80-85% i et kobberværk (Legarth, 1996; Caspersen, 1999). Hvis man i stedet anvender et blyværk til oparbejdning af metallerne, vil typisk hverken bly eller zink blive genvundet (Legarth, 1996). Disse problemer vil der typisk i forvejen kun blive taget højde for i meget detaljerede LCA'er, og der er naturligvis intet til hinder for, at man anvender denne viden, hvis man har den, også på MEKA-niveau.

Det lødighedstab, der kan være ved genvinding, bliver der heller ikke taget højde for. Det kan fx være ved genvinding af plast. I praksis er det fx nødvendigt at indføre 20% primært materiale ved genvinding af PVC på grund af nedbrydning af polymerer. Lødighedstab ses kun i praksis for plast og papir. For metaller sker der intet lødighedstab, men her kan det være nødvendigt at indføre primært materiale på grund af akkumulation af uønskede stoffer. Dette problem vil i praksis maksimalt udgøre 10%, og det vil derfor ikke have nogen større betydning for afvejning mellem forskellige faser. Lødighedstabet medtages i LCA-screeningen.

Materialeforbruget er underestimeret (fordi produktionsspild ikke medtages), og godskrivningen ved bortskaffelsen er overestimeret. Samlet bliver resultatet derfor, at netto-materialeforbruget vil være underestimeret.

For energiudnyttelse ligger værdierne i praksis mellem ca. 80 og 100% afhængig af, om det er ved affaldsforbrænding eller spildvarme fra elforbrugende apparater, fx kaffemaskinen eller vandvarmeren. Der er altså tale om ringe afvigelser.

Den energi, der godskrives ved affaldsforbrænding, svarer til fx forbrænding af naturgas. Godskrivningen svarer netop til, at man sparer en anden (energi)kilde. Den øverste figur viser den forenklede metode. I dette tilfælde erstatter 20 MJ naturgas de 20 MJ varmeproduktion. I praksis er der et tab ved affaldsforbrænding, jf. figur 2.1, så varmeproduktionen kun er ca. 18 MJ. Når naturgas erstatter varmeproduktionen, er der et tab, så der skal bruges ca. 20 MJ for at give 18 MJ. Dvs. at resultatet bliver det samme. I praksis vil man naturligvis ikke altid kunne sætte lighedstegn mellem effektiviteten af et affaldsforbrændingsanlæg og forbrænding af naturgas i et privat fyr, men forskellen vil være lille.



Figur 2.1
Godskrivning af varme ved affaldsforbrænding. Øverst konsekvensen af den forenklede metode. Nederst et eksempel på godskrivning ved almindelig praksis.

3 Vurdering af materialer og energi

I det trinvis arbejde med opbygning af miljøvurderingen omfatter første trin i opgørelsen af ressourceforbrug og energiforbrug opstilling af et MEKA-skema. Her er der foretaget en række forenklinger.

De væsentligste er:

- Fokus på indgående strømme.
- Opgørelse og vurdering under ét.

I det senere arbejde med opgørelse af ressourceforbrug og energiforbrug ved hjælp af PC-værktøj følger metoden UMIP-metoden uden forenklinger.

I dette kapitel omhandler forenklingerne derfor kun de forenklinger, der ligger i metoden i forhold til opstilling af MEKA-skemaet. Der er først set på materialer for alle faser og dernæst energi.

3.1 Materialer

I den forenklede metode tages udgangspunkt i styklisten for fremstilling af produktet. Dvs. at de materialer, der indgår i produktet ved fremstillingen samt de materialer, der forbruges i løbet af livscyklus, er medtaget.

3.1.1 Hjælpestoffer

Hjælpestoffer og andre kemikalier vil blive medtaget i kemikalievurderingen. Disse vil således ikke optræde direkte i vurderingen af materialer.

Fremkommer hjælpestoffer og andre kemikalier som affaldsstrømme, vil de optræde i vurderingen af materialer. Fremkommer de som emissioner, vil de blive medtaget under kemikalier. Her kan fx nævnes afdampning af opløsningsmidler fra anvendelse af malinger, brug af rengøringsmidler og lignende.

3.1.2 Omregning

Som datagrundlag til beregning af ressourceforbruget er data fra UMIP-databasen (UMIP PC-værktøj, beta-versionen, 1998) blevet anvendt. Bilaget i Håndbogen skal derfor ses som en eksempelliste og er ikke udtømmende.

I bilaget optræder fornyelige ressourcer. For disse er der sat en omregningsfaktor på 0, da disse materialer har en uendelig forsyningshorisont.

Vand optræder ligeledes kun i selve opgørelsen af materialer og regnes ikke om til forbrug af ressourcer. Det samme gør sig gældende for enkelte andre materialer, som fx glas, der fremstilles ud fra fornybare ressourcer.

3.2 Energi

Energiforbruget opgøres i den forenklede metode som forbrug af energiresourcer i form af råolie (i mPR). På den måde kan ressourceforbruget til materialer og til energi sammenlignes.

Det er valgt at opgøre energiforbruget i person-reserver af råolie af to hovedårsager. Af hensyn til at gøre opgørelsen så enkel som muligt blev det besluttet at vælge at udtrykke energiforbruget ved forbrug af en enkel ressource. Råolie blev valgt, da denne ressource er sparsom og som sådan udtrykker en konservativ miljømæssig vurdering af forholdene.

Energiforbruget og de energiresourcer, der faktisk bruges i et produktsystem har ofte stor betydning for det samlede resultat. Det er derfor en meget kraftig forenkling at forudsætte, at el og andre energiforbrug dækkes ved forbrug af olie.

Generelt skal der tages hensyn til, at energibesparelser i et produktsystem i forhold til et andet på sigt vil føre til udfasning af de mest miljøbelastende energiformer. Dette vil antagelig føre til, at elproduktion og andre energiforbrug baseret på råolie vil være noget af det første, der udfases. Ud fra en sådan marginalbetragtning vil det derfor være korrekt at opgøre energiforbrug som forbrug af råolie, men i en forenklet LCA, hvor tidshorisonten er relativ kort, kan marginalbetragtninger ikke umiddelbart anvendes.

3.2.1 Omregningsfaktorer

I den forenklede metode tages der ikke hensyn til, hvor energiforbruget sker rent geografisk, og dermed kan der heller ikke tages udgangspunkt i en specifik energiforsyning.

Energiudnyttelsen ved produktion af el ud fra fossile brændsler eller a-kraft ligger på 40% (Varming, 2000). I den forenklede metode er der derfor taget udgangspunkt i en energiudnyttelse på 40%. Dette giver et omregningsforhold mellem elforbrug og fyringsolie hertil på 2,5, såfremt elforbruget er opgjort i MJ. Er elforbruget opgjort i kWh, bliver det en omregningsfaktor på $2,5 \times 3,6 = 9$.

Omregning af forbrug af fyringsolie til en vægtet opgørelse af forbrug af råolie er baseret på, at 1MJ svarer til $1/1025\text{mPR} = 0,001 \text{ mPR}$. Dette tal fremkommer ved en antagelse om en reserve af råolie på 25.600 kg/person i år 1990 og en brændværdi for råolie på 42,5 MJ.

3.2.2 Energiforbrug ved udvinding af materialer

Energiforbruget ved udvinding af materialer er i den forenklede metode baseret på data fra UMIP PC-værktøjet og andre kilder. Disse er gengivet i en tabel i bilag til Håndbogen.

3.2.3 Energiindhold i materialer

Energiindholdet i materialer bruges til at opgøre den energimængde, der kan godskrives ved forbrænding og er opgjort som den nedre brændværdi.

Den øvre brændværdi angiver materialets totale energiindhold, mens den nedre brændværdi er den øvre minus den varmemængde, der går til fordampning af dannet vand ved forbrænding. Den nedre brændværdi er udtryk for den energimængde, der i praksis kan udnyttes.

3.2.4 Energiforbrug ved processer

Energiforbruget ved forskellige forarbejdningsprocesser er givet i bilag til Håndbogen som en eksempelliste. Disse er hentet fra UMIP PC-værktøjet.

Energiforbruget til selve processerne og til det almindelige energiforbrug til lys og varme mv. på en produktionsvirksomhed er meget varierende. Har man ikke kendskab til de enkelte energiforbrug, er det foreslået i Håndbogen, at der henregnes 1/3 af energiforbruget fra materialefasen til denne fase. Denne tommelfingerregel er baseret på erfaringer fra casene, som er udarbejdet i forbindelse med projektet samt casene i UMIP.

Tabel 3.1
Energi forbrug til produktion i forhold til energi til materialer i procent.

Produkt	Energi til produktion/energi til materialer (begge som primær energi), %
Vandvarmer	14
Vandhane	50
Afløbsrør	22
Sæde til kontorstol	15
Køleskab	20
Fjernsyn	24
Højtryksrenser	20
Pumpe	67

Det gennemsnitlige energiforbrug for de produkter, der er vist i tabel 3.1, er 29%. Dvs. at en tommelfingerregel på 1/3 er rimelig. For meget komplekse produkter kan det relative energiforbrug dog være højere.

For opgørelse af energiforbruget til transport er det valgt kun at basere opgørelsen på et energiforbrug for tog, skib og bil. I mange sammenhænge skelnes mellem store og små skibe og biler, men da man oftest ikke har kendskab til det anvendte transportmiddel, og energiforbruget til transport sjældent er af betydning, vurderes det, at forenklingen ikke har betydning for fortolkning af de samlede resultater.

3.3 Udeladte miljøeffekter

I MEKA-skemaet er de udgående strømme kun medtaget i begrænset omfang på en kvalitativ form. Miljøeffekter som følge af emissioner er således ikke opgjort. Miljøeffekter fra energiforbrug er heller ikke opgjort, men selve opgørelsen af energiforbruget giver dog en indikation af en miljøbelastning.

For at vurdere betydningen for denne forenkling - udeladelse af miljøeffekter - er der i det følgende set på, hvad en opgørelse baseret på et MEKA-skema og en opgørelse baseret på anvendelse af PC-værktøjet viser.

Med henblik på at vurdere betydningen ved at undlade miljøeffekterne er der set på 3 udvalgte materialer, - aluminium, kobber og polystyren. For enkelte-

dens skyld er der valgt at se på 1 kg af hvert materiale, hvor levetiden er antaget at være 1 år, og hvor der er foretaget en vægtet opgørelse.

3.3.1 Anvendelse af MEKA-skema

Ved anvendelse af MEKA-skemaet fås opgørelser af ressourceforbrug og energiforbrug. I tabel 3.2 er angivet de data, der anvendes ved opstilling af MEKA-skemaet, og som kan hentes direkte i Håndbogens bilag eller beregnes efter Håndbogens anvisninger.

Tabel 3.2
Ressource- og energiforbrug ved anvendelse af 1 kg materiale med en levetid på 1 år.

Anvendelse af 1 kg over 1 år	Aluminium	Kobber	Polystyren
Ressourcer - materialeforbrug	1 kg Al	1 kg Cu	0,5 kg råolie 0,5 kg naturgas
- ressourcetræk	1,5 mPR	16,5 mPR	0,03 mPR
Energi - primært energiforbrug	170 MJ	90 MJ	90 MJ
Energiindhold	0 MJ	0 MJ	40 MJ
Energiforbrug i mPR	0,17 mPR	0,09 mPR	0,09 mPR

Med hensyn til ressourceforbruget ses, at kobber er det mest miljøbelastende, dernæst kommer aluminium og sidst polystyren.

Med hensyn til energiforbruget er det størst for aluminium, men her er der ikke så markante forskelle som for ressourceforbruget.

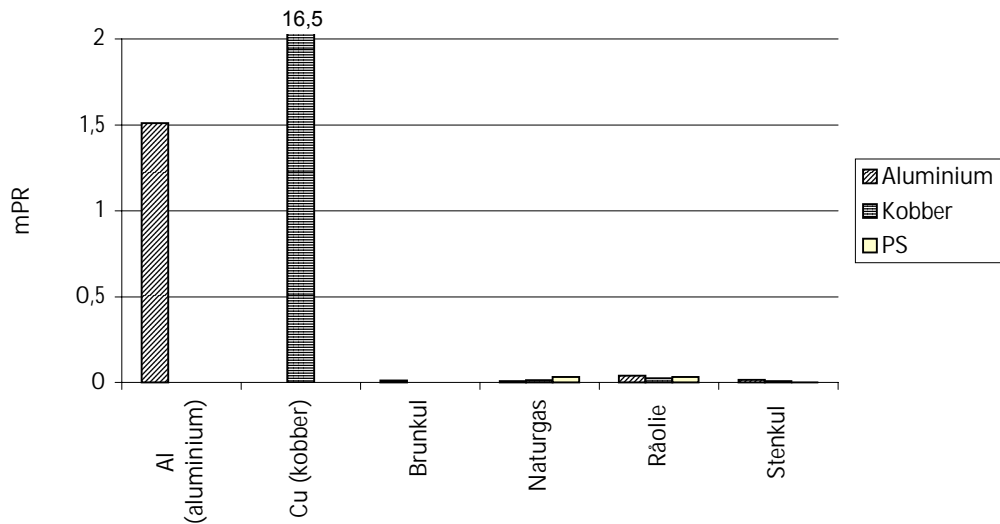
3.3.2 Anvendelse af PC-værktøj

For hvert materiale er det søgt at opgøre, hvilke emissioner og affaldsmængder der knytter sig direkte til udvindingen og bearbejdning af de 3 råmaterialer, dvs. de bidrag, der stammer fra materialefasen.

Der er gennemført en beregning i PC-værktøjet for hvert af de 3 materialer. For hvert materiale er der foretaget en vægtet vurdering af ressourceforbrug og miljøbelastninger ved forbrug af 1 kg af materialet ved en levetid på et år. Data er taget fra UMIP-databasen.

3.3.2.1 Ressourceforbrug

Resultaterne af beregningerne er vist i figur 3.2-3.5. Først er vist en beregning i PC-værktøjet over ressourceforbruget til fremstilling af de tre materialer. Dernæst er bidragene til miljøeffekter vist.

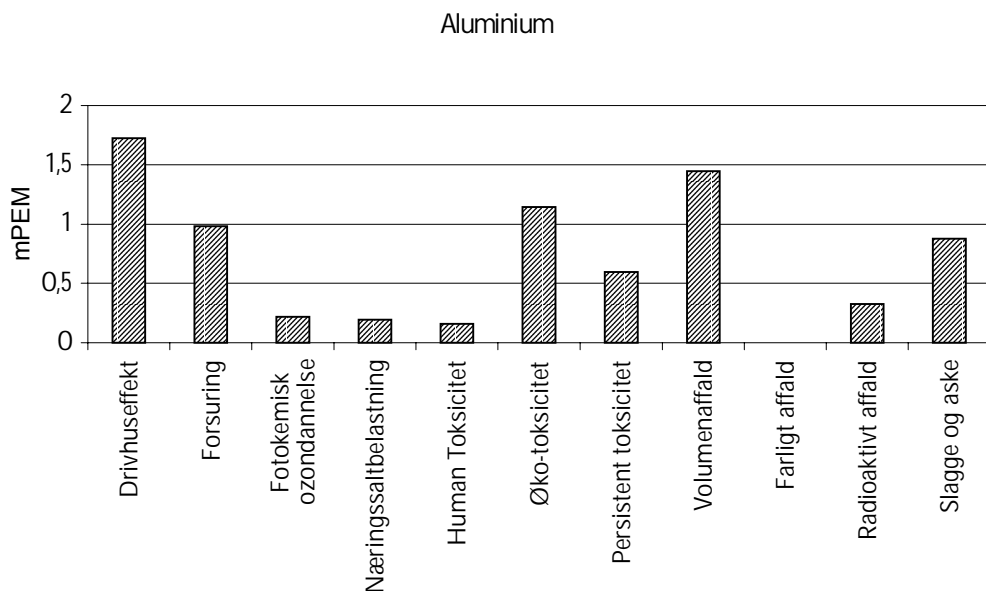


Figur 3.2 Ressourceforbrug for udvinding og fremstilling af 1 kg af råmaterialerne aluminium, kobber og polystyren.

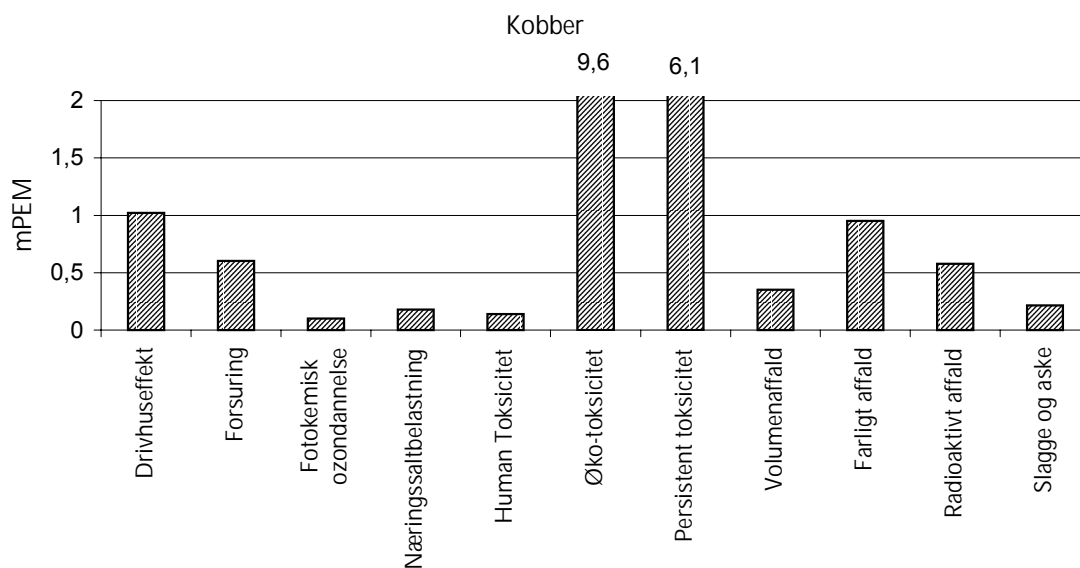
I figur 3.2 er vist, at ressourceforbruget til fremstilling af kobber og aluminium stemmer overens med de data, der anvendes i Håndbogen. Til fremstilling af metallerne bruges små mængder fossile brændsler til energiproduktionen. Polystyrenen fremstilles af råolie og naturgas og dertil medgår lidt andre energiråstoffer til det energiforbrug, der er ved selve fremstillingen. Der er således en god overensstemmelse mellem de data, der er beregnet direkte med PC-værktøjet og de opgørelser, der kan laves ud fra Håndbogens tabeller.

3.3.2.2 Miljøeffekter

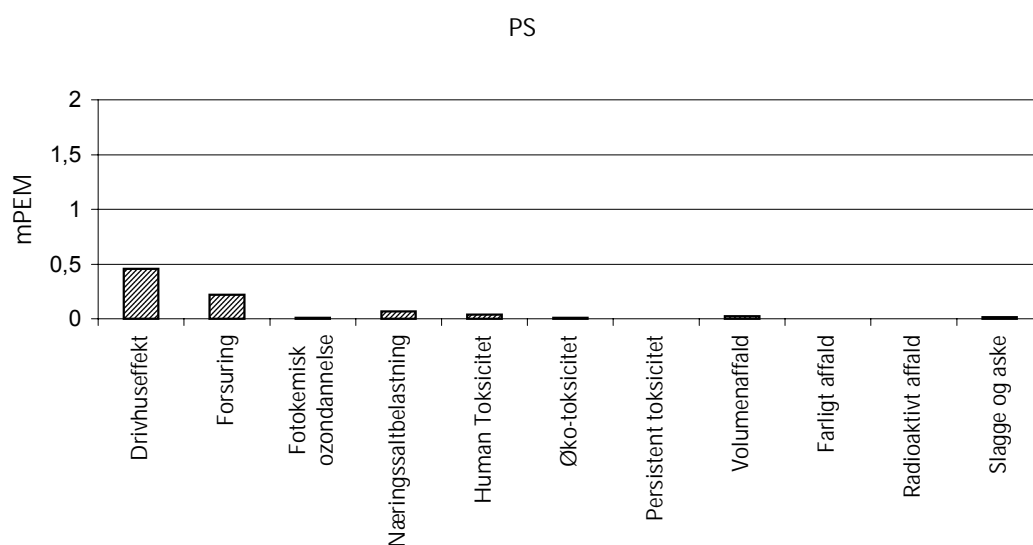
I figur 3.3 til figur 3.5 er vist miljøeffekterne fra udvindingen af de udvalgte materialer.



Figur 3.3 Miljøeffekter ved udvinding af 1 kg primær aluminium.



Figur 3.4
Miljøeffekter fra udvinding af 1 kg primær kobber.



Figur 3.5
Miljøeffekter fra udvinding og fremstilling af 1 kg Polystyren.

Som det ses af figur 3.3-3.5 ligger miljøeffekterne for drivhuseffekt, forsuring, fotokemisk ozondannelse, næringssaltbelastning og humantoksicitet på samme niveau for de to metaller. Der er en stor forskel på bidragene til økotoksicitet og persistent toksicitet, hvor bidragene fra kobberudvindingen er omkring 10 gange større end for aluminium. Det vurderes, at miljøbelastningerne fra 1 kg kobber er større end for 1 kg aluminium, selvom der ikke gives et klart billede for alle miljøeffekterne.

For polystyren er alle bidragene til miljøeffekter relativt små.

Sammenlignes miljøeffekterne fra udvinding og fremstilling af de tre materialer fås samme resultat som for opgørelsen af ressourcer, at kobber er det mest miljøbelastende, dernæst aluminium og sidst polystyren.

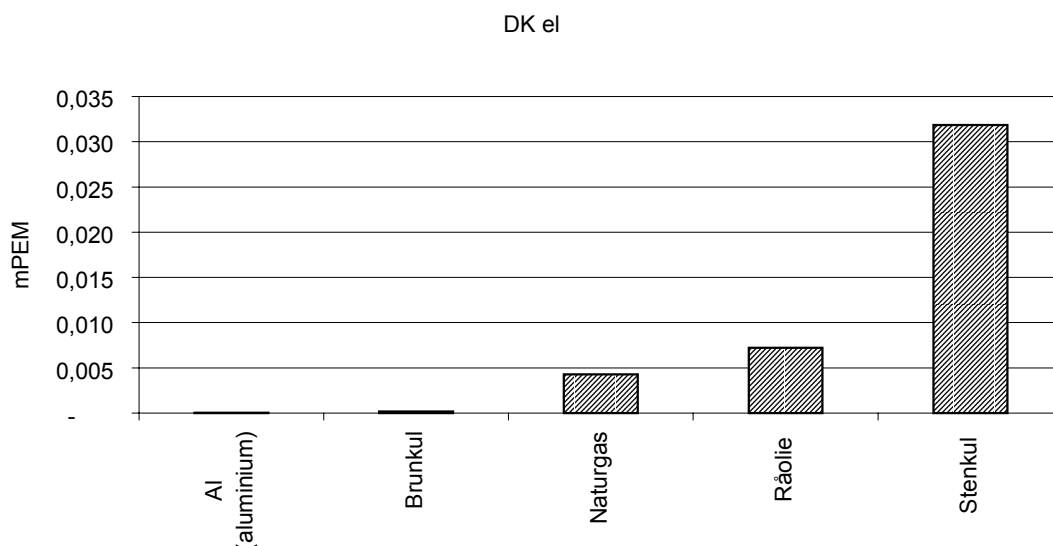
3.3.2.3 Sammenligning med MEKA-skemaet

For de viste materialer fås samme resultat af vurderingen, hvad enten den baseres udelukkende på de indgående strømme eller om der også tages hensyn til emissioner og affald. Man kan dog ikke være sikker på, at dette altid er gældende, hvorfor vurderingen i et MEKA-skema altid skal anvendes kritisk. Den største overensstemmelse fås, når de fleste miljøeffekter stammer fra energiforbruget.

3.3.2.4 Miljøeffekter fra energiforbrug

En tilsvarende sammenligning kan laves for forbrug af el. For at illustrere hvilke miljøbelastninger der følger med et elforbrug, er der foretaget en beregning af miljøeffekterne ved et elforbrug på 10 kWh produceret i Danmark.

Anvendes omregningsfaktorene, som angivet i Håndbogen, svarer 10 kWh til 90 MJ primær energi.



Figur 3.6
Ressourceforbrug ved fremstilling af 10 kWh (36 MJ) el i Danmark.

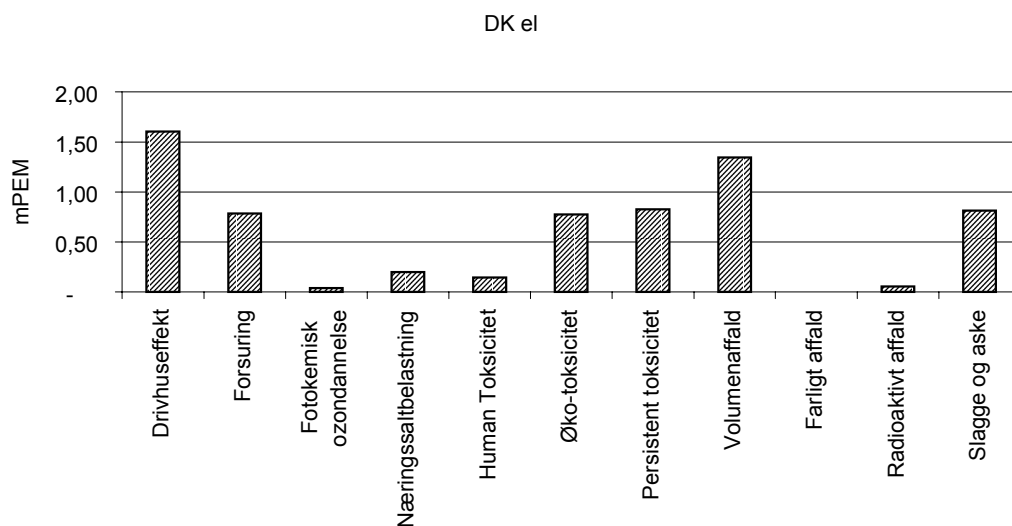
Beregningen, som er vist i figur 3.6, er gennemført med UMIP-databasens tal fra 1992 og viser som ventet, at forbruget af stenkul er det største. Forbruget af naturgas og råolie tæller relativt meget i ressourcetrækket, da opgørelsen er vægtet. Det samlede ressourcetræk for produktion af 10 kWh el i Danmark er omkring 0,05 mPR.

I Håndbogen er alt energiforbrug omregnet til forbrug af oliereserver. Her er omregningen 1 MJ svarende til 0,001 mPR anvendt. Med denne omregning vil 10 kWh svare til 90 MJ, hvilket igen vil svare til 0,09mPR.

Opgørelsen gennemført efter anvisningerne i Håndbogen vil således give et ressourceforbrug til energiråstoffer, der er en del højere end ved beregninger gennemført med PC-værktøjet.

I figur 3.7 er vist de miljøbelastninger, der følger med fremstilling af 10kWh dansk el. Her ses det, at bidragene fra elproduktionen ligger på nogenlunde samme niveau som for fremstilling af 1 kg primær aluminium.

Ved produktsystemer, hvor elforbruget er relativt stort, vil emissioner og affald derfor være af væsentlig betydning.



Figur 3.7
Miljøeffekter fra fremstilling af 10 kWh (36 MJ) el i Danmark baseret på 1992.

4 Vurdering af kemikalier

I Håndbogen omfatter vurderingen af kemikalier først og fremmest effekttyperne økotoksicitet og human toksicitet. Disse effekttyper udgør en særlig udfordring af flere årsager. Først og fremmest er **alle** kemikalier i princippet giftige, hvis udsættelsen for dem er tilstrækkelig stor. Det er derfor ikke en afgrænset gruppe af kemiske stoffer, der bidrager til disse effekttyper. Desuden er det ikke en enkelt veldefineret effektmekanisme, der ligger til grund for giftvirkninger. Der er tale om mange forskellige effektmekanismer, der har det til fælles, at de kan føre til giftvirkninger på økosystemer eller på mennesker. Dette betyder bl.a., at hvert enkelt kemikalie, som indgår i et produkts livsforløb, bør vurderes i forhold til dets giftvirkninger. Selve sammenligningen af kemikalier eller produkter kan også være vanskelig, bl.a. fordi der kan være forskelle i alvorligheden af effekterne af forskellige kemikalier.

Men kemikalier, som forekommer i et produkts livscyklus, kan forårsage mange forskellige effekttyper. De fleste effekttyper i LCA påvirkes kun af et begrænset antal kemikalier, og kun hvis/når disse udledes til miljøet. Dette gælder effekttyperne drivhuseffekt, stratosfærisk ozonnedbrydning, forsuring, næringssaltbelastning samt fotokemisk ozondannelse. De kemikalier og kemikaliegrupper, som bidrager til disse effekttyper, er listet fx i UMIP-metodebogen (Wenzel *et al.*, 1996). Fælles for disse effekttyper er, at selve effektmekanismen er den samme indenfor effekttypen. Vurderingen af deres effektpotentialer er allerede foretaget af eksperter og udtrykt som en effektfaktor for hvert stof og effekttype. Effektfaktoren er beregnet under hensyntagen til både stoffets skæbne i miljøet og dets virkning. I LCA kan effektfaktorerne anvendes ved at multiplicere dem med den udledte mængde af det enkelte stof. Beregningen af den funktionelle enheds samlede påvirkning af disse effekttyper foretages automatisk af UMIP PC-værktøjet. I MEKA-skemaet tages der dog ikke specifikt hensyn til disse effekttyper.

Ved at inkludere energiforbruget, er der allerede taget hensyn til en del af disse effekter. Fx anslås det, at ca. 65% af drivhusgasserne, 90% af SO_x samt 85% af NO_x forårsages af energifremstilling (Christiansen, 1997). Dvs. at drivhuseffekt, forsuring og til dels næringssaltbelastning i høj grad følger energiforbruget. Når det gælder fotokemisk ozondannelse er der ikke meget store forskelle mellem forskellige VOC'ers potentiale for at forårsage denne effekttype, hvorfor den totale udledte mængde VOC fungerer godt som grov indikator.

På denne baggrund vurderes det, at kemikaliernes giftighed over for mennesker og miljø er den væsentligste parameter til vurdering af forskelle mellem effekterne af kemikalier i MEKA-skemaet. Visse typer af produkter kan dog indeholde stoffer, som nedbryder den stratosfæriske ozon. Afskaffelsen af disse stoffer er prioriteret højt internationalt, og forekomsten af sådanne stoffer bør derfor undgås. I Håndbogen er de pågældende stoffer listet i bilag B.

I de følgende afsnit vil giftvirkninger og vurderingen heraf i LCA være i fokus. Det diskuteres, hvilke valg der er foretaget i forbindelse med håndtering af kemikalier i et mere eller mindre kvalitativt "MEKA-skema" og i den mere detaljerede vurdering.

4.1 Den trinvis fremgangsmåde

Vurderingen af kemikalier foretages i en trinvis fremgangsmåde, som er afhængig af, hvilket detaljeringniveau LCA'en skal være på (MEKA – detaljeret), og afhængig af om det eventuelt vælges at gå videre med en egentlig kemikalievurdering.

I første trin, hvor der skaffes et overblik over produktets miljøbelastninger i livsforløbet ved hjælp af et MEKA-skema er det ikke rimeligt af hensyn til tidsforbruget at gå i dybden med kemikalievurderingen. Her skaffes overblik over, om der i livsforløbet for produktet forekommer kemikalier, der i forvejen betragtes som farlige af myndigheder. Dette kan gøres på baggrund af de oplysninger, som er tilgængelige fx i arbejds-hygiejniske brugsanvisninger.

En første grov prioritering af kemikalierne foretages på baggrund af deres forekomst på lister over farlige stoffer, jf. 4.2.1.

Næste trin afhænger af det aktuelle behov. Anvendes eller udledes fx store mængder af specifikke kemikalier, som bør vurderes nærmere, eller er der helt andre parametre i produktets livsforløb, som der skal fokuseres på?

Hvis det vælges at gå videre i PC-værktøjet, kan man risikere, at de kemiske stoffer ikke bidrager til giftighed, fordi der ikke findes effektfaktorer eller fordi der ikke er viden om, hvilke stoffer der udledes. For en række af normalt forekommende emissioner samt for emissioner, som er blevet vurderet i forbindelse med tidligere projekter i UMIP-regi, findes allerede effektfaktorer. For en lang række af emissioner er der dog endnu ikke beregnet effektfaktorer. Hvis disse emissioner skal bidrage til produktets samlede bidrag til effekttypene vedrørende giftvirkninger, skal der beregnes effektfaktorer for stofferne. Disse effektfaktorer skal indtastes i PC-værktøjet. Denne beregning af effektfaktorer bør udføres af eksperter, og der henvises til UMIP-baggrundsbogen (Hauschild ed., 1996).

4.2 Vurdering af kemikalier i MEKA-skema

Kemikalier i MEKA-skemaet omfatter primært kemikalier, der anvendes i produktionen enten som råvarer eller som hjælpestoffer. Disse oplysninger er tilgængelige fra styklisten. Udledninger til luft, vand og eventuelt jord indgår kun i det omfang, der umiddelbart er viden om det. Denne fokusering på input er nok den væsentligste forenkling, der foretages i MEKA-skemaet. Som det fremgår af indledningen til dette kapitel, er det normalt kun emissioner af kemikalier, som er interessante, fordi det først er i det øjeblik, kemikalierne forlader produktsystemet som emissioner, at de kan forårsage effekter. Mange af de kemikalier, som optræder på styklisten, anvendes i produktionen og vil sandsynligvis primært forårsage risici i arbejdsmiljøet. Ved at fokusere på de farlige kemikalier, der optræder som input til systemet, vurderes, at alle kemikalier i systemet kan udgøre en eksponeringsrisiko, enten fordi de skal håndteres i arbejdsmiljøet eller fordi de kan emitteres fra processerne. Der tages ikke hensyn til, hvor stor eksponeringsrisikoen er, ligesom der ikke tages hensyn til kemiske stoffer, som kan dannes i processerne og emitteres.

Det primære formål med vurdering af kemikalierne i MEKA-skemaet er imidlertid at medvirke til, at der ikke overses væsentlige miljø- og sundhedspåvirkninger. Det er ikke hensigten at gennemføre en kvantitativ vurdering, som med stor sikkerhed kan anvendes til at vælge. Den væsentligste fejl ved at

fokusere opgørelsen på input er således, at vurderingen ikke inkluderer farlige kemiske stoffer, som dannes i processerne og emitteres.

Arbejdsmiljø vurderes ikke på nuværende tidspunkt rutinemæssigt i LCA. Det er derfor muligt, at der i MEKA-skemaet vil indgå kemikalier, som ikke optræder i en senere mere detaljerede modellering af livsforløbet i et PC-værktøj fordi de ikke emitteres eller fordi der ikke er viden om emissioner.

Inddragelsen af kemikalier i MEKA-skemaet muliggør imidlertid en kvalitativ vurdering af kemikalieanvendelsen i livsforløbet, dvs. det muliggør en vurdering af, hvorvidt der er taget hånd om de eventuelle problemer, som anvendelsen af kemikalierne kan medføre. Anvendes der eksempelvis store mængder opløsningsmiddel, er der så taget de rette arbejdsmiljømæssige hensyn, og kan det ses på emissionerne fra virksomheden eller er der effektive genvindings- og/eller rensesystemer?

4.2.1 Principper for vurderingen

Antallet af kemiske stoffer, som anvendes herhjemme, udgør mindst 20.000 forskellige stoffer (Bro-Rasmussen *et al.*, 1996), som hver især er forskellige med hensyn til miljø- og sundhedsskadelige egenskaber. Det er derfor meningsløst at skrive alle kemikalier, som optræder i det undersøgte produkts livsforløb ind i MEKA-skemaet. En sådan liste vil dels ikke bidrage til vurderingen, da der for mange stoffer mangler viden om deres miljø- og sundhedsmæssige egenskaber, dels vil den blive uoverskuelig. Det er nødvendigt, at foretage en indledende vurdering af, hvorvidt stofferne har særlige miljø- og sundhedsskadelige egenskaber.

Indledende foretages en vurdering af:

1. Om stofferne forekommer på effektlisten eller listen over uønskede stoffer (Miljøstyrelsen, 2000a og 2000b).
2. Om de anvendte produkter/hjælpestoffer er faremærket med specifikke R-sætninger (Miljøstyrelsen, 2000c).

Desuden bør det overvejes, om der anvendes store mængder af kemikalier, som ikke optræder på disse lister, men som i kraft af de store mængder alligevel kan udgøre et problem.

Miljøstyrelsen har udarbejdet en liste over stoffer, som anses for at have særlige betænkelige sundheds- og/eller miljømæssige effekter, den såkaldte effektliste. Effektlisten (Miljøstyrelsen 2000b) udgør udgangspunktet for listen over uønskede stoffer og indeholder ca. 1400 stoffer, som er udvalgt fra en liste på 9400 stoffer, der enten er HPV (high production volume) eller indgår i produkter anmeldt til Kontoret for Produktdata. Listen over uønskede stoffer (Miljøstyrelsen, 2000a) indeholder ca. 68 stoffer eller stofgrupper, som er udvalgt fra Effektlisten, fordi de anvendes i store mængder (> 100 tons/år). Denne liste repræsenterer således stoffer, som danske myndigheder på sigt ønsker at reducere eller standse anvendelsen af.

EU's liste over farlige stoffer er en eksempelliste, der følger nogle fastlagte kriterier for klassificering af farlige stoffer. Stoffer, der er klassificeret for sundheds- og/eller miljøfare, inkluderes i MEKA-skemaet. Det har hidtil været et problem, at kun en lille del af stofferne på listen var vurderet med hensyn til

miljøfare, men klassificering for miljøfare er inkluderet i den nyeste opdatering af listen (Miljøstyrelsen, 2000c).

Det er valgt som en første sortering af stofferne med hensyn til deres sundheds- og miljømæssige betydning at inddele stofferne i tre typer efter deres forekomst på ovenstående lister:

Type 1: Yderst problematiske stoffer

- Stoffer optaget på listen over uønskede stoffer.
- Stoffer optaget på Effektlisten.
- Ozonnedbrydende stoffer, som ikke er på de to øvrige lister.

Type 2: Problematiske stoffer

- Stoffer, der er optaget på listen over farlige stoffer af grunde ud over, at de er brand- eller eksplosionsfarlige.
- Stoffer, som du ikke har oplysninger om.

Type 3: Mindre problematiske stoffer

- Stoffer, som alene er optaget på listen over farlige stoffer, fordi de er brand- eller eksplosionsfarlige.
- Stoffer som er meget lidt miljøbelastende.

Denne inddeling efter forekomst på lister er foretaget med den argumentation, at eksperter i Miljøstyrelsen med udgivelse af Effektlisten allerede har foretaget en vurdering af, hvilke stoffer der har særligt betænkelige sundheds- og/eller miljøeffekter inklusive de stoffer, som forekommer på listen over farlige stoffer. Stoffer, som på listen over farlige stoffer, er klassificeret for sundhedsfare, er med på Effektlisten, hvis de har særligt betænkelige effekter som fx kræft eller skader på reproduktionen. Sundhedsfaren af de stoffer, som ikke er på Effektlisten, er ikke af så alvorlig karakter, hvilket berettiger til kategorisering i type 2. Stoffer, der er klassificeret som miljøfarlige i listen over farlige stoffer, er med på Effektlisten. Listen indeholder også en lang række stoffer, som på baggrund af QSAR computerberegninger er vurderet at være miljøskadelige.

Listerne er valgt, fordi de dækker et bredt udvalg af stoffer og i hvert fald de stoffer, som har været i myndighedernes søgelys på grund af særligt betænkelige effekter. Listerne er desuden nemt tilgængelige (kan downloades fra Miljøstyrelsens hjemmeside, www.mst.dk).

Da listen over farlige stoffer er en eksempelliste, vil der være en række stoffer, som ikke er klassificeret, ligesom en del stoffer ikke har været med på den startliste, som er udgangspunkt for Effektlisten. Der er derfor sandsynlighed for, at nogle stoffer med skadelige effekter ikke placeres i den rigtige type. Dermed er der mulighed for fejlslutninger. Det er imidlertid vurderet, at det er vigtigt, at metoden ikke er særligt kompliceret, og at de oplysninger, som skal anvendes, er nemt tilgængelige.

4.3 Mere detaljeret vurdering af kemikalier

Inddelingen af stoffer i type 1, 2 og 3 giver et overblik over indholdsstoffernes farlighed, men hvis der er mange farlige kemikalier eller store mængder i forhold til eksempelvis energiforbrug, må der gennemføres en mere detaljeret

vurdering af kemikalierne effekter. Det er i Håndbogen anbefalet at gå videre med en mere detaljeret vurdering af kemikalierne, hvis disse må forventes at have en væsentlig betydning for produktets miljøpåvirkning. Dette er tilfældet, hvis de sundheds- og miljøskadelige effekter af kemikaliet forventes at udgøre et større problem end energi- og ressourceforbrug. Indikationer herpå kan fx være, at produktet

- Er et kemikalie, som udledes 100% efter brug.
- Indeholder særligt farlige kemikalier.
- Generelt er et kemisk produkt (ofte udledes en stor del af produktet til miljøet).

Denne detaljerede vurdering anbefales, fordi det i to af de indledende case-studier blev fundet, at kemikalieudledningen i brugsfasen i så høj grad udgjorde den væsentligste miljøpåvirkning, at det var irrelevant at vurdere de øvrige faser. Dette var produkter, som dels var rene kemiske produkter, dels blev udledt direkte efter brug og dels ikke indebar et energiforbrug af betydning (et rengøringsmiddel og et hjælpestof ved tekstilfarvning).

En tilsvarende konklusion er fx fremkommet ved udarbejdelse af kriterier for tildeling af miljømærker til tøjvaskemidler og rengøringsmidler, i hvilke der fokuseres på en vurdering af produkternes indholdsstoffer (www.ecolabel.dk). Når kemikalierne i produktet på denne måde udgør den væsentligste miljøpåvirkning, er den indledende kategorisering i typer, som det blev gjort i MEKA-skemaet, ikke et tilstrækkeligt solidt beslutningsgrundlag, og det er nødvendigt at gennemføre en mere detaljeret vurdering af kemikalierne.

Også selvom produktet vurderes med en LCA-model i PC-værktøjet, kan det, hvis det drejer sig om kemiske produkter, i nogle situationer være relevant at supplere modelleringen i PC-værktøjet med en detaljeret kemikalievurdering for at forbedre beslutningsgrundlaget.

Den detaljerede kemikalievurdering indledes med en prioritering af stofferne for at begrænse indsatsen og fokusere på de mest relevante stoffer. Til denne prioritering er det valgt at anvende en screening ved hjælp af UMIP's screeningsmetode. Denne metode er valgt, dels fordi den er en del af UMIP-metoden, som er udgangspunktet for metoden i dette projekt, dels fordi den for stoffer, som er fareklassificeret, har et stærkt reduceret databehov. En væsentlig kvalitet ved metoden i denne sammenhæng er, at den ikke indebærer nogle subjektive valg fra brugerens side. UMIP-screeningsmetoden er desuden i flere andre sammenhænge blevet anvendt i Danmark (fx Autobranchens keminøgle på www.motorbranchen.dk).

Den yderligere detaljerede vurdering af kemikalierne kræver en solid baggrund indenfor økotoxikologiske og toksikologiske problemstillinger og anbefales udført ifølge almindelig praksis med hjælp fra eksperter.

5 Virksomhedserfaringer

Arbejde og dialog med virksomheder kan i projektforløbet grupperes i tre aktiviteter:

- Indledende kontakt til udvalgte virksomheder med henblik på behovsafklaring.
- Samarbejde med 6 udvalgte virksomheder med henblik på at afprøve foreslåede forenklinger i en skitseret forenklingsmetode.
- Afprøvning af den forenklede metode beskrevet i "Håndbog for miljøvurdering – en enkel metode" med henblik på at afklare struktur, detaljeringsgrad og andre væsentlige forhold for en lettilgængelig håndbog.

I det følgende er formen, aktiviteterne og erfaringerne samlet fra de 3 aktiviteter.

5.1 Indledende behovsafklaring

Udvalgte større virksomheder og brancheorganisationer blev kontaktet i starten af projektet med henblik på at få afklaret den hidtidige anvendelse af LCA, og hvilke forhold man så for væsentlige i fremtiden.

Kontakter til Grundfos, Brdr. Hartmann og Rockwool International viste i 1998, at man anvendte LCA aktivt i produktudviklingen fx til materialevalg, udpegning af "hot-spots" og som intern dokumentation. I visse sammenhænge blev dokumentationen også anvendt eksternt.

Følgende brancheorganisationer blev kontaktet:

- Plastindustrien i Danmark
- Grafisk Arbejdsgiverforening
- Farve- og Lakindustrien
- Beklædnings- og tekstilindustrien

Disse organisationer påpegede, at produktudvikling, udpegning af "hot spots" samt dokumentation var væsentlige i anvendelse af LCA. Der blev udtrykt betænkelighed ved den relativt komplicerede metode, som de små virksomheder, som flere af de nævnte brancher repræsenterer, har vanskeligt ved at håndtere.

Der blev derfor efterspurgt en enkel metode, der kan støtte virksomhedernes produktudvikling, og som kan opfylde deres behov for dokumentation.

De virksomheder, der deltog i afprøvningen af metoden, jf. afsnit 5.2, blev indledningsvis kontaktet for at afklare deres ønsker til anvendelse af LCA.

De forhold, der nævnes af de fleste virksomheder, er dokumentation over for kunder og myndigheder samt produktudvikling. Dertil kommer ønske om at kunne prioritere mellem materialer og/eller kemikalier med henblik på at vælge de mindst miljøbelastende.

5.2 Afprøvning af metode

På baggrund af den indledende behovsafklaring blev der opstillet en skabelon til en forenklet form for miljøvurdering. Skabelonen havde følgende 5 grundelementer:

- Introduktion
- Definition og afgrænsning af opgaven
- Opstilling af vurderingsskema
- Modellering i PC-værktøj
- Brug af miljøvurderingen

Målet med afprøvningen af skabelonen var at

- Afklare databehovet for opstilling af vurderingsskema.
- Afprøve forenklinger, simplificeringer og udeladelser i forhold til vurderingsskemaet.
- Vurdere, om den viden vurderingsskemaet kunne give, var tilfredsstillende og i tråd med forventede resultater.
- Afklare yderligere behov for LCA-arbejde, fx i form af anvendelse af PC-værktøj.

Afprøvningen blev planlagt således, at de deltagende virksomheder skulle arbejde sammen med 1 eller 2 konsulenter og deltage aktivt i valg af produkt, afklaring af mål og opstilling af livsforløb for produktet. Det var konsulentens rolle at gennemføre det egentlige LCA-arbejde på baggrund af de data, virksomheden kunne levere. Afslutningsvis blev den udarbejdede rapport diskuteret mellem de to parter. De seks virksomheder, der deltog i afprøvningen af metoden, er vist i tabel 5.1.

Tabel 5.1
Oversigt over virksomheder, der deltog i metodeudviklingen.

Virksomhed	Karakterisering
Damixa A/S	Virksomheden producerer amaturer til køkkener og badeværelser. Virksomheden er ISO 9000 certificeret og arbejder med indførelse af miljøledelse.
Nordisk Wavin A/S	Virksomheden er en del af en international koncern, der producerer plastrør. Virksomheden har gennem en årrække arbejdet med miljøaspekter, indførte i 1993 ISO 9001 og blev i 1999 ISO 14001 certificeret.
Metro Therm A/S	Metro Therm fremstiller vandvarmere, hvor energikilden kan være el, naturgas eller solenergi. Virksomheden blev certificeret efter ISO 14001 i 1998.
Neckelmann A/S	Virksomheden bearbejder og farver polyestergarner til tekstiler, der anvendes indenfor automobilindustrien og til boligtekstiler. Virksomheden er certificeret efter QS 9000, ISO 14001 samt opfylder kravene til EMAS-forordningen.
Olf Stadsing A/S	Virksomheden sælger rengøringsmidler, rengøringsystemer og udstyr. Virksomheden er certificeret efter ISO 14001.
Ureflex A/S	Virksomheden fremstiller formstøbte emner i polyure-thanskum. Virksomheden arbejder på at få et certificeret miljøledelsessystem.

De produkter, der blev valgt af virksomhederne, er vist i tabel 5.2. Der er endvidere anført, hvilket mål virksomheden opstillede for miljøvurderingen samt hvilke elementer vurderingen omfattede ud over et skema.

Tabel 5.2
Oversigt over udvalgte elementer i miljøvurderingen.

Produkt	Virksomhed	Mål med vurderingen	Anvendelse af PC-værktøj	Udvidet kemikalievurdering
Blandingsbatteri	Damixa	Dokumentation til kunder og myndigheder	Ikke medtaget	Ikke medtaget
Afløbsrør	Nordisk Wavin A/S	Produktudvikling samt dokumentation	Ikke medtaget	Ikke medtaget
Vandvarmer	MetroTherm A/S	Miljøstyring og produktudvikling	Medtaget	Ikke medtaget
Kemikalier til farvning af tekstiler	Neckelmann A/S	Sammenligning af 2 kemikalier	Ikke medtaget	Medtaget
Rengøringsmidler	Olf Stadsing A/S	Dokumentation til kunder	Ikke medtaget	Medtaget
PU-skum til stolesæder	Ureflex A/S	Miljøstyring og produktudvikling	Medtaget	Ikke medtaget

Overordnet viste erfaringerne fra afprøvningen, at:

- Et MEKA-skema udarbejdet på baggrund af tilgængelige data giver et godt billede af produktet og de væsentligste forhold som fx afklaring af materialevalg ved produktudvikling.
- Et MEKA-skema kan give en afklaring af hvilke væsentlige forhold, der mangles data for.
- Hvis kemikalier er en væsentlig bestanddel af et produkt, er et MEKA-skema ikke nok, - her er en egentlig kemikalievurdering nødvendig.
- Hvis der er ønske om en dynamisk model, er et PC-værktøj at foretrække.
- En miljøvurdering baseret på et MEKA-skema er ikke dokumentation nok i forbindelse med ekstern anvendelse.
- Der er behov for diskussion mellem den, der udfører miljøvurderingen og en anden part, i visse tilfælde en ekspert, når afgørende beslutninger skal træffes.

De forenklingsprincipper, der ligger i den anvendte metode, jf. kapitel 1-4, gav ikke anledning til at en vurdering udført ved et MEKA-skema gav misvisende eller på anden måde fejlagtige resultater. Visse forhold kunne ikke afklares eller der kunne ikke drages konklusioner på grund af usikkerheder eller relativt små forskelle mellem to størrelser, der blev sammenlignet.

Det datagrundlag, der blev etableret ved metodeafprøvningen, må nok anses for at være mere detaljeret, end det vil være i praksis. Det blev dog påpeget, at man især fra underleverandører havde haft svært ved at skaffe tilstrækkelige data.

I en uddybning af MEKA-skemaet blev det fundet, at de data og den afgrænsning, der var foretaget i forbindelse med MEKA-skemaet, gav et godt udgangspunkt for et videre arbejde.

To af virksomhederne var interesseret i at gå videre med PC-værktøjet. I det ene tilfælde var det for at få en dynamisk model, som man i relation til produktudvikling kunne ændre på efter behov. I det andet tilfælde var der ønske om at vurdere materialer, energi og kemikalier på en mere kvantitativ måde for at vurdere og prioritere produktændringer samt anvende vurderingen som dokumentation.

For de to kemikalietunge produkter, rengøringsmidler og farvestoffer, var det ikke muligt at nå til et tilfredsstillende resultat med et MEKA-skema. Skemaet var brugbart til afgrænsning af produkternes livsforløb og indsamling af indledende data, men herefter blev det hurtigt erkendt, at en vurdering af kemikalierne i relation til den måde, de påvirker miljøet, var nødvendig. Der blev derfor gennemført en egentlig kemikalievurdering, hvor der blev fokuseret på produkternes økotosikologiske egenskaber. Grunden til, at der blev fokuseret på de økotosikologiske forhold, var, at de aktuelle stoffer bliver udledt til miljøet via spildevandet.

Erfaringerne viste, at det var meget vanskeligt for virksomhederne at opstille mål og definere produktet at afgøre, om den indledende miljøvurdering er tilstrækkelig og at formidle vurderingens resultater. Man kom derfor frem til at anbefale, at den, der gennemfører miljøvurderingen, tager kontakt til en anden part for at diskutere afgørende forhold. Denne anden part kan være en anden person med indsigt i LCA på virksomheden, en samarbejdspartner eller en konsulent/ekspert.

Afprøvningen viste, at den foreslåede metode var anvendelig som en indledende miljøvurdering, der baseres på virksomhedens tilgængelige data. Vurderingen giver i mange tilfælde tilstrækkeligt grundlag for at foretage en beslutning og opfylder dermed mange virksomheders behov i forbindelse med produktudvikling. I forbindelse med arbejdet er det væsentligt at have en dialog med en anden om afgørende forhold.

Den forenklede metode er ikke tilstrækkelig som dokumentation i relation til markedsføring eller hvis det givne produkt hovedsagelig består af kemikalier eller indeholder meget miljøbelastende kemiske stoffer. En afklaring af sidstnævnte forhold vil ofte kræve ekspertvurdering.

5.3 Afprøvning af håndbog

Et samlet udkast til håndbogen blev afprøvet på 4 fremstillingsvirksomheder. Afprøvningens mål var at afklare, om de anvisninger, der er givet, og den måde, som materialet er præsenteret på, er brugbart for mindre virksomheder, der ikke har arbejdet med LCA før.

De fire virksomheder, der deltog i afprøvningen af Håndbogen, er vist i tabel 5.3.

Tabel 5.3
Oversigt over virksomheder, der del tog i afprøvning af Håndbogen.

Virksomhed	Karakterisering
Vikan A/S	Vikan fremstiller børster og andet rengøringsudstyr. Virksomheden er certificeret efter ISO 9001 og 14001 samt registreret efter EMAS forordningen. Virksomheden har 2 medarbejdere, der arbejder med miljøforhold og bl.a. står for den løbende registrering af energi, kemikalier og materialeforbrug.
NJA Møbler A/S	NJA-møbler fremstiller møbler, primært af fyrretræ. Virksomheden arbejder med miljøledelse, men har ikke afklaret, om man ønsker et certificeret system. Virksomheden har en miljøansvarlig, der bruger en stor del af sin tid på miljøaktiviteter. Det er planen, at miljøarbejdet på sigt skal forankres i sikkerhedsorganisationen.
Egen Vinding og Datter ApS	Virksomheden, der er relativt nystartet, fremstiller byggematerialer til økologisk byggeri. Virksomheden har planer om at indføre miljøledelse, men er endnu ikke gået i gang. Den miljøansvarlige bruger en del af sin tid på miljøforhold, og der er meget fokus på miljøforhold i virksomheden.
Thermoform A/S	Virksomheden fremstiller forskellige emner af termoplast. Man er interesseret i miljøledelse og har planer om at indføre miljøledelse i fremtiden. Virksomheden har primært fokuseret på arbejdsmiljø-mæssige aspekter i forhold til produktionen.

Inden afprøvningen forpligtede de 4 virksomheder sig til at bruge mindst 80 timer i løbet afprøvningsperioden, der var sat til 3 måneder.

I løbet af afprøvningsperioden blev der afholdt 3 møder. Ud over en introduktion til afprøvningen og erfaringsopsamling til slut var målet med møderne at give virksomhederne lejlighed til at diskutere problemer og afklarende spørgsmål med hinanden og arbejdsgruppen. De 3 møder var lagt således, at de svarer til de i Håndbogen anbefalede dialoger med en anden part.

De produkttyper, der blev valgt af virksomhederne, er vist i tabel 5.4. De specifikke produkter er ikke anført, da visse af virksomhederne ønskede at holde dette fortroligt. Der er endvidere anført, hvilket mål virksomhederne opstillede for miljøvurderingerne.

Tabel 5.4
Produkter og virksomheder, der del tog i afprøvningen af Håndbogen.

Produkt	Virksomhed	Mål med vurderingen
Rengøringsredskaber	Vikan A/S	Produktudvikling samt dokumentation
Møbler	NJA Møbler A/S	Sammenligning af to former for overfladebehandling
Byggematerialer	Egen Vinding og Datter ApS	Dokumentation til kunder
Plastemner	Thermoform A/S	Produktudvikling samt dokumentation

Alle 4 virksomheder nåede at opstille et MEKA-skema, foretage en form for vurdering og få sammenstillet resultaterne i en rapport.

En af virksomhederne forsøgte at gå videre med en kemikalievurdering. Det var ret vanskeligt, dels fagligt, men også tidsmæssigt.

En anden virksomhed havde ønske om at gå videre med PC-værktøjet, men kunne af tidsmæssige grunde ikke nå det inden for afprøvningsperioden.

Overordnet viste erfaringerne fra afprøvningen, at:

- Der er behov for en introduktion til at tænke livcyklusorienteret, fx i form af et introduktionskursus.
- Virksomhederne selv var i stand til at opstille et MEKA-skema på baggrund af Håndbogens anvisninger.
- MEKA-skemaet gav et godt overblik over produktets livscyklus og de væsentligste miljøforhold.
- Det kan kræve konsulenthjælp eller anden form for ekstern bistand at opstille de rigtige vurderinger og tage beslutninger på baggrund af MEKA-skemaet.
- Et tidsforbrug på omkring 100-125 timer er nødvendigt for opstilling af en indledende miljøvurdering første gang, selvom man bliver hjulpet i gang. Heraf skal beregnes at ca. $\frac{1}{4}$ af tiden går til introduktionsmøde samt læsning af Håndbogen.
- Produkter, der hovedsagelig består af kemikalier, er vanskeligere end andre produkter at arbejde med. MEKA-skemaet er en god begyndelse, men en kemikalievurdering kræver specielle forudsætninger at gennemføre og i langt de fleste tilfælde eksperthjælp.

Håndbogen er forsøgt holdt i et enkelt direkte sprog med et gennemgående eksempel. Dette fandt de 4 virksomheder godt, ligesom de konkrete anvisninger og tommelfingerregler blev opfattet positivt.

Afprøvningen gav derfor ikke anledning til væsentlige ændringer i det afprøvede udkast. Revisionen omfattede derfor primært en sproglig opstramning, uddybning af visse forhold samt udarbejdelse af formel samling og liste med forklaring af forkortelser.

Referencer

BRO-RASMUSSEN, F., *et. al.* (1996): Uvurderede kemiske stoffer. Rapport og anbefalinger fra en tværfaglig arbejdsgruppe. Teknologiraadsrapport 1996/2.

CASPERSEN, N. (1999): Prioritisation of disposal pathways regarding resource recycling potential. Proceedings of R'99 World Congress on Recovery, Recycling and Re-integration, february 2-5, 1999, Geneva, Switzerland.

CHRISTIANSEN, K (ed., 1997): Simplifying LCA: just a cut? Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 1997.

COWI (1997): Development of Concept for Comparable Environmental Impact Data on Cleaner Technologies (CEIDDOCT). Research and development report. European Environment Agency, Danish Environmental Protection Agency, October 1997.

ERICHSEN, H., IPU, (1999). Personlig kommunikation.

ERICHSEN, H.; Hauschild, M. (2000): Technical data for waste incineration. Department of Manufacturing Engineering, Technical University of Denmark.

GRAEDEL T E, ALLENBY B R AND COMRIE P R (1995): Matrix Approaches to Abridged Life Cycle Assessment. *Env. Science and Technology*, vol. 29, no. 3.

HAUSCHILD, M., ed. (1996): Baggrund for miljøvurdering af produkter. Miljøstyrelsen og Dansk Industri, København.

HUNT R G, BOGUSKI T K, WEITZ K AND SHARMA A (1998): Case Studies Examining LCA Streamlining Techniques. *Int. J. LCA*, 3 (1)

ISO (1997): Environmental management - life cycle assessment - principles and framework. ISO 14040. International Organization for Standardisation, Geneva.

JENSEN A A, HOFFMAN L, MØLLER B T, SCHMIDT A, CHRISTIANSEN K, ELKINTON J, VAN DIJK F (1997): Life Cycle Assessment. A guide to approaches, experiences and information sources. *Env. Issues Series*, 6, European Environment Agency.

KNUDSEN, H.H., IPU (2000): Personlig kommunikation.

LEGARTH, J. (1996): Recycling of electronic Scrap, Ph.D. thesis. Department of Manufacturing Engineering, Technical University of Denmark.

MILJØSTYRELSEN (1999): Affald 21, affaldsplan 1998-2004.

- MILJØSTYRELSEN, 2000a: Listen over uønskede stoffer. En signalliste over kemikalier, hvor brugen på længere sigt bør reduceres eller stoppes. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 9, 2000.
- MILJØSTYRELSEN, 2000b: Effektlister. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 6, 2000.
- MILJØSTYRELSEN, 2000c: Bekendtgørelse af listen over farlige stoffer, nr. 733 af 31. juli 2000.
- NIELSEN, P.H.; HAUSCHILD, M. (1998): Product Specific Emissions from Municipal Solid Waste Landfills. Part 1: Landfill Model. Int. J. LCA 3, 158-168.
- NOVEM (1993): Eco-indicator – development decision support tool in product development. Phase 1 orientation. Working document.
- TODD, J.A.; CURRAN, M.A. (EDS.): Streamlined Life Cycle Assessment: A Final Report from the SETAC North America Streamlined LCA Workgroup. SETAC, 1999.
- VARMING S, ELSAMPROJEKT A/S, Personlig kommunikation, 2000.
- WEIDEMA, B. (ED.) (2000): Geographical, technological and temporal delimitation, Technical guidelines for product life cycle assessment no. 3(udkast).
- WEITZ K A, TODD J A, CURRAN M A AND MALKIN M J (1996): Streamlining Life Cycle Assessment. Considerations and a Report on the State of Practice. Int. J. LCA, 1 (2)
- WENZEL H, HAUSCHILD M AND RASMUSSEN E (1996): Miljøvurdering af Produkter. Miljøstyrelsen og Dansk Industri, København.
- WENZEL H (1998): Application dependency of LCA methodology – key variables and their mode of influencing the method. Int. J. of LCA 3 (5), 281-288.
- UMIP PC-værktøj, (1998), beta-version 2.11. Miljøstyrelsen.