

MILIEUGERICHTE LEVENSCYCLUSANALYSES VAN PRODUCTEN

# LEVENSCYCLUSANALYSES VAN PRODUCTEN

Achtergronden - oktober 1992

R. Heijungs (eindredactie)

J.B. Guinée - G. Huppes - R.M. Landrujer  
H.A. Udo de Haes - A. Wegener Steerswijk



A.M.M. Ansems - P.G. Eggels



R. van Duin - H.P. de Goede



OPNEMING VOOR MILIEUKUNDE  
RUGBYSUNIVERSITEIT LEIDEN

# MILIEUGERICHTE LEVENSCYCLUSANALYSES VAN PRODUCTEN

Achtergronden - oktober 1992

R. Heijungs (eindredactie)

J.B. Guinée - G. Huppes - R.M. Lankreijer  
H.A. Udo de Haes - A. Wegener Sleeswijk



A.M.M. Ansems - P.G. Eggels



R. van Duin - H.P. de Goede

B & G

Contractnummers: 53110/1610, 53110/1620; datum van rapportage: 31 oktober 1992.

Dit onderzoek is uitgevoerd in het kader van het Nationaal Onderzoekprogramma Hergebruik van Afvalstoffen (NOH). Beheer en coördinatie van het NOH-programma berusten bij:

- NOVEM (Nederlandse Maatschappij voor energie en milieu bv)  
St. Jacobsstraat 61, Postbus 8242, 3503 RE Utrecht  
tel. 030-363444

Dit onderzoek is begeleid door ing. J. van de Velde.

- RIVM (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne)  
Antonie van Leeuwenhoeklaan 9, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven  
tel. 030-749111

Dit onderzoek is begeleid door mr. G.L. Duvoort.

Het NOH geeft geen garantie voor de juistheid en/of volledigheid van gegevens, ontwerpen, constructies, produkten of produktiemethoden voorkomende of beschreven in dit rapport, noch voor de geschiktheid voor enige bijzondere toepassing.

Het onderzoek is uitgevoerd in een samenwerking van drie onderzoeksgroepen:

- CML (Centrum voor Milieukunde Leiden)  
Garenmarkt 1, Postbus 9518, 2300 RA Leiden  
tel. 071-277486, fax 071-277496
- TNO (Nederlandse Organisatie voor Toegepast Wetenschappelijk Onderzoek)  
Laan van Westenenk 501, Postbus 342, 7300 AH Apeldoorn  
tel. 055-493493, fax 055-419837
- B&G (Bureau Brand- en Grondstoffen)  
G.W. Burgerplein 5, 3021 AS Rotterdam  
tel. 010-4766222, fax 010-4766400

Het rapport bestaat uit twee met elkaar samenhangende delen: handleiding en achtergronden, die niet afzonderlijk verkrijgbaar zijn. Meer exemplaren van dit rapport zijn tegen betaling van f 75,00 verkrijgbaar bij de bibliotheek van het Centrum voor Milieukunde, tel. 071-277485.

Tweede druk, februari 1995.

CIP-GEGEVENS KONINKLIJKE BIBLIOTHEEK, DEN HAAG

Milieugerichte

Milieugerichte levenscyclusanalyses van produkten / R. Heijungs (eindred.) ... [et al.]. - Leiden : Centrum voor Milieukunde

I: Handleiding. II: Achtergronden.

Uitg. in opdracht van: Nationaal Onderzoekprogramma Hergebruik van Afvalstoffen (NOH). - met lit. opg.

ISBN 90-5191-063-0

Trefw.: produkten en milieu.

Reproductie: Biologie, Leiden

© Centrum voor Milieukunde, Leiden 1992

# VOORWOORD

Voor u ligt de rapportage van het onderzoek *Naar een methodiek voor de vergelijkende beoordeling van produkten op milieueffecten*. Dit onderzoek is uitgevoerd in het kader van het Nationaal Onderzoekprogramma Hergebruik van Afvalstoffen (NOH). Het NOH wordt beheerd door NOVEM (Nederlandse Maatschappij voor Energie en Milieu BV) en het RIVM (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne). Financiers van het NOH zijn het ministerie van EZ (Economische Zaken) en het Directoraat-Generaal Milieubeheer van het ministerie van VROM. Bij deze laatste instantie is tevens het coördinatiepunt produktenbeleid gevestigd.

Hoofduitvoerder van het onderzoek is het Centrum voor Milieukunde Leiden (CML) van de Rijksuniversiteit Leiden. De onderzoeksbureaus TNO en B&G hebben ook een aantal taken uitgevoerd. Verder is dankbaar gebruik gemaakt van de expertise op het gebied van produktonderzoek van diverse instituten en bedrijven in binnen- en buitenland. Het onderzoek is inhoudelijk en technisch ondersteund door een *denktank* die hiervoor speciaal in het leven werd geroepen. Een *klankbordgroep*, opgericht door de Raad voor het Milieu- en Natuuronderzoek (RMNO), bewaakte de afstemming met andere onderzoeken en beoordeelde het maatschappelijke draagvlak.

Het onderzoek is uitgevoerd tussen oktober 1990 en oktober 1992. In die periode nam de belangstelling voor milieugericht produktonderzoek sterk toe en groeide de vraag naar een handleiding voor produktonderzoek. Daarom zijn in maart 1991, november 1991 en mei 1992 tussenrapportages verschenen, waarin de stand van het onderzoek werd gepresenteerd in de vorm van een voorlopige handleiding. Het commentaar op deze tussenrapporten door de denktank en deskundigen in binnen- en buitenland heeft de discussie over vele vragen gestimuleerd. Hierdoor is de uiteindelijke methode wetenschappelijk verder ontwikkeld dan zonder tussenrapportages zou zijn gebeurd. De voorlopige en onvolledige methode is ook door diverse organisaties in de praktijk toegepast. Dit leverde niet alleen nuttige suggesties op voor de praktische bruikbaarheid van de methode, maar verbreedde ook het draagvlak ervoor, zowel in de maatschappij als binnen bedrijven.

Het rapport bestaat uit twee delen: *handleiding* en *achtergronden*. De handleiding is bedoeld voor het uitvoeren van praktijkstudies waarbij produkten worden beoordeeld op hun milieueffecten. De methode is opgebouwd uit *componenten*; dat zijn afgeronde gedeelten die een zelfstandig bruikbaar resultaat geven. De componenten zijn op hun beurt opgebouwd uit *stappen*, die de procedure van de methode weergeven. Iedere stap bevat een aantal *richtlijnen* voor de beantwoording van veelvoorkomende vragen. De richtlijnen zijn gebaseerd op theoretische overwegingen. Deze overwegingen staan vermeld in het deel achtergronden. Dit deel vormt dus de wetenschappelijke ruggegraat van de handleiding waarin de gemaakte keuzen en aannamen worden verantwoord met theoretische beschouwingen en literatuurverwijzingen.

De groep van gebruikers van deze handleiding is voorlopig waarschijnlijk in hoofdzaak beperkt tot medewerkers van ingenieursbureaus, grote bedrijven en onderzoeksinstituten. Het uitvoeren van produktonderzoek is tamelijk gecompliceerd, omdat veel gegevens over processen nog niet bekend zijn. Wanneer er een algemeen toegankelijk, kwalitatief hoogwaardig gegevensbestand is, en goed toegankelijke *software* waarin de methode is geïmplementeerd, kunnen het midden- en kleinbedrijf en belangenorganisaties mogelijk ook verantwoorde produktbeoordelingsstudies gaan uitvoeren.

# INHOUD

	<b>VOORWOORD</b>	<i>iii</i>
<b>0</b>	<b>INLEIDING</b>	<b>1</b>
0.1	PRODUKTBEOORDELINGEN	<b>1</b>
0.2	STRUCTUUR	<b>4</b>
0.3	KARAKTERISERING	<b>9</b>
0.4	UITGANGSPUNTEN	<b>11</b>
<b>1</b>	<b>DOELBEPALING</b>	<b>13</b>
1.1	TOEPASSINGEN VAN LCA	<b>13</b>
1.1.1	Produktinformatie	<b>13</b>
1.1.2	Produktregulering	<b>14</b>
1.1.3	Beleidsstrategieën	<b>14</b>
1.1.4	Produktinnovatie	<b>15</b>
1.2	GESTROOMLIJNDE METHODES VOOR LCA	<b>15</b>
1.3	DE FUNCTIONELE EENHEID	<b>17</b>
1.4	DISCUSSIE	<b>18</b>
<b>2</b>	<b>INVENTARISATIE</b>	<b>19</b>
2.1	DE SYSTEEMGRENZEN	<b>20</b>
2.1.1	Milieu en economie	<b>21</b>
2.1.2	Volledigheid	<b>21</b>
2.1.3	Toerekeningsregels	<b>22</b>
2.1.4	Recycling en hergebruik	<b>28</b>
2.2	DE PROCESGEGEVENS	<b>36</b>
2.2.1	De lineariteit van processen	<b>36</b>
2.2.2	Ruimtebeslag	<b>37</b>
2.2.3	Geluid	<b>39</b>
2.2.4	Incidenten en calamiteiten; slachtoffers	<b>39</b>
2.2.5	Straling	<b>40</b>
2.2.6	Licht	<b>41</b>
2.2.7	Emissies van finaal afval	<b>41</b>
2.2.8	Kwalitatieve milieuingrepen	<b>43</b>
2.3	HET FORMAT	<b>43</b>
2.3.1	Algemene eisen ten aanzien van het format	<b>44</b>
2.3.2	Eisen ten aanzien van milieuingrepen	<b>45</b>
2.3.3	Eisen ten aanzien van economische in- en uitstromen	<b>47</b>
2.3.4	Overige randvoorwaarden	<b>48</b>
2.3.5	Aanbevelingen voor de verdere ontwikkelingen van het format	<b>54</b>

2.4	<b>DE INGREEPTABEL</b>	55
2.4.1	Berekening van de ingreep tabel	55
2.4.2	Weergave van de ingreep tabel	58
2.5	<b>DISCUSSIE</b>	59
<b>3</b>	<b>CLASSIFICATIE</b>	<b>61</b>
3.1	<b>ALGEMENE PRINCIPES</b>	<b>63</b>
3.1.1	Definitie van de classificatie	63
3.1.2	Ruimtelijke differentiatie	64
3.1.3	Mathematische achtergronden	65
3.1.4	De classificatiefactor	68
3.1.5	Definitie van de milieuproblemen	71
3.1.6	Het milieuprofiel	73
3.2	<b>OPERATIONALISATIE</b>	<b>73</b>
3.2.1	Uitputting van abiotische grondstoffen	73
3.2.2	Uitputting van biotische grondstoffen	74
3.2.3	Versterking van het broeikas effect	74
3.2.4	Aantasting van de ozonlaag	76
3.2.5	Humane toxiciteit	77
3.2.6	Ecotoxiciteit	78
3.2.7	Fotochemische oxydantvorming	78
3.2.8	Verzuring	80
3.2.9	Vermesting	81
3.2.10	Straling	82
3.2.11	Afvalwarmte	83
3.2.12	Stank	83
3.2.13	Lawaai	85
3.2.14	Arbeidsomstandigheden	85
3.2.15	Verdroging	86
3.2.16	Fysieke aantasting van ecosystemen	87
3.2.17	Aantasting van landschap	87
3.2.18	Directe slachtoffers	88
3.2.19	Kwalitatieve milieueffecten	88
3.3	<b>UITWERKING VAN CLASSIFICATIEFACTOREN</b>	<b>88</b>
3.3.1	Uitputting van grondstoffen	88
3.3.2	Toxiciteit: streefmodel versus voorlopig model	93
3.3.3	Humane toxiciteit	94
3.3.4	Ecotoxiciteit	105
3.3.5	Verzuring	108
3.3.6	Vermesting	109
3.4	<b>DISCUSSIE</b>	<b>110</b>
<b>4</b>	<b>EVALUATIE</b>	<b>113</b>
4.1	<b>DE KWANTITATIEVE MULTICRITERIA-ANALYSE</b>	<b>115</b>
4.1.1	Constructie van de milieuindex	115
4.1.2	Constructie van de weegfactoren	115
4.2	<b>DE GEVOELIGHEIDSANALYSE</b>	<b>118</b>
4.2.1	De betrouwbaarheidsanalyse	119
4.2.2	De validiteitsanalyse	120
4.3	<b>DISCUSSIE</b>	<b>122</b>

<b>5</b>	<b>VERBETERANALYSE 125</b>
5.1	DE ZWAARTEPUNTSANALYSE 126
5.2	DE MARGINALE ANALYSE 129
5.3	DISCUSSIE 132
<b>A</b>	<b>MEDEWERKERS 133</b>
<b>B</b>	<b>LITERATUUR 135</b>

## INLEIDING

Dit hoofdstuk biedt een algemeen inleiding over de milieugerichte levenscyclusanalyse van producten (LCA). Allereerst worden de behoeftes aan productbeoordelingen en de noodzaak van een methode behandeld. Vervolgens wordt de structuur van de methode die in dit rapport gepresenteerd wordt en de relatie met beoordelingen op andere aspecten uiteengezet. Het hoofdstuk sluit af met een opsomming van de geformuleerde uitgangspunten.

### 0.1 Productbeoordelingen

Het NMP (Nationaal Milieubeleidsplan) noemt het productgerichte milieubeleid naast het proces- en stofgerichte milieubeleid als te ontwikkelen beleidsopties (VROM, 1989). Het procesgerichte beleid is binnen het milieubeleid als eerste ontwikkeld. Het is direct gericht op de industriële bron. Bij het stofgerichte beleid worden alle processen die in de productie-consumptie-afvalverwerkingsketen van een stof een rol spelen in beschouwing genomen. Het productgerichte beleid ten slotte richt zich op alle processen in de levenscyclus, die de productie-consumptie-afvalverwerkingsketen van één product omvat. Omdat het stofgerichte en het productgerichte beleid de gehele keten productie-consumptie-afvalverwerking in beschouwing nemen, worden ze samengevoegd onder de noemer levensbeleid. Preventief beleid maakt gebruik van het stofgerichte of van het productgerichte integratieniveau. Voor de invoering van dit productgerichte milieubeleid is een aantal onderzoekelijke uitdagingen door de overheid. Hierbij moet het DOW-MPC (Directoraat-Generaal Milieubeheer - Directie Industrie, Bouw, Producten, Consumenten) van het Ministerie van VROM met name worden genoemd.

Het probleem van productbeoordelingen (en daarmee van productbeleid) is dat ieder product en iedere activiteit een negatieve invloed op het milieu heeft. Er ontstaan dan problemen: het ene product heeft meer afval voort, maar voor het andere product zijn veel grondstoffen nodig. Het ene product heeft meer emissies in de gebruiksfase, en het andere in de productiefase. Men heeft daardoor onvoldoende zicht op de totale invloed op het milieu: alle invloeden en alle milieueffecten zijn van belang; een afweging naar andere effecten of levensfasen moet voorkomen worden.

Een van de onderzoeksvragen betreft de ontwikkeling van een zoveel mogelijk gestandaardiseerde methode voor de uitvoering van milieugerichte levenscyclusanalyses (LCA's) van producten. Het centrale idee van een levenscyclusanalyse is dat de gehele levenscyclus overzien wordt, inclusief alle milieueffecten. Hiermee is het mogelijk afwegingen te voorkomen. Om LCA's maatschappelijk zinvol te maken dienen zij of steeds op basis van dezelfde gestandaardiseerde methode en gegevens over producten en processen uitgevoerd te worden, of dienen de verschillen tussen studies, wat dit betreft

<sup>1</sup> In het NMP is het begrip levenscyclus wel als idee aanwezig maar minder consequent doorgevoerd dan in het DOW-plan (VROM, 1990). Vergelijk bijvoorbeeld de artikelen A-020 en A-100a. Dit geeft aan dat in het milieubeleid de aandacht voor het beschrijven van de gehele levenscyclus wel een terrein heeft gevonden.



## HOOFDSTUK 0

# INLEIDING

Dit hoofdstuk biedt een algemene inleiding over de milieugerichte levenscyclusanalyse van produkten (LCA). Allereerst worden de behoefte aan produktbeoordelingen en de noodzaak van een methode behandeld. Vervolgens wordt de structuur van de methode die in dit rapport gepresenteerd wordt en de relatie met beoordelingen op andere aspecten uitgelegd. Het hoofdstuk sluit af met een opsomming van de geformuleerde uitgangspunten.

### 0.1 Produktbeoordelingen

Het NMP (Nationaal Milieubeleidsplan) noemt het produktgerichte milieubeleid naast het proces- en stofgerichte milieubeleid als te ontwikkelen beleidsrichting (VROM, 1989). Het procesgerichte beleid is binnen het milieubeleid als eerste ontwikkeld. Het is direct gericht op de feitelijke bron. Bij het stofgerichte beleid worden alle processen die in de produktie-consumptie-afvalverwerkingsketen van een stof een rol spelen in beschouwing genomen. Het produktgerichte beleid tenslotte richt zich op alle processen in de *levenscyclus*, die de produktie-consumptie-afvalverwerkingsketen van één produkt omvat\*. Omdat het stofgerichte en het produktgerichte beleid de gehele keten produktie-consumptie-afvalverwerking in beschouwing nemen, worden ze samengevat onder de noemer *ketenbeheer*. Preventief beleid maakt gebruik van het stofgerichte of van het produktgerichte integratiekader. Voor de invulling van dit produktgerichte milieubeleid is een aantal onderzoeklijnen uitgezet door de overheid. Hierbij moet het DGM-IBPC (Directoraat-Generaal Milieubeheer - Directie Industrie, Bouw, Produkten, Consumenten) van het Ministerie van VROM met name worden genoemd.

Het probleem van produktbeoordelingen (en daarmee van produktenbeleid) is dat ieder produkt en iedere activiteit een negatieve invloed op het milieu heeft. Er ontstaan dan problemen: het ene produkt brengt meer afval voort, maar voor het andere produkt zijn veel grondstoffen nodig. Het ene produkt heeft meer emissies in de gebruiksfase, en het andere in de produktiefase. Men heeft daardoor onvoldoende zicht op de totale invloed op het milieu: alle levensfasen en alle milieueffecten zijn van belang; een afwenteling naar andere effecten of levensfasen moet voorkomen worden.

Eén van de onderzoeklijnen betreft de ontwikkeling van een zoveel mogelijk gestandaardiseerde methode voor de uitvoering van milieugerichte *levenscyclusanalyses* (LCA's) van produkten. Het centrale idee van een levenscyclusanalyse is dat de gehele levenscyclus overzien wordt, inclusief alle milieueffecten. Hiermee is het mogelijk afwenteling te voorkomen. Om LCA's maatschappelijk zinvol te maken dienen zij òf steeds op basis van dezelfde gestandaardiseerde methode en gegevens omtrent produkten en processen uitgevoerd te worden, òf dienen de verschillen tussen studies wat dit betreft

\* In het NMP is het begrip levenscyclus wel als idee aanwezig maar minder consequent doorgevoerd dan in het NMP-plus (VROM, 1990). Vergelijk bijvoorbeeld de acties A 100 en A 100a. Dit geeft aan dat in het milieubeleid de noodzaak voor het beschouwen van de gehele levenscyclus snel aan terrein heeft gewonnen.

expliciet aangegeven te worden.

Levenscyclusanalyses zijn de afgelopen twee decennia tot ontwikkeling gekomen\*. Een eerste stap is gezet in het kader van de energieanalyses in de jaren zeventig. Later is daar op diverse plaatsen zowel een bredere analyse van de grondstoffenuitputting als een milieuhygiënische analyse aan toegevoegd. Hiermee is een oorspronkelijke inperking van het onderwerp weggenomen. Een tweede inperking is dat oorspronkelijk een beperkt gedeelte van de levenscyclus van het produkt werd beschouwd, bijvoorbeeld de gebruiksfase†. Bij deze studies waren overheden, maar vooral ook bedrijven en onderzoeksinstituten betrokken. De achterliggende theorieën zijn in hoofdzaak in het kader van praktijkstudies ontwikkeld.

Bij de levenscyclusanalyse waarover dit rapport gaat zijn beide typen inperkingen achterwege gelaten‡; zie figuur 0.1. De gehele levenscyclus, dus van winning van grondstof tot verwerking tot finaal afval wordt in ogenschouw genomen. Tevens is getracht een complete lijst van milieuproblemen te formuleren en te operationaliseren.

produktie materialen		1		
produktie componenten		1		
assemblage produkt		1		
gebruik produkt	2	1, 2		2
verwerking na afdanking		1		
		uitputting	verontreiniging	aantasting

FIGUUR 0.1. Milieugericht produktonderzoek kent twee mogelijke inperkingen: naar milieueffect, bv. (1) en naar levensfase, bv. (2). In deze studie wordt het gehele veld van milieueffecten en levensfasen bestreken.

Om levenscyclusanalyses daadwerkelijk te kunnen maken is de parallelle ontwikkeling van drie elementen noodzakelijk:

- de *theorie*: een zo veel mogelijk gestandaardiseerde methode volgens welke de levenscyclusanalyses uitgevoerd worden;
- de *gegevens*: een openbaar toegankelijke databank waarin de (meeste) voor deze praktijkstudies benodigde procesgegevens zijn opgeslagen‡;
- de *praktijk*: een aantal *software*pakketten waarin de theorie op een voor verschillende doelgroepen hanteerbare wijze is geïmplementeerd en waarmee de gegevens van de databank verwerkt kunnen worden in voor levenscyclusanalyses zinvolle resultaten†.

Het project dat hier onder de aandacht wordt gebracht is zuiver methodisch gericht en houdt zich alleen met de theorie bezig. Een samenhang met de tweede lijn (de gegevens) speelt waar het om de *formatontwikkeling* voor de opslag van procesgegevens gaat, en bij de keuze van welke gegevens van

\* Voor een historisch overzicht wordt verwezen naar Assies (1992).

† Overigens bestaat er geen eenduidige indeling in levensfasen.

‡ In het NMP-plus staat met betrekking tot de invoering van een milieukeur (actie A 101a): „De eisen hebben betrekking op alle milieu-aspecten van 'wiegt tot graf'.”

§ Zie ook actie A 100c uit het NMP-plus: „In 1991 wordt gestart met het opzetten van een gegevensbestand over milieugevolgen van materialen en produkten gedurende de gehele produktiekringloop.” In de haalbaarheidsstudie die naar aanleiding hiervan is gehouden, is geconstateerd dat ondanks de behoefte bij de belanghebbende partijen „een centrale databank [...] vanuit het huidige startpunt niet te realiseren” is (Bos *et al.*, 1992). In een inventarisatie van bestaande gegevensbestanden is gebleken dat er vier voor LCA's nuttige bestanden met procesgegevens zijn (Van Oers *et al.*, 1991).

† Er is momenteel een aantal van dergelijke computerprogramma's verkrijgbaar. Hieronder bevinden zich zowel commerciële programma's (ILASA, Boustead) als experimentele demonstratieprogramma's (Goedkoop & Jansen, 1991).

belang zijn voor een milieuanalyse. De theorie zal ook consequenties hebben voor de wijze waarop een implementatie in *software* plaats dient te vinden.

Dit project houdt zich niet bezig met de ontwikkeling van specifieke instrumenten voor het produktenbeleid en evenmin met de inhoudelijke beleidsontwikkeling. Echter, het staat er niet helemaal los van. Immers, afhankelijk van het doel van een levenscyclusanalyse zullen inhoudelijk verschillende keuzen binnen de methode als geheel moeten worden gemaakt. Zo zal men afhankelijk van de beoogde toepassing – overheidsbeleid, bedrijfsanalyse, *ecodesign*, etc. – een verschillende keuze maken ten aanzien van representatieve procesgegevens, ten aanzien van de presentatie van onderzoeksresultaten, ten aanzien van de toetsing aan bijvoorbeeld produktnormen, ten aanzien van de wijze van vergelijking tussen produkten, etc.

Om genoemde redenen is het noodzakelijk om binnen het onderzoek een relatie met mogelijke beleidstoepassingen en met het functioneren in de maatschappij te hebben\*. Het is echter wel de bedoeling de methode zodanig „open” te ontwikkelen dat zij inzetbaar is binnen een zo breed mogelijk scala aan toepassingen. Daartoe worden verderop in deze rapportage de structuur en de uitgangspunten van de methode geformuleerd op een zo algemeen mogelijk niveau, zo min mogelijk vooruitlopend op specifieke toepassingen. De toepassingen – die overigens buiten de methode vallen – worden in §1.1 kort behandeld, in relatie tot de doelgroep (consument, producent of overheid).

Er zijn de laatste jaren vele LCA's volgens het hierboven geschetste integrale type uitgevoerd, sommige zelfs over hetzelfde produkt (bv. melkverpakkingen: BUS, 1984; Franke, 1984; Lundholm & Sundström, 1985; Mekel *et al.*, 1990; Tillman *et al.*, 1991). Eén van de opvallende resultaten bij een vergelijking van deze LCA's is de geringe mate van onderlinge consistentie: het komt voor dat de uitkomsten dusdanig uiteenlopen dat verschillende produktalternatieven er in verschillende studies het beste af komen. Nadere studie (Guinée *et al.* 1992a) naar de oorzaken van deze verschillen is niet eenvoudig: bij de uitvoering van de LCA zijn vele stilzwijgende afspraken en aannames gemaakt.

Tussen de levenscyclusanalyses die de laatste jaren zijn uitgevoerd bestaan dus veel verschillen. Deze verschillen zorgen voor een moeilijke vergelijkbaarheid van de resultaten van deze analyses. De verschillen zijn onder meer te wijten aan een verschil in processpecificaties: waar de ene studie uitgaat van de produktiegegevens voor Zweedse elektriciteit, gebruikt de ander bij hetzelfde proces de Duitse situatie. Een bijkomende complicatie is dat deze verschillen vaak ontstaan door een verschil in methodiek, hetzij globaal, hetzij op detailniveau, en dat de uitgangspunten niet of onvoldoende gespecificeerd zijn (Guinée *et al.*, 1992a; Pedersen & Christiansen, 1992).

Globaal wordt in alle studies de gehele levenscyclus van een produkt gevolgd. De wijze waarop de toerekening van milieuingrepen plaats vindt verschilt echter, evenals aantal en aard van de in beschouwing genomen milieuingrepen. Ook de wijze van aggregatie van de toegerekende milieuingrepen loopt sterk uiteen. Hierdoor wordt de centrale rol die de levenscyclusanalyse kan gaan spelen in het preventieve milieubeheer bedreigd. Bij een steeds grotere variatie in gegevens en wijze van toerekening verliezen immers alle uitgevoerde studies hun geldingskracht. Harmonisatie van de methode is daarom een zeer belangrijk doel van deze studie.

Dit onderzoek beoogt een einde te maken aan moeilijk te traceren verschillen. Doelstelling van dit onderzoek is enerzijds het geven van een mogelijke oplossing voor fundamentele problemen die bij iedere LCA voorkomen, en anderzijds het geven van een leidraad voor de vermelding van veronderstellingen die bij de uitvoering van een LCA worden gemaakt. Met andere woorden, dit onderzoek levert een *handleiding*, met *richtlijnen* voor de belangrijkste problemen, die een gestructureerde en uniforme manier van uitvoering van LCA's mogelijk maakt, met als *achtergronden* een document dat de wetenschappelijke verantwoording van de handleiding vormt. In de handleiding is steeds een compromis tussen theoretisch correct en praktisch haalbaar gemaakt. De oplossing die in de achtergronden is aangegeven, is in sommige gevallen vooralsnog niet mogelijk, wegens het ontbreken van gegevens of door een onvoldoende mate van uitwerking van theoretische aspecten. In die gevallen is in de richtlijn een voorlopige oplossing aangegeven.

De theorie van de milieugerichte levenscyclusanalyse is snel in ontwikkeling. Dit betekent dat over

\* Het NMP schrijft het volgende: „Het is van belang dat bij deze projecten wordt samengewerkt met bedrijfsleven en met milieu- en consumentenorganisaties.”

enkele maanden een aantal nu geformuleerde inzichten reeds verouderd kunnen zijn. Een principieel correcte maar nu nog moeilijk uitvoerbare stap kan dan opeens goed mogelijk zijn, wat betekent dat de voorlopige richtlijn vervalt. Ook de theorie zal onder invloed van nieuwe inzichten verouderen. Het ligt in de lijn der verwachting dat er over één tot twee jaren voldoende nieuw materiaal is om tot een herziene uitgave te komen. Het is op dit moment nog niet te zeggen of dit inderdaad zal gebeuren. Bij de uitvoering van een LCA is het daarom van belang om de datum van de gehanteerde methode te vermelden. Daarnaast verandert ook de samenstelling van produkten en de karakteristieken van processen in de loop der jaren.

Het zal duidelijk zijn dat een LCA geen openbaring van een objectieve en eeuwige waarheid bewerkstelligt: zowel de theorie als de gegevens zullen regelmatig aanpassing behoeven.

## 0.2 Structuur

Allereerst zal een aantal begrippen nader worden omschreven.

Een *levenscyclus* is het geheel aan productie-, gebruiks- en afvalverwerkingsprocessen dat het ontstaan, het verblijf en de verwijdering – met andere woorden het leven „van de wieg tot het graf” – van een verhandelbaar goed beschrijft. Een *levenscyclusanalyse* kan een beslissing over de aanschaf van, innovatie van productieprocessen voor of toelating van produkten in de breedste zin van het woord ondersteunen. De beslissing kan gebaseerd zijn op milieuaspecten, maar ook op economische of sociale aspecten of andere overwegingen.

Een *omvattende levenscyclusanalyse* is het totaal aan levenscyclusanalyses dat de hierboven genoemde beslissingen ondersteunt. In met name de Duitse en Zwitserse literatuur komt men de omvattende levenscyclusanalyse tegen onder de naam *Produktlinienanalyse*<sup>\*</sup>. Een *specifieke levenscyclusanalyse* is een levenscyclusanalyse waarin uitsluitend één van de aandachtspunten van een omvattende levenscyclusanalyse wordt beschouwd. Een aantal specifieke (levenscyclus)analyses kan samen komen tot een omvattende levenscyclusanalyse als er een gemeenschappelijke inkadering is. Dit betekent in de praktijk dat er een gemeenschappelijke doelbepaling, evaluatie en toepassing is, die aanleiding geven tot een aantal specifieke levenscyclusanalyses. Figuur 0.2 licht dit schematisch toe.

Een *milieugerichte levenscyclusanalyse* is een specifieke levenscyclusanalyse waarin milieuaspecten worden beschouwd. Een *milieugerichte levenscyclusanalyse van produkten* is een milieugerichte levenscyclusanalyse die op de beoordeling van produkten gericht is. Dit is het type levenscyclusanalyse waar in het volgende over gesproken zal worden. Hier en in andere rapporten zal de term „milieugerichte levenscyclusanalyse van produkten” vaak verkort worden tot „levenscyclusanalyse” en worden afgekort tot LCA<sup>†</sup>. Hierboven is al de term „produkten in de breedste zin van het woord” gebruikt. Dit is gedaan omdat het ook om diensten kan gaan<sup>‡</sup>.

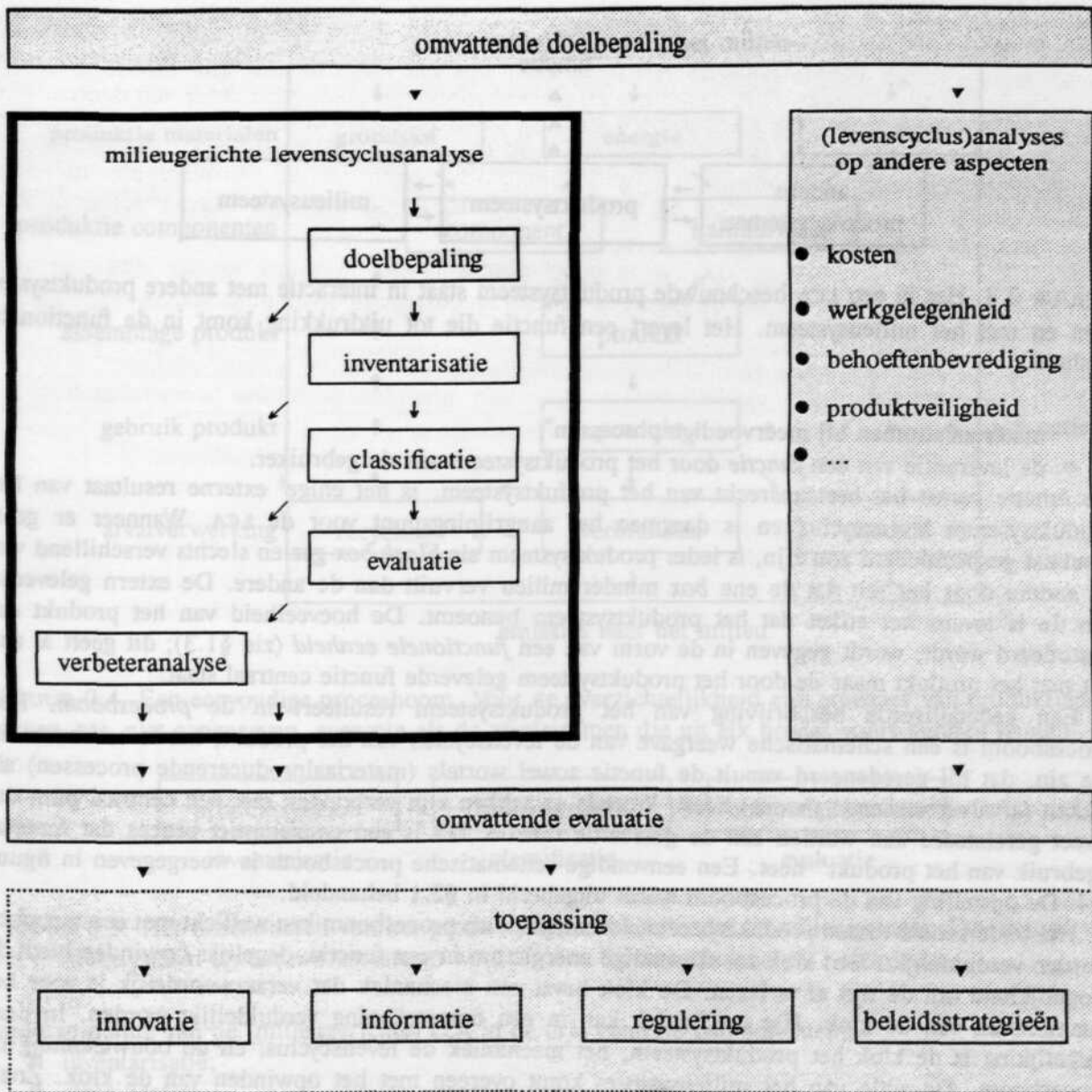
In de LCA zoals hierboven omschreven wordt dus de interactie tussen een bepaald produkt gedurende zijn gehele levenscyclus en het milieu bestudeerd. Er zal een duidelijke scheiding aangebracht worden tussen het produkt en het milieu. Een aantal definities is hierbij noodzakelijk.

Het *produktsysteem* omvat de functievervulling van het produkt en alle overige processen die voor de functievervulling noodzakelijk zijn. Hoofdgroepen van processen zijn productie, gebruik en

\* In Öko-Institut (1987) wordt de term omvattend (*umfassend*) in drie betekenissen gebruikt: ten eerste voor de gehele levenscyclus, ten tweede voor alle aspecten („Umfassend – im Hinblick auf die zu untersuchenden Konsequenzen in jeder dieser Lebenszyklusphasen auf die Bereiche der Natur, der Gesellschaft und der Wirtschaft.”) en ten derde omdat de functie van het produkt centraal staat. In bovengenoemde eerste zin is de levenscyclusanalyse in dit project omvattend (de verticale as in figuur 0.1). Voor de tweede betekenis wordt in dit project gestreefd omvattend op milieuaspecten te zijn. De horizontale as in figuur 0.1 bevat uitsluitend milieuaspecten; de andere mogelijke specifieke levenscyclusanalyses in figuur 0.2 zijn expliciet uitgesloten. De derde betekenis van omvattend – betreffende de functie van een produkt – wordt verderop behandeld; zie figuur 0.3.

† In deze betekenis wordt het ook in de Angelsaksische literatuur afgekort tot LCA, wat staat voor „(environmental) life-cycle assessment”. Ook varianten hierop zoals *life-cycle analysis*, *product life analysis* (PLA), *quantitative life cycle assessment*, etc. komen voor.

‡ Strikt genomen gaat het zelfs uitsluitend over diensten; zie verderop.



FIGUUR 0.2. Een LCA bestaat uit de componenten doelbepaling, inventarisatie, classificatie, evaluatie en verbeteranalyse, en leidt, met beoordelingen op andere aspecten, tot een toepassing.

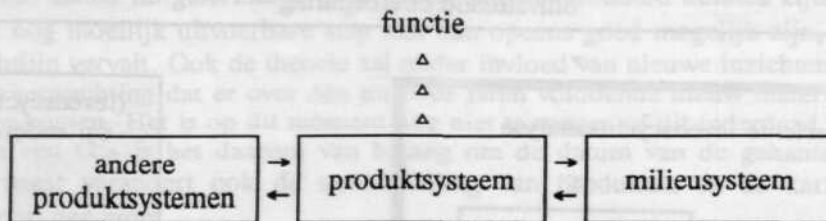
afvalverwerking.

Het *economisch systeem* bestaat uit het totaal van alle produktsystemen. Het economisch systeem behalve het beschouwde produktsysteem is in een LCA ook van belang; het zal met de term *andere produktsystemen* worden beschreven. Dat het van belang is, is geen contradictie met het beginsel dat de levenscyclus gebruikt wordt: door de productie van coproducten bij vele productieprocessen, door gebruik en productie van recyclebaar of gerecycled materiaal en door de gecombineerde verwerking van afval uit meerdere produktsystemen is dit andere produktsysteem onontbeerlijk; zie de discussie over meervoudige processen in §2.1.3.

Het *milieusysteem* omvat het milieu inclusief alle processen die er binnen het milieu optreden.

Figuur 0.3 illustreert de wisselwerking tussen deze drie systemen. De wisselwerkingen (de pijlen) die voor een LCA van belang zijn zijn beperkt tot een vijftal:

- twee tussen het produktsysteem en het milieusysteem, te weten *emissies* en *onttrekkingen*;
- twee tussen produktsysteem en andere produktsystemen, te weten *gebruik* en *productie* van



FIGUUR 0.3. Het in een LCA beschouwde produktsysteem staat in interactie met andere produktsystemen en met het milieusysteem. Het levert een functie die tot uitdrukking komt in de functionele eenheid.

materiaalstromen bij meervoudige processen\*;

- de levering van een *functie* door het produktsysteem aan de gebruiker.

De functie vormt het bestaansrecht van het produktsysteem, is het enige<sup>†</sup> externe resultaat van het produktsysteem levenscyclus en is daarmee het aangrijppingspunt voor de LCA. Wanneer er geen resultaat gespecificeerd zou zijn, is ieder produktsysteem als *black box* gezien slechts verschillend van de andere door het feit dat de ene *box* minder milieu vervuult dan de andere. De extern geleverde functie is tevens het etiket dat het produktsysteem benoemt. De hoeveelheid van het produkt dat bestudeerd wordt, wordt gegeven in de vorm van een *functionele eenheid* (zie §1.3); dit geeft al aan dat niet het produkt maar de door het produktsysteem geleverde functie centraal staat.

Een gedetailleerde beschrijving van het produktsysteem resulteert in de *procesboom*. Een procesboom is een schematische weergave van de levenscyclus van het produkt; het is een boom in die zin, dat hij geredeneerd vanuit de functie zowel wortels (materiaalproducerende processen) als takken (afvalverwerkende proces) heeft. Wortels en takken zijn verbonden met een centraal punt dat direct gerelateerd kan worden aan de geleverde functie. Dit is een consumptief proces dat meestal „gebruik van het produkt” heet. Een eenvoudige schematische procesboom is weergegeven in figuur 0.4. De opstelling van de procesboom wordt uitgebreid in §2.1 behandeld.

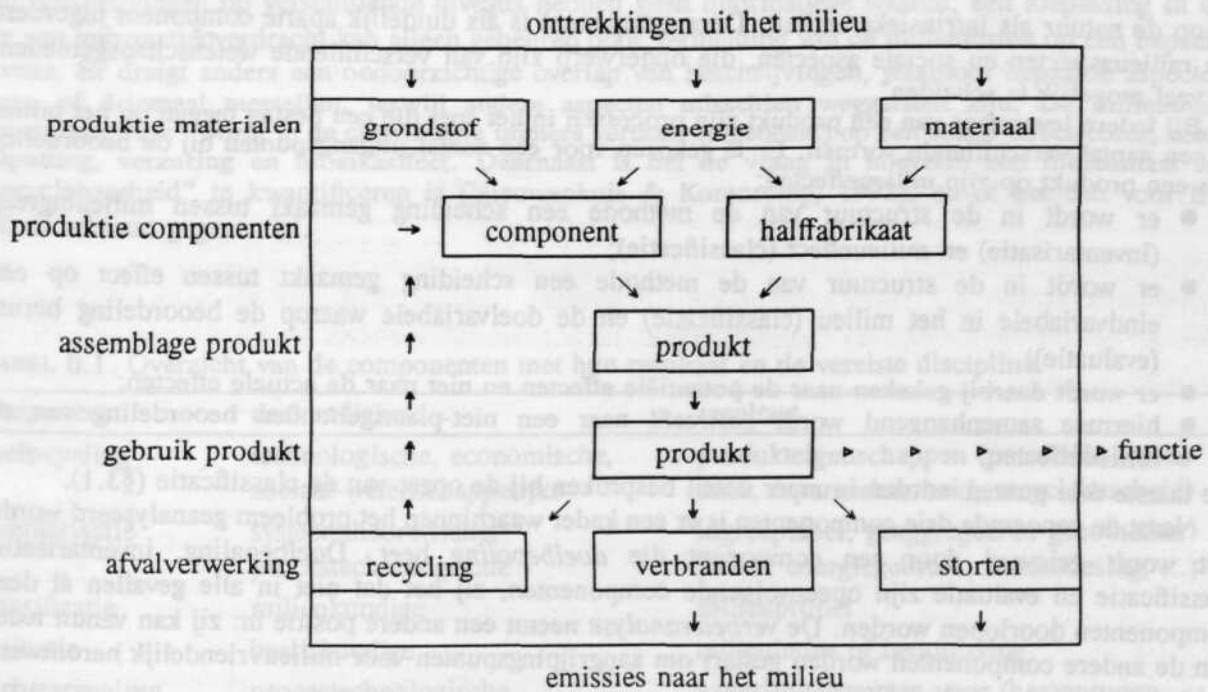
Het onderscheid tussen produktsysteem, levenscyclus en procesboom kan wellicht met een metafoor worden verduidelijkt. Een klok zet uitwendige energie om in een functie: dagelijks opwinden biedt de mogelijkheid om de tijd af te lezen. De klok bevat een mechaniek dat verantwoordelijk is voor het functioneren van de klok. Het mechaniek kan in een bouwtekening verduidelijkt worden. In deze vergelijking is de klok het produktsysteem, het mechaniek de levenscyclus, en de bouwtekening de procesboom. De actie van het milieusysteem komt overeen met het opwinden van de klok. Zoals iedere metafoor schiet ook deze tekort: het andere produktsysteem heeft hier geen plaats.

Analyse van het functioneren van een produkt en de invloed daarvan op het milieu leidt tot een situatie zoals weergegeven in figuur 0.5. Het functioneren van het produktsysteem leidt tot onttrekkingen uit, emissies naar en nog andere ingrepen in het milieu. In het milieu vinden processen plaats die zorgen dat bijvoorbeeld de emissie van een bepaalde stof tot een bepaald effect kan leiden. Deze effecten worden door de maatschappij in meer of mindere mate ongewenst gevonden, bijvoorbeeld doordat de gezondheid van de mens aangetast wordt, door verminderde landbouwopbrengsten of door een vermindering van de intrinsieke, door de mens toegekende waarde van de natuur (Udo de Haes, 1991).

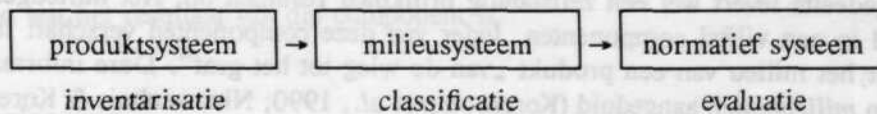
Genoemde gang van zaken wordt preciezer weergegeven in de *effectketen* die in verband met de modellering van de milieueffecten (§3.1) besproken wordt. Voor hier is de ruwe opzet belangrijker. Een heldere analyse van de relaties tussen de drie systemen in figuur 0.5 leidt in dit verband tot een

\* Men kan er over twisten óf het produktsysteem een wisselwerking met de andere produktsystemen heeft, of dat de term uitsluitend betrekking heeft op de toegerekende procesgegevens (zie §2.1.3). Deze discussie is nogal academisch van aard; de voornaamste conclusie luidt dat de term produktsysteem niet geheel eenduidig gebruikt wordt.

† In het geval van ontstaan van coproducten en recyclebaar materiaal zijn er natuurlijk nog andere externe resultaten, maar deze worden aan andere produktsystemen geleverd en niet aan de gebruiker. Zie echter de vorige voetnoot.



FIGUUR 0.4. Een eenvoudige procesboom. Voor de overzichtelijkheid zijn emissies van productieprocessen, etc. niet aangegeven, evenmin als de afvalstromen die uit elk proces voort kunnen komen.



FIGUUR 0.5. Het functioneren van het produktsysteem beïnvloedt het milieusysteem. De invloed van het produktsysteem op het milieusysteem wordt in een levenscyclusanalyse beoordeeld.

onderverdeling van de (milieugerichte) LCA in de drie centrale componenten:

- inventarisatie;
- classificatie;
- evaluatie.

In de *inventarisatie* wordt het functioneren van het produktsysteem bestudeerd, daarbij in zoverre vooruit kijkend naar het milieusysteem, dat de voor het milieusysteem relevante gegevens omtrent het functioneren van processen, die bij de levenscyclus betrokken zijn, hier geïnventariseerd worden. De over alle betrokken processen geaggregeerde gegevens worden *milieuingrepen* genoemd. Een voorbeeld van een milieuingreep is „de emissie van 12 gram  $SO_2$ ”.

In de *classificatie* worden modellen gehanteerd die het functioneren van het milieusysteem beschrijven op een zodanige manier dat bij de lijst met ingrepen van de inventarisatie wordt aangesloten. De grens tussen milieusysteem en produktsysteem wordt dus bepaald door de meest zinvolle en bruikbare manier waarop procesgegevens en uit modellen voortvloeiende *classificatiefactoren* op elkaar aansluiten. In bijna alle gevallen is de ligging van de grens ook zodanig dat zij aansluit bij hoe men deze grens intuïtief zou trekken. De modellen geven de bijdrage van het produktsysteem aan een aantal algemeen erkende milieueffecten weer. Zo'n gekwantificeerde bijdrage wordt een *effectscore* genoemd. Een voorbeeld van een effectscore is „3 m<sup>3</sup> tot aan de geurdrempel verontreinigde lucht”.

In de *evaluatie* tenslotte worden de milieueffecten beoordeeld, o.a. op hun werking op de maatschappij. Hier vindt een prioriteitenafweging plaats tussen ongelijksoortige werkingen van het milieu op de mens in zijn lichamelijk en geestelijk functioneren, op de materiële behoeftenbevrediging,

en op de natuur als intrinsieke entiteit. Deze component is als duidelijk aparte component ingevoerd om milieuaspecten en sociale aspecten, die onderwerp zijn van verschillende wetenschapsgebieden, zo veel mogelijk te scheiden\*.

Bij iedere levensfase van een produkt zijn processen in het spel die een beslag leggen op het milieu in een aantal verschillende vormen. Er is gekozen voor een aantal uitgangspunten bij de beoordeling van een produkt op zijn milieueffecten:

- er wordt in de structuur van de methode een scheiding gemaakt tussen milieuingreep (inventarisatie) en milieueffect (classificatie);
- er wordt in de structuur van de methode een scheiding gemaakt tussen effect op een eindvariabele in het milieu (classificatie) en de doelvariabele waarop de beoordeling berust (evaluatie);
- er wordt daarbij gekeken naar de potentiële effecten en niet naar de actuele effecten;
- hiermee samenhangend wordt gestreefd naar een niet-plaatsgebonden beoordeling van de milieueffecten.

De laatste drie punten worden in meer detail besproken bij de opzet van de classificatie (§3.1).

Naast de genoemde drie componenten is er een kader waarbinnen het probleem geanalyseerd wordt. Dit wordt geleverd door een component die *doelbepaling* heet. Doelbepaling, inventarisatie, classificatie en evaluatie zijn opeenvolgende componenten, zij het dat niet in alle gevallen al deze componenten doorlopen worden. De *verbeteranalyse* neemt een andere positie in: zij kan vanuit ieder van de andere componenten worden gestart om aangrijpingspunten voor milieuvriendelijk herontwerp te bieden.

Zoals gezegd kan een milieugerichte levenscyclusanalyse gezien worden als onderdeel van een meer omvattende analyse. Alleen het milieugerichte gedeelte wordt in dit rapport uitgewerkt. In de praktijk zal een beslissing vrijwel nooit uitsluitend op milieuoverwegingen worden genomen, maar het milieugerichte gedeelte levert wel een zelfstandig bruikbaar resultaat op. Het milieugerichte gedeelte is gestructureerd in een vijftal componenten. Ieder van deze componenten verschaft informatie over de gevolgen voor het milieu van een produkt „van de wieg tot het graf”. Deze informatie wordt met de verzamelnaam *milieumaten* aangeduid (Korenromp *et al.*, 1990; Nieuwenhuis & Korenromp, 1992).

In de doelbepaling wordt het te onderzoeken produkt gedefinieerd. Behalve de zelf gekozen informatie (functionele eenheid, welke produkten, etc.) kan de doelbepaling *produkteigenschappen*, zoals potentiële levensduur en recyclebaarheid aangeven.

In de inventarisatie is het produktsysteem onderwerp van studie. Het resultaat dat in deze studie een centrale rol inneemt is de *ingreeptabel*, de lijst met alle milieuingrepen. Deze lijst kan erg lang zijn: een aantal van meer dan honderd milieuingrepen is niet ongewoon. Daarnaast is het mogelijk uit de ingreeptabel of uit de procesgegevens een aantal geaggregeerde grootheden af te leiden. Voorbeelden van zulke geaggregeerde grootheden zijn het (primaire) energiegebruik, de hoeveelheid afval, het ruimtebeslag en de hoeveelheid in het milieu gebrachte zware metalen.

In de classificatie wordt het *milieuprofiel* opgesteld, de lijst met de gekwantificeerde bijdragen aan milieueffecten. Het voornaamste doel van de classificatie is een beeld van de bijdrage aan de milieuproblemen te krijgen. In de meeste gevallen zal er een reductie in het aantal beschrijvende grootheden optreden. Het milieuprofiel bestaat normaliter uit een handvol effectscores.

De evaluatie levert een vergelijkend oordeel of een *milieuindex* op. Bovendien wordt dit oordeel of deze uitkomst voorzien van een kwalitatieve, semi-kwantitatieve of kwantitatieve inschatting van de betrouwbaarheid en de validiteit van de gehele analyse.

De verbeteranalyse ten slotte biedt *aangrijpingspunten* voor milieugerichte produktverbetering.

In alle componenten is er daarnaast ruimte voor kwalitatieve aspecten.

De milieumaten die het resultaat vormen van een bepaalde component van een LCA vormen een verschillend niveau van beschrijving van de milieueigenschappen van het produktsysteem. Vermenging

\* Deze scheiding wordt overigens niet overal gemaakt. In de Amerikaanse literatuur komt men veelal een onderversingeling in *Inventory*, *Impact Analysis* en *Improvement Analysis* tegen (Fava, *et al.* 1991; Curran, *et al.* 1991). Ook in het *ecopuntensysteem* (Ahbe *et al.*, 1990; zie ook hoofdstuk 3) vinden classificatie en evaluatie als één zgn. unitaire component plaats.



van beschrijvingen op verschillende niveaus hebben geen informatieve waarde; een toepassing in de zin van informatieoverdracht kan alleen gebeuren door vermelding van de milieumaten op één bepaald niveau. Er dreigt anders een ondoorzichtige overlap van beschrijvingen, waardoor bepaalde aspecten twee- of driemaal meetellen, terwijl andere aspecten misschien weggelaten zijn. De milieumaat „energiegebruik” wordt in de classificatie immers vertaald (afgebeeld) op een aantal effectscores, zoals uitputting, verzuring en broeikasfect. Daarnaast is het de vraag in hoeverre een milieumaat als „recyclebaarheid” te kwantificeren is (Nieuwenhuis & Korenromp, 1992), en of het een voor het milieu relevant gegeven is\*.

TABEL 0.1. Overzicht van de componenten met hun resultaat en de vereiste discipline.

component	deskundigheid	resultaat
doelbepaling	technologische, economische, sociaal-wetenschappelijke	produkteigenschappen (potentiële levensduur, repareerbaarheid, recyclebaarheid)
inventarisatie	systeemtheoretische, procestechnologische	ingreep tabel, geaggregeerde grootheden (afval, energiegebruik, ruimtebeslag, ...)
classificatie	milieukundige	milieuprofiel
evaluatie	besliskundige	milieuindex of beoordeling
verbeteranalyse	procestechnologische	aangrijpingspunten voor (her)ontwerp

In tabel 0.1 staat van alle componenten uit een LCA summier weergegeven welke discipline ingezet moet worden en wat het resultaat van die component is.

### 0.3 Karakterisering

In de meettheorie worden vier typen schalen onderscheiden: ratio- en intervalschalen, nominale en ordinale schalen (zie bijvoorbeeld Siegel, 1956). Het onderscheid hiertussen ligt niet in de benaming van de termen waarmee de schaal zich bedient, maar in de algebraïsche eigenschappen van deze schalen:

- *ratioschalen* voldoen aan de eisen voor een lineaire schaal (multiplicativiteit en additiviteit) en hebben dus een eenduidig en goed-gedefinieerd nulpunt (voorbeeld: kg);
- *interval schalen* zijn gebaseerd op verschillen en hebben dus geen eenduidig nulpunt, en verliezen daarmee hun multiplicatieve eigenschappen, maar behouden de additieve; daarnaast zijn verhoudingen invariant voor keuze van een andere eenheid of nulpunt (voorbeeld: °C);
- *ordinale schalen* bestaan uit een beperkt aantal categorieën waar een rangorde in aan te wijzen valt; daarmee hebben ze een eigenschap die sorteerbaarheid genoemd kan worden (voorbeeld: windstil, flinke bries, storm)<sup>†</sup>;
- *nominale schalen* bestaan eveneens uit een beperkt aantal categorieën, maar nu zonder ordening; hiermee vervalt iedere rekenkundige operatie; alleen de equivalentie is een bruikbare relatie (voorbeeld: zoogdier, vogel, vis).

Uit de meettheorie volgt dat het mogelijk is van bijvoorbeeld een interval schaal naar een ordinale

\* Boustead (1990) schrijft onder meer: „There is a widespread public perception that recycling is a ‘good’ thing. However it is unclear why.” Hij illustreert dit met een aantal scenario’s voor recycling, waarbij omslagpunten in het energierendement optreden.

† Men komt regelmatig ordinale schalen tegen waarbij de klassen door cijfers gevormd worden. Denk bijvoorbeeld aan de schaal van Beaufort, waar de cijfers 6, 7 en 8 staan voor resp. krachtige wind, harde wind en stormachtig. Iedere categorie staat daarnaast voor een windsnelheid in  $m \cdot s^{-1}$ , die weer aan de eisen van een ratioschaal voldoet.

schaal te gaan, maar niet andersom. De eerste twee schalen kunnen *kwantitatief* genoemd worden, terwijl de laatste twee *kwalitatief* heten. In tabel 0.2 zijn deze vier schalen met hun eigenschappen samengevat.

TABEL 0.2. Karakterisering van de vier belangrijkste soorten schalen.

type	naam	toegelaten operaties
kwantitatieve schaal	ratioschaal	=/≠, >/<, +/-, ×/÷
	intervalschaal	=/≠, >/<, +/-
kwalitatieve schaal	ordinaire schaal	=/≠, >/<
	nominale schaal	=/≠

In dit onderzoek wordt het gebruik van kwalitatieve schalen niet gemedan, maar wordt ernaar gestreefd de overgang van kwantitatieve naar kwalitatieve schalen zo laat mogelijk (bij voorkeur pas in de evaluatie) te maken, omdat aggregatie van kwantitatieve milieueffecten theoretisch eenvoudiger en betekenisvoller is dan van kwalitatieve milieueffecten.

Gegeven de afbakening in een inventariserende, classificerende en evaluerende component valt er een onderscheid te maken tussen methoden waarbij in de inventarisatie kwalitatief gewerkt wordt, in de classificatie de gekwantificeerde werkwijze verlaten wordt, in de evaluatie kwalitatieve aanduidingen gebruikt worden, en de methode waarbij ook de evaluatie kwantitatief is. Zie voor de naamgeving van deze typen LCA's tabel 0.3. Omdat uiteindelijk de evaluatie uitmondt in een kwalitatieve uitspraak, die bovendien niet de wetenschappelijk aangetoonde werking in het milieu maar een afweging van de maatschappelijke (on)wenselijkheid vertegenwoordigt, is het onderscheid tussen een kwalitatieve en een kwantitatieve evaluatie minder fundamenteel dan dat tussen de andere componenten. De onmogelijkheid om in de hiërarchie van schalen van kwalitatief naar kwantitatief te gaan en het logische volgende karakter van de drie componenten verklaart dat er slechts vier mogelijkheden zijn.

TABEL 0.3. Onderscheidende kenmerken van de drie soorten levenscyclusanalyses. Dit project heeft zich toegespitst op de kwantitatieve LCA (onderste rij).

LCA	inventarisatie	classificatie	evaluatie
kwalitatief	kwalitatief	kwalitatief	kwalitatief
semi-kwantitatief	kwantitatief	kwalitatief	kwalitatief
kwantitatief	kwantitatief	kwantitatief	kwalitatief/kwantitatief

In dit project wordt uitgegaan van *kwantitatieve* levenscyclusanalyses, dus er zal gebruik worden gemaakt van een *kwantitatieve* inventarisatie en een *kwantitatieve* classificatie. In de evaluatie kan uiteindelijk de overstap gemaakt worden naar een kwalitatieve uitspraak. Gegevens die niet kwantificeerbaar en wel relevant zijn zullen daarnaast aandacht krijgen; zie onder meer §2.2.8 en §3.2.19.

## 0.4 Uitgangspunten

*The description of nature is not stripped of arbitrariness by naive absolutism, but only by recognition and formulation of the points of arbitrariness. The only path to objective knowledge leads through conscious awareness of the role that subjectivity plays in our methods of research.*

HANS REICHENBACH, *The philosophy of space and time.*

Hoofduitgangspunt is dat de gemaakte keuzes expliciet zijn aan te wijzen. Uitgaande van dit principe is een aantal uitgangspunten te formuleren waaraan een LCA moet voldoen. Op basis hiervan wordt de methode nader ingevuld in de hoofdstukken in de handleiding waar de stappen beschreven worden.

De uitgangspunten zijn:

- explicietheid van keuzes en aannames;
- flexibiliteit met betrekking tot het doel;
- benadering op basis van levenscyclus;
- incorporatie van kwalitatieve aspecten;
- inbedding in complete produktstudie;
- absolute zijnsoordelen en relatieve waardeoordelen;
- minimumpakket van milieueffecten;
- potentieel-effectgerichtheid;
- *ceteris paribus* en marginaliteit van de activiteit.

### *Explicietheid van keuzes en aannames*

Het streven is de methodische keuzes en aannames zoveel mogelijk te standaardiseren. Daarnaast worden er richtlijnen gegeven hoe de invulling van door de gebruiker te maken keuzes er uit moet zien. In de derde plaats wordt aangegeven op welke manier de door de gebruiker gemaakte aannames herkenbaar moeten worden gemaakt.

### *Flexibiliteit met betrekking tot het doel*

De methode is zodanig geformuleerd dat niet vooruitgelopen wordt op mogelijke specifieke toepassingen. Daartoe is een fasering in componenten aangebracht. Een LCA hoeft niet alle componenten te doorlopen, afhankelijk van het doel dat ermee beoogd wordt. Iedere component heeft een zelfstandig bruikbaar resultaat; de resultaten worden met de verzamelnaam milieumaten aangeduid; zie tabel 0.1.

### *Benadering op basis van levenscyclus*

Een levenscyclusanalyse dient zoals het woord al aangeeft de *levenscyclus* als uitgangspunt te nemen. Dat wil zeggen dat de gehele levenscyclus van het produkt, van grondstoffenwinning tot en met afvalverwerking, in beschouwing genomen wordt. Hierbij zij voor de volledigheid nogmaals vermeld dat in deze studie onder een LCA alleen een milieugerichte LCA verstaan wordt en dat dus alleen de milieuaspecten in beschouwing genomen worden. Door de expliciete vermelding van de term „milieugerichte levenscyclusanalyse” in de titel is plaatsing binnen het beleidskader „ketenbeheer” gezet.

### *Incorporatie van kwalitatieve aspecten*

De kwantitatieve benadering (zie §0.3) wordt in beginsel zo veel mogelijk, maar niet ten koste van niet-kwantificeerbare kwalitatieve aspecten gevolgd. Ook voor de verwerking van de niet-kwantificeerbare aspecten worden richtlijnen gegeven.

### *Inbedding in complete produktstudie*

Een LCA is een doorlichting van de potentiële milieueffecten van een produkt. Er zijn ook andere invalshoeken waarop produkten geanalyseerd kunnen worden, zoals kosten, gebruiksgemak, doelmatigheid of veiligheid (denk aan KEMA- of KIWA-keur). In dit project spelen deze laatstgenoemde aspecten slechts hier en daar een ondergeschikte rol, en worden niet in hun volledige omvang

meegenomen. De doelmatigheid bijvoorbeeld van een produkt komt soms in de functionele eenheid verwerkt terug. Bij een beoordeling van een produkt waarbij alle relevante aspecten afgewogen worden (een omvattende levenscyclusanalyse), dienen deze aspecten dan ook apart beschouwd te worden.

#### *Absolute zijnsoordelen en relatieve waardeoordelen*

Een LCA levert geen absolute kwalitatieve oordelen zoals „goed” of „milieuvriendelijk” op, maar relatieve kwalitatieve of kwantitatieve uitspraken. Voorbeelden hiervan zijn de ingrepen in de ingreep tabel („x kg emissie CO<sub>2</sub>”), de effectscores in het milieuprofiel („x eenheden potentiële verzuring”); beide een voorbeeld van een absoluut zijnsoordeel) of de uitspraken van de evaluatie („beter dan produkt X”; een voorbeeld van een relatief waardeoordeel).

#### *Minimumpakket van milieueffecten*

De typen relevante milieuingrepen waarop de studie zich richt is niet door regels bepaald. Voor de hoofdcategorieën van milieueffecten geldt echter een ondergrens: uitputting door winning van grondstoffen, verontreiniging door emissies van potentieel schadelijke stoffen, en aantasting door ruimtebeslag van onder meer finaal afval.

#### *Potentieel-effectgerichtheid*

In de classificatie wordt niet naar de feitelijke doorwerking van de milieuingrepen op ecosystemen gekeken, maar worden de milieueffecten op een hoger niveau van abstractie geformuleerd. Op deze manier kan van voor produktenbeleid irrelevante gebiedsspecifieke informatie worden geabstraheerd. Door met een meer gebiedsafhankelijke beoordeling te werken kunnen de feitelijk optredende effecten steeds beter worden benaderd. Dit is veeleer het onderwerp van een milieueffectrapportage (m.e.r.) of risicoanalyse over een specifieke locatiekeuze van een bepaalde installatie.

#### *Ceteris paribus en marginaliteit van de activiteit*

Bij een produktbeoordeling wordt het principe *ceteris paribus* gehanteerd: de keuze van de functionele eenheid van het onderzochte produktalternatief beïnvloedt de andere activiteiten op aarde niet. Dit betekent bijvoorbeeld dat de effecten van emissies ten gevolge van de functionele eenheid als additioneel op de normale aanwezige achtergrondconcentratie wordt beschouwd. Verder wordt de functionele eenheid als marginaal ten opzichte van de andere activiteiten beschouwd, zodat er met lineaire modellen gewerkt kan worden.

## HOOFDSTUK 1

# DOELBEPALING

In de doelbepaling wordt van de gehele levenscyclusanalyse vastgesteld wat het doel is. Naast het onderwerp van studie omvat dit aspecten als de doelgroep, de gewenste toepassing, etc. De doelbepaling komt voor een groot gedeelte voort uit onderhandelingen tussen opdrachtgevers, onderzoekers en begeleiders, en wordt beïnvloed door factoren als de beschikbare hoeveelheid tijd en geld en de reeds aanwezige kennis met betrekking tot procesgegevens. De mogelijkheden en beperkingen van een levenscyclusanalyse en aandachtspunten bij het formuleren van de doelbepaling kunnen slechts in algemene zin aandacht krijgen.

In de handleiding worden bij de doelbepaling drie stappen onderscheiden:

- bepaling van de toepassing (stap 1.1);
- vaststelling van de diepgang van de studie (stap 1.2);
- definitie van het onderwerp van studie (stap 1.3).

De meeste van de onderwerpen hierover worden in de handleiding uitgewerkt. Dit hoofdstuk bevat een paragraaf over de toepassingen van de levenscyclusanalyse als instrument voor het produktenbeleid, en een paragraaf over de keuze van de functionele eenheid.

## 1.1 Toepassingen van LCA

Een levenscyclusanalyse is een instrument dat het nemen van beslissingen ondersteunt. Er zijn vier hoofdcategorieën toepassingen te onderscheiden:

- produktinformatie;
- produktregulering;
- beleidsstrategieën;
- produktinnovatie.

### 1.1.1 Produktinformatie

Tot nu toe is LCA voornamelijk gebruikt om informatie over de gevolgen van het functioneren van produkten voor het milieu te verzamelen en over te dragen. Daarbij gaat het met name om vergelijkingen van produktalternatieven. Er zijn talloze studies – van populair tot zeer diepgaand – uitgevoerd waarin een aantal verschillende produkten met elkaar vergeleken worden. Vanuit de consument of consumentenorganisaties en vanuit de milieubeweging bestaat vanwege dilemma's bij de aanschaf van produkten een duidelijke behoefte aan informatie over de bijbehorende milieuaspecten. Omgekeerd willen de overheid en het bedrijfsleven hierop inspringen, door deze informatie te leveren.

Met de levenscyclusanalyse als absolute graadmeter moet terughoudend worden omgesprongen. Door alle problemen met betrekking tot de keuze van de systeemgrenzen, de toerekeningsregels, het ontbreken van een ultieme lijst met milieuproblemen, etc., is het onmogelijk om een absolute uitspraak over de milieuvriendelijkheid van een produkt te doen. Het is bovendien te betwijfelen of dit in de

toekomst wèl mogelijk is. Eén van de activiteiten binnen een levenscyclusanalyse is de gevoeligheidsanalyse (§4.2). Daarbij wordt onder meer uitgezocht of de gemaakte keuzes ten aanzien van de bovengenoemde problemen invloed hebben op de conclusie. Dit betekent dat bv. de exacte ligging van de systeemgrenzen de toekenning van een milieukeur niet mag beïnvloeden. Bij een absolute LCA is er geen sprake van een beoordelende conclusie in termen van „slecht” of „beter”, maar van een uitkomst in cijfers. Het enige dat een gevoeligheidsanalyse hieraan kan toevoegen is een nuancering van die cijfers, bv. in de vorm van een geschatte foutenmarge. De betekenis daarvan is echter geringer dan van de gevoeligheidsanalyse bij een produktvergelijking.

### 1.1.2 Produktregulering

Het produktenbeleid houdt zich onder meer bezig met de regulering van het gebruik van bepaalde produkten. Eén van de mogelijkheden om hierbij een LCA in te zetten, is door produkten te toetsen aan een standaard. Het toetsen van produkten is ook een vorm van vergelijking: er wordt beoordeeld of een produkt beter of slechter „scoort” dan de standaard\*. Het voornaamste verschil met de gewone produktvergelijking is dat er in dat geval minimaal twee produktalternatieven moeten worden beschouwd. Er zijn minstens twee soorten standaard: een *milieukeur* en een *produktnorm*. Onder een milieukeur wordt hier een eis verstaan waaraan een produkt moet voldoen om in aanmerking te komen voor een „groen stempel”. Met een produktnorm kunnen daarentegen ook „rode stempels” uitgedeeld worden: een produkt wordt niet op de markt toegelaten omdat het niet aan bepaalde eisen voldoet. Beide typen standaard zullen niet universeel, maar voor een produktgroep geformuleerd worden. Men wil immers een scheiding *binnen* een produktgroep aanbrengen, en niet zozeer een scheiding *tussen* produktgroepen. Daarbij wordt vanzelf de vraag gesteld of bepaalde produktgroepen van een milieukeur uitgesloten moeten worden omdat ze te onvriendelijk voor het milieu zijn, en – in nog extremere gevallen – of bepaalde produktgroepen in hun totaliteit niet aan een produktnorm voldoen. Een andere onduidelijkheid met betrekking tot een standaard is het aggregatieniveau van de beoordeling. Men kan een standaard definiëren op het niveau van de milieuindex, dus na een gewogen evaluatie. De vergelijking is dan eenvoudig: een milieuindex die per gespecificeerde omvang van de functionele eenheid hoger is dan die van de standaard betekent dat het produkt niet aan de eisen voldoet. De standaard kan echter ook als milieuprofiel of zelfs als ingreepstabel gedefinieerd zijn. Toelating van het produkt resp. uitdeling van het keurmerk hangt dan af van de wijze waarop deze standaards nader zijn gespecificeerd: moet een produkt op alle aspecten, op de meerderheid van de aspecten of op één aspect aan de standaard voldoen? Toepassing van de levenscyclusanalyse ten behoeve een milieukeur of produktnorm is dus mogelijk, maar met de hierboven geplaatste kanttekeningen moet rekening worden gehouden.

### 1.1.3 Beleidsstrategieën

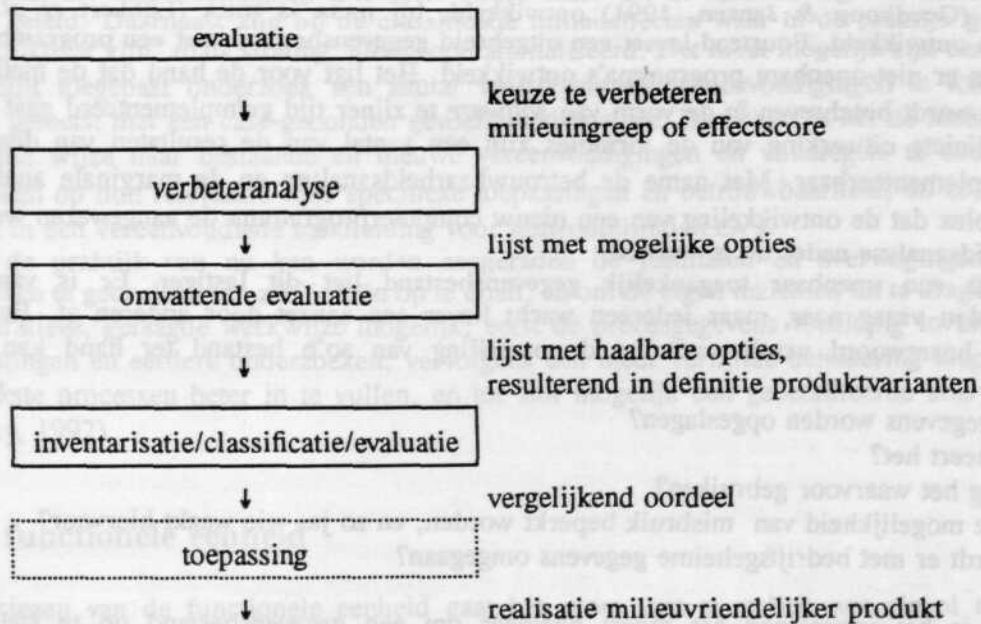
Een derde toepassing waarbij een vergelijkende beoordeling wordt uitgevoerd is de scenariostudie. Hierbij worden niet twee produkten met elkaar vergeleken, maar worden twee of meer situaties waarbij het marktaandeel van deze produkten verschoven is geanalyseerd. Een relatief eenvoudig voorbeeld is een scenariostudie voor melkverpakkingen. Hier wordt een bepaald gebruik aan melkverpakkingen als uitgangspunt genomen, en wordt de bestaande verdeling over de verschillende verpakkingalternatieven gevarieerd. Een grootschaliger project zou een scenariostudie van een gehele sector of zelfs macro-economische activiteit zijn. In principe kan men verschillende scenario's voor het verkeersbeleid met een LCA doorrekenen. Het ligt in de lijn der verwachting dat met een goed gevuld gegevensbestand dergelijke studies verricht gaan worden†.

\* Meestal is deze standaard abstract geformuleerd, maar er kan in principe aan een „standaard melkverpakking”, waarmee alle produkten vergeleken wordt, gedacht worden.

† Het rapport *Our common future* (WCED, 1988) beveelt dit aan: „A broader environmental assessment should be applied not only to products and projects, but also to policies and programmes, especially major macroeconomic, finance and sectoral policies that induce significant impacts on the environment.”

### 1.1.4 Produktinnovatie

De laatste toepassing die hier onder de aandacht gebracht wordt is de innovatie van produkt. Voor de te volgen procedure bij produktinnovatie is een mogelijkheid gegeven in figuur 1.1.



FIGUUR 1.1. Procedure bij produktinnovatie: een mogelijke volgorde van de componenten van de levenscyclusanalyse waarbij uiteindelijk tot een milieuvriendelijker produkt wordt verkregen.

In deze figuur komt tot uiting dat er bij innovatie eerst een analyse van de levenscyclus van het te verbeteren produkt wordt gemaakt. Men kan daarbij de aandacht richten op een belangrijk milieuaspect. Met de methode die in hoofdstuk 5 wordt beschreven, worden opties voor verbetering aangewezen. De uitvoerder van de LCA kan hier door zijn praktijkervaring een eerste selectie uitmaken. In een omvattende evaluatie worden deze onder andere op hun technologische en financiële haalbaarheid beoordeeld. Uiteindelijk leidt dit tot de definitie van een aantal produktvarianten. In een vergelijkende LCA worden deze zowel onderling als met het oorspronkelijke produkt vergeleken. Zonodig leidt dit tot een nadere analyse, waardoor het proces enige malen herhaald kan worden. Uiteindelijk wordt één van de produktvarianten gerealiseerd.

## 1.2 Gestroomlijnde methodes voor LCA

De methode die in deze rapportage wordt beschreven gaat uit van een *volledige LCA*\*. Bij een volledige LCA worden – zoals in figuur 0.1 is geïllustreerd – alle levensfasen en alle milieueffecten beschouwd, zodat afwenteling van milieuproblemen naar andere levensfasen of effecten niet mogelijk is. Het uitvoeren van een volledige LCA kost veel tijd: drie mensmaanden is een normale tijd voor een LCA waarvoor veel procesgegevens aanwezig zijn, en een mensjaar is nu geen uitzondering voor lastige studies met moeilijk verkrijgbare gegevens. Voor alle toepassingen van LCA is dit een belemmering: voor de uitvoering van produktenbeleid, voor het betrekken van een LCA in het ontwerpproces, etc. Voor de toepasbaarheid van LCA is het van groot belang dat hier mogelijkheden voor een meer gestroomlijnde aanpak worden gevonden. De stroomlijning kan in twee richtingen gezocht worden:

- er moet *software* en een groot openbaar bestand met procesgegevens komen;

\* De volledigheid heeft geen betrekking op andere dan milieuaspecten; daar is de term *omvattende LCA* voor gekozen.

- er moeten snellere en minder diepgaande methodes komen.

Beide oplossingen worden in de praktijk al uitgevoerd.

Er zijn in de afgelopen tijd een aantal computerprogramma's geschreven, die het uitvoeren van een LCA vergemakkelijken. Bij het CML is op basis van een oude versie van de methode het programma SIMAPRO 1.0 (Goedkoop & Jansen, 1991) ontwikkeld, bij IIASA is IDEA (Lübker *et al.*, 1991) beschreven en ontwikkeld, Boustead levert een uitgebreid gegevensbestand met een programma erbij. Daarnaast zijn er niet-openbare programma's ontwikkeld. Het ligt voor de hand dat de methode die in dit rapport wordt beschreven in de vorm van *software* te zijner tijd geïmplementeerd gaat worden. Door de expliciete uitwerking van de formules zijn een aantal van de resultaten van deze studie eenvoudig implementeerbaar. Met name de betrouwbaarheidsanalyse en de marginale analyse zijn dermate complex dat de ontwikkeling van een nieuw computerprogramma de aangewezen weg is om de gevoeligheidsanalyse nader uit te werken.

Wat betreft een openbaar toegankelijk gegevensbestand ligt dit lastiger. Er is vanuit alle belanghebbenden vraag naar, maar iedereen wacht liever een aanzet door anderen af. Een aantal vragen moet beantwoord worden voordat de opstelling van zo'n bestand ter hand kan worden genomen:

- welke gegevens worden opgeslagen?
- wie beheert het?
- wie mag het waarvoor gebruiken?
- moet de mogelijkheid van misbruik beperkt worden, en zo ja, wie waakt hiervoor?
- hoe wordt er met bedrijfsgeheime gegevens omgegaan?
- etc.

Vermoedelijk is het vooralsnog het meest haalbaar om een gegevensbestand op te stellen met gemiddelde procesgegevens, dus om niet de gegevens van ieder bedrijf afzonderlijk te geven. Op deze manier is de individuele geheimhouding in de meeste gevallen gewaarborgd, en is misbruik van die gegevens slechts beperkt mogelijk. In dit rapport wordt een *format* voor de opslag van procesgegevens geboden, dat zou kunnen dienen om de wijze van opslag te structureren en een leidraad te bieden voor de keuze van de relevante gegevens.

Het is ook van belang om naast procesgegevens volledige of gedeeltelijke LCA's in een gegevensbestand op te slaan, zeker waar het gaat om veel gebruikte groepen van processen of producten. De volledige productie van aluminium (de keten van bauxietwinning tot aan het materiaal), het gebruik van transportmiddelen, of de gehele huisvuilinzameling en verwerking zijn voorbeelden van takken van procesbomen die in veel andere procesbomen ingezet kunnen worden. Dit zal echter pas zinvol worden wanneer de methodische ontwikkelingen in de inventarisatie zijn afgerond.

Wanneer alle gegevens in de vereiste kwaliteit aanwezig zijn is een LCA nog steeds een langdurige zaak. Er moet immers per geval bekeken worden wat de systeemgrenzen zijn, hoe de procesboom er uit ziet, welke processen uit het immense gegevensbestand moeten worden gekozen, enzovoort. Ook als aan de eerste voorwaarde voldaan is, bestaat dus nog de behoefte aan een snellere methode. Bij een snelle methode wordt de in dit rapport beschreven methode niet volledig gevolgd. Er wordt op een aantal plaatsen van afgeweken.

Er zijn in principe twee manieren om tot zo'n snelle methode te komen:

- vanuit de volledige theorie vereenvoudigingen maken;
- vanuit praktijkervaring vuistregels opstellen.

De eerste manier wordt wel de *top-down*-benadering genoemd, de tweede de *bottom-up*-benadering. Voor deze laatste benadering zijn er tenminste twee bronnen van expertise: de uitvoerders van LCA's en de ontwerpers en procestechnologen. De eerste groep weet bv. vanuit de praktijk welke processen nauwelijks een bijdrage aan het milieuprofiel leveren. De tweede groep heeft voornamelijk kennis over aspecten als een gering energiegebruik, een hoge mate van recyclebaarheid, etc.

Men kan bij de ontwikkeling van gestroomlijnde methodes aan de volgende mogelijke inperkingen denken:

- slechts een verschilanalyse maken;
- minder processen meenemen;
- minder milieueffecten meenemen en daarmee minder milieuingrepen inventariseren;
- één of meer componenten of stappen overslaan;



• etc.

Het ontwikkelen van gestroomlijnde methodes is geen deel van dit project. Er is echter wel in enige mate gebruik gemaakt van de vereenvoudigingen die in de praktijk reeds zijn toegepast. Bij de definitie van de systeemgrenzen is er niet naar volledigheid gestreefd; er is integendeel aandacht besteed aan de noodzaak tot vereenvoudiging. Dit heeft onder meer tot de formulering van enkele richtlijnen daarover geleid. Daarnaast zijn bij de classificatie milieueffecten waar in de praktijk geen gegevens over beschikbaar zijn, zoals straling, niet geoperationaliseerd. Het moet mogelijk zijn om de komende jaren vanuit toegepast onderzoek een aantal vuistregels en vereenvoudigingen te formuleren, bij voorkeur getoetst met een case-gebonden gevoeligheidsanalyse. Daarnaast is het de moeite waard om op gerichte wijze naar bestaande en nieuwe vereenvoudigingen en vuistregels te zoeken, deze te onderzoeken op hun relevantie voor specifieke toepassingen en betrouwbaarheid, en ze vervolgens te bundelen in een vereenvoudigde handleiding voor gestroomlijnde LCA's.

Voor de praktijk van nu kan worden aangeraden de resultaten en overwegingen van andere onderzoeken te gebruiken om zelf ideeën op te doen, en om de eigen inzichten uit te dragen. Daarnaast is een iteratieve, gelaagde werkwijze mogelijk: eerst de procesgegevens voorlopig invullen op grond van schattingen en eerdere onderzoeken, vervolgens een meer verfijnde benadering toepassen om de belangrijkste processen beter in te vullen, en tot slot mogelijk een gedetailleerde analyse uitvoeren (Poremsky, 1992).

### 1.3 De functionele eenheid

Bij het kiezen van de functionele eenheid gaat het erom vast te stellen wat zinvol te vergelijken alternatieven zijn, geheel analoog aan de situatie bij een milieueffectrapportage. Veelal is daarop geen eenduidig antwoord mogelijk omdat een steeds groter aantal functies een rol speelt. Welke functie centraal gesteld wordt bepaalt welke alternatieven zinvol vergeleken kunnen worden. Zo kan een vergelijking tussen personen-transportkilometers zinvol zijn als de keuze van het vervoerssysteem geheel open is, waarmee de vergelijking kan lopen van fiets tot trein en vliegtuig. De toevoeging van „in het woon-werkverkeer” doet het vliegtuig afvallen en beperkt de transportafstand per reis. De toevoeging „in het snelwegverkeer” doet trein, brommer en fiets uit de te vergelijken alternatieven wegvallen, terwijl nog wel met verschillen in grootte tussen auto's en tussen bussen gerekend wordt. Wanneer het gaat om de keuze van „een auto voor een klein gezin” wordt de autokilometer de functionele eenheid.

Bij de toepassing van LCA ten behoeve van een milieukeur voor grasmaaiers ontstaat het probleem of er een milieukeur zowel binnen de groep gemotoriseerde maaiers als binnen de groep niet-gemotoriseerde maaiers uitgedeeld moet worden, of dat de maaiers louter op hun functie als „het kunnen maaien” worden geselecteerd.

Een ander voorbeeld betreft de dagmelk. Wanneer als functionele eenheid gekozen wordt „de consumptie van 1000 liter dagmelk” moet de produktie van de melk, het transport, de verwerking, de verpakking, de distributie, en de opslag thuis voorafgaand aan de consumptie gerekend worden met de rioolwaterzuivering, retourtransport en verwerking na afdanking na afloop van de consumptie. Voor de keuze van het verpakkingssysteem is een groot deel van deze processen irrelevant, omdat ze voor de beschouwde verpakkingalternatieven identiek zijn. Er hoeft niet meer of minder melk geproduceerd te worden afhankelijk van de keuze van de verpakking. Hierbij moet rekening gehouden worden met de situatie waarbij de te consumeren hoeveelheid melk vermindert doordat er in een pak meer achter kan blijven dan in een fles. Bij bijvoorbeeld vla kan dit weer anders liggen. Daar moet het verschil in verspilde vla wel degelijk in de vergelijking worden betrokken. Er zijn ook functies waar het meer om het gebaar dan om de hoeveelheid gaat. Bij bloemen is hier bv. sprake van: men wil in de meeste gevallen „een bos bloemen”, en niet „tien dagen bloemen” of „500 gram bloemen”.

De functionele eenheid moet zoveel mogelijk richting eindgebruiker geformuleerd worden. Het weglaten van tussen alternatieven identieke elementen heeft consequenties voor de wijze waarop een geformaliseerde totaalbeoordeling mogelijk is; zie bij hoofdstuk 4. Het leidt er ook toe dat het eens te meer onmogelijk blijkt om een absolute (ratio)schaal van milieuvriendelijkheid te ontwerpen.

De formulering van de functionele eenheid dient zo specifiek mogelijk te zijn, met dien verstande dat de gekozen produkten binnen de formulering vallen, en de functionele eenheid bovendien aansluit bij de aard van de toepassing. Zeker als deze bestaat uit het formuleren van aanbevelingen voor het nemen innoverende stappen, is het formuleren van een geschikte functionele eenheid een moeilijk punt. Als de functionele eenheid onder meer de zinsnede „met een knalgeel dopje” bevat zou de verbeterende maatregel cadmium te weren niet makkelijk binnen die functionele eenheid zijn te realiseren.

De functionele eenheid dient zoveel mogelijk geformuleerd te worden als een *dienst* aan de gebruiker (of aan een proces). De functionele eenheid beschrijft dus zo veel mogelijk een gebruiksfunctie. Dit brengt met zich mee dat de gekozen produkten een zelfstandige functie moeten hebben, voor een consument of in een proces. Het is in dit verband dus moeilijk om over de levenscyclus van een materiaal te spreken. Het materiaal kan niet „van de wieg tot het graf” beschreven worden, omdat daartoe alle toepassingen zouden moeten worden uitgewerkt. Wanneer de functie van een materiaal binnen een produkt gedefinieerd wordt, is wèl een *partiële LCA* van de rol van het materiaal in dat produkt mogelijk. Het blijft echter van de toepassing in concrete produkten afhangen hoe de „volledige” vergelijking en beoordeling van twee materiaalalternatieven uitvalt.

## 1.4 Discussie

*Zu einer Antwort, die man nicht aussprechen kann,  
kann man auch die Frage nicht aussprechen.*

*Das Rätsel gibt es nicht.*

*Wenn sich eine Frage überhaupt stellen läßt,  
so kann sie auch beantwortet werden.*

LUDWIG WITTGENSTEIN, Tractatus logico-philosophicus.

Eén van de eigenschappen van de doelbepaling is dat het – in tegenstelling tot de meeste andere componenten – niet een voornamelijk technisch maar vooral een sociaal karakter heeft. Dit blijkt onder meer uit de drie stappen die in de handleiding geformuleerd zijn: het gaat hier grotendeels om onderhandelingen tussen verschillende partijen, en om de vastlegging daarvan. Er is geen eenduidige richtlijn te geven over wat een „goede” functionele eenheid is, en wanneer twee partijen van mening verschillen over de keuze van de functionele eenheid, hebben beide partijen meestal wel argumenten „waar iets in zit”. Dit geldt ook bij de keuze van de produktalternatieven die in beschouwing genomen worden. Bij een vergelijkende LCA schrijfpapier zal men altijd van mening verschillen of kringlooppapier wel een bruikbaar alternatief is voor alle soorten papiergebruik. Openheid van zaken is daarom juist in de doelbepaling van groot belang. Duidelijk moet zijn welke alternatieven in beschouwing genomen zijn, maar ook welke niet, met redenen omkleed. Pas dan kan een gebruiker van de resultaten van een LCA vaststellen of hij het met deze overwegingen eens is, of dat voor zijn specifieke doel kringlooppapier wel degelijk een goed alternatief zou zijn.

Behalve dat de keuze van de alternatieven een twistpunt is, kan men ook pleiten voor het beschouwen van het zgn. *nulalternatief*, d.i. de situatie waarbij consumptie achterwege blijft (Öko-Institut, 1982). Als produktvergelijking is dit niet een interessante optie, maar de mogelijkheid van het ter discussie stellen van de geconsumeerde functie moet positief gezien worden. Door een strak genoeg gekozen functionele eenheid kan bijna ieder produkt, onverschillig zijn milieuprofiel, door een LCA als beste worden aangewezen. Dit kan natuurlijk nooit de bedoeling zijn van een LCA: een LCA analyseert en beoordeelt, maar legitimeert niet. Argumenten als „het is nog altijd beter dan vliegen” of „dit produkt draagt slechts voor 1‰ bij aan de afbraak van de ozonlaag” snijden geen hout.

Juist vanwege de potentiële invloed op het koopgedrag van de consument is het bij LCA's voor publieke toepassing van belang dat er een onafhankelijk lichaam wordt opgericht, dat toeziet op zorgvuldigheid bij de uitvoering van LCA's, en dat ingeschakeld kan worden bij geschillen. In internationaal verband worden er stappen in de richting van een gedragscode genomen, compleet met een standaardisatie van terminologie en (ten dele) methode.

## HOOFDSTUK 2

# INVENTARISATIE

De inventarisatie kan worden gedefinieerd als de component van een milieugerichte levenscyclusanalyse waarin het produktsysteem wordt geanalyseerd. In de doelbepaling is onder meer het externe resultaat (de functie in figuur 0.3) van het produktsysteem vastgelegd. Voor deze functie is het interne deel van het produktsysteem niet van belang. Het uitwendige kan echter niet gerealiseerd worden zonder dat het inwendige functioneert. Dit inwendige „raderwerk” – de levenscyclus – bestaat uit een stelsel van processen en heeft allerlei neveneffecten: de milieuingrepen. De inventarisatie houdt zich bezig met het bepalen van deze milieuingrepen middels het ontrafelen van de inwendige structuur. De milieuingrepen van het uitwendige zijn gelijk aan de som van de milieuingrepen van het inwendige.

De inwendige structuur van het produktsysteem wordt dus bepaald door processen. Hieronder vallen uitsluitend economische processen; alle processen die zich in het milieu afspelen, en de effecten daarvan op het milieu, worden in de classificatie geanalyseerd. Een economisch proces is te beschouwen als een economische activiteit die een bepaalde instroom vanuit economie en milieu vertaalt in een uitstroom naar economie en milieu. Producten, diensten, etc. respectievelijk grondstoffen worden omgezet in andere producten, diensten, etc. respectievelijk emissies. Alle producten en diensten die ingezet worden, worden door een ander proces geleverd, en alle producten en diensten (met name te verwerken afval) die geproduceerd worden, worden door andere processen gebruikt. Deze toeleverende en gebruikende processen maken deel uit van het produktsysteem, omdat per definitie de gehele levenscyclus beschouwd wordt. De enige uitzondering hierop is het proces dat als dienst de gevraagde functie levert.

De processen die de levenscyclus vormen kunnen worden gerangschikt in een procesboom. Een procesboom is een overzichtelijke weergave van de processen die te zamen het produktsysteem vormen. Van ieder proces dat in de procesboom voorkomt moeten de karakteristieken worden nagegaan. Voor bepaalde processen kan men beschikken over kant-en-klare processpecificaties: deze zijn al in een eerder onderzoek verzameld en gerapporteerd, ze zijn afkomstig uit opgaven van de producent, of ze komen bv. uit een aanvraag in het kader van milieuwetgeving of uit de emissieregistratie. Men zal veel gegevens zelf moeten verzamelen, door literatuuronderzoek, enquêtes of met processtechnologische kennis. De verzamelde gegevens kunnen door het vergelijken van meerdere bronnen op hun betrouwbaarheid worden getoetst. Alle verzamelde procesgegevens hebben zoveel mogelijk betrekking op processen zoals die feitelijk voorkomen of kunnen voorkomen. Er zijn dus zo weinig mogelijk aannames en vereenvoudigingen gemaakt.

Met name de vereenvoudigingen vormen een punt van aandacht: vergelijking van verschillende bronnen en toepassing van een controlemiddel als de massa- en energiebalans worden ernstig bemoeilijkt wanneer vereenvoudigingen zijn gemaakt bij het verzamelen van procesgegevens. Ook nieuwe ontwikkelingen en inzichten worden hierdoor tegengehouden. In de procesgegevens die in de jaren zeventig verzameld zijn, is de emissie van CO<sub>2</sub> meestal niet gespecificeerd. Dit is gedaan om de tabellen niet nodeloos lang te maken: een emissie van CO<sub>2</sub> werd toen nog niet van belang geacht. Toepassing van die oude gegevens gecombineerd met de nieuwere inzichten wat betreft het

broeikaseffect maakt dat de emissie van CO<sub>2</sub> vaak gereconstrueerd moet worden, aan de hand van een massabalans, of aan de hand van de geschatte koolstofinhoud van bv. fossiele brandstoffen. Een andere vereenvoudiging die vaak wordt toegepast, is dat meervoudige processen gereduceerd zijn tot enkelvoudige processen. De produktie van chloor en natronloog door elektrolyse van keukenzout is een voorbeeld van een meervoudig proces. In veel bestanden met procesgegevens is een proces aanwezig dat chloor levert, zonder dat er door datzelfde proces natronloog wordt geproduceerd. Daarnaast is er een ander proces dat uitsluitend natronloog levert. Het in werkelijkheid bestaande meervoudige proces is dus in veel studies opgesplitst in een aantal fictieve enkelvoudige processen. De procesgegevens zijn daardoor overzichtelijker geworden, maar het is vaak niet duidelijk hoe de opsplitsing is gemaakt. Bovendien is hierdoor mogelijk de massa- en energiebalans verstoord, waardoor dit controlemiddel vervalt.

Dit vormt meteen een introductie op de volgende stap in de inventarisatie: de opsplitsing (toerekening) van meervoudige processen. Er moet per proces worden aangegeven of het een enkelvoudig of meervoudig proces is, wat de nuttige produkten zijn, en op welke manier toerekening dient plaats te vinden. De meervoudige processen in de procesboom kunnen dan vervangen worden door enkelvoudige processen.

Tenslotte wordt van ieder (enkelvoudig) proces uitgerekend in welke hoeveelheid de enkelvoudige functie benodigd is in het produktsysteem. Door vermenigvuldiging van alle processen met het juiste getal zorgt men dat alle produkten en materialen onderling in evenwicht zijn: er wordt precies zo veel geproduceerd als nodig is, het enige dat over blijft, is de dienst die in de vorm van een functionele eenheid extern wordt geleverd. De factoren waarmee ieder proces is vermenigvuldigd, worden ook op de milieuingrepen toegepast. Aggregatie daarvan over alle processen geeft de ingreep tabel.

In de handleiding zijn conform het bovenstaande vier stappen onderscheiden:

- opstelling van de procesboom (stap 2.1);
- invulling van de procesgegevens (stap 2.2);
- toepassing van de toerekeningsregels (stap 2.3);
- opstelling van de ingreep tabel (stap 2.4).

De specifieke problemen die bij deze stappen nader uitgewerkt zijn in de vorm van richtlijnen worden hier uiteengezet. Ook de gebruikte formules om het vóórkomen van ieder proces te berekenen, worden afgeleid.

## 2.1 De systeemgrenzen

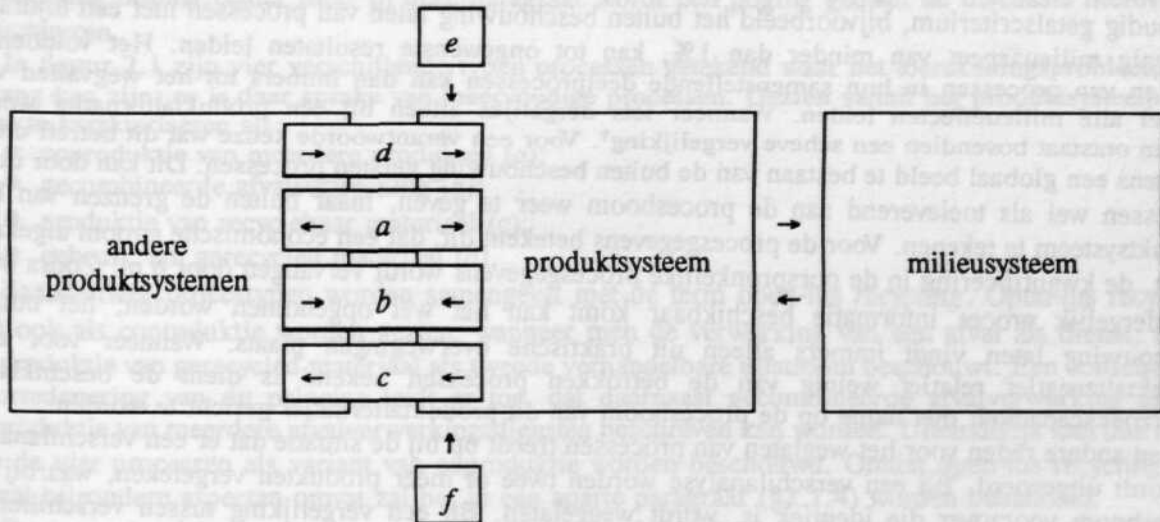
In figuur 0.3 is reeds aangegeven dat er een wisselwerking tussen het bestudeerde produktsysteem en een aantal andere systemen is. De daar genoemde andere systemen zijn het milieusysteem en de verzameling van alle overige produktsystemen. Op ingreepniveau zijn er de volgende wisselwerkingen (zie figuur 2.1):

- processen die slechts gedeeltelijk tot het produktsysteem gerekend worden (*a*, *b*, *c* en *d*);
- processen die niet tot het produktsysteem gerekend worden (*e* en *f*);
- onttrekkingen uit en emissies naar het milieusysteem (*g*).

De processen die slechts gedeeltelijk tot het produktsysteem gerekend worden zijn verder onder te verdelen in twee typen:

- economisch meervoudige processen (*a* en *b*);
- hergebruik en recycling (*c* en *d*).

Om de precieze afbakening van het produktsysteem met de andere twee systemen vast te leggen, zijn de volgende vier paragrafen opgenomen. De afbakening tussen economie en milieu (probleem *g*) wordt in §2.1.1 beschreven, §2.1.2 gaat over het weglaten van processen (probleem *e* en *f*), §2.1.3 behandelt de verdeling van processen of ketens van processen die in dienst staan van twee produktsystemen (*a* en *b*) en §2.1.4 tenslotte behandelt de problemen die met hergebruik en recycling samenhangen (*c* en *d*).



FIGUUR 2.1. In de inventarisatie wordt bepaald welke processen tot het produktsysteem gerekend worden. Keuzes moeten gemaakt worden m.b.t. milieu/economie, wat betreft afkappen, en m.b.t. meervoudige productieprocessen.

### 2.1.1 Milieu en economie

Bij het opstellen van de procesboom moet er een keuze gemaakt worden welke processen tot het produktsysteem gerekend worden en welke tot het milieusysteem (*g* in figuur 2.1). Dit lijkt een gemakkelijke zaak, maar er zijn een aantal probleemgevallen te bedenken. De landbouw kan tot het produktsysteem gerekend worden, en evenzo is een productiebos onderdeel van een economisch systeem. Een moeilijkheid ontstaat evenwel wanneer natuurlijk bos en productiebos in elkaar overgaan. In zulke gevallen moet een keuze gemaakt worden. Het zal in de praktijk echter zo zijn dat de gemaakte keuze weinig invloed op het eindresultaat heeft. Dit kan met een gevoeligheidsanalyse worden getoetst (onderdeel van stap 4.2).

Van een andere orde is de situatie dat bepaalde processen uit praktische overwegingen als onderdeel van het milieusysteem gerekend worden. Zolang de gegevens over de uitloging op lange termijn van toxische stoffen uit afvalstortplaatsen naar bodem en grondwater niet duidelijk is, zou vast afval als een emissie met ruimtebeslag beschouwd kunnen worden; zie ook §2.2.7. In de meeste studies die tot nu toe zijn uitgevoerd is het ontstaan van afval inderdaad als een milieuingreep beschouwd. In de classificatie is vast afval in dat geval als zelfstandige parameter worden opgenomen, al dan niet uitgesplitst naar categorieën van gevaarlijkheid (chemisch, radioactief, ...). Wanneer emissiegegevens wèl bekend zijn kan afvalstort als deel van het produktsysteem beschouwd worden, met nog steeds het ruimtebeslag, maar de categorieën van gevaarlijkheid vertaald in (kansen op) emissies van bepaalde verontreinigende stoffen.

### 2.1.2 Volledigheid

Er zal altijd een grens getrokken moeten worden tussen processen die wèl in de procesboom worden opgenomen en processen die redelijkerwijze buiten beschouwing gelaten kunnen worden. Het gaat daarbij om de met *e* en *f* aangeduide processen in figuur 2.1. Deze processen geven bijvoorbeeld de inzet van kapitaalgoederen weer, zowel wat betreft productie (bv. afschrijving van machines) als wat betreft verwijdering (bv. afschrijving van rioolwaterzuiveringsinstallaties). Ook zal hier vaak de infrastructuur van dienstverlenende processen onder vallen (bv. aanleg van wegen). Deze processen worden niet aan andere produktsystemen toegerekend, maar behoren tot het onderzochte produktsysteem, waar ze echter niet gekwantificeerd maar als *pro memoria* p.m. worden meegenomen.

Criteria voor wat redelijkerwijze weggelaten kan worden zijn lastig precies aan te geven\*. Een eenvoudig getalscriterium, bijvoorbeeld het buiten beschouwing laten van processen met een bijdrage aan enig milieuaspect van minder dan 1%, kan tot ongewenste resultaten leiden. Het voldoende opdelen van processen in hun samenstellende deelprocessen kan dan immers tot het wegvallen van vrijwel alle milieueffecten leiden. Wanneer iets dergelijks alleen bij één produktalternatief wordt gedaan ontstaat bovendien een scheve vergelijking†. Voor een verantwoorde keuze wat dit betreft dient minstens een globaal beeld te bestaan van de buiten beschouwing gelaten processen. Dit kan door deze processen wel als toeleverend aan de procesboom weer te geven, maar buiten de grenzen van het produktsysteem te tekenen. Voor de procesgegevens betekent dit, dat een economische stroom afgekap wordt, de kwantificering in de oorspronkelijke procesgegevens wordt vervangen door p.m. Zodra over een dergelijk proces informatie beschikbaar komt kan het wel opgenomen worden; het buiten beschouwing laten vindt immers alleen uit praktische overwegingen plaats. Wanneer voor een produktalternatief relatief weinig van de betrokken processen bekend is dient de beschikbare onderzoekscapaciteit met name op de procesboom van dit produktalternatief gericht te worden.

Een andere reden voor het weglaten van processen treedt op bij de situatie dat er een verschilanalyse wordt uitgevoerd. Bij een verschilanalyse worden twee of meer produkten vergeleken, waarbij de procesboom voorzover die identiek is, wordt weggelaten. Bij een vergelijking tussen verschillende kozijntypen (Lindeijer *et al.*, 1990) kan bijvoorbeeld de ruit buiten beschouwing gelaten worden, niet omdat het als kapitaalgoed wordt beschouwd, maar omdat dit in de produktvergelijking geen rol speelt. In bepaalde gevallen worden er gehele takken van de procesboom weggelaten, omdat deze voor het bewuste onderzoek niet essentieel zijn. In een vergelijking van teeltwijzen voor tarwe (Wegener Sleswijk *et al.*, 1992) wordt de keten tot aan de teelt beschouwd; alles daarachter (van de oogst via de bakker en de consument tot aan de rioolwaterzuivering) wordt achterwege gelaten. In veel gevallen is dit een bruikbare manier om tot een overzichtelijke produktvergelijking te komen. Als een op deze manier beperkte procesboom gebruikt is, bestaat wel het gevaar dat deze een eigen leven gaat leiden, zonder dat duidelijk is dat er een deel is weggelaten. Een eenmaal uitgerekende ingreep tabel kan als toeleverende dienst in een ander proces wordt gebruikt. Bij het gebruik van een „onvolledige functionele eenheid” vindt er een onderschatting van de milieuingrepen plaats. De onduidelijkheid over een volledige versus een onvolledige ingreep tabel kan worden vermeden door ook voor het produktsysteem gebruik te maken van het format (zie §2.3). Het verschil tussen een volledige en een onvolledige procesboom blijkt dan uit het al dan niet nul zijn van de economische in- en uitstromen.

### 2.1.3 Toerekeningsregels

Kwantificering van processen is niet mogelijk zonder een aantal methodische keuzen. In stap 2.3 wordt een belangrijke methodische keuze gemaakt of toegepast. Het gaat hier om de bij een functionele eenheid betrokken processen die niet alleen aan het onderzochte produktsysteem behoren, maar tevens deel uit maken van een ander produktsysteem (*a, b, c en d* in figuur 2.1).

Kern van het probleem is dat slechts een beperkt gedeelte van het proces voor het functioneren van het bestudeerde produktsysteem ingezet wordt en dat de rest van het proces een ander produktsysteem dient. Het gaat hier om processen die meerdere nuttige stromen leveren, de zgn. *meervoudige processen*. Wanneer slechts één van deze nuttige stromen bij een bepaald produktsysteem nodig is, wordt het meervoudige proces als het ware in een aantal *enkelvoudige processen* gesplitst. De milieuingrepen van het meervoudige proces en de economische stromen die niet het doel van het proces vormen worden verdeeld over de enkelvoudige processen. Deze verdeling wordt *toerekening*

\* De toevoeging van nieuwe, óók relevante processen zal de totaalscore van ingrepen tot een limiet doen stijgen. Er is op de wereld immers slechts een beperkte hoeveelheid milieuingrepen en een beperkte hoeveelheid produkten waaraan deze toegerekend dienen te worden. In principe zou het daarom mogelijk moeten zijn om vanuit een reeks toevoegingen de limietwaarden te berekenen. Gebrek aan „standaardeenheden van toevoeging” maakt een dergelijke procedure vooralsnog onmogelijk.

† In sommige methoden om tot een snelle produktbeoordeling wordt dit expliciet gedaan, onder andere om snelheid te winnen (zie bv. Korenrump *et al.*, 1991). Zo zou in een vergelijking van gloeilampen en spaarlampen de behoefte aan energie in de productiefase voor spaarlampen wel en voor gloeilampen niet kunnen worden meegenomen, omdat bij gloeilampen het energiegebruik in de gebruiksfase veel groter is.

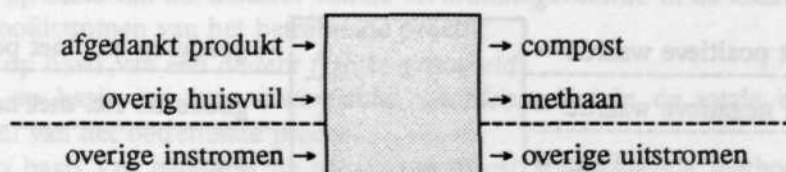
genoemd\*. Over toerekening bestaan veel ideeën en misverstanden; een intrinsiek correcte manier van toerekening bestaat echter niet. In deze paragraaf wordt een poging gedaan de discussie hierover te structureren.

In figuur 2.1 zijn vier verschillende typen processen getekend waar het toerekeningsprobleem van belang kan zijn: er is daar sprake van meervoudige processen. Gezien vanuit het produktsysteem zijn deze te karakteriseren als:

- coproductie van meerdere produkten (a);
- gecombineerde afvalverwerking (b);
- productie van recyclebaar materiaal (c);
- gebruik van gerecycled materiaal (d).

De laatste twee processtypen worden samengevat met de term open-lus *recycling*. Open-lus recycling kan ook als coproductie worden gezien, wanneer men de verwerking van een afval als dienst, naast de productie van gerecycled materiaal als tweede verhandelbare uitstroom beschouwt. Een consequente doorredenering van dit principe leidt er toe, dat daarnaast gecombineerde afvalverwerking als de coproductie van meerdere afvalverwerkingsdiensten beschreven kan worden. Uiteindelijk kan dus ieder van de vier processen als variant van coproductie worden beschouwd. Omdat open-lus recycling een aantal bijzondere aspecten omvat zal het in een aparte paragraaf (§2.1.4) worden behandeld.

Bovengenoemde vier typen processen zijn te beschouwen als „uitkledingen” van een algemeen processtype: het meervoudige proces dat meerdere afvalstromen verwerkt tot meerdere herbruikbare materialen. Een voorbeeld hiervan is het proces dat een afgedankt produkt verwerkt tegelijk met ander huisvuil, waarbij compost en methaan ontstaat (figuur 2.2).



FIGUUR 2.2. Meest algemene vorm van het toerekeningsprobleem: een proces verwerkt meerdere afvalstromen tot meerdere nuttige materialen. Door toerekening worden de bijbehorende ingrepen verdeeld over de vier stromen.

Bij de toerekening van meervoudige processen zijn twee vragen te onderscheiden (ILV, 1991):

- de kwalitatieve vraag: wat wordt aan wat toegerekend?
- de kwantitatieve vraag: hoe wordt er toegerekend?

Deze vragen zijn nader uit te werken als:

- welke stromen worden toegerekend?
- aan welke stromen wordt toegerekend?
- welke van de stromen worden aan welke stromen toegerekend?
- in hoeverre wordt iedere toe te rekenen stroom aan de verschillende stromen toegerekend?

Als voorbeeld het proces waarbij de economische uitstromen chloor en loog ontstaan, en de emissies van  $\text{NO}_x$  en  $\text{HCl}$  optreden. Een antwoord op de vier vragen zou kunnen zijn:

- $\text{NO}_x$  en  $\text{HCl}$  worden toegerekend;
- dit toerekenen gebeurt aan chloor en loog;
- $\text{NO}_x$  wordt aan zowel chloor als loog toegerekend, en  $\text{HCl}$  wordt alleen aan chloor toegerekend;

Sommige auteurs noemen ook de mogelijkheid om niet van een verdeling uit te gaan. In deze gevallen wordt niet aan de algemene systeemeis dat de som van de fictieve processen het oorspronkelijke proces is, voldaan. De beschrijving in termen van een aantal equivalente processen is hier een voorbeeld van (zie ILV, 1991). Ook de invoering van meervoudige functionele eenheden (Heintz & Baisnéé, 1992) lijkt niet zinnig, omdat de functionele eenheid wordt uitgebreid met andere functies die vervuld kunnen worden dankzij het bestaan van een nevenprodukt, waardoor de omvang van de analyse enorm kan groeien; uiteindelijk blijken bijna alle produkten op de wereld door een of ander proces gekoppeld te zijn.

- $\text{NO}_x$  wordt in de verhouding 1+2 toegerekend aan chloor rep. loog.

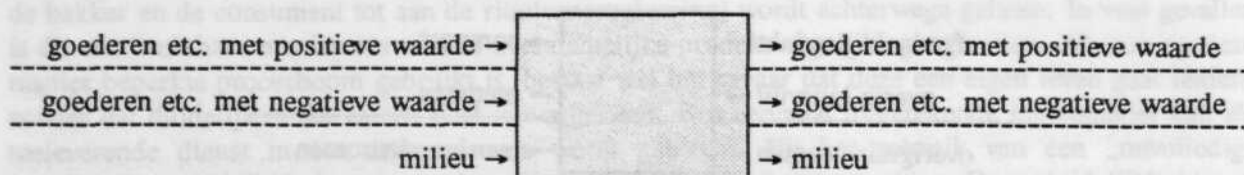
Allereerst zal de volgende vraag beantwoord worden: welke stromen worden toegerekend en aan welke stromen wordt toegerekend?

*Wat wordt aan wat toegerekend? Hoofdstromen en bijstromen*

Volgens de algemene structuur van een proces zijn er vier karakteristieke stromen in een proces:

- een economische instroom (goederen, diensten, materialen, energie en te verwerken afval);
- een instroom vanuit het milieu (grondstoffen en ruimte);
- een economische uitstroom (symmetrisch aan de instroom);
- een uitstroom naar het milieu (emissies en dergelijke).

Instromen uit en uitstromen naar het milieu zijn gratis of vertegenwoordigen een negatieve waarde: voor de winning van grondstoffen moeten soms concessies worden betaald, voor emissies soms lozingsrechten; in ieder geval is de onttrekking van grondstof of de emissie van een schadelijke stof nooit het doel van een proces. Dit geldt ook voor een aantal economische stromen: een aantal van de stromen (hoofd- en nevenprodukten) vertegenwoordigen het doel van een proces, terwijl de andere economische stromen nodig zijn om de gewenste stromen te laten ontstaan. Deze andere stromen zijn in zekere zin ongewenst omdat zij kosten met zich mee brengen. Eerder of verder in de produktieketen zijn ze ook ongewenst omdat de productie respectievelijk verwerking van deze stromen ook gevolgen voor het milieu in de vorm van milieuingrepen heeft. De vier categorieën zijn dus nader onder te verdelen in zes categorieën: de economische stromen worden gesplitst in stromen met positieve en stromen zonder of met negatieve waarde. Zie ook figuur 2.3 en Huppes (1992).



FIGUUR 2.3. De economische stromen van een proces kunnen worden onderverdeeld in stromen met positieve en stromen met negatieve waarde. Het doel van een proces komt tot uiting in de stromen met een positieve waarde.

Van iedere in- en uitstroom kan dus de mate van gewenstheid worden afgelezen uit de waarde van die stroom. Het ligt dus voor de hand om de economische waarde als criterium te gebruiken om te bepalen welke stromen toegerekend worden en aan welke stromen iets toegerekend wordt. Economische stromen met een positieve waarde - waar dus aan toegerekend wordt - zullen in het volgende *hoofdstromen* worden genoemd. Economische stromen zonder of met een negatieve waarde en stromen van en naar het milieu zullen met *bijstromen* worden aangeduid.

Wanneer men nu het geval van een enkelvoudig proces beschouwt klopt dit: enkelvoudig wil in dat geval zeggen dat er slechts één hoofdstroom is. Deze stroom is het doel van het proces en krijgt alle bijstromen toegerekend. Voor een meervoudig proces worden de bijstromen volgens een hierna te bespreken principe verdeeld over de hoofdstromen. Er is echter eerst nog een ander probleem: wanneer duidelijk is welke stromen hoofdstromen zijn en welke bijstromen, is daarmee nog niet gezegd dat alle bijstromen aan alle hoofdstromen worden toegerekend.

*Wat wordt aan wat toegerekend? Causaliteit*

Het hierboven geschetste principe berust op een maatschappelijke veroorzaking. Bijstromen worden toegerekend aan hoofdstromen, omdat de hoofdstromen de drijvende kracht voor het bestaan van het proces vormen en de bijstromen ongewenste bijverschijnselen zijn. Op fysieke gronden is hier nog iets aan toe te voegen.

Als voorbeeld kan de verbranding van huisvuil worden beschouwd. Bij dit proces worden vele verschillende produkten tegelijkertijd verbrand. De rookgassen bevatten zeer veel stoffen die milieuhygiënisch van belang zijn. De gemiddelde samenstelling van deze emissies per ton te



verbranden afval is empirisch bekend. Het is evenwel onzinnig om voor een bepaald verbrand produkt al deze emissies in een bepaalde mate toe te rekenen. Een produkt dat geen kwik bevat is in causaal opzicht niet verantwoordelijk voor de emissies van kwik door de schoorsteen.

Dit probleem speelt vooral bij gecombineerde afvalverwerking. Er zijn ook voorbeelden van produktieprocessen waarbij deze situatie optreedt. Bij de gecombineerde produktie van zink en cadmium uit erts vinden emissies van zink en van cadmium plaats. Het is op zijn minst discutabel of de produktie van zink gedeeltelijk verantwoordelijk kan worden gesteld voor de emissie van cadmium.

Naast de maatschappelijke causaliteit (indeling in hoofd- en bijstromen) is de fysieke causaliteit dus van belang bij de keuze wat aan wat toe te rekenen. Na ontrafeling van de causaliteit, zowel maatschappelijk als fysiek, komt de vraag aan de orde in hoeverre de toe te rekenen bijstromen aan de hoofdstromen wordt toegerekend.

#### *Hoe wordt er toegerekend? Algemene principes*

Een algemene systeemeis bij de toerekening van milieuingrepen is dat de afzonderlijke processen te zamen precies het opgesplitste proces leveren. Dit betekent dat er enerzijds geen dubbel telling van milieuingrepen is, en dat er anderzijds geen milieuingrepen niet toegerekend worden\*. Toerekening is dus gedefinieerd als het louter verdelen van alle bijstromen over de hoofdstromen.

De vraag is nu hoe de toerekening over de verschillende hoofdstromen plaats zou moeten vinden. Er kunnen bij processen met meerdere hoofdstromen tenminste vier toerekeningsmethoden gehanteerd worden waartussen een keuze gemaakt dient te worden:

- toerekening op basis van het *massa-aandeel* in de totale massa van hoofdstromen van het betreffende proces;
- toerekening op basis van het *aandeel van de verbrandingswaarde* in de totale verbrandingswaarde van de hoofdstromen van het betreffende proces;
- toerekening op basis van een *andere fysieke grootheid*;
- toerekening op basis van het *economische waarde-aandeel* in de totale opbrengsten van de hoofdstromen van het betreffende proces.

De toerekening op basis van massa is de tot nu toe meest voorkomende methode (Deurloo, 1990; Drujff, 1984). In Boustead & Hancock (1989) wordt naast massa ook oppervlakte en aantal exemplaren genoemd. In Drujff (1984) wordt toerekening op basis van de economische waarde voorgesteld wanneer de prijs van de uitstromen per eenheid volume meer dan een factor tien verschilt. In Huppés (1992) is dit idee nader uitgewerkt. Het gebruik van een equivalent proces levert problemen omdat er soms meerdere equivalente processen zijn en soms geen een.

Er worden over het algemeen drie argumenten gehanteerd om voor toerekening op basis van massa te kiezen:

- massagegevens zijn bijna altijd bekend of makkelijk te achterhalen, objectief en onveranderlijk;
- de massabalans van ieder proces is idealiter kloppend;
- toerekening naar massa sluit aan bij de fysieke causaliteit.

De drie argumenten worden afzonderlijk behandeld.

Massagegevens zijn inderdaad bijna altijd bekend en tamelijk onveranderlijk, dit in tegenstelling tot economische gegevens. De objectiviteit is minder duidelijk†, omdat er in bepaalde gevallen een keuze moet worden gemaakt tussen de massa van een stof zonder of met aanhangend water.

Omdat er in dit project voor gekozen wordt de procesgegevens als stap 2.2 te verzamelen, en pas daarna (stap 2.3) de toerekening uit te voeren, kan de massabalans als controlemiddel‡ nog steeds voor de originele niet-toegerekend meervoudige procesgegevens worden gebruikt. Niet een balans per proces maar de balans per stroom is van belang bij het uitrekenen van de bijdrage van ieder proces aan de procesboom (stap 2.4).

\* Deze eisen zouden niet alleen op het niveau van individuele processen maar ook voor het totaal van alle betrokken processen gesteld kunnen worden.

† Huppés (1992) schrijft: „It seems rather odd to measure a variable with a precise but wrong measuring instrument.”

‡ Voor het uitvoeren van de berekeningen in een LCA is het overigens niet nodig dat de instroommassa en de uitstroommassa van een proces even groot zijn.

Tenslotte het argument van de fysieke causaliteit. Het feit dat voor speciale gevallen de verbrandingswaarde of andere fysieke grootheden als toerekeningsgrootheid worden gebruikt, is wat dit betreft al een indicatie dat massa niet de enige fysiek bepalende grootheid is. Bij oppervlaktebehandelingen waar meerdere producten tegelijkertijd worden behandeld (reinigings- of galvanisatiebaden) ligt het voor de hand de behandelde oppervlakte als toerekeningsgrootheid te nemen. Voor telefoonleidingen waarover meerdere gesprekken kunnen worden gevoerd is het aantal of de duur van telefoongesprekken een goede maat.

Uit deze gevallen blijkt dat de *functie* die het proces vervult als algemeen bepalende grootheid te zien is. In veel industriële processen is de functie van een proces het produceren van een hoeveelheid van een aantal materialen. In deze gevallen vertegenwoordigt de massa van die goederen de functie van het proces. In andere gevallen zal het aantal exemplaren, de oppervlakte of de tijd dat een proces gebruikt wordt de functie van het proces vertegenwoordigen.

Daarnaast speelt de vraag of de functie die een proces vervult altijd zo eenduidig gedefinieerd is. Als voorbeeld kan de gecombineerde productie van geneesmiddelen en veevoeders dienen. Bij dit proces ontstaat in termen van massa veel meer veevoeder dan geneesmiddel, terwijl de economische opbrengst voor het grootste gedeelte door de productie van geneesmiddelen geleverd wordt. Het is duidelijk dat er in dit geval een groot verschil is tussen toerekening naar massa of toerekening naar waarde. Enerzijds kan men aanvoeren dat de functie van het proces gevormd wordt door de behoefte om een hoeveelheid veevoeders en geneesmiddelen te produceren. Anderzijds kan men stellen dat voor de producent de marktverhouding van belang is voor zijn resultaat en dus voor zijn strategie.

Vanuit dat gezichtspunt redenerend kan men stellen dat de *maatschappelijke veroorzaking* de drijfveer is om processen op een bepaalde manier te laten draaien. Bij veel processen is de verhouding tussen de hoofdstromen binnen zekere grenzen te regelen. Het aantal personenwagens en het aantal goederenwagens van één trein ligt niet vast maar wordt zó gekozen, dat de markt optimaal wordt gediend en een zo groot mogelijke winst wordt behaald. De maatschappelijke veroorzaking wordt weerspiegeld door economische begrippen als prijs en opbrengst. Zo bekeken is de methode op basis van het economisch waardeandeel de meest juiste methode omdat deze direct aansluit bij de maatschappelijke veroorzaking van het betreffende proces.

Bovendien is het een methode die conceptueel goed aansluit bij de eerste beantwoording van de kwalitatieve vraag (wat wordt aan wat toegerekend). Als er voor wordt gekozen stromen zonder of met een negatieve waarde toe te rekenen aan stromen met een positieve waarde omdat stromen met een positieve waarde het doel van het proces weerspiegelen, ligt het voor de hand dit principe vast te houden bij de bepaling welke stroom het voornaamste doel van het proces is en dus het meest van de bijstromen toegerekend moet krijgen.

Bezwaarlijk is echter dat bij die keuze ook relatief veranderlijke economische gegevens over de hoofdstromen van de processen beschikbaar moeten zijn. Een tweede bezwaar is dat er - net als bij de toerekening op fysieke gronden - niet een eenduidige economische grootheid is. Er moet een keuze gemaakt worden tussen de bruto opbrengst, de netto opbrengst, de prijs na aftrek van belastingen en subsidies, etc. In Huppes (1992) wordt hiervoor een uitgewerkt voorstel gedaan. Dit voorstel komt er op neer dat de bruto opbrengsten in de meeste gevallen een goede toerekeningsgrootheid is.

De kwalitatieve vraag over de indeling van hoofd- en bijstromen is niet alleen met een maatschappelijk, maar ook met een fysiek causaliteitsprincipe beantwoord. Wanneer één van de argumenten voor het hanteren van economische toerekeningsregels teruggevoerd wordt op de maatschappelijke causaliteit, moet het hanteren van fysieke toerekeningsregels ook aandacht krijgen.

Het is duidelijk dat er aan iedere methode voor- en nadelen zitten. Het lijkt op dit moment het meest correct om het functiebegrip centraal te stellen. Dit zal in veel gevallen tot een bevredigend resultaat leiden. Omdat het functiebegrip echter niet eenduidig te koppelen is met een bekende grootheid (massa, waarde, etc.), zal er in een aantal gevallen geen bevredigende oplossing zijn. In die gevallen kunnen natuurlijk twee extreme situaties met een gevoeligheidsanalyse beschouwd worden. Hieronder zal voor de drie onderscheiden situaties (coproductie, gecombineerde afvalverwerking en open-lus recycling) de kwantitatieve vraag worden uitgewerkt.

### *Hoe wordt er toegerekend? Coproductie*

Samenvattend kan voor coproductie gesteld worden dat het maatschappelijke causaliteitsbeginsel een eerste scheiding maakt tussen hoofd- en bijstromen. Hoofdstromen zijn die economische stromen waarmee een positieve waarde gemoeid is: geleverde produkten, materialen en diensten en verwerking van afval met, voor de leverancier ervan, negatieve waarde. Alle economische stromen zonder of met een negatieve waarde (verbruikte produkten, materialen en diensten en te verwerken afval) leveren geen functies aan andere processen, zijn daarmee bijstromen en worden aan het beschouwde proces toegerekend. Vervolgens wordt het fysieke causaliteitsbeginsel toegepast wat betreft de kwalitatieve toerekening: cadmiumemissies worden bv. niet aan zink bij gecombineerde zink-cadmiumproductie toegerekend.

Voor de mate waarin toerekening plaatsvindt wordt een combinatie van maatschappelijke en fysieke causaliteit voorgesteld. Bijstromen die duidelijk fysiek aan bepaalde hoofdstromen gekoppeld zijn, worden fysiek toegerekend. De fysieke grootheid die hiervoor gebruikt wordt zal bijna altijd de grootheid zijn waarin de procesgegevens gespecificeerd zijn. In de meeste gevallen is dit massa. Voor de meeste stromen is de fysieke causaliteit echter niet aanwezig en zal in principe een economische toerekening gehanteerd worden.

Praktische overwegingen met betrekking tot de afwezigheid van de benodigde economische gegevens geeft een ander beeld. Als voorlopige richtlijn kan bij processen met een meerdere produkten met massa-aandelen gerekend worden wanneer zij in massa zijn uit te drukken en per kg in prijs niet veel verschillen. Bij een aantal processen kan het aandeel in de totale bruto opbrengsten gehanteerd worden. Daartoe kan de gemiddelde prijsverhouding (het absolute prijsniveau is niet van belang) over een wat langere periode in beschouwing genomen worden. Dat zou bij voorkeur dienen te gebeuren met uit milieuoogpunt kwantitatief belangrijke processen, zoals basis-organochemische industrie, chloor-loogproductie en de verwerking van gemengde ertsen.

### *Hoe wordt er toegerekend? Gecombineerde afvalverwerking*

Bij gecombineerde afvalverwerking speelt de fysieke causaliteit een primaire rol. De chemische samenstelling van het afval vormt in veel gevallen een goede indicator van stromen die wel en stromen die niet toegerekend worden. Ook kan de kwantitatieve vraag naar de precieze verdeelsleutel met dit fysieke causaliteitsbeginsel grotendeels worden beantwoord. In de praktijk zijn hier een aantal problemen bij.

Voor de emissie van dioxine is de aanwezigheid van koolstof en chloor noodzakelijk; koper katalyseert de vorming van dioxines (Kleijn & Van der Voet, 1991). In fysieke zin zijn een chloorhoudend, een koolstofhoudend en een koperhoudend produkt dus verantwoordelijk voor de emissie van dioxines. De precieze relatie tussen de aanwezigheid van deze stoffen en de vorming van dioxine is echter sterk afhankelijk van de specifieke verbrandingscondities. Zo heeft de aanwezigheid van een grote hoeveelheid natte fractie (GFT) een temperatuurverlagend effect waardoor er meer dioxines ontstaan.

Bij de emissie van PAK's kan men veronderstellen dat de aanwezigheid van koolstof een bepalende factor is. Het is evenwel niet duidelijk of de aanwezigheid van koolstofringen de emissie van PAK's verhoogt (Guinée *et al.*, 1988).

De emissie van stikstofoxyden tenslotte is weer van een andere aard. Het is met name de stikstof en de zuurstof die van nature in de lucht aanwezig zijn die ten gevolge van de verbrandingstemperatuur reageren tot NO<sub>x</sub>. Hiervoor is dus de verbrandingswaarde van de ter verbranding aangeboden produkten die bepalend is voor deze emissies.

Het storten van afval is ook een gecombineerd afvalverwerkingsproces. Hiervoor zijn dezelfde redeneringen als voor afvalverbranding van toepassing, behalve dat het lastig is om de grens tussen produktsysteem en milieusysteem precies vast te stellen. Over de te verwachten emissie bij het storten van afval is elders een paragraaf opgenomen (§2.2.7).

Tenslotte wordt er zo nu en dan voor economische toerekening gepleit. Met name voor chemisch afval is er een belangrijk verschil in de prijs die er voor verwerking van afval gevraagd wordt. Over het algemeen zal de prijs gerelateerd zijn aan de schadelijkheid van het afval: de verwerking van sterk verontreinigd afval is veel duurder dan de verwerking van licht chemisch afval. Dit zegt echter nog niets over de schadelijkheid vóór en ná de verwerking; een verwerkingsinstallatie is gedwongen zich

aan de wettelijke eisen te houden en moet sterk verontreinigd afval dus intensiever of langduriger behandelen. Een intensievere behandeling kan uiteraard slechter voor het milieu zijn: dit blijkt echter vanzelf wanneer de gehele procesvoering in de levenscyclus wordt betrokken.

Concluderend kan men stellen dat bij gecombineerde afvalverwerking de fysieke causaliteit een overheersende rol speelt bij het ontstaan van bepaalde emissies. De precieze wetmatigheden zijn echter niet voor alle geëmitteerde stoffen even duidelijk. Voor een aantal emissies is de chemische samenstelling van de produkten bepalend, maar voor andere emissies de verbrandingswaarde. Ook zijn er stoffen die emissiebevorderend werken. In feite kan het probleem vanuit twee richtingen benaderd worden:

- vanuit de instroomkant: een cadmiumhoudend produkt dat wordt verbrand is in principe in staat cadmium of -verbindingen te emitteren;
- vanuit de uitstroomkant: een bij afvalverbranding gemeten emissie van  $\text{NO}_x$  is in principe veroorzaakt door één of meer van de verbrandde produkten.

Het probleem is dat de twee benaderingen moeten op elkaar moeten worden afgestemd. Per geval zal moeten worden uitgezocht wat een bevredigende oplossing voor het toerekeningsprobleem is. In principe is dit mogelijk (Petersen, 1992). Het is echter niet duidelijk hoe per praktijkstudie binnen een aanvaardbare hoeveelheid tijdsbesteding een bevredigende oplossing kan worden gevonden. Nader onderzoek naar de toerekening bij gecombineerde afvalverwerking is derhalve noodzakelijk.

#### *Hoe wordt er toegerekend? Open-lus recycling*

Er is sprake van open-lus recycling wanneer materiaal, componenten of produkten van het ene produktsysteem worden ingezameld, gereinigd of opgewerkt om in een ander produktsysteem opnieuw ingezet te worden. Enige problemen met betrekking tot toerekening hierbij zijn:

- aan welk produktsysteem wordt het inzamelings- en opwerkingsproces toegerekend?
- wordt de grondstofwinning (als proces) en de onttrekking (als uitputting) volledig toegerekend aan het produkt dat de oorspronkelijke grondstof gebruikt?
- wordt de verwerking van de uiteindelijke afvalstof volledig toegerekend aan het produkt dat het materiaal als laatste gebruikt?
- wordt het ten gevolge van gebruik laagwaardiger worden van een materiaal toegerekend? Zo ja, hoe?
- in hoeverre worden verontreinigingen van het secundaire materiaal aan het ontvangende produkt toegerekend?
- moet er een onderscheid gemaakt worden tussen recycling, hergebruik en nuttige toepassing?

Deze vragen laten zien dat recycling een zelfstandige benadering verdient, en de oplossingen die voor coproductie en gecombineerde afvalverwerking zijn gekozen niet zonder meer van toepassing zijn. Daarom is er voor de toerekening van recycling een aparte paragraaf gereserveerd.

#### **2.1.4 Recycling en hergebruik**

Bij recycling\* zijn er twee situaties van belang:

- gesloten-lus recycling;
- open-lus recycling.

Gesloten-lus recycling omvat de opwerking of het hergebruik van materialen, componenten of produkten ten behoeve van hetzelfde produktsysteem. Flessen die met een retoursysteem (al dan niet met statiegeld) verzameld, gereinigd en opnieuw gebruikt worden, zijn hier een voorbeeld van, evenals via de glasbak verzameld oud glas dat omgesmolten wordt en opnieuw ingezet. Deze hergebruiksprocessen leiden tot een reductie van de inzet aan grondstoffen en hulpgoederen, en van de productie van te verwerken afval. De bijstromen die met die hergebruiksprocessen gepaard gaan zijn een ongewenste bijkomstigheid. Voordelen en nadelen vallen geheel binnen het produktsysteem omdat zowel de op te

\* In het vervolg van deze paragraaf worden recycling en hergebruik samengevat onder de term „recycling”. Dit is gedaan omdat er voor een LCA geen wezenlijk onderscheid nodig is: materiaal dat als afval uit een economisch proces komt, wordt met één of meer recyclingsprocessen (inzameling, reiniging, opwerking, ...) geschikt gemaakt om in een economisch proces als materiaal ingezet te kunnen worden.

werken (afval)stroom als de opgewerkte stroom van het produktsysteem komt\*.

Bij recycling van materiaal of van produkten in de levenscyclus van een produkt is er een (terug)koppeling tussen processen in de keten. Er is een besparing van dat materiaal of die produkten mogelijk dankzij een aantal recyclingsprocessen. Wat betreft de consequenties van recycling in een levenscyclus zijn er zowel aspecten die resulteren in een afname van milieuingrepen als aspecten die resulteren in een toename van milieuingrepen. Er zijn dus zowel voordelen als nadelen aan recycling verbonden.

De voordelen (afname van milieuingrepen) zijn in het algemeen evident:

- door recycling wordt de afvalverwerking van afgedankte produkten en materialen verminderd, wat tot een reductie van emissies en dergelijke leidt;
- door recycling wordt het verbruik van grondstoffen en daardoor een deel van de milieuingrepen gereduceerd.

Ook de eventuele nadelen van recycling (toename van milieuingrepen) dienen bij de uiteindelijke analyse van het produktsysteem in rekening te worden gebracht. In het algemeen zijn er juist bij recycling bepaalde opwerkingsprocessen noodzakelijk (zoals transport, wassen, destillatie). Dergelijke extra processen resulteren veelal voor de betreffende produktketen in extra milieuingrepen.

Omdat het bij de toerekening van recycling gaat om een afweging tussen voor- en nadelen die steeds in belangrijke mate afhankelijk zijn van de gegeven situatie, dient recycling in het kader van LCA altijd ook per situatie te worden beoordeeld. Er zijn wel enkele algemene kenmerken en randvoorwaarden voor recycling in het methodische kader aan te geven, bv. bij de systeemgrenzen en bij toerekening. Dergelijke aspecten worden in deze paragraaf nader uitgewerkt. De studie resulteert in een aantal richtlijnen ten aanzien van het aspect recycling. Als voorbeeld van recycling in een produktketen wordt in deze paragraaf een nadere beschrijving gegeven van recycling van het materiaal aluminium.

#### *Open-lus recycling en gesloten-lus recycling*

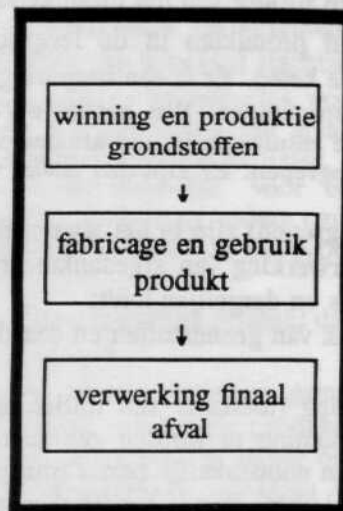
In een LCA vindt de beoordeling van de produktketen plaats na de systeemafbakening en na de inventarisatie, op basis van de aggregatie van de milieuingrepen van alle afzonderlijke processen. De produktketen is bij een LCA relatief eenvoudig indien er geen recycling van produkt of materiaal plaats vindt. Dit volgt reeds uit de schematische afbeelding van de produktketen in figuur 2.4. Zonder recycling ontbreekt de terugkoppeling tussen de processen in de produktketen.

Bij recycling moet er bij de systeemafbakening onderscheid worden gemaakt tussen twee vormen van recycling, te weten gesloten-lus recycling en open-lus recycling. Bij gesloten-lus recycling, zoals hierboven beschreven, wordt het afgedankte produkt of materiaal hergebruikt in het oorspronkelijke (of in een vergelijkbaar) produkt en/of materiaal. De recycling beperkt zich tot de eigen produktketen. Er is derhalve geen afbakingsprobleem. Bij open-lus recycling daarentegen vindt het hergebruik van het afgedankte produkt en/of materiaal plaats in een andere produktketen. Minstens twee produktketens worden dan onderling gekoppeld.

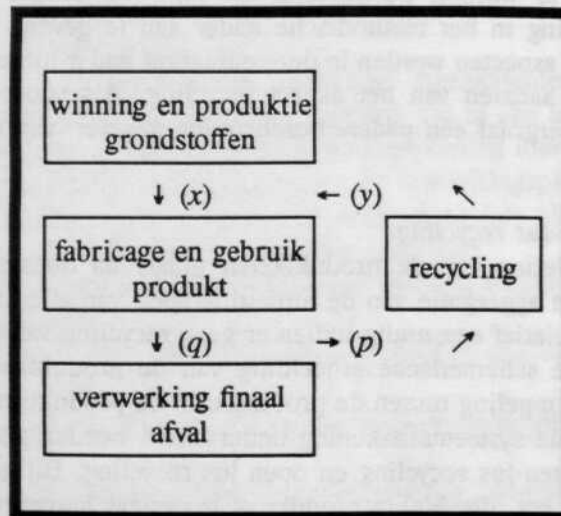
In figuur 2.5 staat schematisch de gesloten-lus recycling aangegeven. Let wel: de processtap recycling betreft in de praktijk vaak nog meerdere afzonderlijke processen (zoals transport, schoonmaken, opwerken en *shredding*). Gemakshalve zijn al die processen in de figuur samengevat in één blok. Belangrijk is dat de gesloten-lus recycling geheel is opgenomen *binnen het (produkt)systeem* van de oorspronkelijke produktketen. Bij een produktsysteem met gesloten-lus recycling wordt rekening gehouden met zowel de verandering van de milieuingrepen door een reductie van het gebruik van grondstoffen en dergelijke, door een reductie van de verwerking van finaal afval als met de extra milieuingrepen tengevolge van het recyclingsproces zelf.

Bij de gesloten-lus recycling dient uiteraard te worden aangegeven in welke mate de recycling het produktsysteem beïnvloedt bij de kwantificering van alle betrokken processen. In figuur 2.4 dient dus  $x$  en  $y$  te worden aangegeven;  $x/y$  is de verhouding tussen de inzet van primair en hergebruikt

\* Per produktsysteem kan (met een LCA) worden onderzocht of de nadelige gevolgen van recycling (gebruik van grondstoffen, emissies) opwegen tegen de voordelen (Boustead, 1990). Het kan een scenariostudie op zich zijn om de optimale mate van recycling te onderzoeken.



FIGUUR 2.4. Schematische procesboom van een produktsysteem zonder recycling.



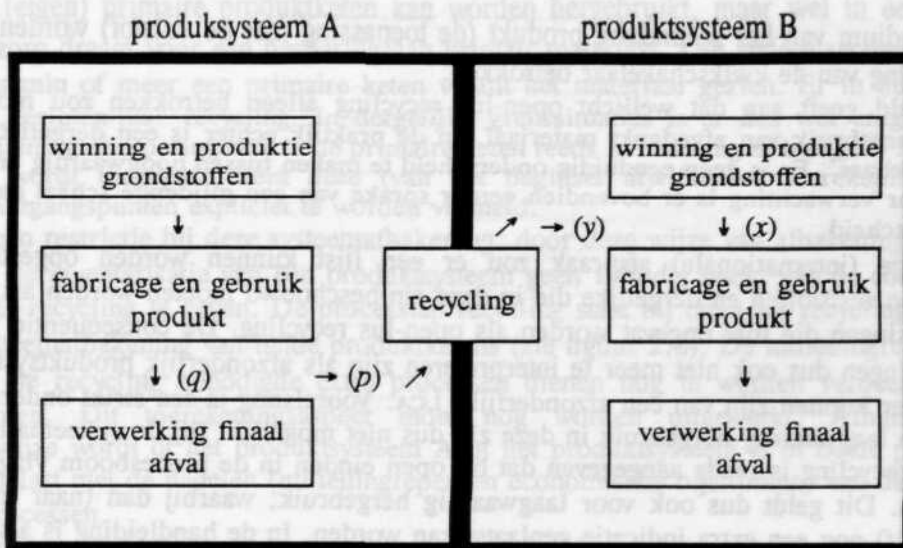
FIGUUR 2.5. Gesloten-lus recycling: een deel ( $p/q$ ) van het afval wordt via een recyclingsproces voor een deel ( $x/y$ ) opnieuw gebruikt.

materiaal. Tevens dient  $p$  en  $q$  te worden ingevuld;  $p/q$  is de verhouding tussen de hoeveelheid te verwerken afval en de hoeveelheid die bestemd is voor recycling. De bovengenoemde verhoudingen  $x/y$  en  $p/q$  zullen per situatie afzonderlijk moeten worden ingevuld. Hieronder staan enige voorbeelden.

- Ten behoeve van aanmaak van krantenpapier zou kunnen worden uitgegaan van bijv. 80% hergebruik, d.w.z.  $x/y = 20/80$ . Deze verhouding wordt dan bepaald door de materiaaleisen die gesteld worden aan krantenpapier. Kopieerpapier heeft daarentegen geheel verschillende materiaaleisen en een andere verhouding  $x/y$ .
- Bij afgedankt verpakkingsglas in huishoudelijk afval zou kunnen worden uitgegaan van bv. 90% gescheiden inzameling en hergebruik:  $p/q = 10/90$ . Deze verhouding wordt dan bepaald door de gegeven situatie van gescheiden inzameling.

Beide verhoudingen ( $x/y$  en  $p/q$ ) zijn dus parameters bij de methode voor LCA, die separaat moeten worden aangegeven. In de praktijk worden dergelijke gegevens opgenomen in afzonderlijke tabellen. Dergelijke onderliggende gegevens voor een LCA van een produktsysteem zijn dan veelal gebaseerd op specifieke praktijksituaties, zoals technische randvoorwaarden, materiaaleisen bij hergebruik, respons afvalinzameling etc., of op verwachtingen daaromtrent.

De situatie bij open-lus recycling staat in figuur 2.6. Het afgedankte produkt en/of materiaal uit



FIGUUR 2.6. Open-lus recycling: een deel ( $p/q$ ) van het afval uit een produktsysteem A wordt via een recyclingsproces voor een deel ( $x/y$ ) gebruikt voor een ander produktsysteem B.

de eigen produktketen (A) wordt hergebruikt in een andere produktketen (B). Bij de open-lus recycling wordt de produktketen A gekoppeld met een andere produktketen B. Wat betreft de verhouding tussen het gebruik van primaire grondstoffen en de hoeveel hergebruikt materiaal gelden in principe dezelfde uitgangspunten als bij gesloten-lus recycling. De parameters  $x/y$  en  $p/q$  in figuur 2.6 zullen dus ook bij open-lus recycling separaat moeten worden aangegeven.

Twee belangrijke aspecten die met name bij de open-lus recycling nader moeten worden aangegeven zijn:

- een nadere definitie van het begrip recycling: bij de uitwerking voor LCA is het wellicht zinvol om niet alle vormen van nuttig hergebruik zonder meer als recycling te beschouwen;
- de systeemafbakening: doordat twee produktsystemen gekoppeld zijn behoort het recyclingsproces bij meerdere produktsystemen en ligt er daardoor een knelpunt wat betreft toerekening.

Beide aspecten worden in de navolgende paragrafen nader uitgewerkt.

Uiteraard zijn de schema's in figuur 2.5 en figuur 2.6 relatief eenvoudig. In de praktijk zijn er nog vele mengvormen mogelijk van open-lus recycling en van gesloten-lus recycling (o.a. co-produkt recycling) en treden er bovendien vaak cascades op van open-lus recycling.

#### *Nadere definitie van open-lus recycling*

Recycling is in de praktijk een zeer ruim begrip. Recycling betreft immers behalve hergebruik van materiaal ook hergebruik van produkten en van reststoffen. Ook nuttig hergebruik van afval (secundaire en tertiaire recycling; o.a. verbranden en composteren) wordt in de praktijk nog aangeduid als recycling. De noodzaak voor een meer strikte afbakening van het begrip recycling blijkt onder meer uit het volgende voorbeeld.

Stel dat produktsysteem A een kwikschakelaar (een onderdeel in de koelkast of verwarming) is. In het afvalstadium geraakt deze schakelaar in het huishoudelijk afval en bij verbranding resulteert een relatief aanzienlijke kwikbelasting van het rookgasreinigingsresidu. Bijgevolg moet het afval als chemisch afval gestort worden met alle milieuingrepen van dien, tenzij er een andere toepassing voor wordt gevonden. Stel vervolgens dat het rookgasreinigingsresidu als alternatieve vulstof onder strikte regels nuttig zou kunnen worden hergebruikt. Weliswaar vormt het rookgasresidu niet echt een aantrekkelijke vervanging van de oorspronkelijke vulstof, maar tenslotte is het enige andere alternatief het storten van het rookgasreinigingsresidu als chemisch afval. Volgens de ruime definitie van recycling is er bij dit voorbeeld dus sprake van open-lus recycling. Bij deze interpretatie van open-lus recycling kunnen bij een LCA van de kwikschakelaar belangrijke milieuaspecten buiten het beschouwde produktsysteem vallen, afhankelijk van de methode van toerekening. De milieuingrepen ten gevolge

van het afvalstadium van het secundaire produkt (de toepassing met de vulstof) worden immers niet bij de beoordeling van de kwikschakelaar betrokken.

Het voorbeeld geeft aan dat wellicht open-lus recycling alleen betrokken zou moeten zijn op hoogwaardig hergebruik van afgedankt materiaal. In de praktijk echter is een dergelijke afbakening nog niet beschikbaar\*. Er is geen eenduidig onderscheid te maken tussen hoogwaardig en laagwaardig hergebruik; naar verwachting is er bovendien eerder sprake van een glijdende schaal dan sprake van een hard onderscheid.

In onderlinge (internationale) afspraak zou er een lijst kunnen worden opgesteld van alle toepassingen van reststoffen en dergelijke die in deze zin beschouwd moeten worden als laagwaardig, dus van toepassingen die niet opgevat worden als open-lus recycling. De consequentie is dan echter dat die toepassingen dus ook niet meer te interpreteren zijn als afzonderlijk produktsystemen en dus geen object meer kunnen zijn van een afzonderlijke LCA. Vooralnog is een strikt onderscheid tussen hoogwaardig en laagwaardig hergebruik in deze zin dus niet mogelijk. Bij de systeemafbakening met betrekking tot recycling is reeds aangegeven dat bij open einden in de procesboom vlaggen geplaatst kunnen worden. Dit geldt dus ook voor laagwaardig hergebruik, waarbij dan (naar inzicht van de onderzoeker zelf) nog een extra indicatie geplaatst kan worden. In de handleiding is als richtlijn een eerste aanzet gegeven voor een aantal categorieën nuttige toepassingen die niet als recycling worden beschouwd, en waarvoor de procesboom dus niet uitgebreid hoeft te worden.

#### *Systeemafbakening bij open-lus recycling*

Ten aanzien van de systeemafbakening bij open-lus recycling bestaat er vooralnog internationaal geen overeenstemming. Hunt *et. al* (1974) stellen bv. dat bij open-lus recycling de beide produktketens „onlosmakelijk” met elkaar verbonden zijn. De beoordeling van keten A is dus direct gekoppeld met de beoordeling van een ander produkt B. Strikt theoretisch is dit correct, maar het principe kan in de praktijk in het algemeen niet worden uitgewerkt, zeker niet indien diverse cascades van open-lus recycling optreden. Er treedt een verstremgeling op van vele verschillende produktketens. Uiteindelijk zijn alle produktketens wel ergens aan elkaar gekoppeld. Vaak zijn er onvoldoende gegevens van de betreffende produktketens beschikbaar. De toerekening van alle door de recycling beïnvloede milieuingrepen (zowel toename als afname van milieuingrepen) naar de afzonderlijke produktketens vormt dan uiteraard een knelpunt.

Er wordt hier derhalve van uitgegaan dat de beoordeling betrekking heeft op één produktketen. Zoals kan worden opgemaakt uit figuur 2.6 wordt de reductie van de afvalverwerking daarmee in beginsel bij de betreffende produktketen (A) zelf in rekening gebracht. De door de recycling veroorzaakte reductie van milieuingrepen door de afname van het grondstoffenverbruik en dergelijke wordt dus bij de opvolgende produktketen (B) opgenomen.

In de praktijk blijkt dat echter soms ook bij open-lus recycling de vanwege het secundaire materiaal resulterende grondstof en energiebesparingen reeds *bij de primaire keten* in rekening worden gebracht. Bij de open-lus recycling worden dan voor de primaire keten dezelfde toerekeningsregels gebruikt als bij gesloten-lus recycling. Dit is niet in overeenstemming met het bovengenoemde toerekeningsbeginsel voor open-lus recycling. Bij nadere analyse van de consequenties blijkt het echter niet correct om van dat toerekeningsbeginsel af te wijken. Wanneer het beginsel zou worden verworpen en er daarentegen zou worden uitgegaan van de bovengenoemde werkwijze uit de praktijk, dan zouden alle aspecten van primaire grondstofwinning etc. strikt genomen moeten worden toegerekend aan de laatste materiaaltoepassing. Bij bv. kunststof zouden alle milieuingrepen voor grondstofwinning en polymeersynthese dan volledig ten laste komen van de laatste materiaaltoepassing, bv een bermplaatje. Deze werkwijze getuigt daarmee van weinig realiteit. Alle „pijn” komt immers in dat geval in het laatste produkt. Dit geeft zeker aanleiding tot vertekende afwegingen ten aanzien van het aspect recycling.

Bij één grensgeval treedt echter de situatie op dat het secundaire materiaal weliswaar niet in de

\* Het enige criterium zou het feit of de afvalstof een positieve of een negatieve waarde heeft kunnen zijn. In de praktijk is dit geen helder criterium, omdat afvalstromen soms binnen een bedrijf hergebruikt worden, zonder dat er sprake is van een marktprijs. In andere gevallen is de prijs voor het afval kunstmatig positief, doordat een regering inzameling subsidieert.



beschouwde (eigen) primaire produktketen kan worden hergebruikt, maar wel in een andere keten *aangetoond* zorg draagt voor een besparing aan primair materiaal. Die andere secundaire keten is in dat geval dus min of meer een primaire keten vanuit het materiaal gezien. Er is dus in zekere zin sprake van „gesloten-lus” recycling. In dergelijke grenssituaties is er dus wel enige reden om de grondstof- en energiebesparing ook in de primaire keten reeds in rekening te brengen. Indien dit echter in een LCA wordt toegepast dient deze (van het beginsel afwijkende) toerekeningswijze en de gehanteerde uitgangspunten expliciet te worden vermeld.

Er geldt een restrictie bij deze systeemafbakening: door deze wijze van afbakening is er uiteraard op basis van de inventarisatie van één produktsysteem geen *volledig* beeld van de consequenties van de betreffende recycling te geven. De processtap recycling staat bij open-lus recycling in het schema *tussen* de systeemafbakening van beide produktketens (zie figuur 2.6). De milieuingrepen ten gevolge van de voor de recycling benodigde extra processen dienen nog te worden verdeeld tussen beide produktsystemen. Dit toerekeningsaspect moet nog worden uitgewerkt. Afhankelijk van de toerekeningswijze wordt of het produktsysteem A of het produktsysteem B of beide produktsystemen gedeeltelijk belast met de nadelen (milieuingrepen en economische bijstromen) van de tussenliggende opwerkingsprocessen.

Wat betreft de toerekening van de recyclingstap naar beide produktsystemen worden in de literatuur verschillende mogelijkheden aangegeven:

- een verdeling op basis van massa in de verhouding 50/50 (Fava *et al.*, 1991);
- een verdeelsleutel op basis van de verhouding tussen economische waarde van het te verwerken afval en het gerecyclede produkt (Huppel, 1992);
- volledige toerekening naar produktsysteem A of naar produktsysteem B.

De eerste toerekeningswijze (50/50) is arbitrair omdat de verdeelsleutel niet hard is te onderbouwen. De methode is eenduidig indien produktsysteem B in kaart kan worden gebracht, wat in de praktijk zeker niet altijd mogelijk is. Een nadeel van deze toerekeningswijze is het ontbreken van enige stimulerende werking om recycling te bevorderen. Wanneer bv. recycling vanwege de slechte afvalkwaliteit maar ten dele mogelijk is, zou dat feitelijk moeten worden toegeschreven aan de veroorzakende produktketen A. Ongeacht de mate van recycling blijft de totale verdeelsleutel ongewijzigd 50/50. Deze toerekeningswijze geeft de produktketen A daarom geen verdere stimulans voor verbetering van de afvalkwaliteit, dus voor verbetering van recycling-situatie.

De economische toerekeningswijze zou in theorie deze bezwaren kunnen opheffen. Stel immers dat een redelijke afvalkwaliteit op deze basis ook resulteert in een 50/50 verdeling. Indien dan vanwege de slechte kwaliteit van het afval nog maar een gedeelte zou kunnen worden hergebruikt, dan volgt hieruit logischerwijs een daling van de economische waarde van het afval en bijgevolg een groter aandeel voor procesketen A in de (nadelen van de) recyclingstap. Een knelpunt bij deze toerekeningswijze is echter dat een economische prijs niet altijd een juiste afspiegeling is van de materiaalkwaliteit. De materiaalprijs fluctueert bovendien met de wisselende mogelijkheden voor functioneel hergebruik. De toerekening is derhalve in de praktijk zeker niet eenduidig.

Een volledige toerekening naar een van beide produktsystemen is uiteraard eenduidig. Ook deze toerekening blijft echter arbitrair en biedt in beginsel geen verdere stimulans voor verbetering van de afvalkwaliteit, dus voor verbetering van de recyclingsituatie.

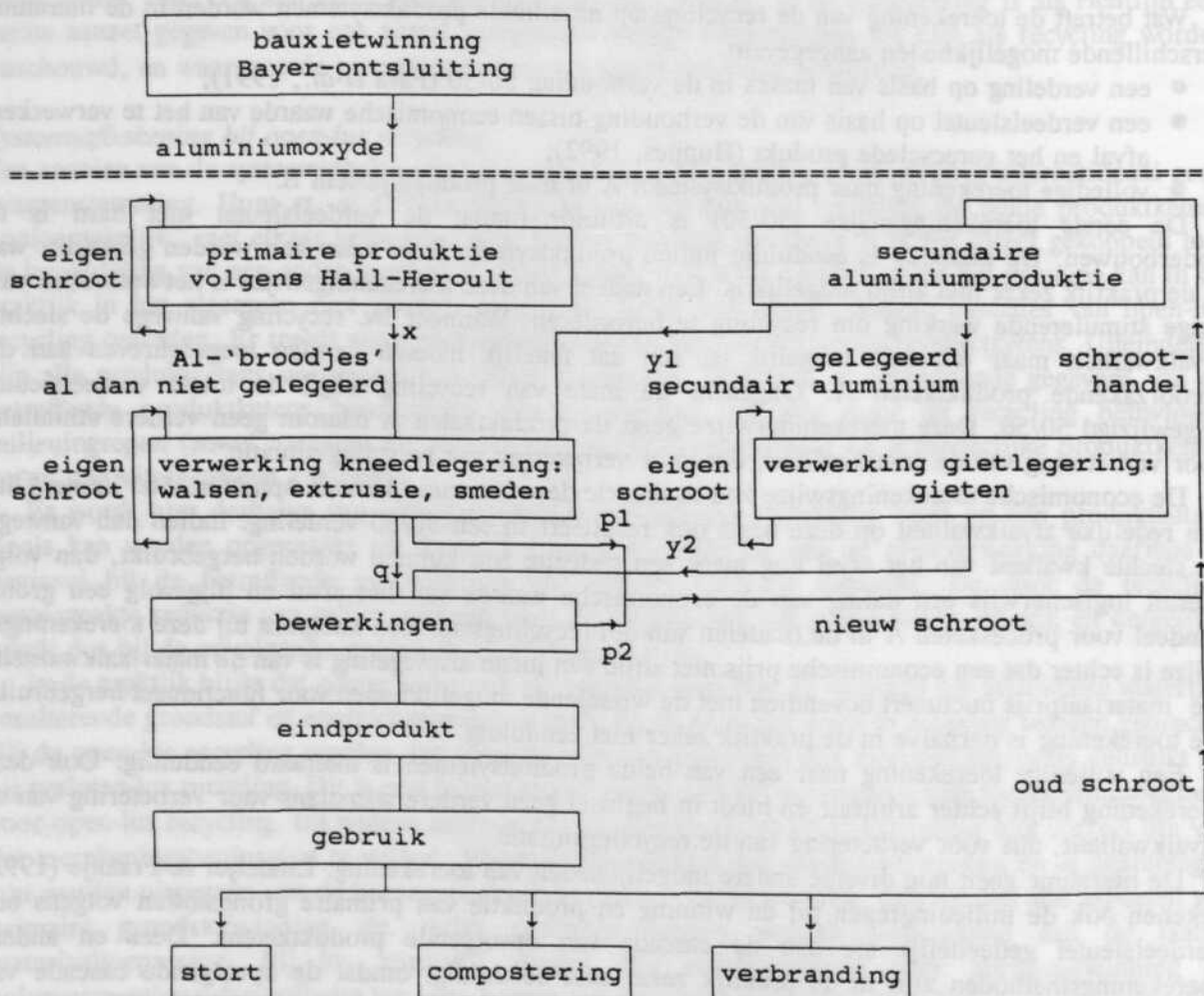
De literatuur geeft nog diverse andere mogelijkheden van toerekening. Lindeijer & Fraanje (1992) rekenen ook de milieuingrepen bij de winning en productie van primaire grondstoffen volgens een verdeelsleutel gedeeltelijk toe aan de cascade van opvolgende produktketens. Deze en andere toerekeningsmethoden zijn in de praktijk zeker niet eenduidig, omdat de opvolgende cascade van produktketens in feite niet vast ligt. Bovendien zouden met die toerekening ook alle milieuingrepen van de afvalverwerking van de opvolgende cascades ten dele moeten worden toegerekend aan de primaire produktketen.

Voor de praktische aanpak van open-lus recycling is een eenduidige methode van systeemafbakening noodzakelijk. De methode die als derde genoemd is verdient daarmee de voorkeur. Bij een dergelijke toerekening ontbreekt echter de stimulerende werking om recycling te bevorderen. Strikt genomen is dit echter geheel in overeenstemming met de reeds eerder gestelde restrictie die volgt uit de systeemafbakening. Om aan dit bezwaar echter enigzins tegenmoet te komen zal bij een LCA steeds separaat aangegeven moeten worden waar via open-lus recycling wordt overgegaan op een andere

produktketen. Er moeten dan bij de open einden in de betreffende procesboom „vlaggen” geplaatst worden. Betreft de studie onder andere een beoordeling van alle consequenties van de recycling, dan dient de opvolgende procesboom ook *volledig* te worden uitgewerkt. Omdat dit in de praktijk veelal niet mogelijk is zal dan in elk geval wel een indicatie van de betreffende milieuingrepen gegeven moeten worden.

*Voorbeeld van open-lus recycling: aluminium*

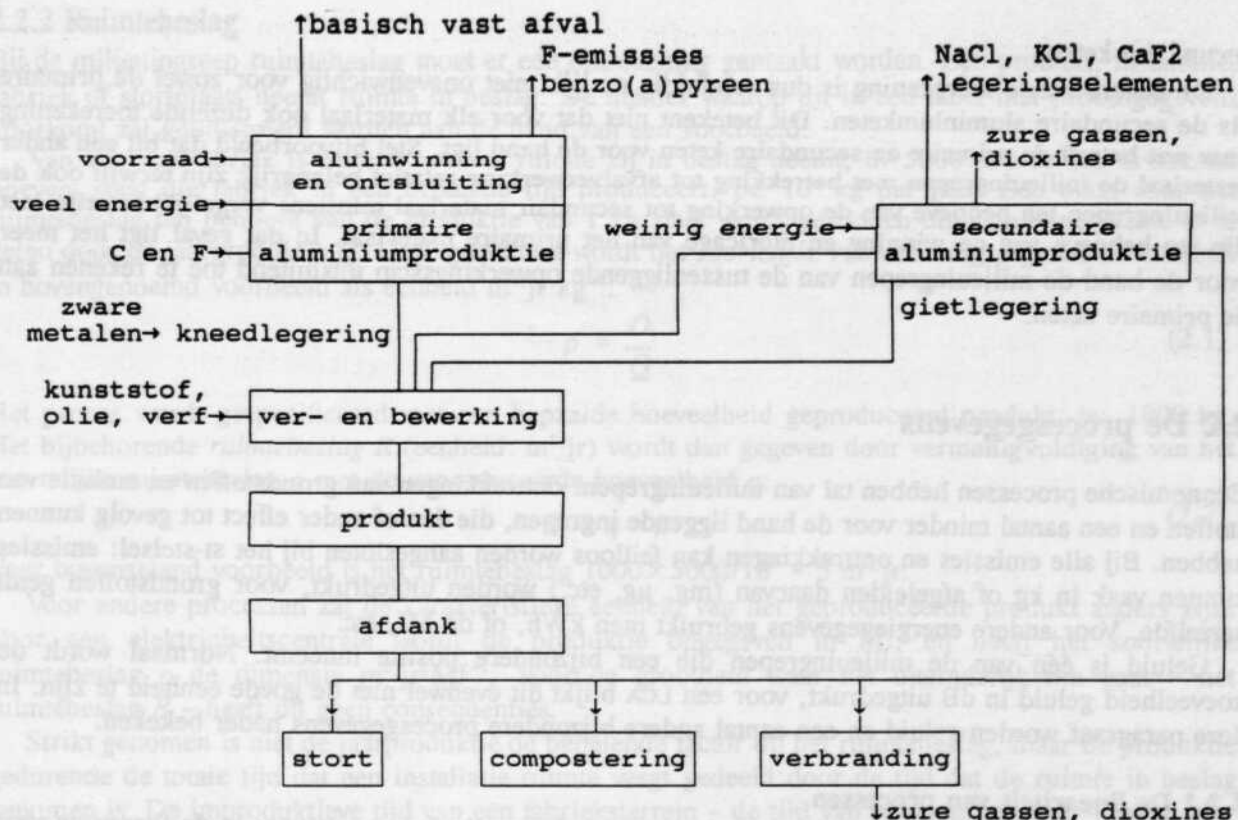
In figuur 2.7 staat de levensloop van aluminium schematisch aangegeven. Bij toepassingen van aluminium is er een duidelijk onderscheid te maken tussen primair aluminium en secundair (hergebruikt) aluminium. Het blijkt ook dat wat betreft aluminium de eerdere gepresenteerde schema's van open- en gesloten-lus recycling (figuur 2.6 en figuur 2.5) sterk vereenvoudigd zijn. Zowel bij de primaire en secundaire aluminiumketen is immers intern nog gesloten-lus recycling. Bovendien volgt uit een onderzoek naar aluminium kozijnen (Lindeijer & Fraanje, 1992) dat bij secundair aluminium nog sprake is van diverse cascades van open-lus recycling.



FIGUUR 2.7. De levensloop van aluminium (ontleend aan Bootsma, 1988).

Bij de LCA dient wat betreft de mogelijkheden voor recycling (de vaststelling van de verhouding  $x/y$  en  $p/q$  in figuur 2.6 en figuur 2.5) met deze complexe situatie rekening te worden gehouden. De mogelijkheden voor hergebruik worden in belangrijke mate bepaald door de eisen ten aanzien van materiaalsamenstelling en de feitelijke verontreiniging van het afgedankte aluminium. Per geval moet de recyclingsgraad worden vastgesteld en aangegeven (zie ook BUWAL, 1991).

Uit figuur 2.8 blijkt dat zowel bij de primaire aluminiumketen als bij de secundaire aluminiumketen



FIGUUR 2.8. Milieuingrepen bij de productie van primair en secundair aluminium (ontleend aan Bootsma, 1988).

sprake is van verschillende milieuingrepen. Dit geldt ook voor de productie van secundair aluminium. Dit proces betreft dus in feite de processtap recycling in het schema van figuur 2.6: het afgedankte aluminium wordt verzameld, schoongemaakt en afgebrand alvorens het opnieuw tot secundair aluminium wordt omgesmolten. Conform de uitwerking hierboven zouden de milieuingrepen bij dit tussenliggende proces dus toegerekend moeten worden aan hetzij de primaire keten of aan de secundaire keten. Bij deze afweging gelden een aantal kanttekeningen.

- Een aantal verwerkingstechnieken voor aluminium is alleen mogelijk met primair aluminium. Dit geldt niet voor alle technieken (bv. gietlegeringen). Hoewel de mogelijkheden voor gebruik van secundair aluminium beperkt zijn is er zonder meer sprake van recycling: het hergebruik aluminium is geen laagwaardig hergebruik.
- De productie van primair aluminium vergt een aanzienlijke hoeveelheid energie. De opwekking van energie (i.c. elektriciteit) gaat gepaard met bijbehorende aanzienlijke milieuingrepen. Deze worden geheel toegerekend aan de primaire aluminiumketen en niet aan de secundaire aluminiumketen.
- De milieuingrepen van aluminiumafval (afval als eindbestemming) zijn relatief onbelangrijk in vergelijking met de milieuingrepen ten behoeve van de winning en productie. De milieuingrepen van aluminiumafval worden geheel aan de secundaire aluminiumketen toegerekend.
- De milieuingrepen die volgen uit het opwerken van het afgedankte aluminium tot secundair aluminium zijn in vergelijking met de ingrepen ten behoeve van winning en productie relatief beperkt en bovendien in belangrijke mate afhankelijk van de eisen die vanwege produkttoepassingen aan het betreffende secundair aluminium worden gesteld.

Vanwege deze kanttekeningen worden de milieuingrepen bij het opwerken van secundair aluminium in het algemeen ook geheel toegerekend aan de secundaire aluminiumketen. Ten aanzien van enkele emissies leidt dit weliswaar voor de secundaire aluminiumketen tot grotere waarden dan bij de primaire keten (bijvoorbeeld de emissie van  $Cl_2$ ; zie Bootsma, 1988) maar vanwege het energieaspect bij productie is in het totaal de primaire keten toch met aanzienlijk grotere milieuingrepen belast dan de

secundaire keten.

De bovenstaande toerekening is dus eenduidig en lijkt niet onevenwichtig voor zowel de primaire als de secundaire aluminiumketen. Dit betekent niet dat voor elk materiaal ook dezelfde toerekening naar wat betreft de primaire en secundaire keten voor de hand ligt. Stel bijvoorbeeld dat bij een ander materiaal de milieuingrepen met betrekking tot afvalverwerking relatief belangrijk zijn terwijl ook de milieuingrepen ten behoeve van de opwerking tot secundair materiaal minstens vergelijkbaar zijn met die ten behoeve van de winning en fabricage van het primaire materiaal. In dat geval ligt het meer voor de hand de milieuingrepen van de tussenliggende opwerkingsstap uitsluitend toe te rekenen aan de primaire keten.

## 2.2 De procesgegevens

Economische processen hebben tal van milieuingrepen: onttrekkingen van grondstoffen en emissie van stoffen en een aantal minder voor de hand liggende ingrepen, die één of ander effect tot gevolg kunnen hebben. Bij alle emissies en onttrekkingen kan feilloos worden aangesloten bij het SI-stelsel: emissies kunnen vaak in kg of afgeleiden daarvan (mg, µg, etc.) worden uitgedrukt, voor grondstoffen geldt hetzelfde. Voor andere energiegegevens gebruikt men kWh, of de MJ, etc.

Geluid is één van de milieuingrepen die een bijzondere positie inneemt. Normaal wordt de hoeveelheid geluid in dB uitgedrukt, voor een LCA blijkt dit evenwel niet de goede eenheid te zijn. In deze paragraaf worden geluid en een aantal andere bijzondere procesgegevens nader bekeken.

### 2.2.1 De lineariteit van processen

Procesgegevens worden over het algemeen in bepaalde hoeveelheden opgegeven: in de literatuur staat vermeld wat de proceskarakteristieken zijn voor een proces dat 1000 kg staal produceert. Nadat de procesboom is opgesteld, de procesgegevens zijn verzameld en meervoudige processen zijn toegerekend, moet van ieder proces worden uitgerekend in welke mate het daadwerkelijk in de produktsysteem gebruikt wordt: er blijkt bv. 7,23 kg staal nodig te zijn. Dit betekent dat alle gegevens van het bewuste proces met een factor 7,23/1000 vermenigvuldigd worden\*.

Er wordt dus een *lineariteit* van de processen aangenomen, ook al weet iedereen uit de praktijk dat dit niet correct is. Het vervoer per auto van vier personen is minder dan vier maal zo vervuilend als hetzelfde vervoer van één persoon met dezelfde auto. De procesgegevens moeten bij voorkeur op een zodanige manier vastgesteld worden, dat hiermee op een evenwichtige manier rekening wordt gehouden.

In een levenscyclusanalyse wordt een volstrekt willekeurige hoeveelheid van een produkt beschouwd. Over het algemeen zal dit een hoeveelheid zijn die klein is vergeleken met de totale activiteit op aarde. Daarnaast wordt er - aansluitend bij de uitgangspunten (§0.4) - een *ceteris paribus* aangenomen: de gehele wereld draait door zoals voorheen. Dit betekent dat ook het staalproductieproces als voorheen functioneert, er is alleen 7,23 kg extra nodig om het geanalyseerde produkt te produceren. Vanuit dit standpunt (*ceteris paribus* en een kleine functionele eenheid) is het aan te bevelen om voor de procesgegevens te werken met de *lange-termijn marginale procesgegevens*. Dit komt neer op het bepalen van de veranderingen van de procesgegevens vanuit een normale of gemiddelde situatie. De normale situatie zal vaak de situatie zijn waarop het proces ontworpen is. Soms is dit echter niet het geval; sommige installaties werken (bv. door een verkeerde of verouderde inschatting van de vraag) boven of onder hun ontworpen capaciteit. Processen waarbij dit het geval is presteren vaak ongunstiger. Een bekend voorbeeld hiervan is de afvalverbrandingsinstallatie: wanneer meer dan bedoeld verwerkt wordt nemen de emissies meer dan evenredig toe. In veel andere gevallen is de specificatie van de normale omvang van de procesgegevens een goede benadering voor de marginale procesgegevens. In de meeste bronnen wordt impliciet de normaal geregistreerde omvang van de processen omgerekend naar een mooi rond getal, bv. per 1000 kg staal.

\* De procesgegevens moeten dan wel in een vorm die lineaire operaties toelaat zijn weergegeven. Voor bepaalde gegevens (ruimtebeslag, geluid) heeft dit bepaalde gevolgen die elders zijn uitgewerkt.

### 2.2.2 Ruimtebeslag

Bij de milieuingreep ruimtebeslag moet er een omrekening gemaakt worden. Een produkt, installatie, fabriek of stortplaats neemt ruimte in beslag. De manier waarop dit in een tabel met procesgegevens vóórkomt zal geïllustreerd worden aan de hand van een voorbeeld.

Van een staalfabriek is bekend hoeveel ruimte zij in beslag neemt, bv. 5000 m<sup>2</sup>. Tevens is bekend hoeveel staal die fabriek in een bepaalde tijd produceert, bv. 10<sup>6</sup> kg per jaar. Een maat voor het ruimtebeslag ten behoeve van de produktie van 1 kg staal wordt gevonden door de oppervlakte  $O$  te delen door de jaarproduktie  $Q$ . Deze grootte wordt het *soortelijke ruimtebeslag*  $\rho$  genoemd en heeft in bovengenoemd voorbeeld als eenheid m<sup>2</sup>·jr·kg<sup>-1</sup>:

$$\rho = \frac{O}{Q} \quad (2.1)$$

Het proces wordt gespecificeerd met een bepaalde hoeveelheid geproduceerd produkt, bv. 1000 kg. Het bijbehorende *ruimtebeslag*  $R$  (eenheid: m<sup>2</sup>·jr) wordt dan gegeven door vermenigvuldiging van het soortelijke ruimtebeslag  $\rho$  met de geproduceerde hoeveelheid  $q$ :

$$R = q \times \rho \quad (2.2)$$

Voor bovenstaand voorbeeld is het ruimtebeslag  $1000 \times 5000/10^6 = 5$  m<sup>2</sup>·jr.

Voor andere processen zal de karakteristieke eenheid van het geproduceerde produkt anders zijn. Voor een elektriciteitscentrale wordt de produktie opgegeven in MJ, en heeft het soortelijke ruimtebeslag  $\rho$  de dimensie m<sup>2</sup>·jr·MJ<sup>-1</sup>. Voor de grootte waar het uiteindelijk om gaat – het ruimtebeslag  $R$  – heeft dit geen consequenties.

Strikt genomen is niet de jaarproduktie de bepalende factor bij het ruimtebeslag, maar de produktie gedurende de totale tijd dat een installatie ruimte vergt gedeeld door de tijd dat de ruimte in beslag genomen is. De improductieve tijd van een fabrieksterrein – de tijd van bouw en afbraak – horen hier dus bij. Voor bijna alle processen is deze improductieve tijd verwaarloosbaar in vergelijking met de produktieve tijd. In al die gevallen is de jaarproduktie een goede benadering. Een voorbeeld van een installatie waar dit anders kan liggen is een kernenergiecentrale, waar de ontmanteling zeer lang kan duren. Er is echter nog onvoldoende duidelijkheid over de improductieve tijd. Een ander lastig voorbeeld is een bedrijfsterrein dat na afbraak van een fabriek moet worden gesaneerd. Tijdens het functioneren van de fabriek is dit zelden bekend, zodat het in de praktijk niet zal worden meegenomen.

Bij opslag of stort van afval kan in principe dezelfde methode aangehouden worden. Hier is de oppervlakte (in m<sup>2</sup>) dat een produkt in beslag neemt van belang. Relevante parameters, zoals de maximale storthoogte en de mate van compressie, kunnen worden benaderd door ook hier de totale oppervlakte te relateren aan het totale gestorte volume afval. Hierbij kan men trachten een onderscheid te maken tussen verschillende maten van compressibiliteit. De tijd die het afval op de stortplaats doorbrengt, is veelal begrensd doordat een stortplaats na verloop van tijd een grasmat en een nieuwe bestemming\* – bv. als golfbaan – krijgt. Alleen voor zeer langdurig ruimtebeslag (opslag van batterijen en van jarosiet?; Tsjernobyl?) is geen eindtijd gedefinieerd. Dit zou betekenen dat er een tweede soort ruimtebeslag bestaat, zonder tijd. Deze grootte zal *finale ruimtebeslag* genoemd worden en heeft de dimensie m<sup>2</sup>. In de praktijk zal men nauwelijks gebruik maken van deze grootte en een zeer conservatieve schatting maken van de tijd. Voor de batterijen, die in afwachting van een geschikte technologie opgeslagen liggen, zou bv. 100 jaar als bewaartijd gehanteerd kunnen worden.

Eén van de milieueffecten in de classificatie is de fysieke aantasting van ecosystemen. Hieronder worden alle directe effecten op ecosystemen verstaan, die niet via het gebruik van grondstoffen of emissies van schadelijke stoffen, geluid of straling verlopen. Aantasting van ecosystemen is – vergelijkbaar met verdroging – een regionaal of lokaal probleem. In een studie naar kozijnen is het gebruik van de grondstof tropisch hardhout in termen van grondstofgebruik (in kilogrammen) en in termen van aangetast tropisch bosgebied (in hectaren) geclassificeerd (Lindeijer *et al.*, 1990). Dit voorbeeld laat zien dat er een relatie is tussen ruimtebeslag en aantasting van ecosystemen.

Als inventarisatiegegeven voor dit probleemtype wordt dan ook het ruimtebeslag gehanteerd.

\* Het is een punt van discussie of men hier moet streven naar een in principe multifunctionele bestemming.

Binnen dit probleemtype wordt nu de ernst van dit ruimtebeslag in de zin van verdringing en aantasting van ecosystemen beoordeeld. Naast het zuivere ruimtebeslag is dan nog informatie over het type ruimtegebruik (oorspronkelijke functie van de gebruikte ruimte en nieuwe functie) en de exclusiviteit van het ruimtegebruik nodig (ruimtebeslag door landbouw wordt minder exclusief naarmate boeren meer weidevogels op het land toestaan).

Een inventarisatie van de aantasting van ecosystemen betekent dat er verschillende typen ecosystemen moeten worden getypeerd. Dit zou kunnen op basis van de aanwezige flora en fauna. Een zo op te stellen lijst van verschillende typen ecosystemen zou zeer uitgebreid kunnen worden. Daarnaast zou er een factor ontwikkeld moeten worden die de waarde van de verschillende typen ecosystemen ten opzichte van elkaar aangeeft. Elders zijn een aantal suggesties gedaan als het gaat om de aspecten die in zo'n factor aan de orde zouden moeten komen (Lindeijer & Fraanje, 1992; Fraanje *et al.*, 1990). Deze factor zou dan vermenigvuldigd kunnen worden met de grootte van het gebied (in hectare) dat aangetast wordt door een economisch proces. Het zal duidelijk zijn dat de typering van de verschillende ecosystemen en het ontwikkelen van waarderingsfactoren een grote opgave is, los van de vraag of het haalbaar is. Hieronder zal daarom een andere aanpak worden voorgesteld.

De ernst van het ruimtebeslag in de zin van verdringing en aantasting van ecosystemen kan ook grover worden benaderd door gebruik te maken van de categorieën ecosystemen zoals geformuleerd in een rapport van de IUCN (IUCN/WWF/UNEP, 1991). Dit is met name gesuggereerd door Frischknecht *et al.* (1992) en Finnveden & Lindfors (1992) en wordt hier overgenomen. In deze categorieën zijn de twee genoemde aspecten van de beoordeling van de ernst van het ruimtegebruik – type en exclusiviteit van het gebruik – geïntegreerd en worden vijf typen ecosystemen onderscheiden:

- natuurlijke systemen;
- aangepaste systemen;
- gecultiveerde systemen;
- bebouwde systemen;
- aangetaste systemen.

De oorspronkelijke definities (IUCN/WWF/UNEP 1991) worden hieronder geciteerd.

Type I, natuurlijke systemen zijn „Ecosystems where since the industrial revolution (1750) human impact (a) has been no greater than that of other native species, and (b) has not affected the ecosystem's structure. Climate change is excluded from the definition, because human-caused climate change is likely to affect all ecosystems and eliminate all natural ecosystems as defined here”.

Type II, aangepaste systemen zijn „Ecosystems where human impact is greater than that of other species, but whose structural components are not cultivated. Most of the planet is now modified, including land and sea areas usually considered 'natural'. For example, naturally regenerating forest used for timber production; naturally regenerating land used for livestock production”.

Type III, gecultiveerde systemen zijn „Ecosystems where human impact is greater than that of any other species, and most of whose structural components are cultivated: e.g. farmland, sown pasture, plantations, aquaculture ponds”.

Type IV, bebouwde systemen zijn „Ecosystems dominated by buildings, roads, railways, airports, docks, dams, mines, and other human structures”.

Type V, aangetaste systemen zijn „Ecosystems whose diversity, productivity and habitability have been substantially reduced. Degraded land ecosystems are characterized by loss of vegetation and soil. Degraded aquatic ecosystems are often characterized by polluted water that can be tolerated by few species”.

Elk ruimtebeslag zou nu getypeerd moeten worden als een overgang van de ene categorie naar een andere categorie. Bijvoorbeeld: een vliegveld op een oorspronkelijk polderlandschap is een overgang van III naar IV\*. Dit levert dus een extra gegeven op bij het ruimtebeslag van een installatie. Net als bij de emissies (opgave van het aantal kilogram en van de stof die geëmitteerd wordt) is hier het aantal vierkante meter van een bepaald type ruimtebeslag van belang. Er zijn tien typen ruimtebeslag te

\* Ook een omgekeerde overgang is mogelijk, bijvoorbeeld een fabrieksterrein dat ontruimd wordt om er weer polderlandschap van te maken (IV naar III). Dit wordt dan beoordeeld als een negatieve overgang van III naar IV en wordt dan afgetrokken van in plaats van opgeteld bij de effectscore voor fysieke aantasting van ecosystemen.

onderscheiden: I → II, I → III, I → IV, I → V, II → III, II → IV, II → V, III → IV, III → V en IV → V. Een andere methode bestaat uit de definitie van vier typen eenheidsovergang van ruimtebeslag: I → II, II → III, III → IV en IV → V. Een overgang van categorie I naar categorie III van 10 m<sup>2</sup>·s zou dan twee maal als 10 m<sup>2</sup>·s worden vermeld: in overgang I → II en in overgang II → III. De eerste methode met tien typen overgang lijkt echter – doordat zij meer informatie verschaft – beter.

Het ontbreekt nog enigszins aan een gedetailleerde indeling van alle mogelijke typen ruimtegebruik in de verschillende categorieën. Deels is door de IUCN de hierboven beschreven globale aanzet gemaakt. Naar alle waarschijnlijkheid zal deze voor LCA-studies niet afdoende specifiek zal blijken te zijn. Mogelijkerwijze zou deze indeling op basis van de ervaringen in praktijkstudies verder aangescherpt kunnen worden.

### 2.2.3 Geluid

Bij de milieuingreep geluid treedt er een probleem op dat gedeeltelijk op dezelfde manier op te lossen is als het tijdsprobleem bij ruimtebeslag. Een proces produceert een bepaalde hoeveelheid geluid, die opgegeven wordt in dB en op de één of andere manier lineair toegerekend moet worden aan een eenheid van de geproduceerde materialen of produkten. Een lineaire maat voor de hoeveelheid geluid is het kwadraat van de geluidsdruk, een maat voor de energie van het geluid (Pulles, 1991). Deze grootte met dimensie Pa<sup>2</sup> zal de *geluidsenergie*\*  $U$  worden genoemd en wordt uit het geluidsdrukniveau  $p$  (in dB) berekend door

$$U = U_0 \times 10^{p/10} \quad (2.3)$$

waarbij  $U_0$  een constante is ( $4 \cdot 10^{-10}$  Pa<sup>2</sup>), die gerelateerd is aan de geluidsdrempel (0 dB). De geluidsenergie kan – in tegenstelling tot het geluidsdrukniveau – lineair toegerekend worden aan een produkt.

Bij ruimtebeslag (§2.2.2) was niet alleen de in beslag genomen oppervlakte van belang, maar ook de tijd gedurende welke die oppervlakte bezet is voor een bepaald produkt. Dit geldt voor geluid ook: niet alleen de geluidsdruk, maar ook de tijd gedurende welke dit geluid wordt geproduceerd is van belang. Op dezelfde manier als bij ruimtebeslag komt men door deling door de jaarproductie  $Q$  (in kg) tot de invoering van de *soortelijke geluidsproductie*  $\gamma$  (in Pa<sup>2</sup>·s·kg<sup>-1</sup>):

$$\gamma = \frac{U}{Q} \quad (2.4)$$

en tot de *geluidsproductie*  $G$  met de dimensie Pa<sup>2</sup>·s:

$$G = q \times \gamma \quad (2.5)$$

waarbij  $q$  de benodigde hoeveelheid is.

De geluidsproductie heeft in de procesgegevens exact dezelfde status als ruimtebeslag en de meer vertrouwde gegevens (onttrekkingen, emissies en gebruik en productie van produkten). Ook hier geldt dat de soortelijke geluidsproductie bij bepaalde processen een andere eenheid kan hebben (bv. Pa<sup>2</sup>·s·MJ<sup>-1</sup>), maar dat dit op de uiteindelijke ingreep – de geluidsproductie – geen invloed heeft: deze blijft Pa<sup>2</sup>·s als eenheid hebben.

### 2.2.4 Incidenten en calamiteiten; slachtoffers

De onveiligheid van economische processen kan op vrij willekeurige basis worden onderverdeeld in incidenten en calamiteiten. Het voornaamste verschil is de omvang en de frequentie van een geval: bij een calamiteit gaat het om incidenten die zo ernstig zijn dat ze slechts zelden mogen optreden. Omdat de grens zo vaag is, wordt voorgesteld alle calamiteiten op basis van risicoanalyses en alle incidenten op basis van statistieken aan een produkt toe te rekenen.

Incidenten en calamiteiten kunnen gepaard gaan met een aantal milieuingrepen: emissies van toxische stoffen, straling, geluid en stank. Op basis van het gemiddelde of geschatte vóórkomen van deze ingrepen kunnen de reguliere milieuingrepen vermeerderd worden met de incidentele en

\* De dimensie Pa<sup>2</sup> komt overeen met het kwadraat van een energiedichtheid ((J·m<sup>-3</sup>)<sup>2</sup>). De term energie is dus niet geheel terecht.

calamiteuze milieuingrepen.

Naast de calamiteuze milieuingrepen is een vijfde categorie milieuingreep van belang: slachtoffers. Hieronder worden menselijke doden of gewonden verstaan die als direct gevolg van een incident of calamiteit kunnen vallen. Volgens deze definitie zijn indirecte slachtoffers, dieren en bewuste slachtoffers dus uitgesloten. Directe slachtoffers vallen bv. ten gevolge van een brand of explosie of ten gevolge van een verkeersongeval. De grens tussen direct en indirect is hier natuurlijk ook vaag: iemand die in de vlammen omkomt is een slachtoffer, maar hoe zit dat met iemand die door inademing van rook stikt? Niettemin lijkt deze definitie geschikt om het aantal potentiële slachtoffers in een LCA mee te nemen. Men kan er in bepaalde gevallen voor pleiten ook dierlijke slachtoffers mee te nemen, bv. vogels die tegen hoogspanningskabels vliegen, dassen die door het wegverkeer omkomen, of vogels die bij een ramp met een olietanker sterven. Dit zal wegens het ontbreken van gegevens vaak een onmogelijke opgave zijn. Wanneer slachtoffers onder dieren wél worden meegenomen, zullen waarschijnlijk alleen gewervelde dieren beschouwd worden; geen mens zal de vliegjes tegen de koplampen van de auto willen meerekenen. Alleen onbedoelde slachtoffers worden meegenomen: ook wanneer dieren wél worden meegenomen vallen de jacht en de veehouderij hier dus buiten.

Volgens de huidige wetgeving (EC, 1982; VROM, 1988b) omvat een risicoanalyse van de gevolgen van mogelijke calamiteiten een schatting van de kans op een calamiteit en een schatting van het potentiële aantal menselijke slachtoffers van zo'n calamiteit. Een schatting van met name dit laatste kan alleen gemaakt worden als de lokale omstandigheden goed bekend zijn, zoals de ligging van woonwijken ten opzichte van een bepaald proces (Vermeire *et al.*, 1992). Vervolgens kunnen slachtoffers generiek aan een proces worden toegerekend, bijvoorbeeld door de kans op een ongeluk  $p$  (in  $s^{-1}$ ) met het mogelijke aantal slachtoffers per ongeluk  $N$  (dimensieloos) te vermenigvuldigen en dit te delen door de jaarproductie  $Q$  (bv.  $kg \cdot s^{-1}$ ):

$$\sigma = \frac{p \times N}{Q} \quad (2.6)$$

De grootheid  $\sigma$  (soortelijke slachtoffers in  $kg^{-1}$ ) kan weer vermenigvuldigd worden met de geproduceerde hoeveelheid product  $q$  (in  $kg$ ) om de milieuingreep slachtoffers (dimensieloos) te vinden:

$$S = q \times \sigma \quad (2.7)$$

Bij een dergelijke toerekening is een onderscheid in relatief weinig voorkomende calamiteiten met grote gevolgen en relatief veel voorkomende calamiteiten met slechts marginale gevolgen, niet meer van belang. Het aantal en het type slachtoffer (lichtgewonden, zwaargewonden en doden) kan uit statistieken over vergelijkbare calamiteiten geëxtrapoleerd worden of moet geschat worden. Deze gegevens zouden in de inventarisatie verzameld moeten worden, oftewel in de inventarisatie wordt aan elk proces de mogelijke slachtoffers van calamiteiten generiek toegerekend onderscheiden in bijvoorbeeld drie categorieën:

- lichtgewonden;
- zwaargewonden;
- doden.

In de meeste risicoanalyses wordt alleen het aantal menselijke doden geschat. Daarom zal dit probleemtype voorlopig beperkt blijven tot deze categorie van slachtoffers.

### 2.2.5 Straling

Het vrijkomen van ioniserende straling vormt een belangrijk probleem. In de corresponderende paragraaf over de classificatie van straling wordt aangegeven dat het voorsnog een uiterst lastige zaak is om met straling om te gaan. Wanneer men het evenwel in de classificatie wil betrekken, zullen in de inventarisatie gegevens over het vrijkomen van straling bekend moeten zijn. Het gaat hier om gegevens die betrekking hebben op de intensiteit van de straling (in Bq), de energierijkheid van de straling (in eV) en het soort straling ( $\alpha$ ,  $\beta$ , etc.). Men mag aannemen dat er onder normale



omstandigheden een verwaarloosbare opname c.q. gezondheidsschade van kunstmatig\* opgewekte straling plaatsvindt†. Met name op de arbeidsvloer spelen allerlei factoren zoals het gebruik van beschermende kleding een rol bij de mate van opname. Verder is er de straling ten gevolge van calamiteiten en kernproeven die in het verleden gehouden zijn. Het is te betwijfelen of de risicoanalyses over het vrijkomen van straling bij calamiteiten bruikbaar zijn voor een beoordeling van een LCA.

### 2.2.6 Licht

Het vrijkomen van licht verstoort de nachtrust van bepaalde dieren. Dit is een probleem dat bij de glastuinbouw op zeer lokale schaal speelt. De totale invloed op het milieu is betrekkelijk klein (Bertels, 1992). Het is niet in het standaardmodel van de classificatie opgenomen en behoeft daarom niet te worden geïnventariseerd. Desgewenst kan dit toch gedaan worden: net als bij ruimtebeslag (§2.2.2) en geluid (§2.2.3) zijn de tijd gedurende welke de ingreep optreedt (het licht verspreid wordt) en de grootte van de ingreep (de lichtintensiteit in lumen) van belang. Dit leidt tot een ingreep met als eenheid  $\text{lm}\cdot\text{s}$ . Het is de vraag of speciale lichtbronnen die effecten op de menselijke gezondheid hebben (bv. lasapparatuur met schade aan het gezichtsvermogen als effect) ook onder het milieuprobleem licht kunnen en moeten worden meegenomen.

### 2.2.7 Emissies van finaal afval

Bij de stort van afval zijn er naast het (semi-)finale ruimtebeslag nog andere problemen. Waar veel andere benaderingen voor LCA finaal afval als milieueffect beschouwen (Fava *et al.*, 1991; ILV, 1991), wordt finaal afval in dit rapport niet als milieueffect gezien (zie ook Guinée *et al.*, 1990; Guinée, 1992a; Finnveden, 1992). Afvalstort is net als afvalverbranding een economisch proces dat als economische instroom onder meer afval heeft, en gepaard gaat met een aantal emissies en een zeker ruimtebeslag. Een belangrijk verschil tussen afvalstort en andere economische processen is de aanwezigheid van een naijleffect. Bij allerlei industriële processen is het zo dat het proces een activiteit inhoudt waar een bepaalde tijd mee gemoeid is. De productie van materialen en produkten en de levering van diensten kosten ruimte en emitteren schadelijke stoffen gedurende die activiteit. Bij het storten van afval is er echter niet of nauwelijks sprake van een activiteit: het afval ligt opgeslagen en zal blijven emitteren en ruimte innemen. Dit heeft een aantal bijzondere consequenties.

Bij iedere stortplaats treden emissies op naar lucht, bodem en (grond)water. De aard en de grootte van de jaarlijkse emissies zijn afhankelijk van de samenstelling van het afval en van de kwaliteit van de berging. Beschouw als voorbeeld een produkt dat cadmium bevat en op een stortplaats ligt. Ten gevolge van uitlogingsprocessen zal het cadmium langzaam maar gestaag in het milieu komen. Na een voldoende lange tijd is (bijna) alle cadmium in het milieu beland, eventueel via het percolatiewater en onafhankelijk van de kwaliteit van de stortplaats. De kwaliteit van de berging (afdekking, onderfolieïng) heeft alleen invloed op de snelheid waarmee de stof in het milieu komt, dus op de tijd die men moet wachten tot bv. 99% de stortplaats verlaten heeft.

Een stortplaats heet goed beheerd (en voldoet aan de IBC-criteria<sup>‡</sup>) wanneer de totale emissie per jaar leidt tot een concentratie die onder een bepaald maximum ligt, bv. onder de natuurlijke achtergrondconcentratie. De eisen met betrekking tot de maximale jaarlijkse emissie hebben betrekking op de gehele stortplaats, en niet alleen op het gestorte afvalprodukt. Het is dan ook onzinnig om deze criteria toe te passen op de emissie van cadmium bij het storten van een produkt; het past meer bij de vergunningverlening of een milieueffectrapportage voor een specifieke stortplaats. Bovendien wordt bij alle andere processen (productie van materialen en van energie) ook niet gekeken

\* Hiermee worden bronnen als kosmische straling, natuurlijke achtergrondstraling, etc. uitgesloten.

† Uiteraard wordt hierbij opname van straling ten gevolge van bv. röntgen-diagnostiek buiten beschouwing gelaten, net als men de consumptie van geneesmiddelen niet als potentieel toxisch effect zal meenemen. Er zijn wat dit betreft interessante twijfelgevallen: men kan er over twisten of de invloed van bestrijdingsmiddelen in het voedsel op de menselijke gezondheid een milieuprobleem is: het bestrijdingsmiddel is namelijk niet in het milieu geweest, maar de gehele tijd binnen het produktsysteem gebleven. Omdat humane toxiciteit als milieuprobleem is gedefinieerd, kan men echter beredeneren dat daarmee de vorige vraag positief beantwoord is.

‡ In het Staatsblad van mei 1990 is een omschrijving hiervan gegeven; deze wordt echter aangepast.

naar de snelheid waarmee een emissie plaatsvindt (de *flux*). Alleen de totale omvang van een emissie is voorhanden (als puls)\*. Het zou vreemd zijn om alleen bij afvalstort naar de flux te kijken, en bij alle andere processen naar de emissie als puls.

De kwaliteit van de stortplaats is dus wel van invloed op de flux van de stof. Wanneer er naar een stof gekeken wordt die afbreekbaar is, wordt de situatie gecompliceerder. Er zijn dan tegelijkertijd twee dingen gaande: afbraak van de stof binnen de stortplaats en emissie naar het milieu door lekkage van die stortplaats. Door het opstellen en oplossen van differentiaalvergelijkingen kan een schatting worden gemaakt van de uiteindelijke hoeveelheid van een stof die in het milieu verdwijnt. Deze hoeveelheid is dan als emissie bij het proces afvalstort te beschouwen.

De op tijdstip  $t$  op de stortplaats aanwezige massa van een bepaalde stof wordt aangegeven met  $s(t)$ . Voor de hoeveelheid massa die er per tijdseenheid wordt afgebroken  $da/dt$  geldt:

$$\frac{da}{dt} = \alpha s(t) \quad (2.8)$$

waarbij  $\alpha$  een constante is die omgekeerd evenredig is met de halfwaardetijd van de stof†. Voor de hoeveelheid massa die er per tijdseenheid uit de stortplaats in het milieu komt  $dm/dt$  geldt:

$$\frac{dm}{dt} = \mu s(t) \quad (2.9)$$

waarbij  $\mu$  evenredig is met de doorlaatbaarheid van de stortplaats, en per stof zal verschillen. Voor de totaal aanwezige hoeveelheid  $s(t)$  wordt aangenomen dat de stof alleen door afbraak of emissie verdwijnt:

$$\frac{ds}{dt} = -\frac{da}{dt} - \frac{dm}{dt} \quad (2.10)$$

zodat

$$\frac{ds}{dt} = -\alpha s(t) - \mu s(t) \quad (2.11)$$

De oplossing hiervan wordt gegeven door

$$s(t) = s(0)e^{-(\alpha+\mu)t} \quad (2.12)$$

waarbij  $s(0)$  de hoeveelheid van de stof die op  $t = 0$  aanwezig was oftewel de hoeveelheid die gestort was. Dit betekent voor de emissie gedurende een tijdsinterval  $dt$  naar het milieu

$$dm = \mu s(0)e^{-(\alpha+\mu)t} dt \quad (2.13)$$

De totale emissie naar het milieu wordt gevonden door integratie van  $t = 0$  tot  $t = \infty$ :

$$m(\infty) = \int_0^{\infty} dm = \frac{\mu}{\alpha + \mu} s(0) = f_m s(0) \quad (2.14)$$

De emissie naar het milieu van een stof die op een stortplaats ligt en tijdens de stort afgebroken wordt, wordt dus gevonden door de gestorte hoeveelheid te vermenigvuldigen met de factor  $\mu/(\alpha+\mu)$ . Deze factor (die *emissiefactor* genoemd kan worden‡) wordt verder met  $f_m$  aangeduid en heeft de volgende eigenschappen:

- $f_m$  is dimensieloos;
- $0 \leq f_m \leq 1$ ;
- $f_m = 0$  als  $\mu = 0$ , dus als de stortplaats absoluut lekvrij is of als het afval bv. definitief ingekapseld is;
- $f_m = 1$  als  $\alpha = 0$ , dus als de stof persistent is.

De emissie naar het milieu is eventueel te splitsen in een emissie naar lucht en een emissie naar

\* Dit beginsel leidt onder meer tot de invoering van de HTP (Guinée & Heijungs, 1992).

† Om precies te zijn geldt  $\alpha \cdot DT_{50} = \ln 2$ , waarbij  $DT_{50}$  de halfwaardetijd van de stof onder stortecondities is.

‡ Het woord emissiefactor wordt ook in een andere context gebruikt, namelijk als procesgegeven voor wat betreft de milieuingrepen (vgl. *Handbook of emission factors*).

bodem. Er zijn dan drie relevante parameters: de afbraakconstante  $\alpha$ , de doorlaatbaarheid naar bodem (en grondwater)  $\beta$  en de doorlaatbaarheid naar lucht  $\lambda$ . Er zijn in dat geval twee emissiefactoren nodig: één voor lucht ( $f_l = \lambda/(\alpha+\lambda+\beta)$ ) en één voor bodem ( $f_b = \beta/(\alpha+\lambda+\beta)$ ).

De stofeigenschap die met de afbreekbaarheid samenhangt is in veel gevallen bekend als laboratoriumgegeven. Onder stortcondities kan zo'n stof zich echter geheel anders gedragen. Ook de lekkage zal in de praktijk onbekend zijn. Met behulp van verdampings- en uitloogsnelheden kan hier een wellicht een schatting voor gemaakt worden. Een voorlopige oplossing kan voor deze gevallen gevonden worden door alles te herleiden tot een paar extreme situaties:

- $f_m = 0$  voor afbreekbare of niet-mobiele stoffen op stortplaatsen die aan de IBC-criteria voldoen;
- $f_m = 1$  voor stortplaatsen die niet aan de IBC-criteria voldoen;
- $f_m = 1$  voor persistente stoffen.

Nader onderzoek naar de emissiefactoren bij afvalstort is dus noodzakelijk.

### 2.2.8 Kwalitatieve milieuingrepen

De rij met milieuingrepen kan worden uitgebreid tot een lange rij. Subsonere trillingen, fragmenterende ingrepen (aanleg van wegen), defragmenterende ingrepen (ruilverkaveling), zwakke elektromagnetische velden (in de buurt van elektrische apparaten en hoogspanningsleidingen), bewust toegebrachte schade (bij chemische en mechanische onkruidbestrijding) – het zijn interessante ingrepen die ernstige gevolgen kunnen hebben, maar omdat ze geen algemeen erkende milieuproblemen vormen en moeilijk aan het functioneren van een produkt zijn toe te rekenen, zullen ze in de praktijk ook niet als procesgegeven verzameld worden. Een oplossing kan zonodig gevonden worden door gebruik te maken van een kwalitatieve vermelding\* van bepaalde ingrepen.

Onder kwalitatieve milieuingrepen wordt hier verstaan milieuingrepen die niet of niet voldoende kwantificeerbaar zijn. Omdat het het streven is de inventarisatie met een tabel van fysiek meetbare ingrepen te beëindigen, is het de bedoeling zo veel mogelijk te kwantificeren; fysieke ingrepen zijn immers meetbaar in kilogrammen en andere SI-eenheden. Van de niet-kwantificeerbare aspecten is het vaak niet geheel duidelijk of ze nu al dan niet een ingreep of een effect zijn. In de paragraaf over kwalitatieve milieueffecten (§3.2.19) zullen deze moeilijke gevallen nader worden besproken.

## 2.3 Het format

Voor een LCA zijn gegevens nodig van de processen die in de procesboom voorkomen. In deze paragraaf wordt het *format* voor de opslag en de weergave van deze gegevens uitgewerkt. Het format is het kader dat aangeeft hoe de procesgegevens worden ingedeeld en welke gegevens worden vastgelegd.

Het format in deze context betreft het *conceptuele format*, de indeling in hoofdlijnen. Naast het conceptuele format bestaat er een (*informatica*-) *technisch format*, een gedetailleerde beschrijving. Het technisch format geeft onder meer nauwkeurig aan hoe punten en komma's moeten worden gezet. Een dergelijke detaillering is hier niet aan de orde. Wel wordt in deze paragraaf ingegaan op afspraken die bij de invulling van gegevens van belang zijn.

Voor het conceptuele format is voorlopig niet een definitieve opzet te maken. Er zijn twee gedeelten te onderscheiden die naadloos in elkaar overgaan. Deze twee gedeelten kunnen gezien worden als een formulier dat ingevuld wordt: het eerste gedeelte is het formulier, het tweede de invulling. Hoe meer er „voorgedrukt” kan zijn, hoe eenduidiger, maar niet alle antwoorden kunnen voorgedrukt worden†. Een voorbeeld van de hiërarchie van bij het format in te vullen procesgegevens is de volgende (zie ook tabel 2.2):

uitstroom

\* Kwalitatieve opmerkingen worden ook regelmatig met de term „vlag” aangeduid.

† Een voorbeeld ter illustratie. Op een formulier kan de vraag „persoonlijke situatie:” staan. Wanneer de vraag luidt: „persoonlijke situatie: (1) burgerlijke staat: (2) aantal kinderen:” is al duidelijker wat ingevuld moet worden. Ook de vraag „burgerlijke staat:” kan weer uitgesplitst worden in „gehuwd?”, „ongehuwd?”, etc.

uitstroom naar het milieu  
 emissie naar lucht  
 emissie van alifaten  
 emissie van olefinen  
 emissie van propeen

Het formulier dat als bijlage van de handleiding staat afgedrukt noemt als meest gedetailleerde niveau de emissie naar lucht. Opname van één niveau meer zou het formulier enorm doen toenemen. Deze paragraaf zal grotendeels gewijd zijn aan de wijze van invulling van de niet in het formulier gespecificeerde niveaus.

Bij de ontwikkeling van de methode voor LCA is het vanwege de uniformiteit en de transparantie noodzakelijk om nadere afspraken te maken ten aanzien van de gegevensopslag, dus om het format vast te leggen. Het format biedt de mogelijkheid (eenduidig) te traceren of verschil in resultaten van vergelijkbare LCA's is terug te voeren zijn op een verschil in methode of op een verschil in de onderliggende gegevens. Het volstaat bovendien niet om „zomaar” van een willekeurig format uit te gaan. Het format moet passen bij de methode. De methode legt als het ware randvoorwaarden op aan het format.

Bij de methode is een aantal componenten onderscheiden: doelbepaling, inventarisatie, classificatie, evaluatie en verbeteranalyse. Elke component omvat verschillende opeenvolgende stappen. Het format voor de opslag van procesgegevens is aan de orde bij de invulling van de procesgegevens. Dit gebeurt in de tweede stap van de inventarisatie. Er zijn voor het format echter raakvlakken met andere stappen van de methode. Bij het ontwikkelen van het format zal hier rekening mee gehouden moeten worden. In deze paragraaf zullen de verschillende eisen waar het format aan moet voldoen aan de orde komen.

### 2.3.1 Algemene eisen ten aanzien van het format

Het format geeft aan welke procesgegevens worden geïnventariseerd en hoe de procesgegevens worden ingedeeld. Hiervoor is het eerst nodig processen en procesgegevens in het algemeen nader te beschouwen.

Bij de uitvoering van een LCA zijn diverse gegevens van belang, zoals de „relevante” kwantitatieve gegevens wat betreft milieuingrepen en economische in- en uitstromen. Er moet evenwel ook kwalitatieve informatie worden vastgelegd, zoals de omschrijving van het proces en een toelichting ten aanzien van de status, onderbouwing, nauwkeurigheid en toerekening van procesgegevens.

Bij de LCA ligt het begrip „proces” niet strikt vast. De handleiding geeft hier (vooral nog) geen afbakening. In de praktijk zal de detaillering worden beperkt. Ieder afzonderlijk apparaat in een fabriek zou anders resulteren in een afzonderlijk proces. In de praktijk blijkt bij industriële productieprocessen het begrip „proces” goed toepasbaar op installaties (die in het kader van het project emissieregistratie ook met die term worden aangeduid; zie hiervoor *handboek emissieregistratie*).

Vergelijkbaar met deze afbakening in de diepte is er echter geen afbakening in de breedte van het begrip „proces”. Behalve de industriële processen zijn er immers nog tal van andere processen: transportprocessen, gebruiksprocessen (bijvoorbeeld het gebruik van een TV) en afvalverwerkingsprocessen (bijvoorbeeld het verbranden van afgedankte producten samen met huishoudelijk afval). Economische processen betreffen in reikwijdte dus het gehele maatschappelijke bestaan.

De LCA dient daarom in beginsel een zeer breed scala van gegevens van „potentieel relevante” milieuingrepen en vooral van economische in- en uitstromen in de analyse te kunnen betrekken. Het format dient geschikt te zijn voor het vastleggen van zo'n breed scala.

Daarnaast moet conform de methode het format bruikbaar zijn voor „geaggregeerde processen”, die de bundeling van een aantal met elkaar samenhangende processen vertegenwoordigen. Deze voorwaarde vormt echter geen probleem, vanwege de modulaire structuur van de procesboom.

Uit deze nadere beschouwing van processen en procesgegevens volgt dat de methode bepaalde randvoorwaarden oplegt aan het format.

- Het format zal afgestemd moeten zijn op met name die milieuingrepen die uiteindelijk bij de classificatie van belang zijn. Belangrijk is in dit kader de nadere onderverdeling van milieuingrepen en de vereiste detaillering van de betreffende gegevens, zoals de betrokken stofgroepen en stoffen.
- Het format zal afgestemd moeten zijn op de „potentieel relevante” economische in- en

uitstromen: alle in- en uitstromen bij een proces die verwijzen naar andere processen in de produktketen. Ook bij deze gegevens is de detaillering en de onderverdeling belangrijk. Het format wordt in dit opzicht mede bepaald door de systeemaafbakening van het produktsysteem.

Zowel de classificatie als de systeemaafbakening in de methode zijn derhalve van belang voor het format. Het format betreft dus niet alleen de stap „inventarisatie van procesgegevens”, maar is tevens gekoppeld aan andere stappen en fasen van de methode\*.

Behalve de bovengenoemde „methodische afbakening” van het format zijn er ook nog andere eisen te stellen aan het format.

- Het format dient te zijn afgestemd op de beschikbaarheid van gegevens in de praktijk. Het heeft bijvoorbeeld weinig zin een uitgebreide indeling te hanteren, als bepaalde rubrieken nooit ingevuld kunnen worden wegens gebrek aan gegevens.
- Het format moet waar mogelijk aansluiten bij de reeds gangbare praktijk.
- Het format moet begrijpelijk en internationaal toepasbaar zijn. Het dient eenduidig te zijn en geen vragen op te roepen bij de inventarisatie.
- Het format moet voorkomen dat een LCA verzandt in een te groot aantal in te vullen procesgegevens.

De gezamenlijke eisen en praktische randvoorwaarden die aan het format gesteld kunnen worden resulteren uiteindelijk in een eerste globale afbakening van het format. Dergelijke eisen aan het format zullen in dit hoofdstuk daarom nader worden uitgewerkt.

### 2.3.2 Eisen ten aanzien van milieuingrepen

De methode geeft aan met welke milieueffecten er bij de classificatie rekening wordt gehouden. Er is uitgaande van de beschrijving van de classificatie een overzicht op te stellen van alle voor het format relevante hoofdcategorieën milieuingrepen waarop de inventarisatie gericht moet worden; zie tabel 2.1.

Een definitieve indeling van relevante milieuingrepen is (nog) niet mogelijk is. Voor een aantal milieueffecten (bv. straling) is het immers nog niet duidelijk welke milieuingrepen precies relevant zijn. De methode zal in dit opzicht eerst verder moeten worden ontwikkeld. Uiteraard kan wel een voorlopige lijst van „groepen” relevante milieuingrepen worden opgesteld.

Net als bij economische in- en uitstromen wordt er bij milieuingrepen een onderscheid gemaakt tussen in- en uitstromen naar het milieu. Bij milieuingrepen – bijvoorbeeld bij ruimtebeslag – is dit onderscheid niet altijd zonder meer duidelijk. Volgens de terminologie in de handleiding betreft het gebruik van grondstoffen en het ruimtebeslag in beide gevallen milieustroom. De overige milieuingrepen in tabel 2.1 betreffen milieuitstromen.

Uit de tabel valt op te maken dat sommige (groepen van) milieuingrepen bijdragen aan meerdere milieueffecten. Daarnaast heeft het ontbreken van een classificatie voor bv. straling als gevolg dat voor die milieuingrepen nog niet kan worden aangegeven welke stoffen, stofgroepen etc. in relatie met de betreffende milieueffecten geïnventariseerd dienen te worden.

Wat betreft de indeling van ingrepen in rubrieken valt op te merken dat er niet onnodig ingedeeld moet worden: in het format staat aangegeven dat er een emissie naar lucht plaatsvindt, maar niet dat er een verzurende emissie naar lucht plaatsvindt. Dit blijkt vanzelf in de classificatie. Om dezelfde reden is het onderscheid tussen biotische en abiotische grondstoffen niet van belang. Als een soort geheugensteuntje (vermeld zowel de biotische als de abiotische grondstoffen) zal het hier toch vermeld worden, hoewel de precieze plaats van een grondstof *in het format* irrelevant is. Dergelijke indelingen zijn alleen een „leidraad” bij de inventarisatie en dus vrijblijvend.

Elke groep van milieuingrepen (met name emissies) omvat in principe nog verschillende stofgroepen en stoffen. Emissies naar de lucht zijn bijvoorbeeld emissies van CO<sub>2</sub>, CO en NO<sub>x</sub>. Iedere stof heeft een verschillende uitwerking bij elk milieueffect. De emissie van CO<sub>2</sub> naar lucht speelt bv. een belangrijke rol bij het broeikas effect maar is niet van belang bij stank. Sommige stoffen spelen een belangrijke rol bij meerdere milieueffecten. De emissie van NO<sub>x</sub> naar lucht is bv. van belang bij de beoordeling van humane toxiciteit, verzuring en vermesting. Dit onderscheid van stoffen ten

\* In principe toont dit aan dat bij de inventarisatie van procesgegevens (evenals bij andere stappen in de methode) een aanzienlijke terugkoppeling bestaat met andere stappen en fasen.

TABEL 2.1. Overzicht van de milieueffecten en de bijbehorende milieuingrepen.

milieueffect	milieuingreep	eenheid
uitputting van abiotische grondstoffen	gebruik van grondstoffen	kg, m <sup>3</sup>
uitputting van biotische grondstoffen	gebruik van grondstoffen	kg, ha, —
versterking van het broeikaseffect	emissies naar lucht	kg
aaantasting van de ozonlaag	emissies naar lucht	kg
humane toxiciteit	emissies naar lucht	kg
	emissies naar water	kg
	emissies naar bodem	kg
ecotoxiciteit	emissies naar water	kg
	emissies naar bodem	kg
fotochemische oxydantvorming	emissies naar lucht	kg
verzuring	emissies naar lucht	kg
vermesting	emissies naar lucht	kg
	emissies naar water	kg
	emissies naar bodem	kg
afvalwarmte	warmte-emissies naar water	MJ
lawaai	geluidsproductie	Pa <sup>2</sup> ·s
aantasting van ecosystemen en landschap	ruimtebeslag	m <sup>2</sup> ·s
slachtoffers	slachtoffers	—

aanzien van de diverse uitwerkingen bij classificatie is in principe niet van belang voor het format; het is immers een voor de classificatie relevant aspect.

Voor het format is uitsluitend van belang of een bepaalde stof of stofgroep geïnventariseerd moet worden. De handleiding geeft voor enkele milieueffecten een lijst met classificatiefactoren van relevante stoffen. Hiermee kan snel worden uitgezocht of een stof moet worden geïnventariseerd. Deze lijsten zijn echter zeker nog niet compleet. In de handleiding staan uiteindelijk maar een beperkt aantal relevante stoffen vermeld. Er zijn meer stoffen dan vermeld in de handleiding waarvoor bv. een ADI is bepaald, en waar dus een HCL voor bepaald kan worden. De lijsten omvatten bovendien geen stoffen waarvoor nog geen classificatiefactoren zijn vastgesteld, maar die gezien hun uitwerking toch zouden moeten worden betrokken bij de classificatie.

Een volledige overzichtslijst van stoffen voor emissies zal uiteindelijk zeker vele duizenden stoffen omvatten. Voor een groot aantal stoffen zouden er dan nog vraagtekens te plaatsen zijn bij de classificatie vanwege het ontbreken van betrouwbare classificatiefactoren.

Bij inventarisatie van emissies moeten dus in beginsel (maar niet in de praktijk!) meer stoffen in beschouwing worden genomen dan alleen die in de lijsten van de handleiding. Welke geëmitteerde stoffen uiteindelijk bij een proces belangrijk zijn hangt af van het proces. Veelal zullen er per afzonderlijk proces maar een beperkt aantal gegevens worden vastgelegd. Voor alle overige stoffen wordt dus feitelijk de emissie gelijk aan nul gesteld\*.

De complete overzichtslijst van potentieel relevante stoffen bij emissies is dus niet beschikbaar, en is alleen op te stellen via uitwerking van zeer vele LCA's in de praktijk. Dit valt uiteraard buiten het kader van deze studie. Waarschijnlijk kan ook dan alleen nog maar een voortschrijdende lijst van stoffen worden opgesteld, die steeds uitgebreider wordt naarmate meer LCA's zijn uitgevoerd. Er kan worden uitgegaan van de aanzet in de bijlage met classificatiefactoren van de handleiding. In dit kader zijn er de volgende twee randvoorwaarden voor de stoffenlijst:

\* In bepaalde (uitzonderings)gevallen zijn negatieve emissies mogelijk. Bij een productiebos is er sprake van een negatieve emissie van CO<sub>2</sub> naar de lucht. Bij een aantal gewassen is er sprake van een negatieve emissie van fosfaat.

- uniformiteit wat betreft naamgeving van stoffen: voor vele chemische stoffen zijn bv. meerdere synoniemen mogelijk. Er dient een eenduidige naamgeving voor stoffen te worden afgesproken;
- vermijding van dubbeltellingen bij de classificatie: gegevens van stoffen bij de inventarisatie kunnen stofgewijs en/of groepsgewijs worden vastgelegd. De classificatie is gebaseerd op de beoordeling van gegevens van zowel stofgroepen als van afzonderlijke stoffen. De gehanteerde indeling van gegevens bij de inventarisatie mag bij de classificatie niet tot dubbeltelling aanleiding geven.

Deze overwegingen volstaan vooralsnog als richtinggevende aanbevelingen bij de opstelling van een stoffenlijst voor inventarisatie, en tevens voor de classificatie.

### 2.3.3 Eisen ten aanzien van economische in- en uitstromen

Elk proces binnen een produktsysteem is in beginsel opgenomen in de procesboom. Elk proces heeft een zekere economische in- en uitstroom. Het scala aan economische stromen is zeer groot: het betreft alle vormen van goederen, materialen, energie, diensten zoals transport, en te verwerken afval (afval dat nog geen eindbestemming heeft en pas in een volgend proces wordt verwerkt).

De economische uitstroom van een proces vormt per definitie de economische instroom van één of meer andere processen\*. De economische stromen zijn daarmee als het ware de „tussenschakels” van de processen in de procesboom. Economische stromen zijn in beginsel dus symmetrisch van aard: alle economische instromen kunnen bij andere processen economische uitstromen zijn.

Met de wijze van systeemafbakening zoals aangegeven in de handleiding blijkt er echter een conflict tussen enerzijds de eenduidige vastlegging van de economische stromen bij de inventarisatie en anderzijds een praktische wijze van afbakening van het produktsysteem. Het knelpunt voor het format is dat op voorhand niet valt af te bakenen hoe gedetailleerd de inventarisatie van economische stromen bij processen plaats moet vinden. De systeemafbakening biedt hier in belangrijke mate ruimte voor een eigen invulling door de uitvoerders van LCA's. Een knelpunt dat hier aan is gerelateerd, is dat vaak bij hetzelfde proces de detaillering van economische stromen aanzienlijk zal verschillen, ook als het complete beeld van de economische stromen van het betreffende proces reeds bekend is.

Stel dat bij een willekeurig proces reeds tot op een aanzienlijk detailleringsniveau de economische stromen zijn geïnventariseerd. De reden voor zo'n uitgebreide detaillering zou bijvoorbeeld kunnen zijn dat het betreffende proces en zijn economische uitstroom relatief belangrijk zijn in de beschouwde procesboom. Nadat eenmaal een dergelijke gedetailleerde inventarisatie is uitgevoerd zouden de economische stromen voor dit proces dus vast moeten staan, ook indien het proces wordt opgenomen in andere procesbomen bij andere LCA's

Het bovengenoemde knelpunt zou in principe grotendeels kunnen worden opgelost door – voor zover beschikbaar – de volledige en gedetailleerde gegevens van het proces samen met alle andere procesgegevens vast te leggen in een algemeen toegankelijk gegevensbestand. Bij iedere willekeurige LCA waarbij het betreffende proces naderhand is opgenomen zou dan op geautomatiseerde wijze van deze complete procesgegevens moeten en kunnen worden uitgegaan. Eventueel zou kunnen worden uitgegaan van geaggregeerde processen.

Vooralsnog is deze oplossing in de praktijk niet mogelijk. Het detailleringsniveau van de economische stromen blijft daarom voorlopig direct gekoppeld aan de gehanteerde afbakening van het produktsysteem. Voor een proces kan deze afbakening per LCA verschillen. Vanwege de systeemafbakening zullen een aantal stromen niet verder leiden tot volgende processen in de procesboom maar daarentegen afgebroken worden (p.m. gesteld worden). Het probleem is dus dat dit p.m. stellen op het niveau van het produktsysteem plaatsvindt en niet op procesniveau.

Het format voor de economische gegevens moet bijgevolg in beginsel gebaseerd zijn op alle stromen. Het format moet de ruimte bieden om althans zo gedetailleerd mogelijk alle economische stromen van een proces te inventariseren. Afhankelijk van het produktsysteem dat beschouwd wordt zal na het invullen van deze gegevens op een aantal posten een vereenvoudiging plaats vinden. Bepaalde posten worden p.m. gesteld; de procesboom wordt „teruggesnoeid tot hanteerbare

\* De economische uitstroom die de functionele eenheid vertegenwoordigt is de enige uitzondering op deze regel. Ook deze uitstroom kan echter in beginsel in een ander proces als instroom ingezet worden.

proporties”.

De handleiding toont reeds een globale indeling van de economische stromen: de verdeling in goederen, materialen, diensten, energie en te verwerken afval. Zelfs deze globale indeling is strikt genomen niet eenduidig, omdat er geen duidelijk onderscheid te maken is tussen bijvoorbeeld goederen, materiaal en te verwerken afval. Ook deze globale indeling is daarom alleen een „leidraad” bij de uitvoering van LCA's en is vrijblijvend. Een overzichtslijst van alle mogelijke afzonderlijke economische gegevens, betrokken op alle processen, is niet beschikbaar. De lijst zou zeer groot zijn: naar verwachting zijn er in elk geval meer dan honderdduizenden afzonderlijke posten te onderscheiden. Het ontbreken van een overzicht is geen directe belemmering voor de uitvoering van LCA's. Een dergelijk overzicht zou echter de transparantie van de methode aanzienlijk vergroten. Hierbij dient te worden opgemerkt dat conform de methode strikt genomen elke economische uitstroom het resultaat is van tenminste één proces. Een overzichtslijst van economische stromen is direct gekoppeld aan een overzichtslijst van processen.

Net als een stoffenlijst voor milieuingrepen kan ook een overzicht van mogelijke economische stromen geleidelijk worden opgesteld door de praktische uitvoering van zeer veel verschillende LCA's. De volgende aspecten zijn evenwel van belang voor de overzichtslijst van economische stromen:

- elk overzicht is onvolledig en er zal waarschijnlijk nooit een volledig overzicht zijn;
- de naamgeving van de diverse economische gegevens dient gestandaardiseerd te worden.

Het opstellen van een dergelijke lijst valt echter buiten het kader van dit project.

#### 2.3.4 Overige randvoorwaarden

Behalve de randvoorwaarden voor het format die rechtstreeks volgen uit de afbakening van het produktsysteem en uit de classificatie zijn er nog andere eisen voor het format. Het format voor de gegevens dient duidelijkheid te bieden ten aanzien van het sluiten van de massa- en energiebalans van het proces. Het is bovendien belangrijk dat conform het format de procesgegevens zodanig worden vastgelegd dat er geen dubbeltellingen plaats vinden, zowel bij het sluiten van bovengenoemde balansen als naderhand bij de classificatie. Het format voor de procesgegevens zal tenslotte ook ruimte moeten bieden voor de nadere omschrijving van de kwaliteit en de aard van de procesgegevens. De consequenties van deze aspecten voor het format worden in deze paragraaf verder toegelicht.

#### De massabalans

Vanwege de consistentie-eis moet de massabalans\* over elk proces sluitend zijn:

$$\sum_i m_{in,i} = \sum_j m_{uit,j} \quad (2.15)$$

waarbij  $m_{in,i}$  de massa van de  $i^{\text{de}}$  instroom en  $m_{uit,j}$  de massa van de  $j^{\text{de}}$  uitstroom is<sup>†</sup>. In de praktijk is vaak bij de eerste invulling van de beschikbare procesgegevens de massabalans over het proces (nog) niet sluitend. Dit is dan waarschijnlijk terug te voeren op een van de volgende oorzaken:

- de procesgegevens zijn onvolledig;
- er is ergens een dubbeltelling;
- de afzonderlijke gegevens zijn afgerond of zeer verschillend van orde van grootte<sup>‡</sup>.

Het ontbreken van gegevens geeft in de praktijk aanleiding tot aanzienlijke hiaten in de massabalans, indien bv. bij een verbrandingsproces de hoeveelheid benodigde brandstof vermeld wordt alsmede de hoeveelheid reststoffen en totale hoeveelheid rookgas maar niet de hoeveelheid benodigde verbrandingslucht (d.w.z. de voor de verbranding noodzakelijke zuurstof + de bijbehorende restlucht + de eventuele overmaat lucht).

Dubbeltellingen treden relatief gemakkelijk op bij gegevens inzake milieuingrepen. Bijvoorbeeld een post „emissie van ethanol” kan ook al zijn opgenomen in een verzamelpost (subtotaal) „emissie van koolwaterstoffen”. Indien hiermee geen rekening wordt gehouden resulteert dit in een

\* Behalve een algemene massabalans is het vaak ook aan te bevelen een aantal elementaire massabalansen op te stellen, bv. voor koolstof of voor diverse zware metalen.

† De eis van het sluiten van de massabalans bij uitvoering van LCA's is ook internationaal geaccepteerd (SETAC, 1992).

‡ Economische stromen betreffen vaak tonnen, terwijl de milieuingrepen „slechts” kg of mg betreffen.



dubbeltelling bij het opstellen van de massabalans. Over het vermijden van dubbeltelling is hierna een paragraaf opgenomen.

Als bij het proces de afzonderlijke gegevens onderling zeer verschillen (qua orde van grootte of nauwkeurigheid of omdat de gegevens door verschillende informanten aangeleverd is) dan zijn de hiaten in de massabalans in het algemeen relatief groot.

De massabalans is bij de LCA dus eerst een instrument ter controle (dubbeltellingen en ontbrekende gegevens) en ter aanvulling van de gegevens\*. In beginsel is de massabalans over elk proces sluitend, indien althans alle gegevens hiervoor beschikbaar zijn. Er kan immers geen massa verloren gaan. Wanneer de massabalans bij de inventarisatie ook na aanvulling van de beschikbare gegevens nog niet sluitend is, moet er een afzonderlijke *stelpost* worden opgenomen. Deze wordt in het format geplaatst buiten de milieuingrepen en buiten de economische stromen. Deze stelpost is een indicator van de onvolledigheid en/of onnauwkeurigheid van de procesgegevens, en als zodanig van belang bij de evaluatie (stap 4.2).

De massabalans betreft zowel milieuingrepen als economische stromen. Niet alle procesgegevens zijn van belang voor de massabalans: het elektriciteitsverbruik of het chemisch zuurstofverbruik (CZV) vormen hier een voorbeeld van. Sommige procesgegevens moeten bovendien worden omgerekend naar massagegevens ( $m^3$  rookgas naar kg rookgas, exemplaren doppen naar kg doppen, etc.).

Het verdient aanbeveling alle posten die betrokken zijn in de massabalans afzonderlijk aan te geven en daarbij de eventueel gehanteerde omrekeningsfactoren te vermelden.

### De energiebalans

Vanwege de consistentie-eis zal de energiebalans over elk proces sluitend moeten zijn. Ook met betrekking tot de classificatie is dit belangrijk, omdat de „energetische” milieuaspecten (zoals warmteverliezen en uitputting van fossiele brandstof) geïnclassificeerd worden.

$$\sum_i E_{in,i} = \sum_j E_{uit,j} \quad (2.16)$$

waarbij  $E_{in,i}$  de energie van de  $i^{\text{de}}$  instroom en  $E_{uit,j}$  de energie van de  $j^{\text{de}}$  uitstroom is. In de praktijk is de energiebalans vaak niet sluitend. Er zijn meerdere oorzaken hiervoor aan te wijzen.

- Er moet bij de energiebalans rekening worden gehouden met vele energetische aspecten zoals verdamping, chemische omzetting, verbranding. De volledige energiebalans is daarbij vaak in de praktijk niet op te stellen, vanwege het ontbreken van gegevens ten aanzien van de energieinhoud van en de chemische energievastlegging tussen de diverse in- en uitstromen.
- Er is geen uniforme definitie van begrip energieinhoud. In de praktijk worden vaak verschillende begrippen gebruikt voor de energieinhoud van materialen. De thermodynamisch juiste definitie is de zgn. Gibbs-energie (de vrije energie van materialen, stoffen en mengsels). Daarnaast worden echter vaak ook andere grootheden vermeld, zoals bv. de verbrandingswarmte, of de *gross energie requirement* (GER). Bij de GER is via omrekeningsrendementen de energieinhoud terug getraceerd naar de verbrandingswarmte van fossiele brandstoffen, rekening houdend met gestelde onderliggende processen en gestelde omzettingsrendementen. Bij de beschikbare energiekentallen is het niet in alle gevallen duidelijk welke kentallen het betreft.
- In principe is de energieinhoud een functie van temperatuur en druk. Er moet dus een basisniveau (temperatuur, druk) worden vastgelegd. Discrepancies resulteren echter in het algemeen in slechts geringe hiaten in de energiebalans.

De energiebalans van een proces is dus een thermodynamische berekening en vergt een zeer groot aantal gegevens wat betreft energie, entropie, etc. Deze gegevens zijn vaak niet beschikbaar.

Vanwege de knelpunten bij het opzetten van de volledige energiebalans moet volstaan worden met een *globale energiebalans* over het proces. Bij de globale energiebalans kunnen de volgende posten in rekening worden gebracht:

- de in- en uitstroom van energie via elektriciteit en kracht;
- de in- en uitstroom van energie via stoom, hete gassen, etc.;

\* Bij sommige chemische en biologische processen is het nuttig behalve de massabalans ook één of meerdere atomaire balansen op te stellen (bv. een koolstofbalans). Ook hier geldt in principe de eis dat een dergelijke balans sluitend is.

- de energie- en warmteontwikkeling bij verbrandingsprocessen;
- de warmteverliezen via water en lucht en eventueel door warmtestraling;
- de warmteontwikkeling of energieopname bij chemische processen, smeltprocessen, verdamping, etc.

Bij de globale energiebalans volgen de eerste drie posten in principe direct uit de geïnventariseerde economische stromen en de geïnventariseerde milieuingrepen (via verbrandingswarmte, etc.). De vierde post volgt uit de geïnventariseerde emissies (naar lucht en water), op basis van de berekening van de eerste drie posten, rekening houdend met omzettingsrendementen of eventuele warmteverliezen in het proces. De laatste post betreft energetische aspecten waarvan slechts in weinig gevallen voldoende gegevens beschikbaar zullen zijn. In de praktijk zal deze post dus alleen als stelpost kunnen worden ingevuld, voor het sluiten van de globale energiebalans. Het format voor de procesgegevens dient dus één stelpost te bevatten.

De globale energiebalans is allereerst een instrument ter controle en aanvulling van de beschikbare procesgegevens. Vervolgens is het een instrument voor de globale invulling van de gegevens ten aanzien van warmteverliezen en de kwantificering van opname en afgifte van energie in materialen en stoffen. Energie kan zowel in de vorm van milieuingrepen als van economische stromen voorkomen. Niet alle procesgegevens zijn van belang voor de globale energiebalans. De globale energiebalans vergt bovendien aanvullende gegevens. Sommige procesgegevens moeten immers worden omgerekend, via de verbrandingswarmte van stoffen of de energieinhoud van energiedragers (stoom, hete gassen, etc.). Daarnaast vergt de globale energiebalans processpecifieke gegevens ten aanzien van omzettingsrendementen, warmteverliezen etc. De globale energiebalans zelf staat net als de massabalans buiten het format voor de opslag van procesgegevens\*. De globale energiebalans is een berekening met een geselecteerd aantal van de geïnventariseerde procesgegevens. Het verdient dus aanbeveling per proces alle posten die bijdragen aan de energiebalans afzonderlijk aan te geven en de eventueel gehanteerde omrekeningsfactoren te vermelden.

In de praktijk behoeven niet alle genoemde posten voor de globale energiebalans altijd te worden uitgewerkt. Voor niet-verbrandingsprocessen behoeft bv. geen invulling plaats te vinden van de verbrandingswarmte van de instroom van het proces. Die is immers gelijk aan de som van de uitstromen.

Welke stromen bijdragen aan de globale energiebalans is dus in de praktische uitwerking per proces verschillend.

#### *Het vermijden van dubbeltellingen*

In principe zijn er verschillende soorten dubbeltellingen mogelijk bij de inventarisatie en naderhand de classificatie van procesgegevens:

- dubbeltellingen van procesgegevens bij de classificatie;
- dubbeltellingen van procesgegevens in de massabalans;

Gegevens ten aanzien van milieuingrepen (emissies e.d.) worden in het algemeen stofgewijs vastgelegd. Maar soms worden gegevens van stofgroepen (mengsels) vastgelegd. Stel bijvoorbeeld dat de emissie van ethanol op stofniveau wordt vastgelegd, en dat daarnaast de emissie van alle alcoholen (dus inclusief ethanol) wordt vastgelegd. Deze laatste post stelt dus een sub-totaal voor: de totale emissie van alcoholen. De classificatie kan plaats vinden zowel vanuit stofgroep als vanuit de afzonderlijke stoffen. Er is bv. voor de stofgroep alcoholen en voor ethanol ieder een afzonderlijke POCP gedefinieerd. Indien beide posten geassocieerd zouden worden is er dus sprake van een onterechte dubbeltelling van ethanol†.

Het bovengenoemde probleem zou in principe vermeden kunnen worden met de volgende

\* In internationaal verband staat dit nog ter discussie. Bij de *workshop* van de SETAC in Leiden in 1991 werd aangegeven dat de energiebalans parallel aan het onderhavige format een eigen format behoeft. In het onderhavige format staat bv. een instroom van  $x$  kg stoom, terwijl in het energieformat een instroom van  $y$  kJ stoom staat.

† Dubbeltelling bij classificatie betreft in deze context niet het aspect dat een stof geassocieerd wordt ten aanzien van meerdere milieueffecten. In het voorbeeld van ethanol kan de emissie verschillende milieueffecten hebben, bv. fotochemische smogvorming en humane toxiciteit; zie hoofdstuk 3.

werkwijze, waarbij overigens dan wel een complete stoffenlijst en rubriek indeling voor emissies beschikbaar zou moeten zijn. Stel dat er bv. wordt uitgegaan van de indeling in rubrieken die in tabel 2.2 staat aangegeven. De werkwijze is als volgt: indien gegevens van bepaalde stoffen op stofniveau zijn geïnterpreteerd en vervolgens ook geclassificeerd worden, is classificatie naar de betreffende bovenliggende sub-rubriek of rubriek in principe niet meer mogelijk ter vermijding van dubbel tellingen.

TABEL 2.2. Onderverdeling in rubrieken van emissies.

milieuingreep	rubriek	sub-rubriek	stofrubriek
totale emissie	alifaten	methaan	
		overige verzadigde alifaten	ethaan propan ... niet nader benoemde verzadigde alifaten
		olefinen	etheen propeen ... niet nader benoemde olefinen
	gesubstitueerde alifaten	niet nader benoemde alifaten	
		alcoholen	methanol ethanol propanol ... niet nader benoemde alcoholen
		aldehyden	formaldehyde aceetaldehyde ... niet nader benoemde aldehyden
		gechloreerde alkanen	
...	...	...	...

In het voorbeeld van ethanol kan dan nog wel rekening worden gehouden met de emissie van afzonderlijke alcoholen (naast ethanol ook methanol, propanol, niet nader benoemd\*, etc.), maar de sub-rubriek alcoholen en de daarboven liggende rubriek (gesubstitueerde alifaten) dienen bij classificatie niet in rekening te worden gebracht. Derhalve is de post „alcoholen niet nader benoemd” van groot belang in dit verband.

In dit voorbeeld zouden andere sub-rubrieken, bijv. gechloreerde alifaten nog wel geclassificeerd kunnen worden, zolang althans ook hier geen afzonderlijke stoffen (bv. methyleenchloride) separaat geclassificeerd worden. Deze werkwijze en de indelingssystematiek in tabel 2.2 is echter in de praktijk (nog) niet volledig te operationaliseren. De reden hiervan is in §2.3.2 reeds aangegeven. Een complete

\* Deze post omvat de emissies van alle alcoholen die niet nader te benoemen zijn en deze post moet dus wel geclassificeerd worden.

overzichtslijst van alle rubrieken en stoffen voor afzonderlijke milieuingrepen ontbreekt voorsnog.

Inventarisatie van gegevens van zowel stoffen als van stofgroepen resulteert relatief gemakkelijk in dubbelstellingen in de massabalans. De vooraf geschetste werkwijze en systematiek ter vermijding van dubbelstelling bij de classificatie reduceert eveneens het risico ten aanzien van dubbelstellingen in de massabalans reeds gedeeltelijk.

Wat betreft de indeling van emissies zoals aangegeven in tabel 2.2 dient echter extra voorzichtigheid te worden betracht, met name bij de rubrieken van de bepaalde specifieke emissies naar lucht, water en bodem. Een post als czv dient immers niet of slechts ten dele in de massabalans te worden betrokken, en een post als emissies van stof betreft wellicht tevens een deel van de zware metaalemissies. Bij de massabalans zijn in het algemeen ook de economische stromen van belang. Een eenduidige indeling van economische stromen - die voorsnog niet beschikbaar is - zou ook dienaangaande het risico van dubbelstelling aanzienlijk verkleinen.

De posten die van belang zijn voor de energiebalans zijn op elektriciteit en kracht na steeds afgeleid uit een bepaalde massapost (economische instroom of milieuingreep; bv. stoom, gas, stookolie, vloeibare stikstof, etc.). Bij de opzet van de procesboom dient er vanuit de globale energiebalans geen koppeling te worden gemaakt naar voorafgaande of opvolgende processen in de procesboom ter vermijding van dubbelstellingen in de procesboom. De koppeling vindt immers plaats bij de betreffende massapost. Alleen bij de separate energieposten die als zodanig ook staan opgenomen bij de economische stromen (electriciteit in kWh en kracht in MJ), vindt er een koppeling plaats naar andere processen in het produktsysteem.

#### *De gegevens voor de toerekeningsregels*

Na de invulling van procesgegevens vindt een toerekening van procesgegevens plaats; zie §2.1.3. Bij meervoudige processen worden de bijstromen (stromen met een negatieve waarde) verdeeld over de hoofdstromen (stromen met een positieve waarde).

Bij coproductie worden alle bijstromen verdeeld over de diverse hoofdstromen; dat zijn in dat geval een aantal economische uitstromen. Hierbij zal aangegeven moeten worden aan welke stromen toerekening plaatsvindt, met andere woorden welke stromen hoofdstromen zijn. Bij de analyse van economische stromen in §2.3.3 is reeds aangegeven dat de indeling in de rubrieken materialen, goederen, etc. niet eenduidig is. In principe kunnen per proces alle economische uitstromen die geen hoofdstroom zijn ook geplaatst worden onder bijvoorbeeld de rubriek „te verwerken afval”.

Bij de paragraaf over toerekening staat aangegeven dat in bepaalde gevallen economische gegevens nodig zijn voor de toerekening. Daarnaast is aangegeven dat niet bij alle processen toerekening op basis van éénzelfde richtlijn plaats kan vinden. Bij een aantal processen moeten er dus afzonderlijke toerekeningsregels worden gehanteerd. Dit dient met de betreffende procesgegevens in het format te worden vastgelegd. De toerekening zelf vindt niet plaats bij de gegevensopslag, maar de daarvoor benodigde markeringsen en voor toerekening relevante gegevens kunnen dus wel in het format worden opgenomen. Soms wordt bij alle economische uitstromen dus afzonderlijk aangegeven hoe deze toerekening plaatsvindt. Dergelijke speciale toerekeningsaspecten zijn nog onvoldoende uitgewerkt. Het is dus ook nog niet duidelijk welke gegevens nodig zijn. Voorsnog moet worden volstaan met de kanttekening dat het format voor die processen bij de economische stromen voldoende ruimte moet bieden, en dat dit mogelijk meer betekent dan alleen bepaalde posten te markeren.

#### *Omschrijving van aard en kwaliteit van de procesgegevens*

Procesgegevens zullen deels specifiek verzameld worden voor de te onderzoeken produkten en deels algemeen aanwezig zijn in een aantal bestanden. Voor beide soorten procesgegevens gelden dezelfde soorten kwaliteitseisen en representativiteitscriteria. Bij het opstellen van algemene basisbestanden is nog geen procesboom opgesteld waarin methodische keuzen gemaakt en verantwoord worden. Methodische keuzen moeten ook zoveel mogelijk vermeden worden bij het opstellen van deze basisbestanden. Een toets op de zinvolheid van de gekozen procesafbakening is het cumulatief aggregeren van procesgegevens tot een hogere-orde proces. Een voorbeeld hiervan is het proces „productie van gewalst staal” als overkoepeling van alle processen die voor het maken van een hoeveelheid gewalst staal benodigd zijn, grondstoffenwinning via staalbereiding, legering, walsen en oppervlaktebehandeling tot het gerede produkt. Een dergelijke aggregatie impliceert het opstellen van

een partiële procesboom. Ook de partiële procesboom dient aan de algemeen voor de procesboom gestelde eisen te voldoen, met vermelding en liefst verantwoording van de gemaakte methodische keuzen.

De eisen worden geformuleerd in de vorm van een vermelding van de

- representativiteit van de processen;
- kwaliteit van de procesgegevens;
- totaalbeoordeling.

Voor de *representativiteit* zijn het schaalniveau, een globale datering, een indicatie van de duur of capaciteit, en de status van het proces van belang.

Een proces of een samenhangende groep processen kan representatief zijn voor verschillende ruimtelijke *schaalniveaus*, lopend van mondiaal, via westers, nationaal en lokaal tot het individuele bedrijfsniveau. Deze status dient aangegeven te worden om een juiste proceskeuze mogelijk te maken bij een bepaalde levenscyclusanalyse. Zo'n studie kan immers alleen voor een gespecificeerd niveau plaats vinden.

Bij de *globale datering* gaat het niet om de precieze datum van de primaire bronnen, zie hierna, maar om de periode waarvoor het proces representatief is. In een prospectieve studie gaat het om toekomstige processen, bij een vergelijking van bestaande producten om huidige processen en bij een historische vergelijking om historische processen.

De *duur van het proces* slaat op de tijd die nodig is om de gespecificeerde hoeveelheid te verwerken. Het is een interessante parameter voor de karakterisering van de *capaciteit* van de installatie. Daarnaast is voor de inventarisatie van een aantal procesgegevens (ruimtebeslag en lawaai) deze tijd nodig om de hoeveelheid ruimte en geluid van een proces te kunnen relateren aan een produkt.

Procesgegevens kunnen betrekking hebben op feitelijk gemeten processen. Er kan echter ook uitgegaan worden van een theoretisch, hypothetisch proces, bijvoorbeeld een ontwerpbeschrijving voor een toekomstig proces of een definitie van de huidige *best practicable means*. Tevens kan het voorkomen dat van een proces alleen maar reeds toegerekende gegevens beschikbaar zijn, of dat de gegevens door extrapolatie of modellen verkregen zijn. Dit zijn gegevens die de *status* van het proces bepalen.

De *kwaliteit* van de procesgegevens kan omschreven worden aan de hand van de helderheid van de definitie van het proces, de juistheid en de volledigheid van de gegevens en de aard van de bronnen.

Bij de *helderheid van de definitie* van processen dient een onderscheid gemaakt te worden tussen de interne definitie, in termen van instromen en uitstromen, en de externe definitie, die de relaties met andere processen aangeeft. Bij dit laatste gaat het met name om de afgrenzingen ofwel de inclusiviteit van het betreffende proces. Een voorbeeld ter verduidelijking. Bij de produktie van cokes komt ammoniak in waterige oplossing vrij, die op een riool geloosd wordt. Of en in welke mate deze procesuitstroom emissie wordt hangt af van een eventueel aanwezige rioolwaterzuiveringsinstallatie. Met alleen de specificatie „x kg ammoniak in water” is de procesbeschrijving ambivalent. Bij de beschrijving van een proces dient aangegeven te worden of het gaat om normaal functioneren of dat ook calamiteiten, storingen, onderhoud, effecten van afschrijving op kapitaalgoederen, administratie, personeelsvoorzieningen en dergelijke zijn meegerekend bij het kwantificeren van instromen en uitstromen. De keuzes die hier gemaakt worden bepalen welke aanvulling op een gedefinieerd proces misschien gewenst is. Voor een evenwichtige vergelijking tussen alternatieven dienen de keuzes overal op een vergelijkbare manier gemaakt te worden.

De *juistheid van de gegevens* kan in het algemeen niet direct gecontroleerd worden. Alleen een vergelijking met onafhankelijke andere bronnen is mogelijk. Indien deze vergelijking plaats gevonden heeft en er slechts geringe afwijkingen zijn geconstateerd is dat een indicatie voor de juistheid van de gegevens. Ook kunnen een materiaalbalans en een energiebalans als controlemiddel fungeren; zie de discussie over de massa- en energiebalans hierboven.

De processpecificaties dienen *volledig* te zijn: ten eerste moeten alle relevante economische

instromen en uitstromen opgenomen te worden: produkten en nevenprodukten, inclusief kapitaalgoederen, energie en hulpstoffen, alle met een positieve economische waarde, en afval, met een negatieve economische waarde. Bij nog te verwerken afvalstromen, met name die binnen het bedrijf, dient ook de verwachte verwerkingswijze aangeduid te worden. Naast de economisch instromen en uitstromen dienen alle milieuingrepen vermeld te worden die in de beoordeling betrokken worden. Van veel processen is een aantal gegevens bekend, is een aantal gegevens onbekend en zijn veel instromen en uitstromen nul. De grootste onduidelijkheid bestaat er over niet vermelde gegevens: zijn deze nul of ontbrekend? De controle op volledigheid vergt veldkennis. Ook hier kunnen, voor hoofdstromen binnen een proces, een materiaalbalans en een energiebalans als controlemiddel functioneren.

De ouderdom van de gegevens is niet af te leiden uit de publikatiedatum van de bron. Vaak is het onderzoek waarop de primaire publikatie berust al enige jaren oud en bij secundaire publikaties kan de ouderdom oplopen tot decennia. Voor één procesbeschrijving zullen vaak gegevens uit verschillende jaren zijn gebruikt waardoor de consistentie niet noodzakelijk aanwezig is. Per gegeven of groep van gegevens dient daarom de ouderdom aangegeven te worden. De aard van de bron bepaalt hoe gezaghebbend de vermelde gegevens zijn. Daarbij dient een onderscheid gemaakt te worden tussen primaire bronnen en secundaire bronnen. Bij primaire bronnen kunnen tenminste drie kwaliteitsklassen worden aangegeven, in afnemende volgorde van status: onafhankelijk, afhankelijk, extern getoetst en afhankelijk, niet getoetst. Secundaire bronnen kunnen de status van de gegevens verbeteren indien zij meerdere primaire bronnen vergelijken en op consistentie toetsen.

Ten slotte ligt het voor de hand op grond van bovenstaande criteria tot een *totaalbeoordeling* te komen.

Het format voor de procesgegevens zal ruimte moeten bieden voor de nadere omschrijving van de kwaliteit, herkomst en aard van de procesgegevens. De evaluatie binnen een LCA omvat een betrouwbaarheidsanalyse (stap 4.2) waarbij voornoemde gegevens belangrijk zijn. Tevens is dergelijke informatie belangrijk voor het beheer van het uiteindelijke bestand met procesgegevens.

Bovengenoemde criteria geven een aanduiding van de *gemiddelde aard en kwaliteit van de procesgegevens*. De nauwkeurigheid van geïnventariseerde procesgegevens zal *binnen een proces* aanzienlijk kunnen verschillen wat betreft herkomst, onderbouwing etc. In situaties waarbij belangrijke afwijkingen van de gemiddelde criteria optreden zullen deze aspecten afzonderlijk per gegeven moeten worden aangegeven. Dit is van belang voor de uiteindelijke correcte interpretatie van procesgegevens bij de evaluatiefase in de LCA. In een aantal gevallen kan dus niet worden volstaan met alleen een gemiddelde indicatie.

In hoeverre dit een aanpassing van het format vereist is nog niet duidelijk. Vooralsnog moet worden volstaan met de kanttekening dat het format dienaangaande voldoende ruimte moet bieden. Behalve een indicatie voor wat betreft nauwkeurigheid, onderbouwing, etc. vergt dit wellicht ook een ruimte waarin een spreidingsgebied van de afzonderlijke gegevens kan worden aangegeven. Op deze manier wordt een betrouwbaarheidsanalyse waarbij de spreiding in de gegevens tot een spreiding in de resultaten leidt (stap 4.2) mogelijk.

### 2.3.5 Aanbevelingen voor de verdere ontwikkeling van het format

In het bovenstaande zijn een aantal randvoorwaarden met betrekking tot het format voor de opslag van procesgegevens nader geanalyseerd. Indien rekening wordt gehouden met alle eisen en kanttekeningen kan worden uitgegaan van het voorlopige format dat staat aangegeven de handleiding.

De eenheden voor de verschillende procesgegevens kunnen uiteraard verschillen. Het is aan te bevelen ten aanzien van alle eenheden uitsluitend uit te gaan van het *Système International des Unités* (SI). Economische stromen en milieuingrepen betreffen veelal hoeveelheden, dus gegevens die betrekking hebben op massa's, volumes of aantallen. Energie wordt aangegeven in kWh (voor elektriciteit) of MJ (voor bv. warmte). Zoals uitgewerkt in de paragraaf over procesgegevens (§2.2) heeft ruimtegebruik de eenheid  $m^2 \cdot s$  en geluidsproductie de eenheid  $Pa^2 \cdot s$ .

Voor de „beschrijvende kwalitatieve informatie” met betrekking tot nauwkeurigheid, onderbouwing, etc. zijn (vooralsnog) geen eenheden vastgelegd en is er dus (vooralsnog) een ruimte voor eigen invulling.

Bij het format ten behoeve van de inventarisatie van procesgegevens in de handleiding dienen nog een aantal kanttekeningen en afspraken te worden gemaakt.

- T.a.v. stoflijsten: bij de voorafgaande analyse is reeds het belang aangegeven van uniforme stoflijsten bij de diverse milieuingrepen, met name bij emissies. De lijsten met classificatiefactoren in de handleiding zijn nog onvolledig en zullen via de praktijk verder moeten worden uitgewerkt, in combinatie met een verdere uitwerking van de classificatie. Bij een verdere uitwerking van stoflijsten kan worden uitgegaan van de betreffende lijsten in het project Emissieregistratie. Hierbij legt de aansluiting bij de lijsten met classificatiefactoren een randvoorwaarde op.
- T.a.v. produkten en materialenlijsten: de economische instroom is qua format analoog aan de economische uitstroom. Een lijst met een overzicht van alle in principe als zodanig te onderscheiden economische stromen is niet beschikbaar. Een (incompleet) overzicht zou echter wel gewenst zijn.
- T.a.v. proceslijsten: een overzicht van alle in principe te onderscheiden (basis)processen en geaggregeerde processen is niet beschikbaar. Deze lijst is direct gekoppeld aan de bovengenoemde overzichtslijst van economische stromen. Een eerste aanzet van de produktenlijst is daarmee tevens een eerste aanzet van de proceslijst.

## 2.4 De ingreep tabel

Bij de opstelling van de ingreep tabel komen drie onderwerpen aan de orde: de berekening van de ingreep tabel, de verschillende aggregatieniveaus en de weergave van de ingreep tabel.

### 2.4.1 Berekening van de ingreep tabel

Nadat alle procesgegevens verzameld en eventueel toegerekend zijn, moet bepaald worden in welke mate alle processen voorkomen in de procesboom. Er zullen hier twee methoden worden besproken:

- de sequentiële methode;
- de matrixmethode.

Bij de *sequentiële methode* wordt er vanuit de functionele eenheid teruggerekend. De produkt-, materiaal- en energiebehoeften van het proces dat de functionele eenheid levert zorgt ervoor dat een aantal voorliggende processen in een bepaalde verhouding worden aangeropen. Ook de produktie van afval vanuit de functionele eenheid zorgt ervoor dat de gedefinieerde afvalverwerkingsdiensten in de juiste hoeveelheid worden verricht. De behoeften van deze processen geven op hun beurt weer aanleiding tot de volgende berekeningen. Zo wordt de gehele keten doorgerekend tot er geen produkten, materialen, etc. meer gevraagd of geleverd worden. Het zal duidelijk zijn waarom deze methode sequentieel heet.

De sequentiële methode is de methode die het meest wordt toegepast. Het bij het CML ontwikkelde experimentele programma SIMAPRO (Goedkoop & Jansen, 1991) en het commercieel verkrijgbare IDEA (Lübkert *et al.*, 1991) maken gebruik van deze methode. Ook in een door de Amerikaanse tak van de *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC) uitgegeven verslag van een workshop over de inventarisatie in een LCA (Fava *et al.*, 1991) wordt deze methode genoemd. Een probleem bij het toepassen van deze methode is dat processen die naar zichzelf of wederzijds naar elkaar verwijzen (zgn. *recursie*\*) niet op een snelle en exacte manier verwerkt kunnen worden. In SIMAPRO ontstaat een *stack overflow*†, SETAC raadt aan een aantal malen te itereren, en IDEA werkt convergentiecriteria als stopconditie exacter uit.

Het eenvoudigste voorbeeld van recursie in een procesboom zal hier worden uitgewerkt. Stel dat een proces 5 MJ elektriciteit nodig heeft, en dat er een proces „elektriciteitsproductie” gedefinieerd is, dat als uitstroom (onder meer) 1 MJ elektriciteit en als instroom (onder meer) 0,1 MJ elektriciteit

\* In het rapport van SETAC (Fava *et al.*, 1991) worden groepen van processen waar recursie optreedt niet-lineaire netwerken genoemd. In dit project wordt de term „niet-lineair” in de context van processen gereserveerd voor processen waarbij er geen vaste verhouding is tussen de in- en de uitstroom; zie §2.2.1.

† Dit komt doordat proces A proces B aanroept, waarna binnen B A weer aangeropen wordt. Er is geen stopcriterium in de vorm van een voldoende aantal decimalen gedefinieerd, waardoor de computer eindeloos door blijft rekenen.

heeft. Volgens de sequentiële methode wordt dit proces eerst met een factor 5 vermenigvuldigd ingezet, zodat de gevraagde 5 MJ geleverd wordt. Voor deze levering is echter 0,5 MJ nodig zodat hetzelfde proces ook nog eens 0,5 maal aangeroepen wordt. Dit leidt weer tot een vraag van 0,05 MJ, etc., tot in het oneindige. De totale hoeveelheid benodigde elektriciteit is daarmee  $5 + 0,5 + 0,05 + \dots = 5,5555\dots$ . Men kan gebruik maken van de stelling

$$y \sum_{i=0}^{\infty} x^i = \frac{y}{1-x} \quad (2.17)$$

met  $y = 5$  en  $x = 0,1$  om direct 5,5555... te vinden, of in de processpecificatie de effectieve uitstroom (0,9 MJ) op te nemen te vinden dat het proces 5,5555... wordt aangeroepen. Voor een netwerk van twee of meer elkaar aanroepende processen wordt dit echter moeilijker. Een voorbeeld hiervan zijn de processen die steenkool en elektriciteit produceren (Boustead, 1990).

De matrixmethode is een methode waarbij het vóórkomen van ieder proces niet achtereenvolgens maar gelijktijdig bepaald wordt\*. Daardoor is het mogelijk terugkoppelingen in één keer te verwerken, in plaats heen en weer te blijven springen, van het ene naar het andere proces. De matrixmethode heeft een tweede voordeel: het is mogelijk expliciete algebraïsche uitdrukkingen te geven voor de kwantificering van het vóórkomen van ieder proces, en daarmee voor de ingreep tabel en het milieuprofiel. De matrixmethode is beschreven door het Fraunhofer-Institut (ILV, 1991), en door Heijungs (1992). Hier zal de tweede beschrijving onder de aandacht worden gebracht, omdat die meer aanknopingspunten voor een nadere analyse, te weten de betrouwbaarheidsanalyse (§4.2), de zwaartepuntsanalyse (§5.1) en de marginale analyse (§5.2).

Bij de matrixmethode worden alle in de procesboom verzamelde gegevens in matrixvorm gebracht. Een proces wordt door een kolomvector voorgesteld waarbij het bovenste gedeelte de economische in- en uitstromen ( $a_1, \dots, a_r$ ) bevat†, en het onderste gedeelte de instromen uit en de uitstromen naar het milieu ( $b_1, \dots, b_s$ ):

$$\begin{pmatrix} a \\ b \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} a_1 \\ \dots \\ a_j \\ \dots \\ a_r \\ b_1 \\ \dots \\ b_k \\ \dots \\ b_s \end{pmatrix} \quad (2.18)$$

Hierbij zal een tekenconventie gebruikt worden: instromen zijn negatief, uitstromen positief.

Door alle processen te nummeren met een index  $i$  en ze naast elkaar te schrijven in een matrix zodat gegevens over een in- of uitstroom steeds op dezelfde rij staan schrijft men

\* Om het belangrijkste verschil met de sequentiële methode duidelijk te maken zou men deze ook de „simultane methode” kunnen noemen.

† Conform de meest gebruikte conventie zullen matrices als een vetgedrukte hoofdletter worden weergegeven ( $X, \bar{Z}$ ), vectoren met een vette kleine letter ( $x, \xi$ ), en scalaire variabelen met een cursieve letter ( $x, \xi$ ). Helaas is het onderscheid tussen de cursieve letter en de vet cursieve letter klein; de bedoeling moet dan uit de context blijken.



$$\begin{pmatrix} A \\ B \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} a_{11} & \dots & a_{1i} & \dots & a_{1q} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ a_{j1} & \dots & a_{ji} & \dots & a_{jq} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ a_{r1} & \dots & a_{ri} & \dots & a_{rq} \\ b_{11} & \dots & b_{1i} & \dots & b_{1q} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ b_{k1} & \dots & b_{ki} & \dots & b_{kq} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ b_{s1} & \dots & b_{si} & \dots & b_{sq} \end{pmatrix} \quad (2.19)$$

Het aantal processen in de procesboom is dus  $q$ . Rijen staan voor stromen van één soort (bv. kg PVC of MJ elektriciteit), kolommen voor processen (bv. de productie van glas). In deze matrix staat linksboven de eerste in- of uitstroom van het eerste proces, en rechtsboven de eerste in- of uitstroom van het laatste ( $q^{\text{de}}$ ) proces.

De gehele procesboom levert een externe functie (zie figuur 0.3): de functionele eenheid die in de doelbepaling gekozen wordt. In de vectornotatie is deze te representeren als onderdeel van een kernproces; dit is het (fictieve) proces dat het gehele produktsysteem omvat en als enige economische uitstroom de functionele eenheid heeft:

$$\begin{pmatrix} \alpha \\ \beta \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} \alpha_1 \\ \dots \\ \alpha_j \\ \dots \\ \alpha_r \\ \beta_1 \\ \dots \\ \beta_k \\ \dots \\ \beta_s \end{pmatrix} \quad (2.20)$$

waarbij  $(\alpha_1, \dots, \alpha_r)$  het economische deel van het kernproces is en  $(\beta_1, \dots, \beta_s)$  de ingreep tabel. De functionele eenheid komt overeen met één van de  $\alpha_j$ ; de overige componenten van  $\alpha$  zijn 0. De ingreep tabel  $\beta$  is onbekend: het doel van de inventarisatie is de berekening van de ingreep tabel.

Uitgangspunt bij het berekenen van het vóórkomen van ieder proces is dat alle produkten, materialen, diensten etc. die door een proces gebruikt worden door andere processen geleverd worden, en dat te verwerken afval dat door processen geleverd wordt door andere processen verwerkt wordt. Er geldt dus per rij een balans; afhankelijk van de betekenis van de rij zal dit een massabalans, een energiebalans of nog iets anders zijn (bv. een dienstenbalans). Wanneer het gekwantificeerde aandeel van ieder proces  $p_i$  genoemd wordt is de balans voor de  $j^{\text{de}}$  rij gegeven door

$$\sum_{i=1}^q a_{ji} p_i = \alpha_j \quad (2.21)$$

Dit geldt voor iedere rij uit het economische deel:

$$\forall j = 1, \dots, r: \sum_{i=1}^q a_{ji} p_i = \alpha_j \quad (2.22)$$

Deze vergelijking zal de *balansvergelijking* worden genoemd.

Bij de berekening van de ingreep tabel wordt met enkelvoudige processen gewerkt; de toerekening van meervoudige processen heeft al plaatsgevonden. Dit betekent in de balansvergelijking dat  $q = r$ : de matrix  $A$  is vierkant. Om de notatie overzichtelijk te houden zal het onderscheid tussen  $q$  en  $r$

echter worden gehandhaafd.

De theorie van de lineaire algebra leert dat een lineair stelsel vergelijkingen zoals de balansvergelijking, een oplossing heeft\* voor de coëfficiënten  $(p_1, \dots, p_q)$ , die gegeven wordt door de regel van Cramer:

$$p_i = \frac{\det(A^i)}{\det(A)}, \quad i = 1, \dots, q \quad (2.23)$$

Hierbij is  $A^i$  de matrix  $A$  waarbij de  $i^{\text{de}}$  kolom vervangen is door  $\alpha$ :

$$A^i = \begin{pmatrix} a_{11} & \dots & a_{1i-1} & \alpha_1 & a_{1i+1} & \dots & a_{1q} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ a_{ji} & \dots & a_{ji-1} & \alpha_j & a_{ji+1} & \dots & a_{jq} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ a_{ri} & \dots & a_{ri-1} & \alpha_r & a_{ri+1} & \dots & a_{rq} \end{pmatrix} \quad (2.24)$$

en  $\det(A)$  de *determinant*<sup>†</sup> van de matrix  $A$ .

De ingreep tabel kan nu worden verkregen door de uit (2.23) verkregen coëfficiënten  $p_i$  te vermenigvuldigen met de proceskarakteristieken  $b_{ki}$  en deze op te tellen voor iedere milieuingreep; ze zijn immers als het ware „meevermenigvuldigd“:

$$\beta_k = \sum_{i=1}^q b_{ki} p_i, \quad k = 1, \dots, s \quad (2.25)$$

Toepassing van de regel van Cramer zorgt ervoor dat processen in de procesboom die naar elkaar verwijzen zonder iteratie of afkap worden meegenomen. Dit heeft te maken met het feit dat de vergelijkingen in (2.22) met de matrixmethode gelijktijdig worden opgelost, terwijl de sequentiële methode de bijdrage van alle processen één voor één berekent, zonder hun onderlinge afhankelijkheid mee te nemen.

#### 2.4.2 Weergave van de ingreep tabel

De ingreep tabel kan op verschillende niveaus gespecificeerd worden, te weten

- op procesniveau;
- op stofniveau;
- op produktniveau.

Deze drie vormen kunnen aansluiting bieden op resp. het procesbeleid, het stofbeleid of het produktenbeleid. In het kader van dit onderzoek wordt alleen de derde mogelijkheid nader uitgewerkt. Op deze plaats volstaat het om de beide andere vormen te noemen.

Indien van een proces (of van een groep processen) de milieuingrepen weergegeven worden naar rato van het aandeel van het betreffende proces, kan inzicht worden verkregen in wat het aandeel van dat proces (of die procesgroep) is in een bepaald milieuprobleem, zeker als dit vanuit deze deel-ingreep tabel het milieuprofiel wordt opgesteld. Vanuit het procesgerichte beleid kan dit leiden tot aanbevelingen voor het hanteren of toelaten van andere processen. Bij de zwaartepuntsanalyse (§5.1) wordt hier meer aandacht aan besteed.

De ingreep tabel van een stof (of een groep stoffen) kan vanuit het stofgericht milieubeleid waarde hebben. Er kan bijvoorbeeld uit worden afgelezen wat de emissies van zware metalen in de levenscyclus van een produkt zijn<sup>‡</sup>.

\* Voorwaarde is dat de matrix vierkant is ( $q = r$ ) en dat de matrix  $A$  niet singulier is ( $\det(A) \neq 0$ ). Door toerekening is aan de eerste voorwaarde voldaan; aan de tweede voorwaarde zal in de praktijk ook voldaan zijn, omdat er anders overbodige of tegenstrijdige processen in de procesboom zouden zijn.

† De theorie van matrices, determinanten en lineaire algebra is in ieder elementair boek over lineaire algebra te vinden (bv. Apostol, 1969).

‡ Een andere mogelijkheid is om de ingrepen in te delen naar de problemen die hiermee samenhangen, bijvoorbeeld door een indeling te maken in verzurende stoffen, broeikasgassen, etcetera. Dit kan als een soort pre-classificatie worden beschouwd.

Het produktenbeleid tenslotte - waarop deze studie verder gebaseerd is - gebruikt de ingreeptabel op produktniveau.

## 2.5 Discussie

### HOOFDSTUK 3

### CLASSIFICATIE

*"What a funny watch!", she remarked.*

*"It tells the day of the month, and doesn't tell what o'clock it is!"*

*"Why should it," muttered the hatter. "Does your watch tell you what year it is?"*

LEWIS CARROLL, *Alice's adventures in Wonderland.*

De inventarisatie is de component van een LCA die tot nu toe wereldwijd de voornaamste aandacht gekregen heeft. Dit heeft ongetwijfeld te maken met het feit dat de doelbepaling voornamelijk een sociaal gebeuren is, en de classificatie, de evaluatie en de verbeteranalyse pas vanuit de inventarisatie ontwikkeld zijn. Dit betekent echter niet dat de theorie van de inventarisatie hiermee haar voltooiing nadert. Integendeel, in dit rapport zijn een aantal aspecten voor het eerst uitgewerkt, en zijn andere aspecten blijven liggen. Een voorbeeld hiervan is de opname van afvalstort als proces in de procesboom: tot nu toe werd in de meeste studies finaal afval als milieueffect beschouwd. Opname in de procesboom is tamelijk nieuw (Guinée *et al.*, 1990; Guinée, 1992; Finnveden, 1992), maar de uitwerking (waarvoor in dit rapport het concept van de emissiefactoren is geopperd) is nog niet beschikbaar. Andere voorbeelden van twistpunten zijn toerekening bij coproductie en open-lus recycling. Een minder principieel maar wel lastig probleem is het afkappen van de procesboom. Met name nadere studies naar meer gestroomlijnde methodes (zie §1.2) zullen de theorie en de praktijk nog geruime tijd beïnvloeden.

Met de opstelling van de expliciete formules voor de berekeningen bij een LCA groeit de noodzaak - en de mogelijkheden - voor een implementatie in *software*. Met name de gegevens omtrent processen zullen echter vooralsnog beperkt beschikbaar zijn. Door veel bij LCA's betrokkenen wordt steeds duidelijker de behoefte aan een centraal gegevensbestand geuit; ook de bereidheid aan het ontstaan van zo'n bestand mee te werken is aanwezig.

bestaat uit zowel empirische kennis over milieuprocessen en -problemen als kennis over sociaal-politieke wettingsprocedures. Met deze tweedeling in het achterhoofd zijn er nu twee benaderingen mogelijk.

De eerste is dat deze twee elementen in één methodische component worden geïntegreerd. Deze benadering wordt gevolgd in het Zwitserse componentensysteem (Anhe, 1991), het Zweedse EPO-systeem (Rydberg, 1991), en het Nederlandse DECC-systeem (Krozer, 1990). De tweede mogelijkheid is om de twee elementen gescheiden te behandelen in twee aparte methodische componenten, te weten de classificatie en de evaluatie. In de Verenigde Staten worden classificatie (Classification) en evaluatie (Evaluation) als stappen van één component (Impact Analysis) gezien. Op die manier kunnen de verschillende typen empirische en normatieve aspecten zoveel mogelijk worden gescheiden. Een van de moeilijkheden voor deze scheiding geldt er voor beide typen aspecten verschillende expertise nodig is.

Op deze manier zou in de classificatie milieuingrepen per type milieuprobleem geïntegreerd kunnen worden, waarbij zoveel mogelijk gebruik wordt gemaakt van empirische kennis over milieuprocessen en -problemen. In de evaluatie worden de verschillende typen milieuproblemen tegen elkaar afgewogen, waarbij gebruik wordt gemaakt van de sociale wetenschappen die zich bezig houden met besluitkundige theorieën. De tweede benadering, onderscheid in de twee methodische componenten classificatie en evaluatie, is bediscussieerd in de workshops over LCA in Leiden (Udo de Haes, 1992a; Udo de Haes, 1992b; Udo de Haes, 1992c) en Sandestin, Verenigde Staten (Fava *et al.*, 1992).

Zoals uit het voorgaande al bleek, is het niet vanzelfsprekend deze twee componenten te

Of zoals de Amerikanen het graag te zeggen, in de classificatie worden milieuproblemen geïntegreerd/geïntegreerd op basis van

Het probleem hierbij is dat er een overlap van categorieën is: een stof als CFK-11 moet in zijn geheel (in kg) bij zowel broeikasgassen als ozonlaagaantastende gassen worden vermeld. Hierdoor ontstaat een in massabalans-zin verwarrend beeld van de milieuingrepen.

### HOOFDSTUK 3

## CLASSIFICATIE

Onderwerp van dit hoofdstuk is hoe verder te gaan in een LCA ná de inventarisatie. Dit punt heeft de afgelopen tijd veel aandacht gekregen (Ahbe *et al.*, 1990; Guinée, 1992; Hofstetter, 1991; Huppés & Guinée, 1992; Finnveden *et al.*, 1992), waarbij ook de vraag gesteld is of verdere stappen na de inventarisatie eigenlijk wel nodig zijn (Braunschweig, 1992; Guinée & Udo de Haes, 1992). In principe is het juist dat, als alle ingrepen uit de ingreep tabel van de inventarisatie in één richting wijzen, er geen verdere stappen nodig zouden zijn om tot een uitspraak te komen. Dit is als afsluitende handeling van stap 2.4 in de handleiding voorgesteld. Men gaat immers geen classificatie beginnen als er geen noodzaak voor is.

Echter, in de meeste gevallen is een produkt beter op een aantal punten en slechter op een aantal andere punten. Dit geldt zowel voor marktvergelijkingen als voor vergelijkingen van verbeterde produktalternatieven. Ook voor de verbeteranalyse is een onderlinge prioritering van effecten gewenst. Er is dan verdere informatie nodig over de ernst van de verschillende milieuingrepen. Daarnaast bestaat er voor sommige toepassingen, zoals milieukeur, produktinformatie en milieuetikettering, ook een vraag naar een reductie van de hoeveelheid informatie in de ingreep tabel, om de beoordeling overzichtelijker te maken. Deze verdere informatie bestaat uit zowel empirische kennis over milieuprocessen en -problemen als kennis over sociaal-politieke wegingsprocedures. Met deze tweedeling in het achterhoofd zijn er nu twee benaderingen mogelijk.

De eerste is dat deze twee elementen in één methodische component worden gecombineerd. Deze benadering wordt gevolgd in het Zwitserse *ecopuntensysteem* (Ahbe, 1991), het Zweedse *EPS-systeem* (Ryding, 1991), en het Nederlandse *DESC-systeem* (Krozer, 1990). De tweede mogelijkheid is om de twee elementen gescheiden te behandelen in twee aparte methodische componenten, te weten de *classificatie* en de *evaluatie*. In de Verenigde Staten worden classificatie (*Classification*) en evaluatie (*Valuation*) als stappen van één component (*Impact Analysis*) gezien. Op die manier kunnen de verschillende typen empirische en normatieve aspecten zoveel mogelijk worden gescheiden. Eén van de hoofdredenen voor deze scheiding is dat er voor beide typen aspecten verschillende expertise nodig is.

Op deze manier zou in de *classificatie* milieuingrepen per type milieuprobleem geaggregeerd kunnen worden, waarbij zoveel mogelijk gebruik wordt gemaakt van empirische kennis over milieuprocessen en -problemen\*. In de *evaluatie* worden de verschillende typen milieuproblemen tegen elkaar afgewogen, waarbij gebruik wordt gemaakt van de sociale wetenschappen die zich bezig houden met besliskundige theorieën. De tweede benadering, onderscheid in de twee methodische componenten classificatie en evaluatie, is bediscussieerd in de workshops over LCA in Leiden (Udo de Haes, 1992a; Udo de Haes, 1992b; Udo de Haes, 1992c) en Sandestin, Verenigde Staten (Fava *et al.*, 1992).

Zoals uit het voorgaande al bleek, is het niet vanzelfsprekend deze twee componenten te

\* Of zoals de Amerikanen het plegen te zeggen: in de classificatie worden meetpunten (ingrepen) geaggregeerd op basis van hun potentiële bijdrage aan een aantal beoordelingspunten (probleemtypen).

onderscheiden. Soms worden ze gecombineerd, zoals bv. in de Zwitserse methode. In deze methode worden alle ingrepen in één stap geaggregeerd door per type ingreep een *ecofactor* (ecopunten/gram) te berekenen, deze ecofactor met een ingreep te vermenigvuldigen en het resultaat te aggregeren over alle ingrepen. In formule:

$$ecofactor_i = \frac{1}{Fk_i} \times \frac{F_i}{Fk_i} \times c \quad (3.1)$$

waar  $Fk_i$  de *critical flow* van stof  $i$  voorstelt,  $F_i$  de huidige omvang van de ingreep  $i$  in Zwitserland is, en  $c$  een dimensieloos getal is dat gebruikt wordt om de uitkomsten op te hogen. De *critical flow*  $Fk_i$  wordt gebaseerd op politiek bepaalde emissienormen voor die stof  $i$ . Het aantal ecopunten wordt door vermenigvuldiging van de ingreep met de desbetreffende ecofactor en aggregatie over alle ingrepen gevonden:

$$totaal(ecopunten) = \sum_i ecofactor_i \times m_i \quad (3.2)$$

Een produkt is slechter voor het milieu naarmate het meer ecopunten heeft\*.

Een wat resultaat betreft gelijke, maar in procedure verschillende benadering is in Zweden uitgewerkt. In deze benadering worden grondstoffen geaggregeerd op basis van hun voorraden en de „uniekheid” van de grondstof en worden stoffen geaggregeerd met een index per stof die op basis van zes aspecten tot stand komt. Deze zes aspecten zijn:

- type en ernst van het probleem waar de ingreep aan bijdraagt;
- intensiteit en frequentie van het optreden van het probleem;
- ruimtelijke verdeling van het probleem;
- duur van het probleem;
- bijdrage aan het probleem per kg emissie;
- mogelijkheden voor en kosten van emissiereductie.

Als een stof aan meerdere problemen bijdraagt wordt een index berekend voor elk type probleem en worden deze indices opgeteld tot de totale index voor die stof. De index wordt vervolgens vermenigvuldigd met de emissie en de resultaten hiervan worden voor alle emissies opgeteld. Ook hier geldt hoe hoger dit totaal, hoe slechter het produkt.

Ook de *EVL-* en *EVW-methode* (zie ook §3.1.3), ook wel *critical-volumes-methode* genoemd, is een mengsel van classificatie en evaluatie. In deze methode worden emissies van stoffen naar de lucht gedeeld door de MAC-waarde (*maximaal aanvaarde concentratie*, gebaseerd op een blootstelling op de werkvloer) en emissies naar water door de OVD-waarde (*oppervlaktewater bestemd voor drinkwater*). Op deze manier kan een tot aan de MAC resp. OVD verontreinigd volume lucht resp. water worden berekend dat over alle emissies naar typen lucht resp. water opgeteld wordt. De gebruikte MAC- en OVD-waarden zijn mede gebaseerd op maatschappelijke (politiek en economisch-technische) haalbaarheid en niet op alleen milieuaspecten.

Hoewel alle drie de benaderingen zeer praktische resultaten opleveren, is er met name vanwege de vermenging van sociale haalbaarheid en milieuaspecten veel kritiek gerezen tegen deze benaderingen. In deze studie wordt dan ook getracht deze verschillende aspecten zoveel mogelijk te scheiden en worden de natuurwetenschappelijke en sociaal-wetenschappelijke aspecten in aparte methodische componenten behandeld: de classificatie resp. de evaluatie. In dit hoofdstuk zullen we ons concentreren op de uitwerking van de classificatie, terwijl in hoofdstuk 4 ingegaan zal worden op de uitwerking van de evaluatie.

\* Merk op dat een ecopunt de dimensie van een tijd heeft; zie ook §4.1.2

### 3.1 Algemene principes

In deze paragraaf worden de algemene definitie, de uitgangspunten en de mathematische structuur van de classificatie uitgewerkt. Daarnaast bevat deze paragraaf de lijst met geoperationaliseerde milieuproblemen.

#### 3.1.1 Definitie van de classificatie

De classificatie als component van de LCA kan, in het licht van de inleiding, worden gedefinieerd als de kwantificering van de bijdrage van de milieuingrepen van een produktsysteem:

- aan een aantal algemeen erkende milieuproblemen;
- per probleemtype;
- rekening houdend met alle relevante milieuprocessen.

In het algemeen zal de classificatie ook tot een reductie van het aantal gegevens leiden, doordat lijsten van tientallen tot honderden verschillende typen milieuingrepen worden geaggregeerd in tien tot twintig effectscores. Dit kan echter niet als het hoofddoel geformuleerd worden. Zo is het in principe mogelijk dat een lijst van bijvoorbeeld vijf verschillende milieuingrepen in de classificatie leidt tot zeven effectscores, omdat de ingrepen naar al hun potentiële effecten worden gekwantificeerd. Op de term potentieel zal verderop nog worden teruggekomen; zie §3.1.4.

Tijdens een workshop in Florida in februari 1992 vond een algemene discussie plaats over mogelijke methoden voor classificatie. Het resultaat van deze discussie was een lijst met vier typen methoden die een rol zouden kunnen spelen in de classificatie van emissies van stoffen:

- *loading analysis*; hierbij worden emissies naar water ongewogen opgeteld en emissies naar lucht ongewogen opgeteld (Hunt *et al.*, 1974);
- *equivalent unit analysis*; hierbij worden emissies opgeteld op basis van hun potentiële effecten zonder rekening te houden met milieuprocessen en blootstellingsroutes;
- *generic exposure effect analysis*; hierbij worden emissies opgeteld op basis van een generieke analyse van milieuprocessen, blootstellingsroutes en potentiële effecten, rekening houdend met een gemiddelde achtergrondconcentratie;
- *site specific exposure effect analysis*; hierbij worden emissies opgeteld op basis van een lokatiespecifieke analyse van milieuprocessen, blootstellingsroutes en potentiële effecten, rekening houdend met de achtergrondconcentraties op die lokatie.

Dit lijkt een grote keuze aan methoden voor classificatie te geven, maar als deze vier typen methoden nader bekeken worden, blijkt dit mee te vallen.

De *loading analysis* is bijvoorbeeld een methode die aan geen enkel element van de definitie van de classificatie voldoet. In deze methode wordt het principe „minder is beter voor alle typen ingrepen” gehanteerd, zonder dat daarmee een zinvolle vergelijking tussen verschillendsoortige ingrepen te maken valt.

Een *site specific exposure effect analysis* is in het kader van een LCA, waar het gaat om tientallen processen die overal ter wereld kunnen plaatsvinden, niet mogelijk. Deze methode past veel beter in het kader van een m.e.r., waar voor één installatie of activiteit op een gespecificeerde plaats een milieuanalyse moet worden uitgevoerd.

In een *equivalent unit analysis* wordt naar de potentiële effecten van een emissie gekeken zonder rekening te houden met voorafgaande milieuprocessen. Voorbeelden van deze benadering zijn de *critical-volumes*-methode voor de classificatie van verzurende en vermestende/eutrofiërende stoffen (zie verderop).

In een *generic exposure effect analysis* wordt naar de potentiële effecten van een emissie gekeken op basis van een generieke analyse van milieuprocessen en blootstellingsroutes. Voorbeelden van een *generic exposure effect analysis* zijn de classificatie van broeikasgassen op basis van de *global warming potential* (GWP; §3.2.3), de classificatie van ozonlaagaantastende stoffen op basis van de *ozone depletion potential* (ODP; §3.2.4), en de classificatie van fotochemische oxydantvormers op basis van de *photochemical ozone creation potential* (POCP; §3.2.7). De *generic exposure effect analysis* is de classificatiemethode voor emissies van stoffen waar in een LCA naar gestreefd wordt, de *equivalent unit analysis* kan een tijdelijke oplossing bieden zolang een methode die rekening houdt met

milieuprocessen en blootstellingsroutes ontbreekt.

In de uitwerking van de classificatie die gebaseerd is op de *equivalent unit analysis* zijn vier stappen te onderscheiden:

- keuze van de probleemtipes (stap 3.1);
- definitie van de classificatiefactoren (stap 3.2);
- opstelling van het milieuprofiel (stap 3.3)
- normering van de effectscores (stap 3.4).

De eerste twee stappen hebben een algemener karakter dan de laatste twee stappen. In dit rapport wordt voor de eerste twee stappen een voorstel geformuleerd, zodat er daarna in iedere praktijkstudie een zogeheten *standaardmodel* ter beschikking is. Men kan evenwel in een praktijkstudie kiezen voor een andere invulling van het standaardmodel, bv. omdat het niet in alle opzichten voor die specifieke studie voldoet, zodat de eerste en tweede stap ook praktische stappen zijn. De derde en vierde stap zijn uitsluitend van belang bij de praktische uitvoering van een LCA. Hieronder zullen met name de methodische aspecten van de stappen aandacht krijgen.

De keuze van de probleemtipes en de definitie van de classificatiefactoren zullen in aparte paragrafen aan de orde komen, terwijl de methodische aspecten van de laatste twee stappen geïntegreerd in de paragraaf over de definitie van de classificatiefactoren behandeld zal worden.

### 3.1.2 Ruimtelijke differentiatie

Een belangrijke vraag bij de ontwikkeling van de classificatiefactoren per probleemtipe is hoe omgegaan moet worden met ruimtelijke differentiatie. Ruimtelijke differentiatie kan relevant zijn als bijvoorbeeld de afbraak of de biologische beschikbaarheid van een stof verschilt per bodemsoort. De biologische beschikbaarheid van toxische stoffen in de bodem is bijvoorbeeld afhankelijk van de fractie humusdeeltjes en van de fractie organische stof. De schadelijkheid van zure depositie in een bepaald gebied hangt bijvoorbeeld af van de buffercapaciteit van de aldaar aanwezige bomen en typen ecosystemen (naaldbos, loofbos, heide).

Ruimtelijke differentiatie zou grofweg in vier schaalniveaus kunnen geschieden: mondiaal, continentaal, regionaal, lokaal. Op elk schaalniveau kunnen vervolgens twee benaderingen gevolgd worden:

- een *lokatiespecifieke benadering* waarbij relevante parameters voor een gekozen schaalniveau worden gelokaliseerd op een geografische kaart en waarbij emissies via een verspreidings-depositiemodel worden vertaald in concentraties op verschillende lokaties;
- een *generieke benadering* waarbij relevante parameters gemiddeld in percentages gespecificeerd worden voor een gekozen schaalniveau, voor een aantal typen situaties.

Een voorbeeld van een lokatiespecifieke benadering is het verzuringsmodel RAINS (Alcamo *et al.*, 1987) dat ontwikkeld is door IIASA (International Institute of Applied Systems Analysis). Daarbij worden de effecten van de depositie van zure regen beschouwd in relatie tot de geografische verdeling van gevoelige, niet-gebufferde gebieden in Europa, rekening houdend met aanwezige achtergrondconcentraties.

Sommige auteurs lijken te menen dat ook in LCA's naar een dergelijk gedetailleerde benadering gestreefd zou moeten worden (Grieshammer *et al.*, 1991; Fava *et al.*, 1991). Een dergelijke benadering stelt echter zeer hoge eisen aan de data van zowel de inventarisatie als de classificatie. In de inventarisatie zouden economische processen gespecificeerd moeten worden naar hun geografische ligging en in de classificatie zouden gegevens verzameld moeten worden over de abiotische en biotische samenstelling van de rondom een bepaald proces liggende gebieden. Een dergelijke benadering lijkt niet haalbaar in een LCA, waar tientallen, en soms zelfs honderden processen zich afspelen op evenzovele verschillende plaatsen over de gehele wereld.

Een generieke benadering lijkt voor LCA dan ook een beter haalbare mogelijkheid. Echter, ook in de generieke benadering kunnen de eisen aan de data voor de inventarisatie en de classificatie per schaalniveau sterk verschillen. Afdalend van een generieke benadering op mondiale schaal naar een generieke benadering op lokale schaal zijn er steeds meer gegevens nodig. Als de wereld opgedeeld wordt in steeds kleinere schaal-eenheden, moet in de classificatie voor elke eenheid (vijf continenten, duizenden regio's en miljoenen lokaties) gemiddelde gegevens voor de relevante parameters beschikbaar zijn en moeten in de inventarisatie de processen gespecificeerd worden op deze

schaaleenheden. Het zal duidelijk zijn dat een generieke benadering op lokale schaal weinig meer zal verschillen van de gedetailleerde benadering op lokale schaal en dat ze met name op dit schaalniveau nog moeilijk te onderscheiden zijn.

In dit rapport studie is een begin gemaakt met de generieke uitwerking van classificatiefactoren op mondiaal niveau. Dat betekent dat de classificatiefactoren niet naar verschillende gebieden worden uitgewerkt. Waar nodig wordt dus gewerkt met bijvoorbeeld één „mondiaal gemiddelde bodemsamenstelling” of één „voor de wereld representatieve bodemsamenstelling”. Voor probleemttypen waarvoor ruimtelijke differentiatie van belang is, zal zo mogelijk aangegeven worden hoe een generieke uitwerking op een lager schaalniveau ontwikkeld zou kunnen worden.

Bij deze generieke uitwerking van de classificatiefactoren worden de volgende uitgangspunten gehanteerd:

- classificatiefactoren worden niet ruimtelijk gespecificeerd, ook al zijn er in de inventarisatie ruimtelijk gedifferentieerde gegevens voorhanden;
- als achtergrondconcentraties voor een classificatiefactor van belang zijn, worden deze alleen als „wereldgemiddelde” of als „voor de wereld representatieve” concentratie meegenomen.

### 3.1.3 Mathematische achtergronden

In deze paragraaf komen drie mathematische onderwerpen aan de orde: het bestaan van classificatiefactoren als een lineaire benadering van een milieumodel, de aard van de milieumodellen en de historische verwarring rond de naamgeving van grootheden en eenheden in de classificatie.

#### *De classificatiefactor als lineaire benadering*

In de classificatie worden milieuingrepen via milieumodellen vertaald in potentiële milieueffecten. De milieumodellen zijn mathematisch dus voor te stellen als een functie ( $f$ ) die een milieuingreep ( $x$ ) afbeeldt op een potentieel milieueffect ( $y$ ). Het afbeelden van ingreep  $x$  op een effect  $y$  wordt weergegeven als

$$f: x \rightarrow y \quad (3.3)$$

en het functionele karakter van het model  $f$  als

$$y = f(x) \quad (3.4)$$

Bij de uitgangspunten (§0.4) en de behandeling van de procesgegevens (§2.2.1) is reeds opgemerkt dat er in principe uitgegaan wordt van een *ceteris paribus* en van het feit dat de door het produktsysteem veroorzaakte ingrepen en effecten klein zijn, vergeleken met de totale van het probleem\*. Bij de inventarisatie van de procesgegevens leidde dit tot de formulering van het principe dat idealiter de lange-termijn marginale procesgegevens verzameld zouden moeten worden. Bij de classificatie met behulp van milieumodellen leidt dit tot een linearisatie van de modellen. Als het totaal van een bepaalde ingreep  $x$  op de wereld vermeerderd wordt met een marginale ingreep  $\Delta x$  leidt dit tot een vermeerdering van het totale effect  $y$  op de wereld met een hoeveelheid  $\Delta y$ :

$$y + \Delta y = f(x + \Delta x) \quad (3.5)$$

Dit is gelijk aan

$$\Delta y = f(x + \Delta x) - f(x) \quad (3.6)$$

wat vanwege  $\Delta x \ll x$  gelineariseerd kan worden tot

$$\Delta y = \left[ \frac{\partial f}{\partial x} \right]_x \times \Delta x \quad (3.7)$$

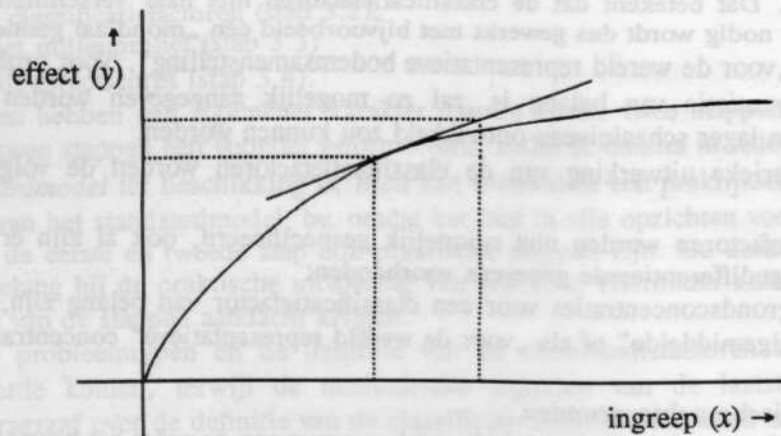
waarbij  $[\partial f / \partial x]_x$  de helling van de raaklijn van de functie  $f$  geëvalueerd ter plekke  $x$  voorstelt (zie figuur 3.1). De lineariteit blijkt nog duidelijker als het gelineariseerde model als een modelfactor  $c$

\* Bij de toepassing van LCA's voor scenariostudies wordt hier mogelijk niet aan voldaan: wanneer scenario's waarin de verkeerssituatie in een land worden gemodelleerd worden vergeleken, zijn de ingrepen wellicht niet klein ten opzichte van het totaal. Afhankelijk van de mate van niet-lineariteit kan er daardoor een fout in de effectvoorspelling optreden.



geschreven wordt:

$$\Delta y = c \times \Delta x \quad (3.8)$$



FIGUUR 3.1. De ingrepen worden marginaal t.o.v. de aanwezige achtergrondconcentraties verondersteld. Hierdoor kan de lokale raaklijn van de niet-lineaire ingreep-effectrelatie als classificatiefactor worden gebruikt.

Hiermee is dus „aangetoond” dat in een generieke classificatie van milieuproblemen gebruik kan worden gemaakt van classificatiefactoren – in de letterlijke zin, dat een ingreep vermenigvuldigd met een factor het potentiële effect voorstelt\*.

#### Aard van de milieumodellen

De modellen waarmee de classificatie plaatsvindt zijn onder te verdelen in twee soorten:

- mechanismegerichte modellen;
- effectgerichte modellen.

Deze twee typen modellen zullen hier aan de hand van een voorbeeld in algemene mathematische termen besproken worden.

#### Mechanismegerichte modellen: de equivalentiefactor

Een voorbeeld van een *mechanismegericht* model is het model dat gebruikt wordt om de emissie van broeikasgassen te classificeren. Het uiteindelijke effect (in dit geval de opwarming van de aarde, of – nog verder in de effectketen – de stijging van de zeespiegel en de verstoring van ecosystemen; zie figuur 3.3) blijft buiten het gezichtsveld. In plaats daarvan wordt het mechanisme van de uitwerking van een referentiestof vergeleken met de uitwerking onder gelijke omstandigheden van de andere stoffen. Op basis hiervan wordt een relatieve maat ontwikkeld, die voor iedere stof aangeeft hoe groot de bijdrage van een standaardhoeveelheid van die stof is aan het mechanisme.

De *global warming potential* (GWP) van een stof *i* is gedefinieerd als

\* Er wordt dus vanuit gegaan dat de modellen die voor de classificatie gebruikt worden rekening houden met niet-lineariteiten in de dosis-responsrelatie, of dat de modellen lineair zijn, maar geldig zijn in een beperkt gelineariseerd domein. De modellen waarmee broeikasgassen geclassificeerd worden voldoen hier aan, maar wat betreft de effecten van toxische stoffen is verder onderzoek naar de geldigheid van de gehanteerde *critical-volume*-achtige benadering, waarbij een drempelwaarde (NOEC, ADI) gebruikt wordt als maat voor het toxische effect, noodzakelijk.

$$GWP_i = \frac{\int_0^T a_i c_i(t) dt}{\int_0^T a_{ref} c_{ref}(t) dt} \quad (3.9)$$

waarin  $T$  de tijdhorizon is,  $c_i(t)$  de concentratie van stof  $i$  op tijdstip  $t$ ,  $a_i$  de werking van een massa-eenheid van een stof  $i$  voorstelt, en de symbolen met *ref* de overeenkomstige grootheden voor de referentiestof voorstellen (Houghton *et al.*, 1991). Een tijdhorizon  $T$  van 100 jaar en  $CO_2$  als referentiestof *ref* zijn het meest gebruikelijk. Uit deze definitie blijkt duidelijk dat het om de broeikas effect versterkende werking van een stof  $i$  gaat ten opzichte van een referentiestof *ref*. Tevens blijkt hieruit dat de  $GWP$  een dimensieloze grootheid is.

Door de grootte van de emissie (in massa-eenheden) van stof  $i$  te vermenigvuldigen met de  $GWP$  van die stof  $i$  verkrijgt men een grootheid met de dimensie massa. Deze kan geïnterpreteerd worden als de grootte van de emissie van de referentiestof *ref* die qua broeikas effect versterkende werking overeenkomt met de geëmitteerde hoeveelheid van  $i$ . De naam van de grootheid die hierdoor bepaald wordt zou dan „qua broeikas effect aan  $CO_2$  equivalente emissie, gegeven een tijdhorizon van 100 jaar” kunnen zijn. Omdat deze naam onhandig lang is, is voor de naam „broeikas effect” gekozen, met daarbij de impliciete afspraak dat de referentiestof *ref*  $CO_2$  is en de tijdhorizon  $T$  100 jaar. Het broeikas effect wordt – net als alle andere massa’s in het SI-stelsel – uitgedrukt in kilogrammen (kg).

De algemene vorm van de berekeningen die met een mechanismegericht model in de classificatie gemaakt wordt is de volgende:

$$\Delta y = \text{equivalentiefactor} \times \Delta x \quad (3.10)$$

Hierin is de equivalentiefactor dimensieloos, en heeft het effect  $y$  dus dezelfde dimensie als de ingreep  $x$ . In bovenstaand voorbeeld geldt

$$\text{equivalentiefactor} = GWP \quad (3.11)$$

#### Effectgerichte modellen: de conversiefactor

Bij de classificatie van inhalatoire toxiciteit wordt in veel studies niet een mechanismegerichte maar een *effectgerichte* benadering gevolgd. De tot voorheen door het CML gehanteerde *critical-volumes*-benadering zal hier als voorbeeld worden genomen. Op grond van o.a. toxicologische gegevens kan voor iedere stof een *maximaal aanvaarde concentratie* (MAC) bepaald worden. De MAC is gedefinieerd als de hoogste concentratie waarbij een nog juist als aanvaardbaar beoordeeld effect op de mens wordt waargenomen (Arbeidsinspectie, 1989). Hier is dus naar een effect gekeken, en niet naar een mechanisme dat dat effect veroorzaakt.

Door de grootte van de emissie naar lucht van een stof te delen door de MAC van die stof, verkrijgt men een grootheid die de dimensie van een volume heeft. Deze grootheid is te interpreteren als de hoeveelheid lucht die tot aan de MAC met een bepaalde stof verontreinigd is. De naam van deze grootheid zou dus „tot aan de MAC verontreinigd volume lucht” kunnen zijn. Ook deze naam is onhandig lang. Gekozen is destijds voor de naam EVL, met als impliciete afspraak dat hiervoor de MAC volgens de meest recente lijst gebruikt is. Deze grootheid wordt – zoals ieder volume – in  $m^3$  uitgedrukt. Er heerst echter een verwarrende nomenclatuur; zie verderop.

De algemene vorm van berekeningen die in de classificatie met behulp van effectgerichte modellen is als volgt:

$$\Delta y = \text{conversiefactor} \times \Delta x \quad (3.12)$$

De conversiefactor heeft in het algemeen een eenheid, zodat de dimensie van het effect anders is dan die van de ingreep. In bovenstaand voorbeeld geldt

$$\text{conversiefactor} = \frac{1}{MAC} \quad (3.13)$$

Omdat de MAC een concentratie is (in  $mg \cdot m^{-3}$ ) heeft de conversiefactor als eenheid  $m^3 \cdot mg^{-1}$ . De ingreep is een emissie en heeft als eenheid  $mg$ . Dit impliceert dat het effect de eenheid  $m^3$  heeft en

dus overeenkomt met een volume; vandaar de naam *critical volume*.

#### Overkoepeling van de modellen: de classificatiefactor

In de classificatie kunnen zowel mechanismegerichte als effectgerichte modellen worden gehanteerd. Als overkoepelende term voor equivalentiefactor en conversiefactor zal de term *classificatiefactor* worden gebruikt:

$$\Delta y = \text{classificatiefactor} \times \Delta x \quad (3.14)$$

$\Delta x$  is de groote van de ingreep voor een functionele eenheid;  $\Delta y$  is de bijdrage aan een bepaald milieuprobleem: de effectscore. Het zal per effectscore verschillen of de classificatiefactor een dimensie heeft of niet. Om de notatie compact te houden en aan te sluiten bij de notatie van de inventarisatie (§2.4) zal een willekeurige milieuingreep  $\Delta x$  aangegeven worden met  $\beta_k$  en een effectscore  $\Delta y$  met  $\gamma_l$ . De berekening van de effectscore verloopt dan door middel van

$$\gamma_l = \sum_{k=1}^s c_k \beta_k \quad (3.15)$$

waarbij  $c_k$  de classificatiefactor is die de  $k^{\text{de}}$  milieuingreep verbindt met de  $l^{\text{de}}$  effectscore.

#### Grootheden en eenheden

In het verleden is op verschillende plaatsen de basis voor de classificatie in levenscyclusanalyses gelegd. Door deze verspreidheid, is het tot op heden onduidelijk wat er met bepaalde begrippen bedoeld wordt. Deze paragraaf beoogt in het kader van een gestandaardiseerde methode een duidelijke keuze te formuleren. Het gaat hier met name om de grootheden die milieueffecten beschrijven en de eenheden waarin ze uitgedrukt worden.

Voor de classificatie van luchtverontreiniging is tot nu toe meestal de MAC-lijst gebruikt: de emissie van een stof werd gedeeld door de MAC-waarde van die stof om „eenheden verontreinigde lucht” te berekenen. De EVL heeft echter niet een unanieme betekenis gekregen. Niet in alle studies is de definitie expliciet. Als expliciete of impliciete definitie komt men tegen:

- EVL is een eenheid: 1 EVL = 1000 m<sup>3</sup> verontreinigde lucht (Druijff, 1984);
- EVL is een eenheid: 1 EVL = 1 m<sup>3</sup> verontreinigde lucht (Muis *et al.*, 1989);
- EVL is een grootheid die uitgedrukt wordt in m<sup>3</sup> (Rijsdorp *et al.*, 1989).

Bij de effectscore vermessing komt men in één rapport zogenaamde mestequivalenten (MEQ) op drie verschillende manieren tegen (McKinsey & Company, 1991):

- MEQ is een eenheid: 1 MEQ = 1000 kg fosfor;
- MEQ is een grootheid die uitgedrukt wordt in kg;
- MEQ is een equivalentiefactor.

Identificatie van EVL of MEQ als eenheid stuit op bureaucratische problemen omdat er een internationale commissie is die beslist over de toelating van nieuwe eenheden (Klein, 1988). Het is niet de bedoeling buiten dit circuit om eigen eenheden te definiëren. Overwegingen die bij de toelating een rol spelen zijn:

- vereenvoudiging van lange uitdrukkingen (1 N = 1 kg·m·s<sup>-2</sup>);
- voorkoming van voorvoegsels (1 Å = 10<sup>-10</sup> m);
- voorkeur voor een natuurlijke maat (1 lichtjaar = 9,461·10<sup>15</sup> m).

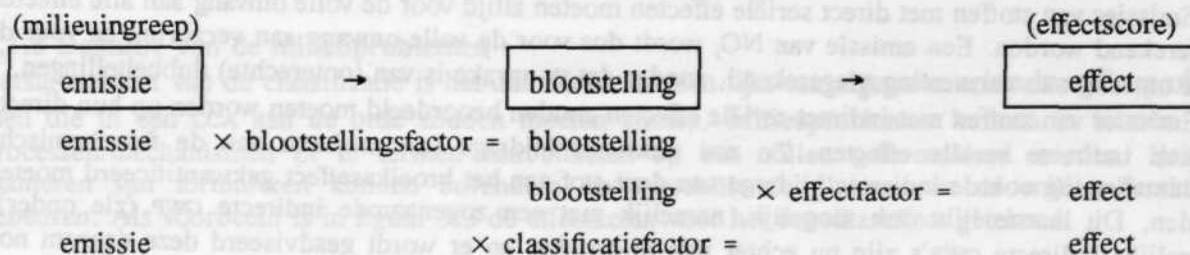
In het geval van de EVL of de MEQ is daar geen sprake van.

Het gebruik van EVL als grootheid heeft het semantische bezwaar dat iets een grootheid is, maar eenheid heet. Mede hierom is in de uiteindelijke uitwerking van humane toxiciteit het gebruik van het woord EVL worden vermeden.

#### 3.1.4 De classificatiefactor

De classificatiefactor voor emissies van stoffen kan opgebouwd gedacht worden uit twee delen: de *blootstellingsfactor* en de *effectfactor*. De blootstellingsfactor geeft aan aan welke hoeveelheid een bepaalde receptor blootgesteld kan worden als gevolg van een emissie van een bepaalde stof. De effectfactor geeft aan tot welke effecten in een receptor een bepaalde blootstelling kan leiden. Figuur 3.2 licht deze factoren toe. Beide factoren worden per stof bepaald en zoveel mogelijk gebaseerd op

wetenschappelijke modellen en empirische gegevens. Zo vormen modellen die het gedrag van een stof in het milieu simuleren de basis voor de blootstellingsfactor, terwijl bijvoorbeeld voor ecotoxiciteit de effectfactor afgeleid wordt van experimenteel bepaalde toxiciteitsgegevens, zoals de zogenaamde *no observed effect concentration* (NOEC). De algemene definitie van de blootstellings- en de effectfactor worden per probleemtipe vastgelegd, terwijl de specifieke waarden per stof worden vastgesteld.



FIGUUR 3.2. De samenhang tussen emissie, blootstelling en effect, en de rol van de blootstellings-, effect- en classificatiefactor daarin.

In de uitwerking van de classificatiefactoren voor de aan emissies van stoffen gerelateerde milieuproblemen hieronder zal blijken, dat er een aantal classificatiefactoren zijn die getypeerd kunnen worden als blootstellingsfactoren, een aantal die een mengvorm zijn van blootstellings- en effectfactor en een aantal die in een blootstellingsfactor en een effectfactor onderscheiden kunnen worden. In theorie is het verschil tussen de beide typen factoren dus goed te maken, terwijl in de praktijk van een aantal modellen beide factoren gemengd zijn tot één index.

Stoffen kunnen, als ze geëmitteerd worden, op drie manieren aan meerdere milieuproblemen bijdragen:

- *parallel*, doordat een emissie van een stof potentieel aan meerdere problemen bijdraagt;
- *direct serieel*, doordat een emissie van een stof achter elkaar meerdere effecten kan hebben;
- *indirect serieel*, doordat een emissie van een stof via het effect waaraan het primair bijdraagt, tevens bijdraagt aan een ander effect.

Een voorbeeld van een stof met *parallele* effecten is  $\text{SO}_2$ . Deze stof kan aan de verzuring van het milieu bijdragen en aan toxische effecten, maar één molecuul  $\text{SO}_2$  kan niet aan beide problemen in één leven bijdragen. Dit geldt in feite voor alle niet-persistente stoffen. Eén molecuul van een dergelijke stof kan bijdragen aan humane toxiciteit en ecotoxiciteit, maar meestal niet aan beide problemen tegelijk.

Een voorbeeld van een stof met *direct seriële* effecten is stikstofoxide ( $\text{NO}_x$ ). Eén molecuul  $\text{NO}_x$  kan zowel aan verzuring als aan vermesting bijdragen. Andere voorbeelden van stoffen met direct seriële effecten zijn zeer persistente stoffen zoals metalen. Deze stoffen kunnen zowel ecotoxisch werken als, via de voedselketens, humaan toxisch, bijvoorbeeld via de consumptie van vis.

Een voorbeeld van een stof met *serieel indirecte* effecten is methaan ( $\text{CH}_4$ ). Wanneer de temperatuur als gevolg van het broeikas effect in de troposfeer toeneemt, daalt de temperatuur in de stratosfeer waardoor de bij de afbraak van de ozonlaag betrokken chemische processen efficiënter of inefficiënter gaan verlopen. Hoe afkoeling van de stratosfeer het verloop van deze chemische processen precies beïnvloedt is vooralsnog echter onduidelijk. Eén molecuul methaan kan aan fotochemische oxydantvorming bijdragen en zo tot ozon leiden, wat op zijn beurt weer kan bijdragen aan het broeikas effect. Via het broeikas effect kan hetzelfde molecuul  $\text{CH}_4$  ook bijdragen aan de aantasting van de ozonlaag.

In de classificatie van emissies van stoffen zou in principe rekening gehouden moeten worden met het onderscheid tussen parallele, direct seriële en indirect seriële effecten.

Emissies van stoffen met parallele, direct seriële en indirect seriële effecten zouden bij voorkeur op basis van feitelijke verdelingen toegerekend moeten worden aan de betreffende milieuproblemen. Over deze feitelijke verdelingen is echter te weinig bekend. Daarom worden van een emissie alle

potentiële bijdragen aan verschillende milieuproblemen per probleem gekwantificeerd op basis van de totaal geëmitteerde hoeveelheid. Dus van een emissie van 2 kg SO<sub>2</sub> wordt zowel de bijdrage aan verzuring als en bijdrage aan humane toxiciteit voor de volledige 2 kg gekwantificeerd. Hierdoor kan een zekere „dubbeltelling” optreden. Voor stoffen met humaan toxische en parallel daaraan nog andere effecten kan echter aangetoond worden dat de omvang van deze dubbeltelling verwaarloosbaar klein is\*.

Emissies van stoffen met direct seriële effecten moeten altijd voor de volle omvang aan alle effecten toegerekend worden. Een emissie van NO<sub>x</sub> wordt dus voor de volle omvang aan verzuring en voor de volle omvang aan vermisting toegerekend, zonder dat er sprake is van (onterechte) dubbeltellingen.

Emissies van stoffen met indirect seriële effecten zouden beoordeeld moeten worden op hun directe en hun indirecte seriële effecten. Zo zou naast de bijdrage van methaan aan de fotochemische oxydantvorming ook de indirecte bijdrage van deze stof aan het broeikas effect gekwantificeerd moeten worden. Dit laatste lijkt ook mogelijk, namelijk met een zogenaamde indirecte GWP (zie onder). Dergelijke indirecte GWP's zijn nu echter nog te onzeker en er wordt geadviseerd deze daarom nog niet toe te passen (IPCC, 1992). Op dezelfde wijze zou het indirecte seriële effect van broeikasgassen (bijv. CO<sub>2</sub> en CH<sub>4</sub>) op de afbraak van de ozonlaag mogelijk met indirecte ODP's voor deze stoffen gekwantificeerd kunnen worden. Dergelijke indirecte ODP's zijn nog nergens afgeleid. Finnveden *et al.* (1992) stellen voor om stoffen met indirect seriële effecten apart op te nemen in de classificatie zolang indirecte classificatiefactoren voor deze stoffen ontbreken, en hun totale emissies in kg per stof apart te vermelden naast de totaalscore voor stoffen waarvoor classificatiefactoren wel bekend zijn. Finnveden *et al.* stellen daarnaast voor om stoffen waarvan bekend is dat ze bijdragen aan een bepaald probleem, maar waarvoor classificatiefactoren vooralsnog ontbreken, op dezelfde manier in subscores te behandelen (bv. NO<sub>x</sub> en NO waarvoor ODP's nog ontbreken, en NO<sub>x</sub> waarvoor een POCP ontbreekt). Op deze manier zouden voor het broeikas effect dus vijf subscores ontstaan: één voor stoffen met GWP's (in kg CO<sub>2</sub>-equivalenten), één voor de totale emissie van CH<sub>4</sub> (in kg CH<sub>4</sub>), één voor de totale emissie van CO (in kg CO), één voor de totale emissie van NO<sub>x</sub> (in kg NO<sub>x</sub>) en één voor de totale emissie van niet-methaan koolwaterstoffen (NMHC, in kg NMHC). Voor de aantasting van de ozonlaag zouden vijf subscores ontstaan: één voor de CFK's behalve de halonen op basis van hun ODP-waarden (in kg CFK-11-equivalenten), één voor de halonen op basis van hun ODP's (in kg HALON-1301-equivalenten), één voor de totale emissie van N<sub>2</sub>O (in kg N<sub>2</sub>O), één voor de totale emissie van CO<sub>2</sub> (in kg CO<sub>2</sub>), één voor de totale emissie van CH<sub>4</sub> (in kg CH<sub>4</sub>) en één voor de totale emissie van NO door vliegtuigen (in kg NO). Dit voorstel leidt tot een proliferatie van subscores waarvan de status zeer verschillend is. Het lijkt dan ook beter en praktischer deze onzekerheden ook als zodanig te behandelen. Zo zouden „vlaggen” (kwalitatieve opmerkingen) geplaatst kunnen worden bij emissies van stoffen met mogelijke indirecte effecten en zou vervolgens in een betrouwbaarheidsanalyse berekend kunnen worden bij welke waarden van de bijbehorende indirecte GWP's en ODP's de resultaten van de betreffende LCA veranderen (zie §4.2). Vervolgens kan gekeken worden of op basis van de huidige kennis de zo berekende waardes enig realiteitsgehalte hebben. Stoffen waarvan bekend is dat ze aan bepaalde problemen bijdragen, maar waarvoor nog geen classificatiefactor afgeleid kan worden, kunnen op dezelfde manier behandeld worden.

\* Om de grootte van deze dubbeltelling in te kunnen schatten is het nodig te weten welk deel van een emissie opgenomen wordt door de mens. Een exacte schatting van dit laatste is natuurlijk plaatsafhankelijk, daar van een emissie in een woonwijk meer door de mens zal worden opgenomen dan van een emissie midden op zee. Bij onderstaande schatting is het streven de hoeveelheid stof die door de mens opgenomen wordt zeker niet te onderschatten.

Uitgaande van een eenmalige emissie van  $x$  kg toxische stof  $T$  naar de lucht, en van de aannamen dat deze stof niet wordt afgebroken en er geen partitie over de andere compartimenten plaatsvindt, een homogene verdeling van de stof  $T$  over de lucht, een inhoud van het compartiment lucht  $3 \cdot 10^{18} \text{ m}^3$  (Mackay, 1991), bedraagt de concentratie van  $T$  in de lucht  $x/(3 \cdot 10^{18}) \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$ . Een mens verademt  $20 \text{ m}^3$  lucht per dag. Aangezien de huidige wereldbevolking uit  $5 \cdot 10^9$  personen bestaat, wordt er totaal  $20 \times 5 \cdot 10^9 = 10^{11} \text{ m}^3$  lucht per dag verademd. Uitgaande van een gemiddelde levensduur van 100 jaar (een overschatting) en de aanname dat de ingeademde hoeveelheid  $T$  volledig in het lichaam wordt opgenomen (ook een duidelijke overschatting), bedraagt de hoeveelheid stof die door de gehele wereldbevolking in honderd jaar wordt opgenomen  $100 \times 365 \times 10^{11} \times x/(3 \cdot 10^{18}) = 1,2 \cdot 10^{-3} \times x \text{ kg } T$  „opgebruikt”, oftewel circa 1‰ van de oorspronkelijk aanwezige hoeveelheid. En dat is dan nog een (forse) overschatting van de werkelijke opgebruikte hoeveelheid. Voor stoffen met humaan toxische en en parallel daaraan andere effecten lijkt de dubbeltelling dus verwaarloosbaar klein.

Samenvattend kan gesteld worden dat zolang kennis over de feitelijke verdelingen ontbreekt emissies van stoffen met parallelle effecten evenals emissies van stoffen directe seriële effecten aan alle betrokken milieuproblemen voor de volle omvang worden toegerekend. Bij stoffen met parallelle effecten kan hierdoor een zekere dubbel telling optreden die voor toxische stoffen echter marginaal lijkt te zijn. Emissies van stoffen met indirect seriële effecten worden met „vlaggen” aangeduid zolang classificatiefactoren voor deze indirecte effecten ontbreken. In de betrouwbaarheidsanalyse kan vervolgens het effect van deze onzekerheid op het eindresultaat ingeschat worden.

### 3.1.5 Definitie van de milieuproblemen

Eerste element van de classificatie is het definiëren van een lijst van algemeen erkende milieuproblemen die in een LCA aan de orde zouden moeten komen. Milieuproblemen kunnen in termen van processen/mechanismen of in termen van effecten op het milieu geformuleerd worden. Beiden manieren van formuleren kunnen bovendien op verschillende plaatsen in de milieueffectketen gebeuren. Als voorbeeld is in figuur 3.3 de effectketen voor het broeikas effect getekend.

### 3.1.6 Het milieuprofiel

De milieuingrepen die met een LCA worden geassocieerd, zijn bekend in de vorm van de ingreep tabel van de milieueffectketen. De milieueffectketen wordt in de vorm van effectketen weergegeven.

emissies van broeikasgassen (ingreep)



verstoring stralingsbalans (1°-orde effect)



mondiale temperatuurstijging (2°-orde effect)



stijging zeespiegel t.g.v. expansie van water;  
smelten ijskappen (3°-orde effect)



stijging zeespiegel t.g.v. smeltwater (4°-orde effect)



aantasting ecosystemen (5°-orde effect)



et cetera

FIGUUR 3.3. Deel van de milieueffectketen voor het broeikas effect (vgl. Finnveden *et al.*, 1992).

Het broeikas effect wordt door emissies van verschillende stoffen veroorzaakt. Deze stoffen absorberen infrarode warmtestraling, wat resulteert in een verstoorde balans tussen de warmtestraling die door de aarde wordt geabsorbeerd en de warmtestraling die door de aarde wordt geëmitteerd. Deze verandering van het warmtestralingsvermogen van de atmosfeer wordt het broeikas effect genoemd en is het primaire effect in de effectketen. Voorspeld wordt dat deze verandering tot een mondiale temperatuurstijging (secundaire effect) zal leiden wat weer (tertiaire, quataire, etc) effecten zal hebben op de ijskappen, de zeespiegel, ecosystemen etc. (Finnveden *et al.*, 1992). Daarnaast zijn ook nog allerlei terugkoppelingen binnen één effectketen en tussen verschillende effectketen mogelijk, zoals hierboven aangeduid onder parallelle en seriële effecten.

In het algemeen kan gesteld worden dat de mogelijkheid om bepaalde effecten in de effectketen te voorspellen afneemt met de toenemende orde van effecten. In principe zouden wijzigingen dan ook gekoppeld moeten worden aan het laagste-orde effect dat nog een duidelijke relatie heeft met de beschouwde effectketen. Zo wordt de ozonlaag of ons klimaat gekozen als één van de eindpunten van de classificatie, ook al vormen deze slechts een intermediair in de milieueffectketen\*.

\* Een dergelijke keuze van eindpunten in de keten is echter alleen mogelijk als de maatschappelijke waardering ervoor eenduidig is. Er moet dus voldoende consensus bestaan over de relevantie van een dergelijk eindpunt. Een groot aantal

Tijdens een workshop over LCA in Leiden in december 1991 heeft voor het eerst een internationale discussie plaatsgevonden over welke milieuproblemen in het kader van een LCA beschouwd zouden moeten worden (Baumann *et al.*, 1992; Guinée, 1992). Daarbij is een zo volledig mogelijke lijst van algemeen erkende milieuproblemen gemaakt, ingedeeld in drie hoofdcategorieën:

- *uitputting*, waaronder alle problemen die samenhangen met onttrekkingen uit het milieu worden beschouwd;
- *verontreiniging*, waaronder alle problemen die samenhangen met allerlei typen emissies naar het milieu worden beschouwd;
- *aantasting*, waaronder alle problemen die samenhangen met structuurveranderingen in het milieu worden beschouwd.

Deze lijst wordt hier – met enkele veranderingen en aanvullingen – overgenomen, en omvat de typen problemen die in tabel 3.1 vermeld staan. Merk op dat alle milieueffecten als problematisch effect zijn gedefinieerd, dus dat het principe „meer is erger” opgaat. Dit betekent bv. dat het niet om „veiligheid” maar om „onveiligheid” gaat; het probleem is hier het optreden van ongelukken met als gevolg het effect „slachtoffers”.

TABEL 3.1. Lijst met algemeen erkende milieuproblemen waarop in de classificatie een van een LCA beoordeeld zou kunnen worden.

uitputting	verontreiniging	aantasting
<ul style="list-style-type: none"> <li>● uitputting van abiotische grondstoffen</li> <li>● uitputting van biotische grondstoffen</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● broeikaseffect</li> <li>● ozonlaagaantasting</li> <li>● humane toxiciteit</li> <li>● ecotoxiciteit</li> <li>● fotochemische oxydantvorming</li> <li>● verzuring</li> <li>● vermesting</li> <li>● straling</li> <li>● afvalwarmte</li> <li>● lawaai</li> <li>● stank</li> <li>● arbeidsomstandigheden</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>● verdroging</li> <li>● fysieke aantasting van ecosystemen</li> <li>● aantasting van landschap</li> <li>● (directe) menselijke slachtoffers</li> </ul>

Tenminste drie „milieuproblemen” die men regelmatig tegenkomt ontbreken op deze lijst: energiegebruik, vast afval en ruimtegebruik. Energiegebruik is geen probleem op zichzelf maar gedeeltelijk een uitputtingsprobleem (uitputting van energiedragers), gedeeltelijk een verontreinigingsprobleem (emissies van bv. verzurende stoffen) en gedeeltelijk een aantastingsprobleem (bv. ten gevolge van mijnbouw). Vast afval is ook geen probleem op zichzelf, maar veeleer een proces („opslag van vast afval”) dat emissies naar water, lucht en bodem kan veroorzaken en methaan als potentiële energiebron kan produceren. Ook ruimtebeslag is in het rijtje van milieuproblemen niet opgenomen. Uiteindelijk is de hoeveelheid ruimte natuurlijk beperkt en kan het in die zin onder „uitputting” opgenomen worden, maar dit is eigenlijk nauwelijks een milieuprobleem maar veeleer een ruimtelijk ordeningsprobleem. Veel belangrijker is de aard van het ruimtegebruik in de zin van aantasting en verdringing van ecosystemen. Dit aspect zal geclassificeerd worden, en wel onder „fysieke aantasting van ecosystemen”.

Daarnaast ontbreken een aantal probleemttypen op de lijst, omdat ze moeilijk toerekenbaar zijn aan het functioneren van produkten (zoals „versnippering van natuurgebieden” en „uitputting van de

milieuproblemen, waarvan hierboven enkele voorbeelden gegeven zijn, zijn reeds gedefinieerd in termen van zulke mechanismen.

genenbank”), of omdat ze nog geen (of niet meer) algemeen erkende milieuproblemen vormen (zoals „licht” dat in het kassengebied tot plaatselijke milieuproblemen kan leiden en „verziltig” dat ook een zeer lokaal probleem is). De lijst is dus waarschijnlijk nog niet compleet, maar kan later altijd nog uitgebreid worden, mocht daar aanleiding voor zijn. Verder is er bij het formuleren van de lijst milieuproblemen getracht zo goed mogelijk aan te sluiten bij de termen die gebruikt worden in het NMP (VROM, 1989) en in de „Nationale Milieuverkenning” (RIVM, 1991).

De classificatie op basis van de hierboven gepresenteerde lijst milieuproblemen leidt tot maximaal 18 milieuproblemen. Een aantal daarvan bestaat echter uit meerdere onderdelen. Of dit maximale aantal problemen in praktijkstudies nu gehaald kan worden hangt af van de vraag of er voor alle problemen classificatiefactoren en gegevens ten behoeve van de inventarisatie aanwezig zijn dan wel ontwikkeld kunnen worden\*. Hieronder worden nu de mogelijkheden voor classificatiefactoren per probleemtype geïnventariseerd en wordt nagegaan of de benodigde gegevens aanwezig zijn. Op basis daarvan zal tenslotte een lijst opgesteld worden met probleemttypen, waarvoor de classificatie op dit moment ook geoperationaliseerd is. Deze lijst staat in de handleiding.

### 3.1.6 Het milieuprofiel

De milieuingrepen die met een functionele eenheid van een produkt gemoeid zijn, zijn bekend in de vorm van de ingreep tabel van die functionele eenheid produkt. Door nu alle ingrepen op een geschikte wijze te sorteren, te wegen en op te tellen, wordt een tabel van de potentiële milieueffecten verkregen in de vorm van effectscores. Deze tabel is het milieuprofiel. Aansluitend bij de ingreep tabel (zie §2.4) is er de mogelijkheid om het milieuprofiel op te stellen uitgesplitst naar proces of procesgroep, naar stof of stofgroep of voor het produkt. Deze laatste mogelijkheid geeft het milieuprofiel waar in het kader van het produktenbeleid behoefte aan bestaat. De evaluerende component bouwt voort op die vorm van het milieuprofiel. Er zijn diverse procedures om ingrepen in effecten om te rekenen, allemaal uitgaande van verschillende aannames. De gemaakte keuze is in zekere zin „aanvechtbaar”, en is daarom expliciet niet als inventarisatie gekenmerkt.

## 3.2 Operationalisatie

In deze paragraaf wordt van alle geoperationaliseerde effectscores de wetenschappelijke onderbouwing van de classificatiefactoren aangegeven. Voor de meeste milieueffecten worden een aantal mogelijkheden die men in de literatuur tegenkomt met elkaar vergeleken, om uiteindelijk bij de in de handleiding geoperationaliseerde manier uit te komen. Voor een paar milieueffecten is evenwel een nieuwe manier ontwikkeld, of is een bestaande methode in hoge mate aangepast. De milieuproblemen waarbij dit het geval is zijn:

- uitputting van grondstoffen (abiotisch en biotisch);
- toxiciteit (humane toxiciteit en ecotoxiciteit);
- verzuring;
- vermesting.

In deze paragraaf worden deze milieueffecten slechts summier besproken, om de bespreking van de operationalisatie beknopt te houden. Een uitgebreidere behandeling van de vier bovengenoemde problemen vindt plaats in §3.3.

### 3.2.1 Uitputting van abiotische grondstoffen

Voor de classificatie van uitputting van abiotische en biotische grondstoffen is een afzonderlijke paragraaf opgenomen (§3.3.1). Op deze plaats zal volstaan worden met een samenvatting.

Vanwege praktische bezwaren worden abiotische en biotische grondstoffen voorlopig verschillend geclassificeerd. Bij biotische grondstoffen is er een noodzaak de netto jaarproductie (het verschil tussen

\* Daarnaast kunnen effectscores natuurlijk wegvallen wanneer uit de inventarisatie blijkt dat het betreffende probleem niet relevant is in een bepaalde produktstudie. Als er bijvoorbeeld geen emissies van vluchtige organische verbindingen zijn geïnventariseerd, zal de score voor fotochemische oxydantvorming gelijk aan nul zijn.



verbruik en aanwas in een jaar) als maat voor de overexploitatie mee te wegen; zie §3.2.2. Voor abiotische grondstoffen is deze noodzaak er in mindere mate. Omdat de classificatiefactor gevoelig is voor de extreme variabiliteit van de gegevens omtrent voorraden zal er daarom voor een versimpelde methode gekozen worden. Uiteindelijk wordt er naar gestreefd voor abiotische grondstoffen dezelfde methode te hanteren als voor biotische grondstoffen.

De hoeveelheid ingezette grondstof  $i$  ( $m_i$ ) wordt gerelateerd aan de winbare voorraad van die grondstof ( $M_i$ ):

$$\text{abiotische uitputting} = \sum_i \frac{m_i}{M_i} \quad (3.16)$$

De dimensie van gebruik en voorraad kan vrij gekozen worden zolang ze per grondstof gelijk zijn. Dit is omdat de verkregen effectscore dimensieloos is. Voor ertsen zal men meestal kg gebruiken en voor aardgas  $\text{m}^3$ ; ook MJ is echter mogelijk. Energiedragers worden meegewogen al naar gelang deze biotisch of abiotisch zijn; fossiele energiedragers worden als abiotisch beschouwd.

### 3.2.2 Uitputting van biotische grondstoffen

Voor biotische grondstoffen wordt wèl de volledige benadering gehanteerd om het grondstoffengebruik te wegen; zie §3.3.1 voor een nadere uitwerking. Dit heeft te maken met het feit dat het voor biotische grondstoffen evident noodzakelijk is om de mate van overexploitatie te laten meewegen.

De inzet ( $m_i$ ) van een grondstof  $i$  wordt gerelateerd aan zowel de winbare voorraad ( $M_i$ ) als aan de jaarproductie  $\dot{M}_i$  van die grondstof:

$$\text{biotische uitputting} = \sum_i \frac{\dot{M}_i}{M_i} \times \frac{m_i}{M_i} = \sum_i BDF_i \times m_i \quad (3.17)$$

Hierbij is de *biotic depletion factor* (BDF) gedefinieerd volgens:

$$BDF_i = \frac{\dot{M}_i}{M_i^2} \quad (3.18)$$

De eenheid van de BDF is dus  $\text{kg}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}$ , zodat de effectscore voor biotische uitputting  $\text{jr}^{-1}$  als dimensie heeft. Ook hier zal men in de praktijk verschillende eenheden kunnen tegenkomen: bv. ha voor regenwoud en exemplaren voor olifanten. In deze gevallen heeft de BDF een andere eenheid, zonder dat dit gevolgen heeft voor de effectscore.

### 3.2.3 Versterking van het broeikas effect

Voor het broeikas effect zijn modellen ontwikkeld die de bijdrage van emissies van verschillende stoffen aan dit effect kwantificeren. Eindpunt van deze modellen is over het algemeen de verandering in het warmtestraling-absorberend vermogen (*radiative forcing*) van de atmosfeer. In de volksmond wordt dit ook wel aangeduid met de term „broeikas effect”. Om verschillende emissiescenario's van broeikasgassen onderling te kunnen vergelijken, zijn de zogenaamde *global warming potentials* (GWP's) ontwikkeld. De GWP van een stof is de verhouding van de over de tijd geïntegreerde bijdrage aan het warmtestraling-absorberend vermogen ten gevolge van een momentane uitstoot (= puls) van 1 kg van een broeikasgas ten opzichte van een even grote uitstoot van kooldioxyde ( $\text{CO}_2$ ):

$$GWP_i = \frac{\int_0^T a_i c_i(t) dt}{\int_0^T a_{\text{CO}_2} c_{\text{CO}_2}(t) dt} \quad (3.19)$$

waar  $a_i$  het momentane warmtestraling-absorberende vermogen per eenheid verhoging van de concentratie van een broeikasgas  $i$  is,  $c_i(t)$  de concentratie van het broeikasgas  $i$  op tijdstip  $t$  na uitstoot voorstelt, en  $T$  het aantal jaar aangeeft waarover de integratie is uitgevoerd. De overeenkomstige waarden voor kooldioxyde staan in de noemer van de vergelijking (Houghton *et al.*, 1991; Jäger & Ferguson, 1991). De GWP is een maat voor de potentiële bijdrage van een stof aan het broeikas effect

en is feitelijk opgebouwd uit een blootstellingsfactor,  $c_i(t)$ , en een effectfactor,  $a_i$ , met de atmosfeer als receptor\*. De GWP is slechts een schatting van het uiteindelijke klimaateffect, omdat dit laatste niet alleen afhankelijk is van de geïntegreerde atmosferische warmteabsorptie maar ook van de verdeling in de tijd van de warmteabsorptie.

Bij de integratie van het broeikas effect worden een aantal simplificaties gemaakt. GWP's zijn bijvoorbeeld afhankelijk van de tijdshorizon  $T$  waarover geïntegreerd wordt. De langere tijdshorizons (100 en 500 jaar) zijn geschikt als het om het cumulatieve effect gaat, terwijl de kortere tijdshorizons (20 en 50 jaar) veel meer indiceren wat de korte-termijn effecten van een emissie zijn. De onzekerheden in de GWP nemen toe met het verlengen van de tijdshorizon. De GWP's zijn namelijk afhankelijk van de atmosferische achtergrondconcentraties van bepaalde stoffen. Als deze concentraties veranderen zullen ook de GWP's veranderen. Zo kan de levensduur van stoffen, die worden verwijderd door troposferische OH-radicalen, significant veranderen, afhankelijk van toekomstige antropogene emissies van methaan, koolmonoxyde en stikstofoxyden (Houghton *et al.*, 1991; Jäger & Ferguson, 1991). Dergelijke veranderingen in de levensduur hebben een belangrijke - veelal niet proportionele - invloed op alle GWP's van de betreffende stoffen, omdat ze relatief gedefinieerd zijn.

Er zijn door verschillende auteurs modellen ontwikkeld, waarmee GWP's berekend kunnen worden (Fisher *et al.*, 1990; Lashof & Ahuja, 1990; Rodhe, 1990; Derwent, 1990; Rotmans, 1990). Het gevolg is dat er per stof uiteenlopende waarden zijn berekend. Het *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) heeft een lijst van de „voorlopig beste schattingen” voor GWP's opgesteld waarbij gebruik gemaakt is van expertbeoordelingen van wetenschappers van overal ter wereld. Vanwege het brede draagvlak van de IPCC-lijst wordt er hier gekozen om deze lijst met GWP's te gebruiken voor de classificatie van broeikasgassen.

De te kiezen integratietijd hangt af van de interesse van degene die gebruik maakt van de GWP's en van de termijn waarover men de effecten wil beschouwen. In de classificatie in het kader van een LCA lijkt een lange tijdshorizon te prefereren, aangezien het niet alleen om de korte-termijn effecten, maar om alle effecten gaat. Zoals gezegd, blijken de onzekerheden in de diverse modellen echter toe te nemen met het toenemen van de integratietijd. Het lijkt dan ook het beste met verschillende tijdshorizons te werken en dus met een spreiding van waarden te rekenen. Voorstel is nu om met de GWP te rekenen voor tijdshorizons van 20, 100 en 500 jaar (Houghton *et al.*, 1991). In de praktijk betekent dit dat bv. als uitgangspositie gewerkt wordt met een integratietijd van 100 jaar, en dat de spreiding van het resultaat bepaald wordt door ook met GWP's voor de andere integratietijden te rekenen.

Zoals al eerder gezegd is troposferisch ozon ook een potentieel broeikasgas. Directe emissies van ozon ten gevolge van elektrische ontladingen en hoge temperaturen, bijvoorbeeld door fotokopieerapparaten, zijn verwaarloosbaar klein (Van den Born *et al.*, 1991) vergeleken met de indirecte ozonvorming ten gevolge van de fotochemische reacties zoals beschreven in de paragraaf over fotochemische oxydantvorming (§3.2.7). Voor het indirecte broeikas effect van emissies van  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{NO}_x$  en niet-methaan koolwaterstoffen (NMHC) zijn door het IPCC zogenaamde indirecte GWP's gepubliceerd (Houghton *et al.*, 1991), die in een recent rapport van hetzelfde IPCC weer teruggetrokken zijn (Houghton *et al.*, 1992). De onzekerheden omtrent deze waarden bleek nog te groot te zijn en sommige stoffen zouden weleens een positief in plaats van een negatief effect kunnen hebben. De meest praktische oplossing lijkt vooralsnog om alleen het directe effect met behulp van GWP's te kwantificeren, en om het indirecte effect als kwalitatieve post mee te nemen (zie §3.2.19). Zo zou voor het broeikas effect dus één effectscore mogelijk zijn:

$$\text{broeikas effect} = \sum_i \text{GWP}_i \times m_i \quad (3.20)$$

Hierbij stelt  $m_i$  de massa (in kg) van de geëmitteerde hoeveelheid stof voor. De effectscore wordt uitgedrukt in kg ( $\text{CO}_2$  equivalenten).

\* Dit is niet geheel juist: door de integratie en doordat de GWP ten opzichte van een referentiestof gedefinieerd is, ligt het iets gecompliceerder.

De wetenschappelijke ontwikkelingen op het terrein van het broeikas effect gaan nog steeds snel vooruit. Het zal dan ook duidelijk zijn dat deze ontwikkelingen in de gaten moeten worden gehouden, en dat een regelmatige aanpassing van GWP's plaatsvindt op basis van de laatste wetenschappelijke ontwikkelingen. Om te voorkomen dat GWP's bijgesteld worden op basis van elke deelpublikatie op dit terrein, wordt hier voorgesteld de GWP-waarden alleen bij te stellen op basis van nieuwe rapportages van het IPCC.

### 3.2.4 Aantasting van de ozonlaag

Voor dit milieuprobleem is de ozonlaag het eindpunt van de classificatie. Voor emissies van stoffen die de ozonlaag kunnen afbreken zijn, analoog aan de GWP's, zogenaamde *ozone depletion potentials* (ODP's) ontwikkeld. Het ODP-concept is geïntroduceerd door Wuebbles (1988). De ODP is gedefinieerd als de verhouding van de afbraak van ozon in evenwichtstoestand ten gevolge van een jaarlijkse emissie (flux in  $\text{kg}\cdot\text{jr}^{-1}$ ) van een hoeveelheid stof naar de atmosfeer en de afbraak van ozon in evenwichtstoestand tengevolge van eenzelfde hoeveelheid van CFK-11. In formule (WMO, 1989):

$$ODP_i = \frac{\delta[\text{O}_3]_i}{\delta[\text{O}_3]_{\text{CFK-11}}} \quad (3.21)$$

waarbij  $ODP_i$  de ODP van stof  $i$  voorstelt,  $\delta[\text{O}_3]_i$  de verandering in de ozonkolom in de evenwichtssituatie ten gevolge van een jaarlijkse emissie van stof  $i$ , en  $\delta[\text{O}_3]_{\text{CFK-11}}$  de verandering in de ozonkolom in de evenwichtssituatie ten gevolge van een jaarlijkse emissie van CFK-11 weergeeft. Er kan afgeleid worden dat een ODP gebaseerd op een emissieflux ( $\text{kg}\cdot\text{jr}^{-1}$ ) ook een goede maat is voor de relatieve verandering in de ozonkolom voor een emissie puls (kg) naar de atmosfeer (WMO, 1989).

Verskillende modellen geven ODP's voor gehalogeneerde koolwaterstoffen die binnen een redelijk beperkt bereik liggen. Desondanks zijn er nog veel onzekerheden verbonden aan het ODP-concept, en moet - net als bij de GWP's - benadrukt worden dat ODP's een regelmatige bijstelling zullen moeten ondergaan afhankelijk van nieuwe wetenschappelijke ontwikkelingen. Om dezelfde redenen als voor GWP's, wordt voorgesteld de voor de classificatie van stoffen die de ozonlaag kunnen afbreken de lijst van ODP's, en ook de toekomstige aanpassingen, zoals gepubliceerd in (WMO, 1989) over te nemen. Dit rapport is opgesteld door het zogeheten *Scientific Assessment Panel*, waarin alle vooraanstaande wetenschappers op dit gebied zitting hebben. Men mag dus aannemen dat de resultaten van dit rapport een breed internationaal draagvlak hebben. In het rapport worden de belangrijkste ODP-modellen besproken en op basis van die modellen worden spreidingen van ODP's gegeven (WMO, 1989), waarmee in de classificatie voor een LCA op dezelfde manier gewerkt kan worden als met de spreidingen in GWP's.

ODP's zijn alleen afgeleid voor de gehalogeneerde koolwaterstoffen. Over de ODP's voor de broomverbindingen (broomhalogenen) uit de groep van gehalogeneerde koolwaterstoffen wordt in het WMO-rapport opgemerkt dat „deze alleen onderling vergeleken mogen worden omdat de broomeffecten sterk afhankelijk zijn van de achtergrondconcentratie aan chloor” (WMO, 1989). Nader onderzoek heeft ertoe geleid dat dit inmiddels achterhaald is (WMO, 1991). Naast gehalogeneerde koolwaterstoffen kunnen ook broeikasgassen direct (via chemische reacties;  $\text{N}_2\text{O}$  en  $\text{NO}^*$ ), en indirect (via het broeikas effect:  $\text{CH}_4$  en  $\text{CO}_2$ ; zie ook §3.3), de grootte van de ozonkolom nog beïnvloeden. De effecten van emissies van gehalogeneerde koolwaterstoffen en  $\text{N}_2\text{O}$  zijn echter ook niet optelbaar. Aan de ene kant leidt een verhoging van de concentratie van  $\text{N}_2\text{O}$  tot een afbraak van de ozonkolom, omdat de daardoor vrijkomende  $\text{NO}_x$  de afbraak van ozon katalyseert. Aan de andere kant is er een antagonistisch effect ten gevolge van de hernieuwde vorming van stratosferische reservoirverbindingen, zoals  $\text{ClONO}_2$ , via de reactie van  $\text{NO}_x$  (uitgestoten als  $\text{N}_2\text{O}$ ) en Cl (vrijgekomen via gehalogeneerde koolwaterstoffen), en tengevolge van verhoogde concentraties van broeikasgassen. Het resultaat hiervan is een temperatuurdaling, wat leidt tot een toename van de grootte van de ozonkolom. De complexe interactie tussen afbraak van de ozonlaag en het broeikas effect is nog volop omgeven door onduidelijkheden en onzekerheden. Voor niet-gehalogeneerde koolwaterstoffen zijn daarom nog geen

\* Emissies van  $\text{NO}$  door vliegtuigen werken ozonafbrekend wanneer een vliegtuig op ca. 16 km hoogte vliegt; bij 10 km hoogte werkt dezelfde emissie echter ozonvormend.

ODP's bepaald (RIVM, 1991; Baumann, 1992).

Voor N<sub>2</sub>O is het om deze reden nu nog niet mogelijk geweest om een ODP af te leiden. Ook voor emissies van NO door vliegtuigen is geen ODP bekend. Het voorstel is om NO en N<sub>2</sub>O op dezelfde wijze te behandelen als andere broeikasgassen met een serieel ozonlaagaantastend effect (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>). Finnveden *et al.* (1992) stellen daarentegen voor om een aparte score te ontwikkelen voor N<sub>2</sub>O. Deze score zou gelijk zijn aan de totale omvang van de emissie van N<sub>2</sub>O (in kg). Dit voorstel zou echter wel doorgevoerd moeten worden voor alle stoffen waarvoor nog geen ODP is vastgesteld (N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> en NO door vliegtuigen). Het resultaat zou zijn dat er vijf subscores voor aantasting van de ozonlaag zouden ontstaan.

Op de hierboven voorgestelde wijze kan men het directe ozonlaagaantastende effect kwantificeren in één effectscore:

$$\text{ozonlaagaantasting} = \sum_i \text{ODP}_i \times m_i \quad (3.22)$$

waarbij  $m_i$  de emissie (in kg) voorstelt en de effectscore wordt uitgedrukt in kg (CFK-11 equivalenten).

### 3.2.5 Humane toxiciteit

Bij humane toxiciteit is de mens het eindpunt van de classificatie. Hoewel er voor de compartimenten lucht, water en bodem afzonderlijke classificatiefactoren zijn gedefinieerd, kunnen de effectscores voor elk van deze compartimenten ongewogen worden opgeteld tot één compartiment-onafhankelijke effectscore voor humane toxiciteit.

De *blootstellingsfactor*  $B$  (zie §3.1.4) wordt opgesplitst in drie delen: een factor  $B_l$  voor directe blootstelling aan emissies naar lucht, een factor  $B_w$  voor directe blootstelling aan emissies naar oppervlaktewater en een factor  $B_b$  voor directe en indirecte blootstelling aan emissies naar bodem. De *effectfactor*  $E_i$  wordt op analoge wijze gesplitst in  $E_l$ ,  $E_w$  en  $E_b$  voor effecten ten gevolge van respectievelijk directe inname via lucht en water en directe en indirecte inname via bodem. Voor de berekening van effectfactoren wordt gebruik gemaakt van de door de WHO geformuleerde ADI-waarden (ADI = *acceptable daily intake*) en van de op analoge wijze door het RIVM opgestelde TDI-waarden (TDI = *tolerable daily intake*; Vermeire *et al.*, 1991). Daarnaast wordt voor genotoxische carcinogene stoffen gebruik gemaakt van het humaan-toxicologische *maximaal toelaatbaar risiconiveau* (MTR; VROM, 1988a). Indien mogelijk wordt bij het bepalen van de effectfactor voor lucht gebruik gemaakt van TCL-waarden (TCL = toelaatbare concentratie in lucht; Vermeire *et al.*, 1991) of *air quality guidelines* (WHO, 1987).

Voor elk van de compartimenten lucht, water en bodem worden afzonderlijke classificatiefactoren berekend. De *humaan-toxicologische classificatiefactoren voor lucht, water en bodem* (respectievelijk  $HCL$ ,  $HCW$  en  $HCB$ ) bedragen achtereenvolgens:

$$HCL = B_l \times E_l \quad (3.23)$$

$$HCW = B_w \times E_w \quad (3.24)$$

en

$$HCB = B_b \times E_b \quad (3.25)$$

De wijze waarop de diverse blootstellingsfactoren en effectfactoren worden berekend is afhankelijk van de beschikbare basisgegevens. De wijze waarop deze factoren voor dit rapport zijn berekend wordt besproken in §3.3.3.

Met behulp van de classificatiefactoren voor lucht, water en bodem kan bij het uitvoeren van een produktstudie voor ieder beschouwd produkt één compartiment-onafhankelijke effectscore voor humane toxiciteit worden berekend. Uitgaande van emissies  $m_{l,i}$ ,  $m_{w,i}$  en  $m_{b,i}$  (alle in kg) naar respectievelijk lucht, water en bodem bedraagt de effectscore voor humane toxiciteit (in kg lichaamsgewicht):

$$\text{humane toxiciteit} = \sum_i ((HCL_i \times m_{l,i}) + (HCW_i \times m_{w,i}) + (HCB_i \times m_{b,i})) \quad (3.26)$$

Voor een uitgebreide beschrijving van de wijze waarop de classificatiefactoren zijn gemodelleerd wordt verwezen naar §3.3.3.

### 3.2.6 Ecotoxiciteit

Bij ecotoxiciteit vormen aquatische en terrestrische ecosystemen het eindpunt van de classificatie. Voor de compartimenten water en bodem worden afzonderlijke classificatiefactoren onderscheiden, die leiden tot twee afzonderlijke effectscores voor respectievelijk aquatische en terrestrische ecosystemen. Deze twee effectscores kunnen niet zonder meer worden opgeteld.

De *blootstellingsfactor* voor de classificatie van ecotoxische stoffen wordt voorlopig op 1 gesteld. De classificatiefactor wordt daarmee volledig afhankelijk gesteld van de effectfactor. Voor het berekenen van effectfactoren voor aquatische en terrestrische ecosystemen wordt in principe gebruik gemaakt van de door het RIVM gehanteerde benadering, waarbij voor de compartimenten water en bodem op basis van de ecotoxiciteit van stoffen zogenaamde MTC's (MTC = *maximum tolerable concentration*) worden geformuleerd (Slooff, 1992). Hierbij wordt echter één modificatie toegepast. Het RIVM gebruikt voor het berekenen van MTC's twee afzonderlijke methoden, die worden aangeduid als de *verfijnde methode* en de *voorlopige methode*. De voorlopige methode is de door het RIVM gemodificeerde zogenaamde *EPA-methode* (EPA, 1984; Van de Meent *et al.*, 1990). Welke van deze twee methoden gebruikt wordt verschilt per stof, en is afhankelijk van de hoeveelheid beschikbare toxiciteitsgegevens. Omdat het gebruik van twee methoden door elkaar heen bij het opstellen van classificatiefactoren in verband met de onderlinge vergelijkbaarheid ongewenst is, wordt hier uitsluitend van de EPA-methode gebruik gemaakt. De op deze wijze berekende „MTC's” zullen ter onderscheiding worden aangeduid als „MTC<sub>EPA</sub>”. Voor het compartiment water wordt de MTC<sub>EPA</sub> uitgedrukt in mg·m<sup>-3</sup> water; voor het compartiment bodem in mg·kg<sup>-1</sup> bodem. De *ecotoxicologische classificatiefactor voor aquatische ecosystemen (ECA)* bedraagt:

$$ECA = \frac{1}{MTC_{EPA}} \quad (3.27)$$

en de *ecotoxicologische classificatiefactor voor terrestrische ecosystemen (ECT)*:

$$ECT = \frac{1}{MTC_{EPA}} \quad (3.28)$$

De exacte wijze waarop deze factoren voor dit rapport zijn berekend wordt besproken in §3.3.4.

Met behulp van deze classificatiefactoren kunnen bij het uitvoeren van een produktstudie de effectscores voor aquatische en terrestrische ecotoxiciteit worden berekend. Uitgaande van emissies  $m_{w,i}$  (in mg) en  $m_{b,i}$  (in mg) naar respectievelijk water en bodem bedraagt de effectscores voor *aquatische ecotoxiciteit* (in m<sup>3</sup> water):

$$\text{aquatische ecotoxiciteit} = \sum_i ECA_i \times m_{w,i} \quad (3.29)$$

en voor *terrestrische ecotoxiciteit* (in kg bodem):

$$\text{terrestrische ecotoxiciteit} = \sum_i ECT_i \times m_{b,i} \quad (3.30)$$

### 3.2.7 Fotochemische oxydantvorming

Voor dit milieuprobleem is de oxydantvorming in de troposfeer het eindpunt van de classificatie. Fotochemische oxydantvorming, beter bekend door de daaraan gerelateerd smogepisodes in de zomer, is het resultaat van reacties tussen stikstofoxyden (NO<sub>x</sub>) en vluchtige organische stoffen (vos) onder invloed van UV-licht. De meer reactieve organische stoffen reageren binnen een paar uur dicht in de buurt van de emissiebron (op regionaal of nationaal niveau), terwijl de minder reactieve verbindingen zich verder kunnen verspreiden alvorens oxydantvorming optreedt.

Van de oxydanten wordt ozon als de belangrijkste beschouwd. Ozon wordt vaak beschouwd als de representant van alle oxydanten die bij fotochemische reacties tussen NO<sub>x</sub> and vos kunnen ontstaan (RIVM, 1991; Van den Born, 1991). Ozonvorming in de troposfeer, het onderwerp van deze paragraaf, moet overigens niet verward worden met de afbraak van ozon in de atmosfeer. Deze laatste is reeds besproken in de paragraaf over de afbraak van de (stratosferische) ozonlaag (§3.2.4).

Binnen de groep van vos bestaat een grote variatie in het belang van een bepaald type vos voor de productie van ozon tijdens smogepisodes. Om een beoordeling van verschillende emissiescenario's

voor vluchtige organische verbindingen mogelijk te maken, zijn zogenaamde *photochemical ozone creation potentials* (POCP's) ontwikkeld (Derwent & Jenkin, 1990). In een recent UN-protocol werd de volgende definitie van de POCP gegeven (UNECE, 1990): de POCP van een bepaalde emissie is de verhouding van de verandering in de ozonconcentratie tengevolge van een verandering in de emissie van de betreffende VOS-verbinding ten opzichte van de verandering in de ozonconcentratie tengevolge van een verandering in de emissie van ethyleen. In formule:

$$POCP_i = \frac{a_i/b_i}{a_{C_2H_6}/b_{C_2H_6}} \quad (3.31)$$

waarbij  $a_i$  de verandering in ozonconcentratie ten gevolge van een verandering in een emissie van VOS  $i$  voorstelt,  $b_i$  de geïntegreerde emissie van VOS  $i$  tot op dat moment is, en in de noemer de corresponderende grootheden voor de referentiestof ethyleen staan.

De POCP wordt geschat in termen van de hoeveelheid geproduceerde ozon. Deze hoeveelheid fotochemisch ozon wordt bepaald met een model dat de fotochemische ozonproductie met en zonder de aanwezigheid van een bepaalde vluchtige organische verbinding berekent (UNECE, 1990). In tegenstelling tot de ODP- en GWP-modellen wordt dus niet het effect ten gevolge van een marginale verandering van een emissie berekend. Het lijkt echter beter ook de POCP's te berekenen op basis van een marginale verandering van een emissie. In de huidige berekeningswijze, met en zonder de aanwezigheid van een bepaalde vluchtige organische verbinding, wordt de emissie-effectcurve als een rechte lijn door de oorsprong beschouwd. Dit is een zeer grove benadering van de werkelijkheid, die voor sommige stoffen tot fouten kan leiden. Eén van die stoffen is  $NO_x$ . In de huidige POCP-benadering worden alleen VOS geassocieerd en geen  $NO_x$ . Deze laatste wordt in de chemische reacties weliswaar niet verbruikt, maar de achtergrondconcentratie van deze stof beïnvloedt wel het verloop van de ozonproductie. Daarnaast verdwijnt  $NO_x$  via zure en vermestende depositie uit de lucht en is toevoer van deze stof nog steeds nodig om fotochemische reacties in gang te houden (RIVM, 1992). Voor  $NO_x$  kan in principe ook een POCP berekend worden. De huidige berekeningswijze, waarbij de emissie van  $NO_x$  op nul gezet wordt, zou echter tot onzinnige resultaten leiden, aangezien er dan helemaal geen ozonproductie meer plaats zou vinden. De emissie-effectcurve voor  $NO_x$  is in het geheel niet lineair. Wanneer POCP's berekend zouden worden op basis van marginale emissie veranderingen, zou in principe ook voor  $NO_x$  een POCP afgeleid kunnen worden. Finnveden *et al.* (1992) stellen voor om met subscores te werken: één score voor VOS gebaseerd op de POCP benadering, en één subscore voor  $NO_x$  gebaseerd op een optelling van kilogrammen van deze stof. Zoals als eerder gemeld in §3.1.4 stellen wij voor emissies van  $NO_x$  wat betreft de fotochemische oxydantvorming te voorzien van een „vlag” en in de betrouwbaarheids- en validiteitsbeoordeling na te gaan bij welke POCP voor deze stof het omslagpunt voor het resultaat van de studie ligt.

Bij het berekenen van de effectscore voor fotochemische oxydantvorming zou gebruik gemaakt kunnen worden van de onder- en bovenwaarde van de POCP per stof. De spreiding is tamelijk groot, wat een indicatie geeft van de onzekerheden die nog aan de POCP-benadering verbonden zijn. De spreiding wordt onder meer veroorzaakt door de verschillende manieren die gehanteerd worden voor de berekening van de verandering in de ozonconcentratie ten gevolge van een verandering in een VOS-emissie.

POCP's zijn bepaald voor een groot aantal individuele vluchtige organische stoffen, waarvan de individuele emissiegegevens in een LCA nu niet, en waarschijnlijk ook in de nabije toekomst niet, bekend zijn. In de huidige praktijkstudies zijn vaak alleen gegevens over de stofgroep koolwaterstoffen en de stof methaan bekend. In dat geval zullen er voor de stofgroepen „gemiddelde” POCP's afgeleid moeten worden uit POCP's van individuele vluchtige organische stoffen. Op dezelfde manier zouden ook „gemiddelde” POCP's berekend kunnen worden voor een aantal veel voorkomende processen, bijvoorbeeld verbrandingsprocessen en productie- en gebruiksprocessen van vluchtige oplosmiddelen. Daarvoor moet dan wel de gemiddelde samenstelling van de emissies van deze processen bekend. Dergelijke gemiddelde POCP's kunnen berekend worden op basis van het arithmetische gemiddelde van POCP's voor individuele vluchtige organische verbindingen\*.

\* In het UNECE-protocol (1990) werd gesteld de POCP een goede indicatie kan vormen voor de VOS-soorten die het eerst

Feitelijk is het probleem fotochemische oxydantvorming nader onder te verdelen in twee subproblemen:

- smogepisoden met piekconcentraties aan oxydanten met effecten op mens, planten en gewassen;
- een langzame stijging van de gemiddelde concentratie van oxydanten in de troposfeer met name effecten op planten en gewassen.

Voor de kwantificering van het eerste probleem kan de POCP-benadering toegepast worden. Voor de kwantificering van het tweede probleem zijn nog geen methoden ontwikkeld; dit deel van het oxydantenprobleem wordt daarom vooralsnog buiten beschouwing gelaten.

Concluderend kan vastgesteld worden dat het POCP-model, als kwantificering van een deel van het probleem van de fotochemische oxydantvorming, op een aantal belangrijke punten verbetering behoeft. Voor de tussentijd stellen wij voor de gemiddelde POCP's, inclusief de spreiding van deze waarden, zoals gerapporteerd in het UNECE-protocol te gebruiken als classificatiefactoren. De spreiding in de uitkomsten kunnen als een indicatie voor de onzekerheid in de modellen gezien worden. De POCP-benadering leidt tot één overkoepelende score voor emissies van verschillende soorten VOS:

$$\text{oxydantvorming} = \sum_i \text{POCP}_i \times m_i \quad (3.32)$$

Daarnaast worden emissies van  $\text{NO}_x$  van een „vlag” voorzien, waarmee ze meegenomen kunnen worden in een betrouwbaarheids- en validiteitsbeoordeling (zie §4.2).

### 3.2.8 Verzuring

Voor verzuring vormt de potentiële zure depositie\* naar bodem en water het eindpunt van de classificatie. Potentiële zure depositie kan berekend worden in termen van potentiële  $\text{H}^+$ -equivalenten. Potentieel verzurende emissies van  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  en  $\text{NH}_x$  kunnen geaggregeerd worden op basis van hun potentie om  $\text{H}^+$  te vormen†. In de berekeningen van de  $\text{H}^+$ -equivalenten wordt aangenomen dat één mol  $\text{SO}_2$  resulteert in twee mol  $\text{H}^+$ , één mol stikstofoxydeverbindingen ( $\text{NO}_x$ ) leidt tot één mol  $\text{H}^+$  en dat één mol gereduceerde stikstofverbinding ( $\text{NH}_x$ ) resulteert in één mol  $\text{H}^+$ -equivalenten. Potentiële  $\text{H}^+$ -equivalenten zijn een voorbeeld van een blootstellingsfactor.

Zoals voorgesteld door Vermeire *et al.* (1992) kan analoog aan de GWP, ODP en POCP een zogenaamde *acidification potential* (AP) worden ontwikkeld. De AP is gedefinieerd als de verhouding tussen het aantal potentiële  $\text{H}^+$ -equivalenten ( $\nu_i$ ) per eenheid massa van stof  $i$  ( $M_i$ ) en het aantal potentiële  $\text{H}^+$ -equivalenten ( $\nu_{ref}$ ) per eenheid massa van een referentie stof ( $M_{ref}$ ); als referentiestof wordt – analoog aan het voorstel van Vermeire *et al.* – zwaveldioxyde ( $\text{SO}_2$ ) voorgesteld. In formule†:

aangepakt zouden moeten worden. Vervolgens is wel besloten de kwantificering van de gewenste emissiereductie in kilogrammen te doen zonder verdere weging op basis van de POCP's. De keuze om het beleid in eerste instantie vooral te richten op het terugdringen van de omvang van de emissies van VOS speelt waarschijnlijk een belangrijke rol in het voorstel om deze emissies ongewogen te aggregeren in plaats van op basis van de POCP's. In de classificatie in het kader van een LCA is een gewogen aggregatiemethode de enige juiste, aangezien alleen dan rekening wordt met milieuprocessen en met verschillen in stoffeigenschappen.

- \* Directe emissies van potentiële zuren naar water worden voorlopig dus buiten beschouwing gelaten. Deze emissies van vele typen zwakke basen/sterke zuren komen ook in veel kleinere hoeveelheden voor en hun bijdrage aan de verzuring van wateren is dan ook verwaarloosbaar. Toch is op termijn uit het oogpunt van volledigheid een vollediger classificatie van alle potentieel verzurende emissies gewenst.
- † In principe kan elke emissies van een zwakke base leiden tot zure depositie. Het verzuringsonderzoek heeft zich tot nu toe echter beperkt tot de stoffen  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  en  $\text{NH}_x$ , omdat deze relatief het meest geëmitteerd worden en dus verreweg de grootste veroorzakers van zure depositie zijn. Hier wordt bij deze prioritering aangesloten met de opmerking dat op termijn een vollediger classificatie van alle potentieel verzurende emissies gewenst lijkt uit het oogpunt van volledigheid.
- ‡ In een classificatie op lager schaalniveau kan het gewenst zijn alsnog een effectfactor toe te voegen. Deze effectfactor zou gebaseerd kunnen worden op de recent ontwikkelde zogenaamde *critical loads* voor  $\text{H}^+$  (Hettelingh *et al.*, 1991). De *critical load* is de hoeveelheid zure depositie, die een ecosysteem (bosbodem, oppervlaktewater) kan verdragen zonder dat er veranderingen plaatsvinden in de chemische samenstelling van bodem, water of naalden van bomen die zouden leiden tot schade aan ecosystemen. De *critical loads* verschillen per type ecosysteem, (bijvoorbeeld naaldbos, loofbos en oppervlaktewater), en zijn gebaseerd op de meest recente wetenschappelijke kennis op dit gebied. Ze kunnen vergeleken worden met NOEC's voor ecotoxiciteit. Als een effectfactor wordt toegevoegd moeten de potentiële  $\text{H}^+$ -equivalenten omgerekend worden in meer actuele equivalenten voor een bepaald gebied via verspreidings- en depositiemodellen (rekening houdend met bijvoorbeeld afbraakprocessen) en deze equivalenten kunnen dan vergeleken worden met de *critical load* voor

$$AP_i = \frac{\nu_i/M_i}{\nu_{\text{SO}_2}/M_{\text{SO}_2}} \quad (3.33)$$

Gedetailleerde gegevens over de berekening van de AP per stof zijn gegeven in §3.3.5. Met behulp van de AP kunnen verzurende stoffen worden geaggregeerd volgens

$$\text{verzuring} = \sum_i AP_i \times m_i \quad (3.34)$$

Deze grootte geeft de grootte van een emissie van SO<sub>2</sub> met een zelfde potentieel verzurende verwerking aan.

### 3.2.9 Vermesting

Vermesting\* is een produktiviteitverhogende verrijking van bodem en water met minerale nutriënten (Van Straalen & Verkleij, 1991). Deze definitie impliceert dat vermestende stoffen altijd limitatief kunnen zijn in de produktie van biomassa. In principe kan dus elke nutriënt een vermestend effect hebben, als het in grote hoeveelheden aan bodem en/of water wordt toegevoerd†.

De meest belangrijke vermestende stoffen zijn stikstof (N) en fosfor (P). Koolstof (C) en sporelementen, zoals magnesium en silicium, zijn over het algemeen bijna nooit limiterende factoren. Wat betreft kalium (K), een andere nutriënt, is het voorsnog onduidelijk in welke mate dit element bijdraagt aan vermisting. Voorlopig wordt de classificatie van vermestende elementen dan ook beperkt tot N- en P-verbindingen.

Wat betreft de effecten van vermisting moet een onderscheid gemaakt worden tussen vermisting van de bodem en vermisting van het oppervlaktewater. In beide compartimenten leidt vermisting tot (in het algemeen ongewenste) verschuivingen in de samenstelling van soorten binnen ecosystemen, en een afname van de ecologische diversiteit‡. In oppervlaktewater valt de verschuiving in de soortensamenstelling vooral waar te nemen in de vorm van een explosieve groei van algen. Deze verhoogde algenbloei leidt in bepaalde seizoenen, wanneer de algen afsterven, en 's nachts, als de algen geen zuurstof produceren maar alleen consumeren, vaak tot zuurstoftekorten, wat weer belangrijke gevolgen kan hebben voor de aanwezige flora en fauna in het betreffende water.

Een andere - vaak meer chronische - vorm van zuurstoftekort in oppervlaktewater kan veroorzaakt worden door emissies van zuurstofbindende organisch materiaal (soort emissie van „biomassa”). Deze emissies worden meestal gemeten in *biologische* of *chemische zuurstof vraag* (BZV resp. CZV in kg O<sub>2</sub>). Deze zuurstofbinding wordt voornamelijk veroorzaakt door biologische afbraak van het organisch materiaal (C). In de operationalisatie van vermisting kunnen N, P en C (gemeten als O<sub>2</sub>) geaggregeerd door hun *potentiële* bijdrage aan de vorming van biomassa te kwantificeren. Deze aggregatie kan gebaseerd worden op de gemiddelde verhouding van N en P in biomassa en de O<sub>2</sub> die het kost om deze biomassa weer af te breken. N, P en O<sub>2</sub> worden dan met verhoudingsgetallen (voor N, P en O<sub>2</sub> is dit 7 ÷ 1 ÷ 142) omgerekend in bijvoorbeeld N-equivalenten. Daarnaast kan ook bij vermisting gebruik gemaakt worden van het principe van de referentiestof, analoog aan de ODP, GWP, POCP and

dat gebied. Zulke modellen zijn ontwikkeld voor Europa (Alcamo *et al.*, 1987) en zouden dan ook voor andere continenten ontwikkeld moeten worden. Een toekomstige ruimtelijke differentiatie van de classificatie zou voor verzuring op deze manier vorm gegeven kunnen worden. Voor de generieke classificatie op mondiaal niveau, die in deze studie wordt uitgewerkt, heeft het toevoegen van een effectfactor geen zin. Een mondiaal gemiddelde *critical load* zou immers toch niet differentiërend werken.

- \* Vermesting wordt hier als synoniem van eutrofiëring gebruikt. In dit rapport wordt hieronder de vermisting van zowel water als bodem verstaan.
- † Fosforverzadiging van landbouwgronden, wat leidt tot verminderde bodemvruchtbaarheid en nitraatuitspoeling naar het grondwater en wat veroorzaakt wordt door overmatig gebruik van meststoffen in de landbouw, past niet in de hier gegeven definitie van vermisting. Nitraatuitspoeling zou geassocieerd moeten worden onder het probleemtype humane toxiciteit; fosforverzadiging van landbouwgronden zou apart geassocieerd kunnen worden in termen van totale fosforemissies (kg P) in LCA's waarin landbouwactiviteiten een rol spelen.
- ‡ De afname van de diversiteit wordt veroorzaakt doordat verhoogde niveaus van N en P concurrentievoordelen bieden voor snel en vroeg groeiende soorten. Deze soorten zullen de langzaam en laat groeiende soorten gaan overwoekeren. Het resultaat is een afname van de diversiteit en een sterke dominantie van één of enkele snel en vroeg groeiende soorten.



AP. Op deze manier kan voor iedere potentieel vermistende stof een zogenaamde *nutrification potential* (NP) afgeleid worden. Deze NP wordt hier nu gedefinieerd als de verhouding van de potentiële biomassa in N-equivalenten per geëmitteerde hoeveelheid van stof  $i$  ( $M_i$ ) en de potentiële biomassa in N-equivalenten per geëmitteerde hoeveelheid van een referentiestof ( $M_{ref}$ ), bijvoorbeeld  $PO_4^{3-}$ . In formule:

$$NP_i = \frac{\nu_i/M_i}{\nu_{PO_4^{3-}}/M_{PO_4^{3-}}} \quad (3.35)$$

De berekening van de NP voor een aantal vermistende stoffen is gegeven in §3.3.6. Emissies van potentieel vermistende stoffen worden met behulp van de NP geaggregeerd als volgt:

$$vermesting = \sum_i NP_i \times m_i \quad (3.36)$$

De hierboven voorgestelde classificatiefactor voor vermistende stoffen is dus *niet* gebaseerd op het feit welke stof nu precies limiterend is in een bepaalde situatie, omdat dit juist sterk kan verschillen per lokatie. Omdat er hier gestreefd is naar een generieke classificatie op wereldschaal, onafhankelijk van lokale verschillen, en omdat het onbekend is in welk compartiment een geëmitteerde stof uiteindelijk zal terecht komen (zoet water, zout water, grondwater of bodem), is de classificatiefactor voor vermistende stoffen nu gebaseerd op het feit dat in potentie zowel N, P als C kunnen bijdragen aan de vorming van biomassa.

### 3.2.10 Straling

Ioniserende straling wordt gemeten als het aantal atomen dat desintegreert per tijdseenheid; de officiële eenheid hiervoor is de becquerel (Bq). Een stralingsactiviteit van één Bq komt dus overeen met één desintegratie per seconde. Vroeger werd de eenheid curie (Ci) hiervoor gebruikt. De curie is gedefinieerd als de activiteit van één gram radium. De curie kan worden omgerekend in de becquerel volgens  $1 \text{ Ci} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Bq}$ . De radioactiviteit van een stof wordt uitgedrukt in  $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$  of  $\text{Bq} \cdot \text{l}^{-1}$ . De radioactiviteit vermindert automatisch in de loop van de tijd. De tijd die een stof nodig heeft om de helft van zijn radioactiviteit te verliezen wordt de halfwaardetijd genoemd.

Tijdens radioactieve desintegraties kunnen verschillende typen straling vrijkomen: alfa-, bèta-, gamma-, röntgen- en neutronenstraling. Al deze typen straling zijn in staat om bij atomen, die ze onderweg tegenkomen, elektronen toe te voegen of af te splitsen (te ioniseren). De mate van ionisatie verschilt per type straling en per type materiaal dat bestraald wordt. Tijdens het ioniseren van een materiaal wordt energie overgedragen aan dat materiaal. Als gevolg daarvan neemt de energie van de straling af, en na een aantal ionisaties is de energie van het stralend materiaal geheel geabsorbeerd door het ontvangende materiaal. De geabsorbeerde energie per massa-eenheid materiaal of weefsel wordt de geabsorbeerde dosis genoemd (Jonker *et al.*, 1988).

Ook bij de bestraling van levend weefsel blijken er significante verschillen tussen de verschillende typen straling te bestaan. Een bepaalde dosis alfastraling leidt bijvoorbeeld tot andere effecten dan dezelfde dosis aan gammastraling (Jonker *et al.*, 1988). Het verschil in schadelijkheid wordt uitgedrukt in een kwaliteitsfactor, die voor bèta-, gamma- and röntgenstraling 1 is, voor neutronenstraling 10 en voor alfastraling 20. Vermenigvuldiging van de geabsorbeerde dosis met de kwaliteitsfactor levert de zogenaamde equivalente dosis op, die uitgedrukt wordt in sievert (Sv). Eén equivalente dosis van alfastraling leidt dus tot hetzelfde effect als één equivalente dosis van gammastraling.

In de toekomst zouden zogenaamde *ionization creating potentials* (ICP's) kunnen worden ontwikkeld op basis van modellen waarmee de verhouding tussen de geabsorbeerde en de equivalente dosis van een stof  $i$  en de geabsorbeerde en equivalente dosis van een referentiestof berekend kunnen worden. Deze benadering is nu echter nog niet mogelijk, omdat - voorzover onze kennis reikt - dergelijke modellen voorsnog ontbreken. Als eerste stap richting deze benadering zou een inventarisatie van potentieel geschikte modellen gemaakt kunnen worden, gevolgd door een keuze van het meest geschikte model en een zodanige aanpassing van het betreffende model dat ICP's berekend kunnen worden.

In de tussentijd zouden emissies van radioactieve stoffen beoordeeld kunnen worden op basis van een aangepaste *critical-volumes*-benadering. Een emissie van een potentieel radioactieve stof wordt dan

gedeeld door een soort stralingsnorm voor die stof. Tot nu toe zijn stralingsnormen alleen gedefinieerd met betrekking tot blootstelling tijdens het werk (arbeidsomstandigheden: §3.2.14). De *International Commission on Radiological Protection* (ICRP) heeft bijvoorbeeld een *annual limit of intake* (ALI) vastgesteld voor een aantal stoffen die op de werkvloer kunnen voorkomen (ICRP, 1979-1982). Bij gebrek aan beter zou voorlopig met deze ALI's kunnen worden gewerkt\*. Men moet zich dan realiseren dat de *critical-volumes*-benadering een *worst-case*-benadering is, die geen rekening houdt met verschillen tussen stoffen wat betreft halfwaardetijden en geabsorbeerde doses.

Zolang echter emissiegegevens over radioactieve stoffen in de inventarisatie ontbreken, zal helemaal geen classificatie op dit punt kunnen plaatsvinden. Mochten in de toekomst deze data wel beschikbaar komen, dan zijn hierboven aanzetten gegeven om stralingsemissies te kunnen classificeren.

### 3.2.11 Afvalwarmte

Voor afvalwarmte kan het eindpunt van de classificatie de temperatuurverhoging in een stad of in water zijn. Emissies van afvalwarmte kunnen namelijk op lokale schaal, bijvoorbeeld in een stad of een meertje, de temperatuur verhogen maar zullen nauwelijks bijdragen aan mondiale opwarming zoals bijvoorbeeld via emissie van broeikasgassen plaatsvindt. Het effect van emissies van afvalwarmte naar de lucht op ecosystemen is verwaarloosbaar. Echter, emissies van afvalwarmte in oppervlaktewater kunnen, afhankelijk van de lokale omstandigheden, wel tot substantiële temperatuurverhoging en daarmee verbonden effecten voor aquatische ecosystemen leiden. Voorgesteld wordt hier nu om alleen wateremissies van afvalwarmte, zoals emissies van koelwater van energiecentrales, in de classificatie te beschouwen.

Van het lokale karakter van dit probleem kan eigenlijk alleen geabstraheerd worden door emissies van afvalwarmte naar water in megajoule (MJ) uit te drukken. Het uitdrukken van deze emissies is mogelijk door schatting (op basis van een energiebalans over een installatie) welk deel van de afvalwarmte via koelwater en welk deel via de lucht wordt afgevoerd. Aangezien dit gegeven in de inventarisatie reeds beschikbaar is, hoeven er in de classificatie geen verdere handelingen te worden uitgevoerd. De classificatiefactor is dus feitelijk voor alle emissies van afvalwarmte naar water gelijk aan 1:

$$\text{waterwarmte} = E_{\text{water}} \quad (3.37)$$

en voor alle emissies van afvalwarmte naar lucht gelijk aan 0.

### 3.2.12 Stank

Stank, of geurhinder, is een probleem waarbij een bepaalde concentratie aan geurende stoffen als onaangenaam beoordeeld wordt. Of geur als stank ervaren wordt is per individu verschillend. Wel is het zo dat boven een bepaald niveau een geuremissie door alle individuen als stank zal worden ervaren. In deze paragraaf zal de term geur gebruikt worden in relatie tot emissies en de term stank, c.q. stankhinder, in relatie tot effecten.

Geur kan worden gedefinieerd als een waargenomen verschil tussen een monster schone lucht en een monster verontreinigde lucht. De concentratie waarbij net geen verschil wordt waargenomen varieert per stof en hangt af van de fysische en chemische eigenschappen van de stof (Brasser *et al.*, 1985). De *geurdrempelwaarde* van een stof is gedefinieerd als de concentratie van een bepaalde stof onder een aantal standaard omstandigheden waarbij 50% van een representatieve doorsnede van de bevolking juist het verschil waarneemt tussen een monster lucht vermengd met een bepaalde stof en een monster schone lucht. Dit is dus een definitie op geurniveau en niet op stankniveau. Geur kan namelijk nog redelijk objectief gemeten worden, terwijl bij stank individuele associaties gaan overheersen†. Daarom worden geurdrempels en geen stankdrempels bepaald. Deze lijn zal ook hier

\* In de genoemde ICRP-bronnen staan lange lijsten met ALI's voor een grote verscheidenheid aan nucleïden. Deze lijsten zijn in deze handleiding niet overgenomen, aangezien dit te veel tijd en papier gekost zou hebben en het voorlopig onwaarschijnlijk lijkt dat de benodigde emissiegegevens van deze nucleïden in inventarisaties beschikbaar zullen komen.

† Zie bijvoorbeeld het volgende citaat uit Brasser *et al.* (1985): „Zo is in een onderzoek aan proefpersonen gevraagd naar een waarde-oordeel over de geur van lucht met een bepaalde concentratie ethylmercaptaan. De meeste proefpersonen vonden deze geur onaangenaam; zij brachten de geur in verband met rioollucht. Een enkele proefpersoon echter had een

gevolgd worden.

Geurconcentraties en *potentiële* geurhinder – dus los van de per persoon verschillende aangename of onaangename associaties die een bepaalde geur kan oproepen – zijn sterk met elkaar verbonden. Een geurconcentratie kan echter niet direct vertaald worden in geurhinder. Afhankelijk van de verspreiding van de stof (bv. depositie en verdamping), chemische omzettingen (bv. afbraak), hoogte van de schoorsteen, meteorologische omstandigheden (bv. de windrichting) en de afstand tussen de emissiebron en een woonwijk, kan een geuremissie al dan niet leiden tot potentiële stank of geurhinder.

Voor de langere termijn zou ernaar gestreefd kunnen worden om een aantal van deze processen mee te nemen in de beoordeling van geuremissies en analoog aan GWP's, ODP's, POCP's, AP's en NP's, de bijdrage van individuele emissies van stoffen aan geurhinder ten opzichte van een referentiestof te kwantificeren. Daarbij zouden voor de *blootstellingsfactor* Gaussische pluimmodellen (Anonymus, 1976) en/of Mackay-modellen (Mackay, 1991) kunnen worden gebruikt. Gaussische pluimmodellen modelleren met name de verspreiding van geuremissies door de lucht. Echter, emissies van potentiële geurstoffen naar water kunnen via verdamping naar de lucht ook stank veroorzaken. Dit zou met name via Mackay-modellen meegenomen kunnen worden. De geurdrempelwaarden van stoffen zou de basis van een *effectfactor* kunnen vormen. Met deze twee factoren zou nu het gebied rondom een emissiebron gekwantificeerd kunnen worden waarin de geuremissie theoretisch nog net waarneembaar is (Hauwert & Keulen, 1990; RIVM, 1991). Door het hindergebied te definiëren in termen van „theoretisch net waarneembare geur” kan geabstraheerd worden van lokale omstandigheden zoals de exacte ligging van een woonwijk. Per stof zou zo een *smell creation potential* (SCP) afgeleid kunnen worden analoog aan de *potential* voor een aantal andere stofgerelateerde milieuproblemen. De haalbaarheid en de ontwikkeling van deze benadering moet nader onderzocht worden.

In de tussentijd kunnen emissies van geurstoffen geclassificeerd worden op basis van een soort *critical-volumes*-benadering. Een emissie van een potentiële geurstof wordt dan gedeeld door de geurdrempel van die stof. Daarbij zal voorlopig onderscheid gemaakt moeten worden in emissies van potentiële geurstoffen naar lucht en naar water. Geurdrempelwaarden zijn ook naar die compartimenten uitgesplitst. In formule:

$$\text{luchtstank} = \sum_i \frac{m_{i, \text{lucht}}}{GD_{i, \text{lucht}}} \quad (3.38)$$

waarin *luchtstank* de hoeveelheid juist tot aan de geurdrempel verontreinigde lucht ( $\text{m}^3$ ) is,  $m_{i, \text{lucht}}$  de emissie van stof  $i$  naar lucht (kg) en  $GD_{i, \text{lucht}}$  de geurdrempel in lucht voor stof  $i$  ( $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ ), en

$$\text{waterstank} = \sum_i \frac{m_{i, \text{water}}}{GD_{i, \text{water}}} \quad (3.39)$$

waarin *waterstank*,  $m_{i, \text{water}}$  en  $GD_{i, \text{water}}$  dezelfde grootheden voor water voorstellen. Deze voorlopige benadering is wederom een soort *worst-case*-benadering die geen rekening houdt met verspreidings- en afbraakprocessen die per stof sterk kunnen verschillen\*.

In de handleiding is de voorlopige oplossing die hier aangegeven is slechts ten dele geoperationaliseerd. Dit heeft te maken met het feit dat er voor de meeste stoffen geen eeduidige geurdrempel bestaat. Van Gemert & Nettenbreijer (1977) geven een uitgebreid literatuuroverzicht van stoffen en hun geurdrempels. Voor tal van stoffen gaan de bepalingen terug tot rond 1900, en zijn er meer dan

tegengestelde mening; hij associeerde de geur met uiensoep. Zowel in rioollucht als in de lucht van uiensoep zijn mercaptanen aanwezig.”

\* Indirecte geuremissies kunnen niet beoordeeld worden met de *critical-volumes*-benadering. Ozon is bijvoorbeeld een potentiële geurstof. Directe emissies van ozon zijn verwaarloosbaar, met name in verhouding tot ozon die gevormd kan worden via fotochemische reacties van vluchtige organische stoffen en  $\text{NO}_x$  (zie de paragraaf over fotochemische oxydantvorming). Deze indirecte emissies van ozon kunnen (nog) niet in absolute termen gekwantificeerd worden en daarom ook niet meegenomen worden in de classificatie van geuremissies. Het probleem is waarschijnlijk vergelijkbaar met het broeikas-effect veroorzaakt door indirecte vorming van  $\text{CO}_2$  en  $\text{O}_3$  door fotochemische reacties van vluchtige organische stoffen en  $\text{NO}_x$  (zie hierboven) en zou wellicht opgelost kunnen worden als *smell creation potentials* (SCP's) analoog aan de GWP's ontwikkeld zouden worden, die met deze reacties rekening houden.

tien verschillende waardes gevonden. Het blijkt dat de gevonden geurdrempel sterk afhankelijk is van de vraagstelling en de meetmethode. Van Gemert & Nettenbreijer maken een onderscheid tussen de detectiewaarde en de herkenningswaarde. Van veel gemeten waardes is niet duidelijk om welke van de twee het gaat. Ook de zuiverheid van de stof, de snelheid waarmee de concentratie toeneemt, het aantal proefpersonen, etc. zijn factoren die de gemeten geurdrempel beïnvloeden. Dit leidt ertoe dat er extreem grote verschillen in de gevonden waardes bestaan\*.

Voor emissies naar lucht bestaat er evenwel een uitgebreide lijst met geurdrempels die op een uniforme manier zijn bepaald. Deze lijst wordt als voorlopige methode voor de classificatie van potentieel geurende emissies naar lucht gehanteerd. Voor water is vooralsnog niet zo'n lijst met geurdrempels voorhanden.

### 3.2.13 Lawaai

Lawaai – of geluidhinder – is vergelijkbaar met stank een probleem dat door verschillende individuen verschillend ervaren wordt. Wat de één hinderlijk vindt, kan de ander juist aangenaam vinden (harde muziek bijvoorbeeld). Of geluidsgolven hinder veroorzaken is dus afhankelijk van de specifieke situatie en de persoon aan wie het gevraagd wordt. De enige manier om van deze lokatie- en persoonsgebonden verschillen te abstraheren is de geluidsproductie (in Pa<sup>2</sup>·s) uit de inventarisatie (zie §2.2) 1 ÷ 1 te aggregeren en te betitelen als „potentiële geluidhinder”. De classificatiefactor is dan feitelijk gelijk aan 1 en houdt geen rekening met het feit dat geluidsemissies soms helemaal geen hinder veroorzaken (grote afstand tussen geluidsbron en ontvangers) of in een bepaalde omgeving (bijvoorbeeld verkeerstunnels) juist tot zeer veel hinder leiden:

$$lawaai = G \quad (3.40)$$

waarin  $G$  de geluidsproductie (in Pa<sup>2</sup>·s) is. Deze classificatiemethode voor geluid is direct uitvoerbaar als de benodigde gegevens in de inventarisatie beschikbaar zijn.

### 3.2.14 Arbeidsomstandigheden

Voor arbeidsomstandigheden, waar de gezondheid van de mens het eindpunt van de classificatie is, is nog geen kwantitatieve methode ontwikkeld. Feitelijk zou een classificatie van milieuingrepen binnen de fabrieksmuren analoog ontwikkeld kunnen worden aan een classificatie van milieuingrepen buiten de fabrieksmuren. Binnen de fabrieksmuren gaat het om humane toxiciteit, straling, geluid, stank en veiligheid. Als arbeidsomstandigheden in een LCA wordt meegenomen, zou het onderverdeeld moeten worden in deze vijf subcategorieën, analoog aan de classificatie van ingrepen in het buitenmilieu.

De blootstellingsweg via het binnenmilieu naar de mens is veel korter dan de blootstellingsweg via het buitenmilieu. Daarom zal bij de classificatie van emissies met betrekking tot arbeidsomstandigheden in het algemeen geen afbraak van stoffen worden beschouwd. Verder zijn alleen de blootstellingsroute via de ademhaling en de dermale route relevant, aangezien aangenomen mag worden dat arbeiders geen oplosmiddelen e.d. gaan drinken of chemicaliën gaan eten. De blootstelling via de ademhaling kan gelijk worden gesteld aan de emissie naar de binnenlucht inclusief bijvoorbeeld verdamping van vluchtige stoffen uit water dat ook tot blootstelling via de ademhaling kan leiden. De emissies hoeven daarbij niet gecorrigeerd te worden voor afbraak bijvoorbeeld, zoals wel wordt voorgesteld voor de blootstellingsfactor voor humane toxiciteit. Bij het bepalen van de emissie en de blootstelling zou tevens rekening gehouden moeten worden met de veiligheidsmaatregelen die in de fabriek genomen zijn ter bescherming van de werknemers. Dit legt weer extra eisen aan de inventarisatie op. Dit kan in detail alleen per fabriek opgesteld worden en in een generieke classificatie zal daar dus van geabstraheerd moeten worden. Daarnaast zou ook hier een effectfactor toegevoegd kunnen worden, analoog aan de classificatie van humaan-toxische emissies naar het buitenmilieu. Voor arbeidsomstandigheden zijn verschillende normen voor de maximale dagelijkse blootstelling vastgelegd, zoals de lijst van *maximaal aanvaarde concentraties* (MAC's; Arbeidsinspectie, 1989) voor toxische stoffen en de lijst van ALI's voor emissies van radioactieve stoffen. Gebruik van deze lijsten als basis

\* Twee voorbeelden: voor H<sub>2</sub>S geven twee bepalingen uit 1924 en 1930 van de detectiegrens de waardes 0,000.1 resp. 0,18 mg·m<sup>-3</sup>; voor menthol 0,000.4 resp. 0,9 mg·m<sup>-3</sup>.

voor de effectfactor lijkt hier meer op zijn plaats dan als basis voor de effectfactor voor emissies naar het buitenmilieu, zoals hierboven voorgesteld voor radioactieve stoffen. Ook dan blijft echter het probleem dat deze normen niet alleen op basis van gezondheidskundige afwegingen tot stand zijn gekomen, maar ook op basis van economische en technische haalbaarheid. Er zou dan ook gestreefd moeten worden om de effectfactor voor de classificatie emissies op de werkplek zoveel gelijk te laten zijn aan de effectfactor voor overeenkomstige problemen buiten de werkplek.

Naast de ontwikkeling van classificatiefactoren voor arbeidsomstandigheden op basis van het hierboven voorgestelde, zijn daarvoor ook kwantitatieve emissiegegevens in de inventarisatie nodig die gerelateerd zijn aan de geproduceerde output.

Zolang de classificatiefactoren en de benodigde inventarisatiegegevens ontbreken kunnen alleen kwalitatieve opmerkingen over arbeidsomstandigheden per proces gemaakt worden. De *Technical University of Denmark* volgt deze benadering\* (Winge, 1991).

De volgende conclusie kan nu worden getrokken: kwantitatieve operationalisatie van arbeidsomstandigheden zou ontwikkeld kunnen worden analoog aan de aan het „buitenmilieu” gerelateerde problemen humane toxiciteit, straling, geluid, stank en veiligheid. Voor de blootstellingsfactor zijn dan wel een aantal aanpassingen noodzakelijk, maar de effectfactor zou dezelfde kunnen blijven. Zolang echter de voor deze benadering benodigde kwantitatieve gegevens ontbreken in de inventarisatie, kunnen alleen kwalitatieve opmerkingen geplaatst worden per proces.

### 3.2.15 Verdroging

Verdroging is een regionaal probleem dat veroorzaakt wordt door onttrekking van grondwater en oppervlaktewater voor de drinkwater- en industriewatervoorziening, besproeiing en drainage voor de landbouwdoelen en de waterhuishouding (beheersing waterpeil). Dit laatste waterpeilhuishouding lijkt overigens niet toe te rekenen aan het functioneren van een produkt. Verdroging is een probleem, omdat het twee belangrijke functies van water in gevaar brengt: als levensbron voor mensen en als conditionerende parameter voor de natuur.

Niet alle gebruik van water is schadelijk in relatie tot verdroging. De schadelijkheid van het gebruik hangt af van de plaatselijke watervoorraden en de tijdsperiode gedurende welke het onttrokken water niet voor andere doeleinden gebruikt kan worden. Water dat bijvoorbeeld slechts tijdelijk wordt onttrokken als koelwater, voor de winning van zout, of ter zuivering is niet schadelijk in termen van verdroging. Als de wateronttrekking echter relatief groot is ten opzichte van de lokale dan wel regionale watervoorraad, kunnen dezelfde typen watergebruik wel schadelijk zijn. Het is dus belangrijk in de beoordeling rekening te houden met de lokale en regionale watervoorraden. Daarnaast kan in de beoordeling onderscheid gemaakt worden tussen gebruik van grondwater en gebruik van oppervlaktewater.

Samengevat kan het schadelijk gebruik van water dus gedefinieerd worden als het totale watergebruik minus het niet-schadelijke watergebruik, waarbij het niet-schadelijke gebruik afhangt van de lokale en regionale watervoorraden en een onderscheid tussen grond- en oppervlaktewater gemaakt kan worden. In een generieke classificatie op mondiale schaal kan alleen het totale grond- en oppervlaktewaterverbruik worden gekwantificeerd. Eventueel kunnen deze hoeveelheden dan nog gedeeld worden door de mondiale grond- en oppervlaktewaterreserves, maar dit zal in de uitkomsten niet meer differentiëren.

\* De methode is toegepast in een studie naar de milieuaspecten van een aantal materialen, maar kan ook toegepast worden op produkten. De methode beperkt zich tot humane toxiciteit op de werkvloer. Van alle processen uit de levenscyclus worden alle mogelijke blootstellingen verzameld (stoffen, materialen) en hun toestandfase (stof, gas, vloeibaar, damp, etc.). De route van blootstelling wordt aangegeven (inademing, contact via de huid, etc.) en de grootte van de blootstelling wordt aangegeven middels drie categorieën (hoog, gemiddeld, laag). De stoffen worden dan in vier groepen ingedeeld afhankelijk van hun potentiële toxische effecten:

- irritatie, bijtendheid, hoofdpijn, etc.;
- allergie, bronchitis;
- schade aan embryo, mutageniteit, neurotoxiciteit;
- kanker.

Deze gegevens vormen de basis van het zogenaamde *occupational health profile*, dat het aantal stoffen in iedere toxiciteitscategorie en de hoogte van de blootstelling aangeeft.

Als gegevens over het waterverbruik in de inventarisatie bekend zijn kunnen deze dus opgeteld worden en als een grove indicatie voor de mogelijke verdrogingsproblematiek gebruikt worden. Hierbij moet echter wel opgemerkt worden dat een dergelijk grove benadering niet veel meer zegt over het feitelijke verdrogingsprobleem. De grove benadering komt eigenlijk neer op een beoordeling van de uitputting van de grondstof water. Zoals bij de bespreking van het probleemtype „uitputting van grondstoffen” al opgemerkt is, is een beoordeling van water in relatie tot uitputting van water echter niet zinvol, omdat water op mondiale schaal geen grondstofprobleem is. Water is via verdamping en regen immers een min of meer gesloten circuit en het hoofdprobleem van watergebruik is juist de verdroging die lokaal of regionaal kan optreden.

Daarom wordt hier voorgesteld verdroging in de generieke classificatie op mondiaal niveau niet te beschouwen. In een classificatie op lager schaalniveau waar cijfers over grond- en oppervlaktewater-voorraden bekend zijn, kan verdroging weer wel worden meegenomen als apart probleem.

### 3.2.16 Fysieke aantasting van ecosystemen

De gegevens over ruimtebeslag die in de inventarisatie zijn verzameld, hebben betrekking op een vijftal typen ecosystemen. Daarmee is de basis gelegd voor een beoordeling van de aantasting van ecosystemen ten gevolge van het ruimtebeslag. In de classificatie zou een weging van de verschillende overgangen tussen de diverse gemaakt moeten worden. Hier ontbreekt het vooralsnog aan een wegingsmethode. Een wegingsmethode zou gebaseerd kunnen worden, vergelijkbaar met uitputting van grondstoffen, op zeldzaamheid van de verschillende categorieën van ecosystemen en op de relatieve waarde van de verschillende typen ecosystemen voor mens en natuur (*life support systems* en biodiversiteit). Het eerste aspect is kwantificeerbaar op basis van het vóórkomen van de verschillende typen ecosystemen op de wereld. Voorzover wij weten bestaan hier nog geen geordende gegevens over; deze zouden met enige inspanning verzameld kunnen worden. Het tweede aspect, de relatieve waarde van de diverse typen ecosystemen, is veel lastiger te kwantificeren. Factoren voor dit aspect zouden gegenereerd kunnen worden door bijvoorbeeld een *expertpanel* onder de auspiciën van de IUCN. Zolang dergelijke factoren ontbreken, zal een voorlopige oplossing bedacht moeten worden, omdat het ongewogen opgeven van tien subscores ongewenst lijkt.

Als tussenoplossing kan men de vijf categorieën aggregeren in twee hoofdcategorieën: natuurlijk (categorie I, II en III) en onnatuurlijk (IV en V). Deze indeling is tamelijk willekeurig en heeft ook nadrukkelijk de status van een noodoplossing\*. De voorlopige oplossing komt neer op

$$\text{aantasting} = R_{I \rightarrow IV} + R_{II \rightarrow IV} + R_{III \rightarrow IV} + R_{I \rightarrow V} + R_{II \rightarrow V} + R_{III \rightarrow V} \quad (3.41)$$

$R$  stelt hierbij de hoeveelheid (in  $\text{m}^2 \cdot \text{s}$ ) van iedere categorie voor.

### 3.2.17 Aantasting van landschap

Aantasting van landschap is nog in geen enkele LCA-studie beschouwd. Het is dan ook een zeer lokaal en esthetisch (perceptie van probleem verschilt sterk per persoon) probleem. Het kan alleen beschreven worden in termen van een specifiek element (bijvoorbeeld een gebouw) dat het aanzicht van het landschap op een bepaalde lokatie aantast („horizonvervuiling”).

In een classificatie op bijvoorbeeld lokale schaal zou aantasting van landschap als apart probleemtype geoperationaliseerd kunnen worden, hoewel dit geen gemakkelijke zaak lijkt. Immers, alle specifieke elementen van een landschap (open velden, sloten, slootkanten, houtwallen, etc.) zouden per stuk gespecificeerd, gekwantificeerd en op één of andere manier geaggregeerd moeten worden.

In de hierboven voorgestelde classificatie van aantasting van ecosystemen (§3.2.16) zit in de indeling in categorieën van de IUCN (1982) feitelijk al een stuk landschapsbeoordeling. De voorgestelde operationalisatie van aantasting van ecosystemen en aantasting van landschap is nu dus geïntegreerd in één stap.

Zolang voor dit laatste geen zinnige methoden bestaan zal aantasting van landschap in de classificatie niet apart meegenomen worden. Voorstel voor de generieke classificatie op mondiaal

\* Een alternatieve oplossing zou kunnen bestaan uit het definiëren van vier „eenheidsovergangen”: I→II, II→III, III→IV en IV→V. Een overgang van 1  $\text{m}^2 \cdot \text{s}$  van categorie II naar IV komt dan als terug als 1  $\text{m}^2 \cdot \text{s}$  II→III en 1  $\text{m}^2 \cdot \text{s}$  III→IV. Zie echter §2.2.2

niveau is om het geïntegreerd met aantasting van ecosystemen op basis van de vijf eerder genoemde *landuse*-categorïeën uit te werken.

### 3.2.18 Directe slachtoffers

Wanneer meerdere typen slachtoffers dan alleen doden onderscheiden zijn in de inventarisatie, bijvoorbeeld lichtgewonden, zwaargewonden en doden, zou in de classificatie nog een weging van de verschillende categorïeën slachtoffers moeten plaatsvinden. Voorzover ons bekend bestaan hier geen methoden voor, en zolang gegevens over licht- en zwaargewonden nog ontbreken is een methode daarvoor ook niet nodig. Daarom wordt het geïnterpreteerde gegeven met een effectfactor 1 overgenomen in de classificatie:

$$\text{slachtoffers} = S \quad (3.42)$$

waarin  $S$  het in de ingreep tabel vermelde aantal slachtoffers (dimensieloos) is.

### 3.2.19 Kwalitatieve milieueffecten

De kwalitatieve milieuingrepen uit de inventarisatie kunnen in het milieuprofiel herhaald worden, eventueel voorzien van een discussie over de geschatte of te verwachten effecten van de ingrepen. Daarnaast zal het vaak voorkomen dat er gegevens zijn over bv. emissies van stoffen waarvan bekend is dat ze bijdragen aan een bepaald probleem, maar waarvan (vooralsnog) geen classificatiefactoren bekend zijn. Hierbij moet men onder meer denken aan de stoffen die een indirecte bijdrage leveren aan het broeikas effect ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}$ ,  $\text{NO}_x$  en  $\text{NH}_3$ ), aan stoffen die de ozonlaag kunnen aantasten, maar waarvoor geen ODP is gedefinieerd ( $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{CH}_4$  en  $\text{CO}_2$ ), aan  $\text{NO}_x$  als stof met een bijdrage aan de fotochemische oxydantvorming.

## 3.3 Uitwerking van classificatiefactoren

Een uitwerking van de voorlopige richtlijn voor de classificatie van milieuingrepen naar hun potentiële effecten is gegeven in een aantal tabellen met classificatiefactoren, met de formules voor de hantering van deze tabellen. Deze zijn in de handleiding gespecificeerd. In §3.2 is de bijbehorende wetenschappelijke argumentatie gegeven. Zoals aldaar aangegeven zijn er voor een zestal effectscores beschouwingen die los daarvan interessant zijn en in geen van beide gedeelten thuis horen. Deze zijn hieronder weergegeven.

### 3.3.1 Uitputting van grondstoffen

Uitputting van voorraden speelt een centrale rol in de discussie over duurzaamheid en is als zodanig een probleem. Uitputting kan leiden tot verlies van functies en potentiële functies in bepaalde materialen toepassingen. Daarbij komt dat voortschrijdend beslag op grondstoffen kan leiden tot het overschakelen op armere voorkomens of minder gunstig gelegen voorkomens, met als gevolg een toename van emissies, aantasting, verdroging, etc. Dit alles maakt het zinvol het aspect uitputting van grondstoffen in de classificatie bij een LCA te betrekken.

Uitputting wordt bepaald door enerzijds de beperkte aanwezigheid van voorraden grondstoffen en anderzijds door de mate van gebruik van die grondstoffen. Grondstoffen waarvan de voorraad afneemt of het gebruik groter is dan de aanwas kunnen uitgeput raken. In dit kader worden alleen die voorraden beschouwd waarvan verwacht kan worden dat uitputting binnen een tijdsbestek van 100 jaar zich als probleem aandient of blijft aandienen. Hiervoor zijn in de handleiding lijsten van relevante grondstoffen opgenomen. Deze lijsten hebben een voorlopig karakter. Enerzijds zal van een aantal grondstoffen nog bepaald moeten worden of zij moeten worden toegevoegd. Anderzijds zullen in de toekomst grondstoffen weer worden afgevoerd, ofwel omdat de toepassing afneemt als gevolg van substitutie, of doordat nieuwe toereikende voorraden worden ontdekt of kunnen worden gewonnen, ofwel omdat de grondstof feitelijk is uitgeput.

Een onderscheid dient te worden gemaakt in grondstoffenbeslag dat bijdraagt aan uitputting (*verbruik* van grondstoffenverbruik) en grondstoffenbeslag dat niet aan uitputting bijdraagt (*gebruik* van grondstoffen). Verbruik van grondstoffen betreft met name toepassingen die leiden tot

afvalstoffenverwijdering, kwaliteitsverlies bij hergebruik en nuttige toepassing, diffuse verspreiding of dissipatief gebruik. Bij gebruik van grondstoffen kan daarentegen bijvoorbeeld worden gedacht aan inzet van koelwater, windenergie en dergelijke. Overigens is het daarbij van essentieel belang op welke wijze hergebruik – inclusief kwaliteitsverlies – wordt verdisconteerd. Dit punt verdient nog nadere aandacht.

Een tweede belangrijk onderscheid is dat tussen *biotische* en *abiotische* grondstoffen. Met name wat betreft biotische grondstoffen geldt, dat grondstoffen die duurzaam worden geteeld en geoogst niet worden meegewogen. Deze dragen op zichzelf niet bij aan het probleem uitputting. Voorzover daarbij andere grondstoffen benodigd zijn, die wel met het oog op uitputting van belang zijn, dienen deze te worden meegenomen in een LCA.

Bij dit aspect zijn twee deelaspecten van belang: enerzijds het grondstoffenbeslag van met uitputting bedreigde grondstoffen als zodanig en anderzijds de milieugevolgen van een voortschrijdend grondstoffenbeslag. De milieugevolgen van voortschrijdend grondstoffenbeslag kunnen vooralsnog uitsluitend als gevoeligheidsanalyse in een LCA meegenomen.

Een van de problemen bij het waarderen van grondstoffenbeslag is dat nog er geen maatschappelijk uitgekristalliseerde normen voorhanden zijn die als basis kunnen dienen, zoals bijvoorbeeld wel voorhanden bij toxiciteit. Het grondstoffengebruik kan op verschillende wijzen worden gewogen. Men kan aan de volgende mogelijkheden denken voor het wegen van het beslag op verschillende grondstoffen:

- het relateren van het grondstoffengebruik aan de voorraad van die grondstof;
- het relateren van het grondstoffengebruik aan de jaarproducte van die grondstof;
- het relateren van het grondstoffengebruik aan de voorraad-productieverhouding van die grondstof;
- het relateren van het grondstoffengebruik aan zowel de voorraad als de voorraad-productieverhouding van die grondstof.

Hieronder worden alle mogelijkheden nader uitgewerkt. Het blijkt dat met de eerste drie methoden voor- en nadelen zijn verbonden. Om aan de bezwaren tegemoet te komen is de vierde mogelijkheid toegevoegd.

#### *Weging met de voorraad (1)*

Bij het relateren aan voorraden is een drietal voorraden van belang: de totale wereldvoorraad, de totale beschikbare winbare voorraad of de winbare voorraad. De manier waarop weging zou plaats vinden is voor alle drie gelijk:

$$\text{uitputting} = \frac{\text{verbruik}}{\text{voorraad}} \quad (3.43)$$

zodat de mate van uitputting uitgedrukt wordt als een dimensieloze grootheid.

Het eerste alternatief houdt in dat het relatieve belang van het grondstoffengebruik kan worden aangegeven door het te relateren aan de wereldvoorraad van die grondstof. De totale wereldvoorraad komt overeen met het totaal van de nog niet gewonnen voorraden, de reeds in gebruik zijnde voorraden en de afgedankte voorraden. Groot praktisch nadeel van deze variant is dat geen betrouwbare en bruikbare gegevens voorhanden zijn van de totale wereldvoorraad. Van de afgedankte en in gebruik zijnde voorraden ontbreken gegevens, van de nog niet gewonnen voorraden zijn zeer gebrekkige gegevens voorhanden of ontbreken gegevens.

Het tweede alternatief is om het grondstoffenbeslag te relateren aan de totale beschikbare, winbare voorraad. Voordeel is dat een dergelijke benadering rekening houdt met het feitelijke probleem, namelijk of en hoe lang een bepaalde grondstof nog voorhanden is of beschikbaar kan komen. Een praktisch nadeel is dat ook hier geen gegevens voorhanden zijn van de totale winbare en beschikbare wereldvoorraad. Van de winbare voorraden zijn doorgaans wel gegevens voorhanden. Van de afgedankte en in gebruik zijnde voorraden ontbreken gegevens. Ander nadeel is dat de winbaarheid en de beschikbaarheid van economische en technologische ontwikkelingen afhankelijk zijn.

Het derde alternatief is om het grondstoffenbeslag alleen te relateren aan de winbare voorraden. Een belangrijk praktisch bezwaar daarvan is dat gegevens omtrent de winbare voorraad uitgaan van economische en technologische winbaarheid. Daarmee zijn de gegevens onder meer gevoelig voor



prijzveranderingen. Ander nadeel van deze benadering is dat niet de gehele beschikbare voorraad wordt gezien en dat daarmee het probleem dus niet ten volle wordt beschouwd. Voordeel van deze variant is dat er gegevens over winbare voorraden voorhanden zijn. De *probable reserve* biedt dan nog de beste gegevens aangezien deze betrekking heeft op voorraden die waarschijnlijk binnen een tijdsbestek van dertig jaar winbaar zijn of kunnen worden.

Het is vooralsnog niet mogelijk bij grondstoffenbeslag rekening houden met de gehele wereldvoorraad. Alleen het derde alternatief - relateren aan de winbare voorraad - kan worden gehanteerd. Een belangrijk methodisch bezwaar is dat een dergelijke benadering geen rekening houdt met het feitelijke probleem, namelijk of en hoe lang een bepaalde grondstof nog voorhanden is\*. Een ander nadeel blijft dat de winbare voorraad gevoelig kan zijn voor technologische en economische ontwikkelingen.

#### Weging met de jaarproductie (2)

Het relatieve belang van het grondstoffenbeslag kan ook worden aangegeven door het af te zetten tegen de feitelijke voorraadverandering. Dit kan via de volgende formule:

$$\text{uitputting} = \frac{\text{verbruik}}{\text{jaarproductie}} \quad (3.44)$$

Uitputting wordt hiermee in jr uitgedrukt. Argument voor het hanteren van deze manier van weging is dat de jaarproductie een maat is voor de beschikbaarheid van de grondstof. Het gevolg hiervan is dat de uitputtingstijd van alle grondstoffen gelijk is. Om voor deze onjuistheid te corrigeren zou men de grondstoffen in een aantal categorieën (bv. schaars, matig schaars, niet schaars) kunnen indelen, op grond van verschillen in uitputtingstijd. Aggregatie zou dan binnen iedere categorie zinnig kunnen zijn; tussen de categorieën zou men hetzij niet kunnen wegen, zodat er een aantal subscores ontstaat, hetzij een weegfactor kunnen hanteren.

De feitelijke voorraadverandering is het totale wereldverbruik. Voor deze methode is het met name noodzakelijk gegevensbestanden voorhanden te hebben over het totale grondstoffenverbruik (afdanking na hergebruik). Gegevens hieromtrent ontbreken. Een mogelijk alternatief is om in plaats van het wereldverbruik, het wereldgebruik te hanteren. Als het feitelijk wereldgebruik kan de totale grondstoffenwinning en -productie worden gehanteerd. Nader onderzoek zou kunnen duidelijk maken of en in hoeverre wereldproductie een goed bruikbare indicator is voor grondstoffenbeslag. Nadeel van dit alternatief is dat gegevens over het feitelijk wereldverbruik niet voorhanden zijn en dat teruggegrepen moet worden op het wereldgebruik. Voordelen van deze methode zijn dat het aandeel gewogen wordt, het gerelateerd wordt aan de voorraadafname en betrouwbare gegevens over wereldproductie voorhanden zijn.

Een methodisch bezwaar van deze methode is de arbitraire opsplitsing in een aantal categorieën, die alleen op een betrekkelijk willekeurige manier geaggregeerd kunnen worden.

#### Weging met de voorraad-productieverhouding (3)

Een derde methode is om het grondstoffengebruik te relateren aan de voorraad-productieverhouding (de *r/p*-ratio). Dit is een maat voor de toereikendheid van voorraden: het aantal jaren dat bij de huidige omvang van de productie de voorraad toereikend is. De werkwijze is als volgt:

$$\text{uitputting} = \frac{\text{verbruik}}{\text{voorraad} \cdot \text{productieverhouding}} = \frac{\text{jaarproductie}}{\text{voorraad}} \times \text{verbruik} \quad (3.45)$$

zodat een effectscore met de dimensie  $\text{kg} \cdot \text{jr}^{-1}$  ontstaat.

Een principieel voordeel van deze werkwijze is dat het grondstoffengebruik daarmee direct aan de mate van schaarste wordt gekoppeld. Daar staat tegenover dat het aandeel in het grondstoffengebruik niet wordt gewogen, hetgeen tot vreemde conclusies kan leiden†. Een ander nadeel is dat er een

\* Zeker voor biotische grondstoffen zal de mate van overexploitatie in de weging verwerkt moeten worden.

† Een voorbeeld: stel dat van grondstof A de *r/p*-ratio 30 jaar is en van grondstof B 100 jaar. In een LCA zou bij het hanteren van de *r/p*-ratio als maatstaf het gebruik van 1 kg van grondstof A veel minder zwaar wegen dan het gebruik van 10 kg van grondstof B. Zelfs als het gebruik van 1 kg van grondstof A de gehele beschikbare wereldvoorraad zou zijn en het gebruik

betrekkelijk willekeurige keuze voor wat betreft de aard van de eenheid in de effectscore is gemaakt; men zou even goed de keuze voor een volume kunnen maken, waardoor de grondstoffen in een andere verhouding gewogen worden.

#### Weging met zowel de voorraad als de voorraadproduktieverhouding (4)

Aan alle varianten voor het wegen van het grondstoffenbeslag zitten nadelen van methodische aard. Het nadeel van weging met de voorraad is dat er geen rekening wordt gehouden met de uitputtingstijd. Omgekeerd heeft de weging met de voorraad-produktieverhouding het nadeel dat de grootte van de voorraad niet meegenomen wordt. De beide methodes kunnen evenwel gecombineerd worden, om de voordelen van beide te benutten. Hiertoe dient de volgende werkwijze:

$$\text{uitputting} = \frac{\text{verbruik}}{\text{voorraad} \times \text{voorraad-produktieverhouding}} = \frac{\text{jaarproductie}}{\text{voorraad}^2} \times \text{verbruik} \quad (3.46)$$

waarbij de effectscore de dimensie  $\text{jr}^{-1}$  heeft.

De methodische bezwaren van de bovengenoemde drie methodes zijn hiermee vervallen. Aan deze methode zit echter een belangrijk praktisch bezwaar: er zijn gegevens over zowel de voorraad als de jaarproductie benodigd, en omdat de voorraad gekwadeerd meeweegt zullen onnauwkeurigheden hierin zeer veel invloed hebben.

#### Uitwerking

In de verdere werkwijze wordt ervoor gekozen om de winbare voorraad en de voorraad-produktieverhouding (methode 4) als methodisch meest correcte werkwijze te beschouwen.

Voor biotische grondstoffen zal het duidelijk zijn dat dit de beste van de vier mogelijkheden is: zowel het beslag op de voorraad als de mate van overexploitatie door de wereld als geheel zijn immers bepalende factoren.

Vanwege praktische bezwaren worden abiotische en biotische grondstoffen voorlopig evenwel verschillend uitgewerkt. Deze bezwaren hebben te maken met het feit dat de voorraad - waarvan slechts zeer globale en omstreden schattingen van bestaan - kwadratisch in de weging vóórkomt. Voor abiotische grondstoffen zal daarom vooralsnog volstaan worden met de weging aan de hand van de winbare voorraad, zonder de mate van (over)exploitatie erbij te betrekken.

Het *World Resources Institute* (WRI) verschaft gegevens omtrent de winbare voorraad, zijnde de *world base reserve* (WBR)\*. Deze hebben betrekking op *measured* en *indicated* reserves, die de komende dertig jaar economisch, marginaal of sub-economisch winbaar zijn. In figuur 3.4 wordt een beeld gegeven van de wijze waarop voorraden worden ingedeeld. Het gearceerde gedeelte heeft betrekking op de hier gehanteerde voorraden.

van 10 kg van grondstof B een miniem aandeel zou inhouden.

De *base reserve* is dat deel van het minerale voorkomen dat qua concentratie, kwaliteit, dikte en diepte criteria winbaar is gegeven de gangbare winning en produktietechnologie. Het betreft zowel *measured* als *indicated* voorraden, en heeft betrekking op voorkomens die economisch, marginaal of subeconomisch zijn.

	aangetoonde voorraad			niet-aangetoonde voorraad	
	omvang voorraad		mogelijk	hypothetisch	speculatief
	zeker	waarschijnlijk			
economisch winbaar	reserves				
niet economisch winbaar	voorraden				

FIGUUR 3.4. Overzicht van de verschillende typen voorraden. Het gearceerde gedeelte „reserves” wordt bij de definitie van de classificatiefactor gebruikt.

Ook het hanteren van de WBR levert enkele problemen op. Niet van alle grondstoffen zijn gegevens voorhanden. Waar geen WBR-gegevens van het WRI voorhanden zijn, is in een aantal gevallen het gegevensbestand aangevuld uit andere bronnen.

Voor een aantal biotische grondstoffen kunnen zowel de voorraad als de snelheid van uitputting (de netto voorraad-productieverhouding) vastgesteld worden. Indien gegevens om deze  $r/p$ -ratio te bepalen ontbreken, kan een standaardfactor worden toegekend.

#### Discussie

Men zou kunnen overwegen voor de classificatie van uitputting biotische en abiotische grondstoffen niet afzonderlijk, maar in een maat kunnen te behandelen. Daarnaast lijkt een meer ideale vorm van classificatie om de toegepaste hoeveelheid grondstoffen te relateren aan de totale beschikbare, winbare wereldvoorraad.

Zoals hierboven aangegeven zijn gegevens over wereldvoorraden met te veel onzekerheden omkleed. Figuur 3.5 illustreert dit nog eens. Met name allerlei toekomstige ontwikkelingen kunnen ingrijpende gevolgen hebben.

bron	geologische beschikbaarheid					
	bekend			onontdekt		
	zeker	aangetoond	waarschijnlijk	hypothetisch	speculatief	
conventioneel	<ul style="list-style-type: none"> <li>● reserves</li> <li>● voorraden</li> <li>● schroot</li> <li>● ...</li> </ul>			hypothetisch	speculatief	economisch
onconventioneel	<ul style="list-style-type: none"> <li>● potentiële (niet teruggewonnen) nevenprodukten</li> <li>● erosieprodukten</li> <li>● oceanen</li> <li>● huishoudelijke, industriële afvalstoffen</li> <li>● mijnafval e.d.</li> <li>● materiaalsubstituten</li> <li>● rotsachtig gesteente</li> <li>● buitenaardse materialen</li> <li>● onontdekte materialen</li> </ul>					sub-economisch

FIGUUR 3.5. Overzicht van de verschillende bronnen voor grondstoffen.

Overwogen kan worden of de eerder genoemde werkwijze van relateren aan de gemiddelde wereldjaarproductie niet de voorkeur zou kunnen verdienen boven koppeling aan een voorraad, vanwege de vele onzekerheden en veranderlijkheden in de verschillende beschikbare voorraadcijfers.

De wereldjaarproductie is een bepalende factor wat betreft de snelheid waarmee grondstoffen worden uitgeput. Door op basis van deze wereldjaarproductie een grondstoffenscore te berekenen, kan het aandeel in de snelheid van de uitputting worden gewogen. Dit is een indicatie voor het aandeel in de uitputting zelf. Bijkomend voordeel is dat biotische en abiotische grondstoffen dan ook in een maat kunnen worden ondergebracht.

Verdergaande uitputting brengt milieugevolgen en -risico's met zich mee, met name door het overschakelen op armere voorkomens, anders verontreinigde voorkomens, andere lokaties met als gevolg meer transport. Dit leidt op den duur tot andere milieuingrepen (energiegebruik, emissies, ruimtebeslag, verdroging, aantasting, etc.). Wat betreft deze milieugevolgen en -risico's zou men een tweede - gekwantificeerde - produktvergelijking kunnen maken met betrekking tot de meest gevoelige grondstoffen. Daarin zullen perspectieven voor substitutie, preventie, hergebruik en overschakelen op andere voorkomens moeten worden meegewogen. Deze exercitie kan in de huidige opzet van de LCA als gevoeligheidsanalyse worden uitgevoerd\*. Bezien zou moeten worden of dit - als een van de meest markante gevolgen van voortschrijdend grondstoffenbeslag - niet als afzonderlijke indicator voor het aspect grondstoffen moet worden uitgewerkt.

### 3.3.2 Toxiciteit: streefmodel versus voorlopig model

Voor het classificeren van emissies naar toxiciteit is het van belang dat de verhouding tussen de classificatiefactoren van de betreffende stoffen een zo getrouw mogelijke afspiegeling vormt van de onderlinge verhouding in toxiciteit van die stoffen. De bestaande normen kunnen niet klakkeloos worden overgenomen, omdat bij het bepalen van deze normen vaak nog andere factoren dan de toxiciteit een rol hebben gespeeld. Geurhinder, smaakbederf van vis ten gevolge van de opname van bepaalde verbindingen en natuurlijke achtergrondgehalten zijn voorbeelden van factoren die voor het opstellen van normen wel degelijk van belang zijn, maar die bij het classificeren van stoffen naar hun individuele toxiciteit zo mogelijk uitgesloten dienen te worden. Ook is het voor het bepalen van de juiste de verhoudingen tussen de diverse waarden van belang dat deze waarden op een vergelijkbare manier tot stand zijn gekomen. Het gebruik van verschillende methoden door elkaar, afhankelijk van de beschikbare informatie, zoals in het normbeleid niet ongebruikelijk is, is daarom zo veel mogelijk vermeden.

Voor wat betreft de classificatie naar toxiciteit wordt een onderscheid gemaakt tussen humane toxiciteit (§3.3.3) en ecotoxiciteit (§3.3.4). Binnen de ecotoxiciteit worden de toxiciteit voor aquatische respectievelijk terrestrische ecosystemen apart onderscheiden.

In de *critical-volumes*-methode die tot nu toe in veel studies is gebruikt voor de classificatie van toxische stoffen, werd gebruik gemaakt effectfactoren die niet alleen op toxiciteit waren gebaseerd. Daarnaast werd binnen de humane toxiciteit het verband tussen enerzijds de blootstellingsroute (via lucht, drinkwater of bodem) en processen die in het en milieu plaatsvinden (afbraak, transport) en anderzijds de mate van (potentiële) blootstelling niet meegenomen, waardoor de effectscores voor humane toxiciteit door lucht-, water- en (eventueel) bodemverontreiniging niet konden worden opgeteld tot één score voor humane toxiciteit, en ook op zichzelf een enigszins vertekend beeld van de werkelijkheid gaven. Om aan deze bezwaren tegemoet te komen is door het CML een nieuw model ontwikkeld, dat hier slechts globaal zal worden besproken, omdat het niet mogelijk was dit model op korte termijn te operationaliseren. Voor meer details hierover wordt verwezen naar Guinée & Heijungs (1992). Een vereenvoudigde versie van het model is wel geoperationaliseerd, en zal uitgebreid worden uitgewerkt in §3.3.3 en §3.3.4.

\* Behalve de veranderde grondstoffensituatie zou men in dat geval eigenlijk een scenario met een toekomstige technologie moeten beschouwen. Men gebruikt bv. niet alleen maar meer verontreinigde voorkomens van een brandstof, maar gebruikt bv. ook een schonere verbrandingstechnologie. Een dergelijke exercitie is zeker interessant, met name voor toekomstverkenningen, en mogelijk als extra „ernstfactor” om grondstoffen te wegen, maar in een gewone produktvergelijking vooralsnog niet haalbaar.

In het streefmodel voor de classificatie van toxische emissies worden per stof - analoog aan de ODP en GWP - een zogeheten HTP (*human toxicity potential*), AETP (*aquatic ecotoxicity potential*) en TETP (*terrestrial ecotoxicity potential*) berekend. De HTP, AETP en TETP vormen een index voor het humaan-toxische effect respectievelijk de ecotoxische effecten van een emissie van die stof ten opzichte van een even grote emissie van een referentiestof. Evenals de ODP en de GWP zijn de HTP, de AETP en de TETP dus relatieve, dimensieloze grootheden. De HTP, de AETP en de TETP zijn elk het produkt van twee factoren: de *blootstellingsfactor* en de *effectfactor* (zie figuur 3.2 op pagina 69). De mate van potentiële blootstelling aan een stof ten gevolge van een emissie naar een gegeven compartiment en de mate van toxiciteit van die stof bij (directe of indirecte) blootstelling via dat compartiment worden dus apart onderscheiden.

Voorstellen voor het meenemen van milieuprocessen en blootstellingsroutes in het kader van een LCA zijn voor het eerst gedaan door Vollebregt (1992) in een studie naar de milieueffecten van was- en reinigingsmiddelen. Hoewel haar voorstellen vanwege een aantal daaraan klevende bezwaren in dit rapport niet worden overgenomen, is haar werk van groot belang geweest voor de ontwikkeling van de ideeën die aan het hier beschreven model ten grondslag liggen.

De blootstellingsfactor geeft het blootstellingsniveau weer dat de emissie van een hoeveelheid van een stof teweeg zou brengen ten opzichte van het door de emissie van eenzelfde hoeveelheid van een referentiestof veroorzaakte blootstellingsniveau. De blootstellingsfactor is afhankelijk van het compartiment waarnaar de emissie heeft plaatsgevonden, de processen die in het milieu plaatsvinden alvorens de geëmitteerde stof de mens of het ecosysteem bereikt, en de humane blootstellingsfactor tevens van de routes waarlangs de mens de geëmitteerde stof op directe of indirecte wijze tot zich neemt. Voor de modellering van de processen die na emissie in het milieu plaatsvinden wordt gebruik gemaakt van de *multimedia environmental models* van Mackay (1991). Een complicatie hierbij vormt het feit dat deze modellen zijn gebaseerd op emissiefluxen (in  $\text{kg}\cdot\text{jr}^{-1}$ ), terwijl in een LCA alleen emissiepulsen (in kg) worden berekend. Men kan echter aantonen dat dit flux-pulsprobleem kan worden opgelost door de introductie van een referentiestof (Guinée & Heijungs, 1992). De resulterende blootstellingsfactor geeft per stof de verhouding weer tussen het potentiële blootstellingsniveau dat een standaardemissie van die stof zou veroorzaken en het potentiële blootstellingsniveau dat behoort bij een even grote emissie van de referentiestof.

De effectfactor van een stof vormt een zo getrouw mogelijke afspiegeling van de mate van toxiciteit van die stof, en wordt uiteraard ten opzichte van dezelfde referentiestof bepaald als de blootstellingsfactor. De effectfactor geeft per stof de verhouding weer tussen het potentieel toxische effect van een standaardhoeveelheid van een stof en het potentieel toxische effect van eenzelfde hoeveelheid van de referentiestof. Voor de berekening van effectfactoren worden zowel geëxtrapoleerde gegevens uit toxicologische experimenten met proefdieren als empirische gegevens over de effecten van menselijke blootstelling gebruikt.

Op het moment dat dit rapport verscheen was het nog niet mogelijk om voor de diverse stoffen op de hierboven beschreven wijze blootstellingsfactoren te berekenen, omdat een aantal gegevens over het gedrag van de diverse stoffen in het milieu nog verzameld en verwerkt moeten worden. Daarom worden op dit moment *voorlopige blootstellingsfactoren* gehanteerd. Voor wat betreft de *effectfactoren* is bovenstaande benadering op dit moment voor een groot aantal stoffen in principe wél praktisch uitvoerbaar. Omdat bij het gebruik van de voorlopige blootstellingsfactoren echter niet met een referentiestof wordt gewerkt, dienen de hierbij behorende effectfactoren ook zonder gebruik van een referentiestof gekwantificeerd te worden. Daarom worden in de huidige benadering ook *voorlopige effectfactoren* gehanteerd. Deze voorlopige effectfactoren verschillen slechts een voor alle stoffen gelijke factor van de definitieve effectfactoren. De onderlinge verhoudingen blijven dus gelijk. Met behulp van de voorlopige blootstellingsfactoren en de voorlopige effectfactoren zijn zowel voor humane toxiciteit als voor ecotoxiciteit *voorlopige classificatiefactoren* berekend.

### 3.3.3 Humane toxiciteit

*Methodische principes: de voorlopige blootstellingsfactor*

Voor het berekenen van blootstellingsfactoren zijn gegevens nodig over:

- de grootte van die gedeelten van de compartimenten lucht, oppervlaktewater en bodem waarover

de emissies zich *binnen elk* van die compartimenten verdelen;

- de wijze waarop de diverse geëmitteerde stoffen zich na emissie ten gevolge van uitwisseling *tussen* de verschillende compartimenten verdelen (partitie);
- de gemiddelde snelheid waarmee de diverse geëmitteerde stoffen binnen ieder milieucompartiment worden afgebroken of geïmmobiliseerd;
- de routes waarlangs de mens de geëmitteerde stoffen op directe of indirecte wijze potentieel tot zich neemt en de dagelijkse inname uit ieder compartiment;
- het aantal mensen dat dagelijks via de compartimenten potentieel aan de beschouwde emissies wordt blootgesteld.

Hoe groter het gedeelte van het compartiment is waarover een geëmitteerde stof zich verdeelt, hoe meer die stof verdund wordt, en hoe lager dus de blootstelling zal zijn. Als benadering van de grootte van die gedeelten van de compartimenten lucht, water en bodem waarover de emissies zich binnen elk van die compartimenten verdelen wordt gebruik gemaakt van het model dat Mackay heeft ontwikkeld in de vorm van een zogenaamde *unit world* met een oppervlakte van één vierkante kilometer (Mackay, 1991). Door vermenigvuldiging met de grootte van de oppervlakte van de aarde kan deze *unit world* worden uitgebreid tot een *modelwereld*. De modelwereld vormt een benadering voor de grootte van die gedeelten van de compartimenten lucht, water en bodem waarbinnen de verdeling en uitwisseling van stoffen op aarde voornamelijk plaatsvindt. Aangenomen wordt, dat een stof die zich in één van deze compartimenten bevindt, zich homogeen over het overeenkomstige compartiment van de modelwereld verspreidt. Als oppervlakte van de aarde wordt  $5 \cdot 10^8 \text{ km}^2$  aangehouden (Harte, 1988).

De luchtlag waarmee de aarde in direct contact staat is de troposfeer. Deze heeft een dikte van circa 10 kilometer. Voor berekeningen wordt uitgegaan van een gelijkmatige druk van 1 atmosfeer, waardoor de troposfeer in de modelwereld is samengeperst tot een dikte van 6 kilometer. De totale hoeveelheid lucht in de modelwereld bedraagt daarmee  $3 \cdot 10^{18} \text{ m}^3$ .

Ongeveer 70 procent van het aardoppervlak is bedekt met water. Aangenomen wordt, dat alleen de bovenste 10 meter op relatief korte termijn bereikbaar is voor verontreinigingen. Dit levert voor de modelwereld een totale waterhoeveelheid op van  $3,5 \cdot 10^{18} \text{ l}$ .

De bodem bedekt circa 30 procent van het aardoppervlak. Er van uitgaande dat verontreinigingen zich voornamelijk in de bovenste 15 centimeter van de bodem bevinden, en uitgaande van een bodemdichtheid van 1200 kg droge stof per  $\text{m}^3$  (Mackay, 1991), levert dit voor de modelwereld een totale hoeveelheid bodem van  $2,7 \cdot 10^{16} \text{ kg}$  droge stof op.

Een stof die naar een bepaald compartiment wordt geëmitteerd, zal in het algemeen door processen als depositie, verdamping, oplossing en sorptie ook in de andere compartimenten terecht komen. Dit proces wordt *partitie* genoemd. Het gevolg van het optreden van partitie is, dat de concentratie van een geëmitteerde stof afneemt in het compartiment waarnaar de emissie oorspronkelijk heeft plaatsgevonden, terwijl de concentratie van die stof in de andere compartimenten juist toeneemt. Voor emissies naar lucht en water kan het partitieprincipe op dit moment nog niet in de blootstellingsfactor worden verwerkt. Partitie van emissies naar bodem is wel in het voorlopige model verwerkt, al worden op dit moment nog niet alle transportroutes meegenomen.

Hoe groter de snelheid waarmee een geëmitteerde stof in het milieu wordt afgebroken en/of geïmmobiliseerd, hoe kleiner de potentiële blootstelling. Persistente stoffen zoals zware metalen en bijvoorbeeld DDT blijven na emissie in principe eendeloos in het milieu circuleren, en kunnen ook lange tijd nadat de emissie is stopgezet een bedreiging voor de menselijke gezondheid blijven vormen, terwijl emissies die weliswaar toxisch zijn, maar die in het milieu worden afgebroken vóór zij de mens kunnen bereiken ondanks hun toxiciteit geen bedreiging voor de menselijke gezondheid vormen. Afbraak en immobilisatie zijn echter nog niet in de voorlopige blootstellingsfactor verwerkt\*. Dit

\* De *concentratie* van een geëmitteerde stof in de verschillende milieucompartimenten is niet alleen afhankelijk van de grootte van die emissie en van de grootte van het betreffende compartiment, maar ook van de snelheid waarmee die stof in dat compartiment terecht komt (door directe emissie of door partitie) respectievelijk uit dat compartiment verdwijnt (door partitie, afbraak of immobilisatie). Bij een constante emissieflux van een afbreekbare stof zal zich op den duur een evenwichtsverdeling over de verschillende compartimenten instellen, waarbij de ligging van het evenwicht behalve van de

houdt in feite in, dat alle stoffen als persistent worden beschouwd.

Voor wat betreft de potentiële blootstellingsroutes is voor de compartimenten lucht en water op dit moment alleen de directe inname via het betreffende compartiment zelf gemodelleerd. Aangenomen wordt, dat de mens per dag 20 m<sup>3</sup> lucht inademt en 2 liter water consumeert (Vermeire, 1991). Hierbij wordt uitgegaan van de consumptie van ongezuiverd oppervlaktewater\*. Ook zuivering van lucht (bijvoorbeeld door *air conditioning*) wordt niet in beschouwing genomen.

Voor wat betreft de potentiële blootstelling aan verontreinigende stoffen in de bodem wordt een meer gecompliceerde benadering gehanteerd, omdat opname van deze verontreinigingen door de mens voornamelijk op indirecte wijze plaatsvindt (bv. door de consumptie van gewassen die verontreinigingen uit de bodem hebben opgenomen). De mate waarin de mens op indirecte wijze aan bodemverontreinigende stoffen wordt blootgesteld is niet voor alle stoffen gelijk, omdat het transportmechanisme van een stof in het milieu afhankelijk is van stoffeigenschappen. Zo zal de ene stof in relatief grote hoeveelheden door planten worden opgenomen, terwijl een andere stof via permeatie door plastic waterleidingbuizen in het (gezuiverde) drinkwater terecht kan komen. Een groot aantal routes die bijdragen aan blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging zijn door Van den Berg (1991) gemodelleerd en gekwantificeerd. In het model wordt er van uit gegaan dat stoffen die zich in de bodem bevinden aan de volgende transportverschijnselen onderhevig zijn: transport naar consumptiegewassen via opname door planten en via depositie van verontreinigde gronddeeltjes op planten, transport naar de lucht via verdamping en via opwaaiende gronddeeltjes (waaraan die stoffen geadsorbeerd zijn) en transport naar gezuiverd drinkwater via permeatie door (plastic) waterleidingbuizen. De blootstellingsroutes die op grond van directe en indirecte blootstelling in beschouwing genomen worden zijn: ingestie van grond en stof, dermaal contact met grond en stof, consumptie van gewassen, inhalatie van lucht, inhalatie van gronddeeltjes, inname van drinkwater, dermaal contact met drinkwater tijdens baden of douchen en inhalatie van dampen tijdens baden of douchen. Aan de hand van het model zijn voor de beschouwde stoffen aan de TDI gerelateerde voorlopige *humaan-toxicologische C-waarden* voor bodem berekend (Van den Berg, 1991).

Het aantal mensen dat dagelijks via de compartimenten aan de beschouwde emissies wordt blootgesteld is eveneens van invloed op de potentieel door die emissies veroorzaakte gezondheidsschade: naarmate er meer mensen op aarde wonen, zal een schadelijke emissie meer (potentiële) slachtoffers maken. In dit model wordt uitgegaan van een wereldbevolking van 5 miljard zielen.

Voor de compartimenten lucht en water is de voorlopige blootstellingsfactor per compartiment voor alle stoffen gelijk. Deze factor relateert de grootte van een emissie naar dat compartiment aan de mate waarin de wereldbevolking potentieel aan de geëmitteerde stof wordt blootgesteld. Voor het compartiment bodem ligt dit anders, omdat hierbij ook de indirecte blootstelling - waarvan de grootte per stof verschillend is - een rol speelt. De blootstellingsfactor voor bodem verschilt daarom per stof.

fysisch-chemische eigenschappen van de betreffende stof ook afhankelijk is van de grootte van de flux en van de afbraak- en immobilisatiesnelheid. Een emissie zorgt voor een tijdelijke concentratieverhoging in één of meer compartimenten. De concentratie in de diverse compartimenten is in dat geval dus tijdsafhankelijk. De blootstellingsfactor kan daardoor niet eenvoudig uit „de” concentratie worden berekend. Door echter aan te nemen dat de verhouding tussen de blootstellingsfactoren van twee verschillende stoffen onafhankelijk is van het feit of de blootstelling ten gevolge van emissiefluxen dan wel -pulsen heeft plaatsgevonden, kan de verhouding tussen de blootstellingsfactor ten gevolge van een emissie van een bepaalde stof en de blootstellingsfactor van een even grote emissie van een referentiestof wél worden bepaald. De blootstellingsfactor van een stof kan daarmee worden uitgedrukt in termen van „blootstellingsequivalentie” ten opzichte van de referentiestof. Deze benadering vormt de basis van het streefmodel voor de classificatie van humaan-toxische stoffen (Guinée & Heijungs, 1992).

\* De reden hiervoor is, dat het feit dat oppervlaktewater in de meeste gevallen gezuiverd wordt alvorens het door de mens wordt geconsumeerd nooit een excuus mag zijn om toxische stoffen dan maar in het oppervlaktewater te lozen. Dit komt in feit neer op het uitbreiden van het zogenaamde *multifunctionaliteitsbeginsel* voor bodem (Kamerstukken II, 1985) naar het compartiment water: alle oppervlaktewater moet in principe schoon genoeg zijn om ongezuiverd door de mens te kunnen worden gedronken. Een andere benadering zou kunnen zijn om aan emissies naar water geen humaan-toxische werking toe te schrijven, omdat de verontreinigingen er toch wel weer worden uitgehaald alvorens dit water door de mens geconsumeerd wordt. Een humaan-toxische emissie naar water zou daarmee per definitie minder erg worden gevonden dan een zelfde emissie naar lucht, omdat er geen humaan-toxische effecten aan worden toegeschreven.

*Methodische principes: de voorlopige effectfactor*

De schadelijkheid van een bepaalde stof voor de menselijke gezondheid is behalve van de toxiciteit van die stof en de hoeveelheid stof waaraan de mens wordt blootgesteld ook afhankelijk van de route waarlangs die blootstelling plaatsvindt: oraal (via voedsel en drinkwater), inhalatoir (via de ademhalingswegen) dan wel dermaal (via huidcontact). Zo is het al dan niet optreden van een risico op longkanker ten gevolge van blootstelling aan asbestdeeltjes volledig afhankelijk van de vraag of de blootstelling inhalatoir dan wel oraal was. Over de verschillen in schadelijkheid die samenhangen met orale dan wel inhalatoire blootstelling zijn voor een relatief klein aantal stoffen gegevens bekend (Vermeire *et al.*, 1991). Deze gegevens hebben ofwel betrekking op een verschil in biologische beschikbaarheid van de betreffende stof (de stof wordt bij orale blootstelling efficiënter in de circulatie opgenomen dan bij inhalatoire blootstelling of andersom), ofwel op opnameroute-afhankelijke effecten (de stof veroorzaakt bij inhalatoire blootstelling andere effecten dan bij orale blootstelling). De dermale blootstellingsroute speelt in het algemeen een ondergeschikte rol, en wordt hier alleen in de voorlopige blootstellingsfactor voor bodem betrokken.

Als maat voor de schadelijkheid van de diverse stoffen bij orale blootstelling zijn de door de WHO vastgestelde ADI-waarden (ADI = *acceptable daily intake*) en de volgens dezelfde procedure door het RIVM bepaalde TDI-waarden (TDI = *tolerable daily intake*) als uitgangspunt gehanteerd (WHO, 1987; Vermeire *et al.*, 1991). De ADI of TDI is die hoeveelheid van een stof die een mens per kilogram lichaamsgewicht levenslang dagelijks via de orale route kan innemen zonder aanmerkelijk risico voor nadelige effecten op de gezondheid, en die wordt beschouwd als de maximaal toelaatbare dagelijkse inname.

Voor inhalatoire opname zijn door het RIVM voor een relatief klein aantal stoffen zogenaamde TCL-waarden ontwikkeld (TCL = toelaatbare concentratie in lucht; Vermeire *et al.*, 1991). Een dagelijkse continue inhalatoire blootstelling aan lucht die tot aan de TCL verontreinigd is wordt qua effect op de menselijke gezondheid equivalent geacht aan een dagelijkse orale dosis ter grootte van de TDI van die stof.

TDI- en TCL-waarden zijn (evenals ADI-waarden) in het algemeen berekend door extrapolatie van proefdiergegevens. Proefdiergegevens (bijvoorbeeld NOEC's of LC<sub>50</sub>'s) worden – afhankelijk van de hoeveelheid en de kwaliteit van de beschikbare gegevens – gedeeld door één of meer onzekerheidsfactoren. Onzekerheidsfactoren die min of meer standaard worden toegepast zijn (Vermeire *et al.*, 1991):

- een factor 10 voor de onzekerheid in de extrapolatie van het proefdier naar de mens (de *interspeciesfactor*);
- een factor 10 voor de onzekerheid ten gevolge van verschillen in gevoeligheid in de bevolking (de *intraspeciesfactor*).

Daarnaast worden nog andere onzekerheidsfactoren toegepast, waardoor de resulterende *veiligheidsfactor* kan oplopen tot 1000 of meer. Vermeire *et al.* wijzen erop, dat de veiligheidsfactor een redelijke schatting is van het *maximale* onzekerheidsinterval, maar dat de gehanteerde onzekerheidsfactoren vrijwel altijd een te hoge schatting vormen van de werkelijke verschillen in bijvoorbeeld gevoeligheid, omdat bij het schatten van het onzekerheidsinterval een grote veiligheidsmarge wordt gehanteerd. Er wordt hierbij verwezen naar Dourson & Stara (1983), die op grond van proefdierexperimenten met een aantal stoffen onder meer beredeneren dat een goede schatting voor de interspeciesfactor tussen bijvoorbeeld rat en mens op grond van het werkelijke gemiddelde verschil in gevoeligheid (dus exclusief veiligheidsmarge) een factor 5 tot 6 zou zijn, en tussen hond, aap of konijn en mens een factor 2 tot 3. Evenzo komen zij op toxicologische gronden tot een gemiddelde intraspeciesfactor van 2 tot 3.

Er van uitgaande dat de gekozen onzekerheidsfactoren meestal hoger uitvallen dan op louter toxicologische gronden te rechtvaardigen is, wordt de kans dat de veiligheidsfactor toxicologisch gezien te hoog is groter naarmate het aantal onzekerheidsfactoren waarvan die veiligheidsfactor het produkt is groter is, en dus naarmate die veiligheidsfactor zelf hoger is (doordat de veiligheidsmarge van iedere onzekerheidsfactor „meevermenigvuldigd” wordt).

Omdat TDI's en TCL's tot stand zijn gekomen met behulp van veiligheidsfactoren die per stof verschillend zijn, geeft de onderlinge verhouding tussen verschillende TDI's respectievelijk TCL's een enigszins vertekend beeld van de onderlinge verhoudingen in toxiciteit tussen de betreffende stoffen.



Vermeire *et al.* hebben daarom in 1991 voorgesteld om de TDI's en TCL's gedeeltelijk voor deze fout te corrigeren door ze achteraf te vermenigvuldigen met een correctiefactor  $N$  (de zogenaamde *onzekerheidsreductiefactor*), waarbij  $N$  gelijk is aan 1, 2, 3 of 4. De grootte van de onzekerheidsreductiefactor werd afhankelijk gesteld van de grootte van de veiligheidsfactor. Het voorstel is door Van den Berg (1991) per stof uitgewerkt en gehanteerd bij het opstellen van voorlopige humaan-toxicologische C-waarden. Later is dit concept echter weer verlaten. Uit overleg met Vermeire bleek dat volgens de huidige inzichten de verhoudingen tussen de *ongecorrigeerde* TDI's de best beschikbare afspiegeling van de onderlinge verhoudingen in toxiciteit tussen de betreffende stoffen vormen. Hoewel de definitieve humaan-toxicologische C-waarden op het moment dat dit rapport verscheen nog niet waren gepubliceerd, is hier alvast op de meest recente ontwikkelingen ingespeeld door de de in 1991 gepubliceerde humaan-toxicologische C-waarden *terug* te corrigeren voor de hierin verwerkte onzekerheidsreductiefactoren: iedere C-waarde is gedeeld door de bijbehorende onzekerheidsreductiefactor  $N$ .

Voor sommige stoffen is geen ADI, TDI of TCL geformuleerd omdat er voor de betreffende stoffen geen onderdrempel voor humane toxiciteit bestaat: iedere dosering of concentratie is potentieel toxisch. Dit geldt met name voor genotoxische carcinogene stoffen. Een dosering dan wel concentratie waarbij het risico één extra geval van kanker per 10.000 blootgestelde individuen bedraagt wordt in de brochure „Omgaan met Risico's” (VROM, 1988c) gelijk gesteld aan het zogenaamde *maximaal toelaatbaar risiconiveau*, en wordt hier – in navolging van Vermeire *et al.* (1991) – als equivalent aan de TDI respectievelijk de TCL beschouwd. Deze waarde zal hier verder als TDI respectievelijk TCL worden aangeduid.

Voor wat betreft inhalatoire blootstelling worden de TCL-waarden als uitgangspunt voor het berekenen van de (voorlopige) effectfactor gehanteerd (Van den Berg, 1991). Voor stoffen waarvoor (nog) geen TCL-waarde is geformuleerd maar waarvoor de WHO wel een *air quality guideline* geeft (WHO, 1987), wordt deze als equivalent aan de TCL beschouwd. Uit de TCL of *air quality guideline* wordt berekend wat de toelaatbare dagelijkse inname via de lucht is. Op deze wijze wordt dus feitelijk een specifiek op inname via de lucht gerichte „TDI” berekend. Voor stoffen waarvoor geen TCL en ook geen *air quality guideline* is afgeleid wordt voor het bepalen van de voorlopige effectfactor rechtstreeks gebruik gemaakt van de ADI of de TDI. Equivalent aan de werkwijze van het RIVM wordt hierbij aangenomen dat het effect van een stof onafhankelijk is van de blootstellingsroute (oraal dan wel inhalatoir), dat het dagelijkse ademvolume 20 m<sup>3</sup> is, dat de biologische beschikbaarheid voor beide routes gelijk is en dat het gemiddelde lichaamsgewicht van de mens 70 kg bedraagt.

Voor wat betreft orale inname van verontreinigende stoffen via het drinkwater wordt gebruik gemaakt van de ADI of de TDI. Indien er voor een stof zowel een ADI- als een TDI-waarde bestaat, en deze waarden niet aan elkaar gelijk zijn, is de TDI gehanteerd, omdat de TDI-waarden de basis vormen van de *humaan-toxicologische C-waarden* voor bodem, waardoor met behulp van de TDI – in tegenstelling tot de ADI – ook een voorlopige classificatiefactor voor bodem kan worden geïmplementeerd (zie pagina 104).

#### *Methodische principes: de voorlopige classificatiefactor*

Omdat zowel partitie over de milieucompartimenten als afbraak en immobilisatie in het milieu op dit moment nog niet in het model worden betrokken, wordt de concentratie van een geëmitteerde stof in een bepaald milieucompartiment op dit moment niet afhankelijk gesteld van de snelheid waarmee die stof (ten gevolge van partitie, afbraak en immobilisatie) na emissie weer uit dat compartiment verdwijnt, maar alleen van de absolute grootte van de emissie (de *emissiepuls*) naar dat compartiment<sup>†</sup>. Hierdoor is voor de berekening van de voorlopige classificatiefactor een vereenvoudigde benadering mogelijk, waarbij het relateren van de toxische werking van stoffen aan de toxische werking van een referentiestof niet noodzakelijk is. De gevolgde procedure voor het berekenen van de voorlopige classificatiefactoren voor emissies naar lucht, water en bodem wordt hieronder

\* De onnauwkeurigheid ten gevolge van het hanteren van te grote veiligheidsfactoren en ongelijke veiligheidsmarges dient in een later stadium nader aandacht te krijgen.

† De concentratie van een stof in een compartiment wordt dus als tijds-onafhankelijk beschouwd.

mathematisch uitgewerkt. Bij het uitvoeren van een LCA met behulp van de voorlopige classificatiefactoren kunnen de scores voor humane toxiciteit ten gevolge van de emissies naar de compartimenten lucht, water en bodem worden opgeteld tot één algemene score voor humane toxiciteit.

*Methodische uitwerking: voorlopige blootstellingsfactor lucht*

Bij het berekenen van de voorlopige blootstellingsfactor voor emissies naar lucht wordt allereerst berekend wat het verband is tussen de grootte van de emissie naar lucht van een (willekeurige) stof en de resulterende *concentratie in de lucht* van die stof. In de voorlopige benadering worden hiervoor de volgende uitgangspunten gebruikt:

- een naar de lucht geëmitteerde stof verdeelt zich homogeen over het gehele compartiment lucht van de modelwereld;
- transportverschijnselen van een naar lucht geëmitteerde stof naar de compartimenten water en bodem worden buiten beschouwing gelaten;
- afbraak- en immobilisatieprocessen worden buiten beschouwing gelaten.

De concentratie in lucht  $C_{in,1}$  (in  $\text{kg stof} \cdot \text{m}^{-3}$ ) van een stof ten gevolge van een emissie naar lucht  $m_1$  (in  $\text{kg}$ ) van die stof bedraagt dan:

$$C_{in,1} = \frac{m_1}{V_1} \quad (3.47)$$

waarbij  $V_1$  (in  $\text{m}^3$ ) het totale volume van het compartiment lucht in de modelwereld voorstelt.

De *dagelijkse dosis*  $\dot{m}_{via,1}$  (in  $\text{kg stof} \cdot \text{dag}^{-1} \cdot \text{persoon}^{-1}$ ) van een geëmitteerde stof waaraan een mens gemiddeld wordt blootgesteld ten gevolge van de beschouwde emissie is afhankelijk van:

- bovengenoemde concentratie in de lucht  $C_{in,1}$  van de stof ten gevolge van die emissie;
- de hoeveelheid lucht  $\dot{V}_1$  (in  $\text{m}^3 \cdot \text{dag}^{-1} \cdot \text{persoon}^{-1}$ ) die een mens gemiddeld per dag inademt.

Deze gemiddelde dagelijkse dosis per persoon bedraagt:

$$\dot{m}_{via,1} = C_{in,1} \times \dot{V}_1 = \frac{m_1 \times \dot{V}_1}{V_1} \quad (3.48)$$

De *totale dagelijkse menselijke blootstelling* ten gevolge van een bepaalde emissie naar lucht is niet alleen afhankelijk van de dagelijkse dosis per persoon, maar ook van het aantal blootgestelde personen. Omdat in het voorgaande is aangenomen dat iedere emissie zich homogeen over het totale luchtvolume op aarde verspreidt, geldt hierbij als uitgangspunt:

- iedere emissie geeft aanleiding tot een gelijkmatige blootstelling van de gehele wereldbevolking  $W$  (in personen).

De totale menselijke blootstelling per dag  $T_{via,1}$  (in  $\text{kg stof} \cdot \text{dag}^{-1}$ ) ten gevolge van een bepaalde luchtemissie bedraagt dan:

$$T_{via,1} = \dot{m}_{via,1} \times W = \frac{m_1 \times \dot{V}_1 \times W}{V_1} \quad (3.49)$$

Dit is voor te stellen als de totale hoeveelheid stof waaraan de gehele wereldbevolking ten gevolge van de beschouwde emissie per dag zou worden blootgesteld.

De *voorlopige blootstellingsfactor voor lucht*  $B_1$  is de factor waarmee een gegeven emissie naar lucht  $m_1$  vermenigvuldigd moet worden om de totale dagelijkse menselijke blootstelling  $T_{via,1}$  te vinden. Deze wordt verkregen door  $T_{via,1}$  te delen door de emissie  $m_1$ , en kan naar aanleiding van het bovenstaande worden berekend als:

$$B_1 = \frac{T_{\text{via } 1}}{m_1} = \frac{\dot{V}_1 \times W}{V_1} \quad (3.50)$$

waarbij:

- $B_1$  = voorlopige blootstellingsfactor lucht ( $\text{dag}^{-1}$ );
- $\dot{V}_1$  = menselijk ademvolume ( $= 20 \text{ m}^3 \text{ lucht} \cdot \text{dag}^{-1} \cdot \text{persoon}^{-1}$ );
- $W$  = wereldbevolking ( $= 5 \cdot 10^9$  personen);
- $V_1$  = luchtvolume modelwereld ( $= 3 \cdot 10^{18} \text{ m}^3$ ).

Bij de huidige aannamen bedraagt de voorlopige blootstellingsfactor voor lucht  $3,3 \cdot 10^{-8} \text{ dag}^{-1}$ . Dit is voor te stellen als de fractie van een emissie naar lucht waaraan de gehele wereldbevolking ten gevolge van die emissie per dag zou worden blootgesteld.

*Methodische uitwerking: voorlopige effectfactor lucht*

De door het RIVM ontwikkelde TCL-waarden kunnen worden omgerekend in waarden die de toelaatbare dagelijkse inname via de lucht voorstellen, door gebruik te maken van gegevens omtrent het gemiddelde menselijk ademvolume  $\dot{V}_1$  en het gemiddelde menselijk lichaamsgewicht  $M$ . De zo verkregen waarden kunnen worden beschouwd als specifiek op de inhalatoire inname route gerichte TDI-waarden, en zullen hier worden aangeduid als  $\text{TDI}_1$ . De toelaatbare dagelijkse inhalatoire inname van een stof is omgekeerd evenredig met de grootte van het toxisch effect bij inhalatoire inname van die stof. De inverse van deze waarde is dus evenredig met het toxisch effect, en wordt als voorlopige effectfactor  $E_1$  gehanteerd.

Indien van een bepaalde stof geen TCL bestaat, maar wel een door de WHO geformuleerde *air quality guideline* (AQG), wordt die eveneens als TCL behandeld. TCL's en *air quality guidelines* die gebaseerd zijn op geurdrempelwaarden worden niet gebruikt. Het verband tussen TCL en  $\text{TDI}_1$  wordt gegeven door:

$$\text{TDI}_1 = \frac{\text{TCL} \times \dot{V}_1}{M} \quad (3.51)$$

en tussen *air quality guideline* en  $\text{TDI}_1$  door:

$$\text{TDI}_1 = \frac{\text{AQG} \times \dot{V}_1}{M} \quad (3.52)$$

waarbij  $\dot{V}_1$  het menselijk ademvolume voorstelt en  $M$  het gemiddelde menselijk lichaamsgewicht. Wanneer TCL en *air quality guideline* beide ontbreken wordt rechtstreeks de inverse van de TDI dan wel van de ADI gebruikt. Hiervoor geldt dus respectievelijk:

$$\text{TDI}_1 = \text{TDI} \quad (3.53)$$

en

$$\text{TDI}_1 = \text{ADI} \quad (3.54)$$

De voorlopige effectfactor voor lucht  $E_1$  bedraagt dan (in volgorde van voorkeur):

$$E_1 = \frac{1}{\text{TDI}_1} = \begin{cases} \frac{M}{\text{TCL} \times \dot{V}_1} \\ \frac{M}{\text{AQG} \times \dot{V}_1} \\ \frac{1}{\text{TDI}} \\ \frac{1}{\text{ADI}} \end{cases} \quad (3.55)$$

waarbij:

- $E_1$  = voorlopige effectfactor lucht ( $\text{dag} \cdot \text{kg}$  lichaamsgewicht  $\cdot \text{kg}^{-1}$  stof);
- $\text{TCL}$  = toelaatbare concentratie in lucht ( $\text{kg}$  stof  $\cdot \text{m}^{-3}$  lucht);
- $\text{AQG}$  = *air quality guideline* ( $\text{kg}$  stof  $\cdot \text{m}^{-3}$  lucht);

$TDI = \text{tolerable daily intake}$  (kg stof·dag<sup>-1</sup>·kg<sup>-1</sup> lichaamsgewicht);

$ADI = \text{acceptable daily intake}$  (kg stof·dag<sup>-1</sup>·kg<sup>-1</sup> lichaamsgewicht);

$\dot{V}_1 = \text{menselijk ademvolume}$  (= 20 m<sup>3</sup> lucht·dag<sup>-1</sup>·persoon<sup>-1</sup>);

$M = \text{menselijk lichaamsgewicht}$  (= 70 kg lichaamsgewicht·persoon<sup>-1</sup>).

Dit kan worden voorgesteld als de hoeveelheid lichaamsgewicht die bij een dagelijkse inname van 1 kg van de betreffende stof via de luchtwegen juist tot aan de TCL wordt blootgesteld.

#### Methodische uitwerking: voorlopige classificatiefactor lucht

De voorlopige classificatiefactor is het produkt van de voorlopige blootstellingsfactor en de voorlopige effectfactor. De voorlopige *humaan-toxicologische classificatiefactor lucht* (HCL) bedraagt dus:

$$HCL = B_1 \times E_1 = \frac{\dot{V}_1 \times W \times M}{V_1 \times (TCL \text{ of } AQG) \times \dot{V}_1} \text{ of } \frac{\dot{V}_1 \times W}{V_1 \times (TDI \text{ of } ADI)} \quad (3.56)$$

waarbij:

$HCL = \text{voorlopige classificatiefactor lucht}$  (kg lichaamsgewicht·kg<sup>-1</sup> stof);

$\dot{V}_1 = \text{menselijk ademvolume}$  (= 20 m<sup>3</sup> lucht·dag<sup>-1</sup>·persoon<sup>-1</sup>);

$W = \text{wereldbevolking}$  (= 5·10<sup>9</sup> personen);

$M = \text{menselijk lichaamsgewicht}$  (= 70 kg lichaamsgewicht·persoon<sup>-1</sup>);

$V_1 = \text{luchtvolume modelwereld}$  (= 3·10<sup>18</sup> m<sup>3</sup>);

$TCL = \text{toelaatbare concentratie in lucht}$  (kg stof·m<sup>-3</sup> lucht);

$AQG = \text{air quality guideline}$  (kg stof·m<sup>-3</sup> lucht);

$TDI = \text{tolerable daily intake}$  (kg stof·dag<sup>-1</sup>·kg<sup>-1</sup> lichaamsgewicht);

$ADI = \text{acceptable daily intake}$  (kg stof·dag<sup>-1</sup>·kg<sup>-1</sup> lichaamsgewicht);

$\dot{V}_1 = \text{menselijk ademvolume}$  (= 20 m<sup>3</sup> lucht·dag<sup>-1</sup>·persoon<sup>-1</sup>).

#### Methodische uitwerking: voorlopige blootstellingsfactor water

Op analoge wijze als bij de berekening van de voorlopige blootstellingsfactor voor lucht kan worden berekend dat een emissie naar water  $m_w$  (in kg stof) leidt tot een concentratie in water  $C_{in\ w}$  (in kg stof·liter<sup>-1</sup>) ter grootte:

$$C_{in\ w} = \frac{m_w}{V_w} \quad (3.57)$$

waarbij  $V_w$  (in liter) de hoeveelheid water in de modelwereld is. De dagelijks via het water binnengekregen dosis  $\dot{m}_{via\ w}$  (in kg stof·dag<sup>-1</sup>·persoon<sup>-1</sup>) is hieraan gerelateerd via de dagelijkse hoeveelheid geconsumeerd water  $\dot{V}_w$  (in l water·dag<sup>-1</sup>·persoon<sup>-1</sup>):

$$\dot{m}_{via\ w} = C_{in\ w} \times \dot{V}_w = \frac{m_w \times \dot{V}_w}{V_w} \quad (3.58)$$

De totale dagelijkse menselijke blootstelling  $T_{via\ w}$  (in kg stof·dag<sup>-1</sup>) ten gevolge van een bepaalde emissie naar water bedraagt dan:

$$T_{via\ w} = \dot{m}_{via\ w} \times W = \frac{m_w \times \dot{V}_w \times W}{V_w} \quad (3.59)$$

Door deling van  $T_{via\ w}$  door de emissie  $m_w$  wordt de *voorlopige blootstellingsfactor voor water*  $B_w$  (in dag<sup>-1</sup>) verkregen. Deze bedraagt:

$$B_w = \frac{T_{via\ w}}{m_w} = \frac{\dot{V}_w \times W}{V_w} \quad (3.60)$$

waarbij:

- $B_w$  = voorlopige blootstellingsfactor water ( $\text{dag}^{-1}$ );
- $\dot{V}_w$  = menselijk waterconsumptie ( $= 2 \text{ l water} \cdot \text{dag}^{-1} \cdot \text{persoon}^{-1}$ );
- $W$  = wereldbevolking ( $= 5 \cdot 10^9$  personen);
- $V_w$  = watervolume modelwereld ( $= 3,5 \cdot 10^{18} \text{ l}$ ).

Bij de huidige aannamen bedraagt de voorlopige blootstellingsfactor voor water  $2,9 \cdot 10^{-9} \text{ dag}^{-1}$ . Dit is voor te stellen als de fractie van een emissie naar water waaraan de gehele wereldbevolking ten gevolge van die emissie per dag zou worden blootgesteld.

*Methodische uitwerking: voorlopige effectfactor water*

De toelaatbare dagelijkse orale inname van een stof – gekwantificeerd in de vorm van een ADI of TDI – is omgekeerd evenredig met de grootte van het toxisch effect bij orale inname van die stof. De inverse van deze waarde is dus evenredig met het toxisch effect, en wordt als voorlopige effectfactor voor inname via (drink)water gehanteerd. De voorlopige effectfactor voor water  $E_w$  bedraagt dan:

$$E_w = \frac{1}{TDI \text{ of } ADI} \quad (3.61)$$

waarbij:

- $E_w$  = voorlopige effectfactor water ( $\text{dag} \cdot \text{kg lichaamsgewicht} \cdot \text{kg}^{-1}$  stof);
- $TDI$  = tolerable daily intake ( $\text{kg stof} \cdot \text{dag}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$  lichaamsgewicht).
- $ADI$  = acceptable daily intake ( $\text{kg stof} \cdot \text{dag}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$  lichaamsgewicht);

*Methodische uitwerking: voorlopige classificatiefactor water*

Analoog aan de voorlopige classificatiefactor lucht kan de voorlopige *humaan-toxicologische classificatiefactor water* (HCW) worden berekend als:

$$HCW = B_w \times E_w = \frac{\dot{V}_w \times W}{V_w \times (TDI \text{ of } ADI)} \quad (3.62)$$

waarbij:

- $HCW$  = voorlopige classificatiefactor water ( $\text{kg lichaamsgewicht} \cdot \text{kg}^{-1}$  stof);
- $\dot{V}_w$  = menselijk waterconsumptie ( $= 2 \text{ l water} \cdot \text{dag}^{-1} \cdot \text{persoon}^{-1}$ );
- $W$  = wereldbevolking ( $= 5 \cdot 10^9$  personen);
- $V_w$  = watervolume modelwereld ( $= 3,5 \cdot 10^{18} \text{ l}$ );
- $TDI$  = tolerable daily intake ( $\text{kg stof} \cdot \text{dag}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$  lichaamsgewicht).
- $ADI$  = acceptable daily intake ( $\text{kg stof} \cdot \text{dag}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$  lichaamsgewicht);

*Methodische uitwerking: voorlopige blootstellingsfactor bodem*

Op analoge wijze als bij de berekening van de voorlopige blootstellingsfactor voor lucht en water kan worden berekend dat een emissie naar bodem  $m_b$  (in kg stof) leidt tot een concentratie in bodem  $C_{in\ b}$  (in  $\text{kg stof} \cdot \text{kg bodem}^{-1}$ ) ter grootte:

$$C_{in\ b} = \frac{m_b}{V_b} \quad (3.63)$$

waarbij  $V_b$  de hoeveelheid bodem (in kg) in de modelwereld is\*.

Inname van stoffen die zich in de bodem bevinden vindt voor het overgrote deel niet plaats door directe consumptie van bodem, maar op indirecte wijze. De diverse inname routes die hierbij een rol spelen en de grootte van de hierdoor optredende inname zijn door het RIVM gemodelleerd, en per stof

\* Hoewel de hoeveelheid bodem in de modelwereld om wille van een consequente notatie als  $V_b$  wordt aangeduid, betreft het dus geen volume, maar een massa.

gekwantificeerd (Van den Berg, 1991). Uit de zo verkregen gegevens over de relatie tussen de concentratie in bodem van iedere stof en dagelijkse inname van elk van de betreffende stoffen zijn op basis van de TDI-waarden voor de diverse stoffen voorlopige *humaan-toxicologische C-waarden* (in kg stof·kg<sup>-1</sup> grond) ontwikkeld. De *humaan-toxicologische C-waarde* is een maat voor de concentratie van een stof in de bodem waarboven sprake is van „ernstig gevaar voor de volksgezondheid”.

De C-waarde is in feite samengesteld uit twee componenten: een component  $p$  waarmee de mate van blootstelling per stof wordt gemodelleerd en een component die een maat is voor het toxicologische effect van de betreffende stof: de met een factor  $N$  gecorrigeerde TDI. De C-waarde is evenredig met de gecorrigeerde TDI en omgekeerd evenredig met  $p$ :

$$C\text{-waarde} = \frac{TDI \times N}{p} \quad (3.64)$$

De mate van blootstelling  $p$  (in kg bodem·kg<sup>-1</sup> lichaamsgewicht·dag<sup>-1</sup>) wordt in de publikatie van Van den Berg niet als zodanig onderscheiden, maar kan met behulp van bovenstaande formule uit de C-waarde worden gereconstrueerd. Daarmee wordt de C-waarde tevens *teruggecorrigeerd* voor de hierin verwerkte – doch inmiddels achterhaalde – onzekerheidsreductiefactor  $N$ :  $N$  wordt „uit de C-waarde gedeeld”.

Zoals het dagelijks ademvolume  $\dot{V}_l$  en de dagelijkse waterconsumptie  $\dot{V}_w$  een maat vormen voor de blootstelling via respectievelijk lucht en water, zo vormt  $p$  een maat voor de blootstelling via de bodem. Het verschil is echter, dat  $\dot{V}_l$  en  $\dot{V}_w$  betrekking hebben op de consumptie door een persoon, terwijl  $p$  per kg lichaamsgewicht wordt uitgedrukt. Om analoog aan  $\dot{V}_l$  en  $\dot{V}_w$  een  $\dot{V}_b$  voor bodem te construeren, moet  $p$  nog worden vermenigvuldigd met het lichaamsgewicht  $M$  van één persoon:

$$\dot{V}_b = p \times M = \frac{TDI \times N \times M}{C\text{-waarde}} \quad (3.65)$$

$\dot{V}_b$  wordt uitgedrukt in kg bodem·dag<sup>-1</sup>·persoon<sup>-1</sup>. Omdat de blootstelling aan stoffen die naar de bodem geëmitteerd worden voornamelijk op indirecte wijze plaatsvindt, heeft  $\dot{V}_b$  een minder aanschouwelijk karakter dan  $\dot{V}_l$  en  $\dot{V}_w$ . Men zou zich  $\dot{V}_b$  kunnen voorstellen als de gefingeerde hoeveelheid „geconsumeerde” bodem, dat wil zeggen de hoeveelheid bodem waaraan de mens *op grond van een specifieke emissie* dagelijks op directe of indirecte wijze wordt blootgesteld. Dat  $\dot{V}_b$  – in tegenstelling tot  $\dot{V}_l$  en  $\dot{V}_w$  – niet voor alle stoffen gelijk is, heeft te maken met het feit dat niet alleen de directe, maar ook de indirecte blootstelling in deze factor is verwerkt. De mate van indirecte blootstelling verschilt per stof, omdat deze afhankelijk is van stoffeigenschappen. Zo zal een mens aan de diepere bodemlagen in zijn tuin alleen worden blootgesteld voor zover zich in die bodem stoffen bevinden die door de daar gelegen (plastic) waterleidingbuizen heen kunnen dringen, en zo in zijn drinkwater terecht kunnen komen.

De dagelijks via de bodem binnengekregen dosis  $\dot{m}_{\text{via } b}$  (in kg stof·dag<sup>-1</sup>·persoon<sup>-1</sup>) van een geëmitteerde stof kan nu worden berekend uit de concentratie  $C_{\text{in } b}$  van die stof in de bodem en de dagelijkse hoeveelheid „geconsumeerde” bodem  $\dot{V}_b$  met betrekking tot die stof:

$$\dot{m}_{\text{via } b} = C_{\text{in } b} \times \dot{V}_b = \frac{m_b \times TDI \times N \times M}{V_b \times C\text{-waarde}} \quad (3.66)$$

De totale dagelijkse menselijke blootstelling  $T_{\text{via } b}$  (in kg stof·dag<sup>-1</sup>) ten gevolge van een bepaalde emissie naar bodem bedraagt dan:

$$T_{\text{via } b} = \dot{m}_{\text{via } b} \times W = \frac{m_b \times TDI \times N \times M \times W}{V_b \times C\text{-waarde}} \quad (3.67)$$

Door deling van  $T_{\text{via } b}$  door de emissie  $m_b$  wordt de *voorlopige blootstellingsfactor voor bodem*  $B_b$

• Hoewel de bij de berekening van de C-waarde gehanteerde uitgangspunten niet volledig overeenkomen met de meest gewenste situatie voor een LCA (bv. het uitgangspunt dat slechts 10% van de hoeveelheid door de mens geconsumeerd gewas afkomstig is van verontreinigde grond) wordt de C-waarde hier gehanteerd als eerste benadering voor de humane toxiciteit van emissies naar bodem. Een meer specifieke benadering van de menselijke blootstelling via emissies naar bodem zal in een later stadium aandacht krijgen.

(in dag<sup>-1</sup>) verkregen. Deze bedraagt:

$$B_b = \frac{TDI \times N \times M \times W}{V_b \times C\text{-waarde}} \quad (3.68)$$

waarbij:

$B_b$  = voorlopige blootstellingsfactor bodem (dag<sup>-1</sup>);

$TDI$  = tolerable daily intake (kg stof·dag<sup>-1</sup>·kg<sup>-1</sup> lichaamsgewicht);

$N$  = bij de TDI behorende onzekerheidsreductiefactor;

$M$  = menselijk lichaamsgewicht (= 70 kg lichaamsgewicht·persoon<sup>-1</sup>);

$W$  = wereldbevolking (= 5·10<sup>9</sup> personen);

$V_b$  = bodemmassa modelwereld (= 2,7·10<sup>16</sup> kg droge stof);

$C$ -waarde = humaan-toxicologische interventiewaarde bodem (kg stof·kg<sup>-1</sup> bodem).

#### Methodische uitwerking: voorlopige effectfactor bodem

Analoog aan de effectfactor voor orale inname via het (drink)water wordt de voorlopige effectfactor voor (directe of indirecte) inname via de bodem  $E_b$  berekend als de inverse van de TDI:

$$E_b = \frac{1}{TDI} \quad (3.69)$$

waarbij:

$E_b$  = voorlopige effectfactor bodem (dag·kg lichaamsgewicht·kg<sup>-1</sup> stof);

$TDI$  = tolerable daily intake (kg stof·dag<sup>-1</sup>·kg<sup>-1</sup> lichaamsgewicht).

Het gebruik van de ADI voor stoffen waarvoor geen TDI bestaat is in dit geval niet zinvol, omdat er voor stoffen waarvoor geen TDI bestaat ook geen humaan-toxicologische C-waarde geformuleerd is, en er voor deze stoffen daarom geen voorlopige blootstellingsfactor berekend kan worden.

#### Methodische uitwerking: voorlopige classificatiefactor bodem

De voorlopige humaan-toxicologische classificatiefactor bodem (HCB) kan worden berekend als:

$$HCB = B_b \times E_b = \frac{M \times W \times N}{V_b \times C\text{-waarde}} \quad (3.70)$$

waarbij:

$HCB$  = voorlopige classificatiefactor bodem (kg lichaamsgewicht·kg<sup>-1</sup> stof);

$M$  = menselijk lichaamsgewicht (= 70 kg lichaamsgewicht);

$W$  = wereldbevolking (= 5·10<sup>9</sup> personen);

$N$  = bij de TDI behorende onzekerheidsreductiefactor;

$V_b$  = bodemmassa modelwereld (= 2,7·10<sup>16</sup> kg droge stof).

#### Berekening van de effectscore

De voorlopige humaan-toxicologische classificatiefactoren voor de compartimenten lucht, water en bodem worden gegeven in een tabel in de bijlage van de handleiding. Als bron voor de benodigde toxiciteitsgegevens is gebruik gemaakt van: Vermeire *et al.* (1991), FAO/WHO (1990), Staarink & Hakkenbrak (1985 en 1987), WHO (1987), Kleijn & Van der Voet (1991), Van den Berg (1991) en Van den Berg & Roels (1991).

Bij het uitvoeren van een praktijkstudie wordt de effectscore per stof berekend door vermenigvuldiging van de bij de functionele eenheid behorende emissies naar de diverse compartimenten met de bijbehorende (voorlopige) classificatiefactoren. Alle effectscores van de emissies naar lucht, water en bodem kunnen worden opgeteld, en leveren dan de totale effectscore voor *humane toxiciteit*:

$$\text{humane toxiciteit} = \sum_i ((HCL_i \times m_{l,i}) + (HCW_i \times m_{w,i}) + (HCB_i \times m_{b,i})) \quad (3.71)$$

waarbij:

*humane toxiciteit* = hoeveelheid verontreinigd lichaamsgewicht (kg lichaamsgewicht);

$m_{l,i}$  = emissie naar lucht (kg stof  $i$ );

$m_{w,i}$  = emissie naar water (kg stof  $i$ );

$m_{b,i}$  = emissie naar bodem (kg stof  $i$ );

$HCL_i$  = voorlopige humaan-toxicologische classificatiefactor lucht (kg lichaamsgewicht $\cdot$ kg $^{-1}$  stof  $i$ );

$HCW_i$  = voorlopige humaan-toxicologische classificatiefactor water (kg lichaamsgewicht $\cdot$ kg $^{-1}$  stof  $i$ );

$HCB_i$  = voorlopige humaan-toxicologische classificatiefactor bodem (kg lichaamsgewicht $\cdot$ kg $^{-1}$  stof  $i$ );

Dit kan worden voorgesteld als de totale hoeveelheid tot aan de grens van „maximale toelaatbaarheid” verontreinigd menselijk lichaamsgewicht waarvoor de functionele eenheid verantwoordelijk kan worden gesteld. In verband met het hanteren van *voorlopige* blootstellingsfactoren, dient de effectscore met nadruk als indicatief te worden beschouwd. Wanneer het streefmodel voor de classificatie van toxische stoffen (Guinée & Heijungs, 1992) is geïmplementeerd, is een betere benadering mogelijk.

### 3.3.4 Ecotoxiciteit

Bij de classificatie van ecotoxische emissies wordt een onderscheid gemaakt tussen toxiciteit voor aquatische ecosystemen en toxiciteit voor terrestrische ecosystemen. Zoet- en zoutwaterecosystemen worden niet apart onderscheiden. De emissies naar grondwater en sediment zullen voorlopig onder aquatische respectievelijk terrestrische ecotoxiciteit ressorteren, omdat emissies naar deze compartimenten vrijwel altijd op indirecte wijze plaatsvinden, en dus niet los gezien kunnen worden van processen die in het milieu plaatsvinden (en die voorlopig buiten beschouwing gelaten worden). Over de ecotoxische werking van stoffen die via de lucht worden opgenomen bestaan eveneens zeer weinig gegevens. Emissies van toxische stoffen naar lucht zullen daarom voorlopig alleen op hun humaan-toxische werking beoordeeld kunnen worden; zie §3.3.3.

#### *Methodische principes: de voorlopige blootstellingsfactor*

Voor het berekenen van ecotoxicologische blootstellingsfactoren kan een minder complexe benadering worden gevolgd dan voor het berekenen van humaan-toxicologische blootstellingsfactoren. Dit heeft te maken met het feit dat de beschikbare toxiciteitsgegevens direct het verband weergeven tussen de concentratie van een stof in het milieu en de ecotoxische potentie van die stof. De concentratie in een milieucompartiment behoeft dus niet eerst in verband gebracht te worden met de dagelijkse inname via dat compartiment, zoals bij het berekenen van de humane blootstellingsfactor. De ecotoxicologische blootstellingsfactor is daarmee uitsluitend afhankelijk van partitie-, afbraak- en immobilisatieprocessen in het milieu. Omdat deze processen op het moment dat dit rapport verscheen nog onvoldoende konden worden gekwantificeerd, worden de *voorlopige blootstellingsfactoren*  $B_a$  en  $B_t$  voor respectievelijk aquatische en terrestrische ecosystemen op 1 gesteld.

#### *Methodische principes: de voorlopige effectfactor*

Bij het afleiden van ecotoxicologische effectfactoren moet rekening gehouden worden met de extra complicatie, dat hierbij – anders dan bij humane toxiciteit – de toxische effecten voor een groot aantal soorten onder één noemer gebracht worden. De effecten voor een geheel ecosysteem moeten zo goed mogelijk worden ingeschat op basis van de beschikbare toxiciteitsgegevens van een relatief klein aantal individuele soorten. Deze situatie is in principe vergelijkbaar met het afleiden van humane toxiciteitsgegevens op basis van proefdierexperimenten: de experimentele gegevens moeten nu echter worden geëxtrapoleerd van het proefdier naar een ecosysteem in plaats van naar de mens. De in beide gevallen gehanteerde extrapolatiemethoden hebben dan ook een vergelijkbaar karakter.

Bij het RIVM is een voorstel ontwikkeld voor een methode voor de beoordeling van het ecotoxische effect van stoffen die via water en bodem worden opgenomen met behulp van zogenaamde *maximum tolerable concentrations* (MTC's) (Slooff, 1992). De basis van deze methode wordt gevormd door twee afzonderlijke methoden, die door hem respectievelijk als de verfijnde (*refined*) en de voorlopige (*preliminary*) methode worden gekarakteriseerd. Beide methoden gaan uit van een bescherming van tenminste 95% van de individuen die deel uitmaken van het water- respectievelijk bodemecosysteem, gebaseerd op de normen voor afzonderlijke stoffen.

De *verfijnde methode* is gebaseerd op een voorstel van Van Straalen & Denneman (1989), dat later



nog is aangepast door Aldenberg & Slob (1991). Deze methode heeft als voordeel dat de grensconcentratie van een stof waarbij juist 95% van de organismen beschermd wordt redelijk goed te benaderen is. Het nadeel van deze methode is echter, dat zij op dit moment niet algemeen toepasbaar is, omdat voor veel stoffen de hiervoor benodigde gegevens ontbreken.

De *voorlopige methode* is de zogenaamde *EPA-methode* (EPA, 1984), waarin door het RIVM een aantal modificaties zijn aangebracht (Van de Meent *et al.*, 1990). Met deze methode kan slechts een grove benadering worden gemaakt van de grensconcentratie waarbij 95% van de individuen van een ecosysteem beschermd worden. Omdat het risico van een uitschieter naar de „verkeerde kant” van de grens (minder dan 95% beschermd) bij een grove benadering in principe groter is dan bij een nauwkeurige benadering, is de voorlopige methode conservatiever dan de verfijnde methode: om bij de normstelling aan de „veilige” kant te blijven is de gekozen veiligheidsmarge gemiddeld groter. De grootte van de te kiezen veiligheidsmarge wordt afhankelijk gesteld van de hoeveelheid beschikbare gegevens, maar is niet wetenschappelijk onderbouwd.

Het voorstel van Slooff (1992) houdt in dat afhankelijk van de hoeveelheid beschikbare gegevens per stof de verfijnde dan wel de voorlopige methode gehanteerd wordt, waarbij de verfijnde methode uiteraard de voorkeur geniet. De op deze wijze bepaalde grensconcentratie is de MTC.

Omdat een MTC op twee verschillende - onderling niet vergelijkbare - wijzen tot stand gekomen kan zijn, is de hoogte van de MTC niet rechtstreeks gecorreleerd met de toxiciteit van een stof: voor stoffen waarvan weinig gegevens beschikbaar zijn is de MTC relatief laag (dus conservatief). Met andere woorden: MTC's van verschillende stoffen zijn onderling niet zonder meer vergelijkbaar. Omdat een onderlinge vergelijkbaarheid van normen die als basis voor de classificatie dienen voor LCA een vereiste is, is de MTC hiervoor niet zonder meer geschikt.

Om een praktische implementatie mogelijk te maken, wordt voorlopig de EPA-methode als uitgangspunt gehanteerd voor het afleiden van een „MTC” voor terrestrische en aquatische ecosystemen. De op deze wijze afgeleide „MTC's” zullen ter onderscheiding worden aangeduid als  $MTC_{EPA}$ . Op basis hiervan worden voor water en bodem aparte classificatiefactoren onderscheiden: respectievelijk de ECA (ecotoxicologische classificatiefactor voor aquatische ecosystemen) en de ECT (ecotoxicologische classificatiefactor voor terrestrische ecosystemen).

#### *Methodische uitwerking: voorlopige classificatiefactoren*

Omdat de voorlopige blootstellingsfactor op 1 gesteld is, behoeft alleen de voorlopige effectfactor nader te worden uitgewerkt. De ecotoxicologische effectfactor wordt afgeleid van toxiciteitsgegevens zoals de *no observed effect concentration* (NOEC), de *lethal concentration for 50% of the organisms* ( $LC_{50}$ ) en de *effect concentration for 50% of the organisms* ( $EC_{50}$ ) voor individuele aquatische dan wel terrestrische soorten, of van een zogenaamde QSAR-schatting (QSAR = *quantitative structure-activity relationship*) van één van deze gegevens. De  $MTC_{EPA}$  wordt van deze gegevens afgeleid door vermenigvuldiging van het betreffende toxiciteitsgegeven met een veiligheidsfactor, waarvan de grootte afhankelijk is van de hoeveelheid en de kwaliteit van de beschikbare toxiciteitsgegevens. De grootte van deze veiligheidsfactoren wordt vermeld in de tabellen 3.2 en 3.3 (Slooff, 1992).

Indien voor één soort verschillende gelijkwaardige toxiciteitsgegevens bepaald zijn met dezelfde toxicologische parameter, wordt van deze gegevens het geometrisch gemiddelde gehanteerd\*. Indien de toxicologische parameters verschillend zijn wordt de laagste waarde genomen.

Als bron van toxiciteitsgegevens voor aquatische organismen is gebruik gemaakt van het toxicologische basisrapport van de *Derde Nota Waterhuishouding* (Stortelder *et al.*, 1989). De hierin vermelde zogenoemde „laagste NOEC voor ééncellige algen, weekdieren, kreeftachtigen en vissen” zijn in feite vaak schattingen op basis van andere toxicologische gegevens, maar zijn hier niettemin als laagste NOEC voor deze groepen van organismen beschouwd. Als bron van toxiciteitsgegeven voor

\* Het geometrisch gemiddelde  $\Gamma$  is de  $e$ -macht van het gemiddelde van de natuurlijke logaritmen van de individuele waarden:

$$\Gamma = \exp \left[ \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \ln a_i \right] = \left[ \prod_{i=1}^N a_i \right]^{1/N}$$

TABEL 3.2. Procedure voor het bepalen van de  $MTC_{EPA}$  voor aquatische ecosystemen.

vereiste informatie	extrapolatiefactor
laagste acute $L(E)C_{50}$ of QSAR-schatting voor acute toxiciteit	0,001
laagste acute $L(E)C_{50}$ of QSAR-schatting voor acute toxiciteit voor tenminste één vertegenwoordiger uit elk van de <i>algen</i> , <i>kreeftachtigen</i> en <i>vissen</i>	0,01
laagste chronische NOEC of QSAR-schatting voor chronische toxiciteit voor tenminste één vertegenwoordiger uit elk van de <i>algen</i> , <i>kreeftachtigen</i> en <i>vissen</i> <sup>†</sup>	0,1*

\* Indien minder dan 3 chronische NOEC's beschikbaar zijn, maar wel gegevens over acute toxiciteit, worden met behulp van de beschikbare informatie zowel de onderste als één van de twee bovenste procedures doorlopen, en wordt de laagst verkregen waarde gebruikt. Indien minder dan drie chronische NOEC's beschikbaar waren, en geen gegevens over acute toxiciteit, werd in overleg met Slooff de laagste NOEC met een extrapolatiefactor 0,01 vermenigvuldigd.

† Het gebruik van *MicroTox*-data is toegestaan.

TABEL 3.3. Procedure voor het bepalen van de  $MTC_{EPA}$  voor terrestrische ecosystemen.

vereiste informatie	extrapolatiefactor
laagste acute $L(E)C_{50}$ of QSAR-schatting voor acute toxiciteit	0,001
laagste acute $L(E)C_{50}$ of QSAR-schatting voor acute toxiciteit voor tenminste één vertegenwoordiger uit drie van de vier groepen <i>microbiële processen</i> , <i>regenwormen</i> , <i>geleedpotigen</i> en <i>planten</i>	0,01
laagste chronische NOEC of QSAR-schatting voor chronische toxiciteit voor tenminste één vertegenwoordiger uit drie van de vier groepen <i>microbiële processen</i> , <i>regenwormen</i> , <i>geleedpotigen</i> en <i>planten</i>	0,1*

\* Indien minder dan 3 chronische NOEC's beschikbaar zijn, maar wel gegevens over acute toxiciteit, worden met behulp van de beschikbare informatie zowel de onderste als één van de twee bovenste procedures doorlopen, en wordt de laagst verkregen waarde gebruikt. Indien minder dan drie chronische NOEC's beschikbaar waren, en geen gegevens over acute toxiciteit, werd in overleg met Slooff de laagste NOEC met een extrapolatiefactor 0,01 vermenigvuldigd.

terrestrische ecosystemen zijn de bijlagen bij de RIVM-rapporten van Van de Meent *et al.* (1990) en Denneman & Van Gestel (1990) gebruikt.

De effectfactor voor aquatische ecosystemen  $E_a$  is omgekeerd evenredig met de maximaal toelaatbare concentratie  $MTC_{EPA}$ , en bedraagt:

$$E_a = \frac{1}{MTC_{EPA}} \quad (3.72)$$

en de effectfactor voor terrestrische ecosystemen kan op analoge wijze worden berekend als:

$$E_t = \frac{1}{MTC_{EPA}} \quad (3.73)$$

De ecotoxicologische classificatiefactor voor aquatische ecosystemen (ECA) bedraagt:

$$ECA = B_a \times E_a = \frac{1}{MTC_{EPA}} \quad (3.74)$$

waarbij:

$ECA$  = voorlopige ecotoxicologische classificatiefactor voor aquatische ecosystemen ( $m^3$  water  $\cdot mg^{-1}$  stof);

$MTC_{EPA}$  = maximum tolerable concentration, bepaald volgens de EPA-methode voor het betreffende compartiment ( $mg$  stof  $\cdot m^{-3}$  water).

De ecotoxicologische classificatiefactor voor terrestrische ecosystemen (ECT):

$$ECT = B_i \times E_i = \frac{1}{MTC_{EPA}} \quad (3.75)$$

waarbij:

$ECT$  = voorlopige ecotoxicologische classificatiefactor voor terrestrische ecosystemen (kg bodem · mg<sup>-1</sup> stof);

$MTC_{EPA}$  = maximum tolerable concentration, bepaald volgens de EPA-methode voor het betreffende compartiment (mg stof · kg<sup>-1</sup> bodem).

### Berekening van de effectscores

De voorlopige ecotoxicologische classificatiefactoren voor de compartimenten water en bodem worden gegeven in de desbetreffende tabel in de bijlage van de handleiding. Bij het uitvoeren van een praktijkstudie wordt de effectscore per stof berekend door vermenigvuldiging van de bij de functionele eenheid behorende emissies naar de betreffende compartimenten met de bijbehorende (voorlopige) classificatiefactoren. De effectscore voor aquatische ecotoxiciteit kan worden berekend als:

$$\text{aquatische ecotoxiciteit} = \sum_i ECA_i \times m_{w,i} \quad (3.76)$$

waarbij:

*aquatische ecotoxiciteit* = hoeveelheid verontreinigd aquatisch ecosysteem (m<sup>3</sup> water);

$m_{w,i}$  = emissies naar water (mg stof  $i$ );

$ECA_i$  = voorlopige ecotoxicologische classificatiefactor voor aquatische ecosystemen (m<sup>3</sup> water · mg<sup>-1</sup> stof  $i$ ).

De effectscore voor terrestrische ecotoxiciteit wordt berekend door:

$$\text{terrestrische ecotoxiciteit} = \sum_i ECT_i \times m_{b,i} \quad (3.77)$$

waarbij:

*terrestrische ecotoxiciteit* = hoeveelheid verontreinigd terrestrisch ecosysteem (kg bodem);

$m_{b,i}$  = emissies naar bodem (mg stof  $i$ );

$ECT_i$  = voorlopige ecotoxicologische classificatiefactor voor terrestrische ecosystemen (kg bodem · mg<sup>-1</sup> stof  $i$ ).

De resulterende getallen *terrestrische ecotoxiciteit* en *aquatische ecotoxiciteit* hebben als eenheid kg bodem respectievelijk m<sup>3</sup> water, en zijn voor te stellen als de hoeveelheid juist tot aan de  $MTC_{EPA}$  verontreinigd terrestrisch respectievelijk aquatisch ecosysteem. In deze voorlopige methode is de *critical-volumes*-benadering dus voor wat betreft de classificatie van ecotoxiciteit gehandhaafd. Ook hier geldt dat in verband met het hanteren van *voorlopige* blootstellingsfactoren, de effectscore met nadruk als indicatief dient te worden beschouwd. Wanneer het streefmodel voor de classificatie van toxische stoffen (Guinée & Heijungs, 1992) is geïmplementeerd, is een betere benadering mogelijk.

### 3.3.5 Verzuring

Voor de berekening van de *acidification potential* (AP) van een stof  $i$  wordt gebruik gemaakt van het aantal H<sup>+</sup>-ionen dat potentieel per mol afgesplitst kan worden. Deze is bekend als de stoichiometrische coëfficiënt  $\nu$  uit de reactievergelijking



waarin  $X$  de verzurende stof voorstelt. Omdat milieuingrepen niet per mol maar per kg emissie gegeven zijn moet er door de molecuulmassa  $M$  van de stof worden gedeeld:

$$\eta \text{ (mol} \cdot \text{kg}^{-1}) = \frac{\nu}{M \text{ (kg} \cdot \text{mol}^{-1})} \quad (3.79)$$

De *acidification potential* van een stof  $i$  ( $AP_i$ ) wordt nu gegeven door  $\eta_i$  te delen door  $\eta_{ref}$ . Er is gekozen voor SO<sub>2</sub> als referentiestof.

$$AP_i = \frac{\eta_i (\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1})}{\eta_{\text{SO}_2} (\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1})} \quad (3.80)$$

Een overzicht van de berekende waarden voor de diverse verzurende stoffen staat in tabel 3.4.

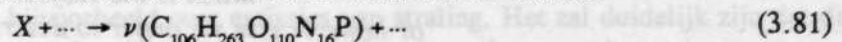
TABEL 3.4. Overzicht van de berekening van de *acidification potential* voor diverse verzurende stoffen.

verbinding	reactievergelijking	$\nu$	$M$ (kg·mol <sup>-1</sup> )	$\eta$ (mol·kg <sup>-1</sup> )	AP
SO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub> + H <sub>2</sub> O + O <sub>3</sub> → 2H <sup>+</sup> + SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> + O <sub>2</sub>	2	64	1/32	1,00
NO	NO + O <sub>3</sub> + ½H <sub>2</sub> O → H <sup>+</sup> + NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> + ¼O <sub>2</sub>	1	30	1/30	1,07
NO <sub>2</sub>	NO <sub>2</sub> + ½H <sub>2</sub> O + ¼O <sub>2</sub> → H <sup>+</sup> + NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1	46	1/46	0,70
NO <sub>x</sub> *	-	1	46	1/46	0,70
NH <sub>3</sub>	NH <sub>3</sub> + 2O <sub>2</sub> → H <sup>+</sup> + NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> + H <sub>2</sub> O	1	17	1/17	1,88
HCl	HCl → H <sup>+</sup> + Cl <sup>-</sup>	1	36,5	2/73	0,88
HF	HF → H <sup>+</sup> + F <sup>-</sup>	1	20	1/20	1,60

\* Voor NO<sub>x</sub> is hier uitgegaan van een gemiddelde waarde van x van 2.

### 3.3.6 Vermesting

Voor de berekening van de *nutrification potential* (NP) van een stof *i* wordt gebruik gemaakt van de gemiddelde samenstelling van algen: C<sub>106</sub>H<sub>263</sub>O<sub>110</sub>N<sub>16</sub>P (Eijsackers *et al.*, 1985), die als representatief voor de gemiddelde samenstelling van biomassa wordt beschouwd. Zoals besproken bij de introductie van het NP-begrip (§3.2.9), worden alleen de emissies van stikstof- en fosforhoudende stoffen als vermistend beschouwd. Er wordt van iedere nutriënt X nagegaan hoeveel hij bijdraagt aan de vorming van biomassa, gegeven een onbeperkte toevoer van de andere vermistende stoffen:



Wanneer dode biomassa geïmitteerd wordt, kan de voor afbraak benodigde O<sub>2</sub> gemeten worden als chemisch zuurstofverbruik (CZV). Er kan vanuit gegaan worden dat door een mol biomassa een hoeveelheid van 138 mol O<sub>2</sub> nodig is:



Wanneer er een opgave is van het biologische zuurstofverbruik (BZV) kan dit vaak omgerekend worden in een hoeveelheid CZV. De verhouding verschilt per situatie.

Net als bij verzuring moet de stoïchiometrische coëfficiënt  $\nu$  door de molecuulmassa  $M$  van de stof worden gedeeld\*:

$$\eta (\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1}) = \frac{\nu}{M (\text{kg} \cdot \text{mol}^{-1})} \quad (3.83)$$

De *nutrification potential* van een stof *i* (NP<sub>*i*</sub>) wordt nu gegeven door  $\eta_i$  te delen door  $\eta_{\text{ref}}$ . Er is gekozen voor PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> als referentiestof.

$$NP_i = \frac{\eta_i (\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1})}{\eta_{\text{PO}_4^{3-}} (\text{mol} \cdot \text{kg}^{-1})} \quad (3.84)$$

\* Hieruit volgt dat stikstof en fosfor in een massaverhouding in een verhouding 31 ÷ 224 = 1 ÷ 7,23 worden opgeteld. Dit wijkt af van de verhouding 1 ÷ 10 die in het Milieuprogramma 1992-1995 (VROM, 1991a) als beleidsindicator op grond van de emissieverhouding wordt gehanteerd.

Een overzicht van de berekende waarden voor de diverse vermistende stoffen staat in tabel 3.5.

TABEL 3.5. Overzicht van de berekening van de *nutrification potential* voor diverse vermistende stoffen.

verbinding	$\nu$	$M$ (kg·mol <sup>-1</sup> )	$\eta$ (mol·kg <sup>-1</sup> )	NP
N	1/16	14	1/224	0,42
NO	1/16	30	1/480	0,20
NO <sub>2</sub>	1/16	46	1/736	0,13
NO <sub>x</sub> *	1/16	46	1/736	0,13
NO <sub>3</sub>	1/16	62	1/992	0,10
NH <sub>3</sub>	1/16	17	1/272	0,35
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1/16	18	1/288	0,33
P	1	31	1/31	3,06
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	1	95	1/95	1,00
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	2	142	1/71	1,34
CZV (gemeten als O <sub>2</sub> )	1/138	32	1/4416	0,022

\* Voor NO<sub>x</sub> is hier uitgegaan van een gemiddelde waarde van x van 2.

### 3.4 Discussie

*Our perceptual knowledge of nature consists of the breaking up of a whole which is the subject matter of perceptual experience - or however else we prefer to describe the ultimate experienced fact. This whole is discriminated as being a complex of related entities, each having determinate qualities and relations and being a subject concerning which our perceptions, either directly or indirectly, afford definite information.*

ALFRED NORTH WHITEHEAD, *An enquiry concerning the principles of natural knowledge.*

Hierboven is een begin gemaakt met de uitwerking van classificatiefactoren voor een breed spectrum aan milieuproblemen. Het feit dat een aantal van deze classificatiefactoren verdere uitwerking, c.q. verbetering behoeven moet op deze plaats nogmaals benadrukt worden. De voorstellen voor classificatie die in dit stuk gedaan zijn, zijn geen eindpunten maar behoeven verdere studie in tenminste twee richtingen:

- validatie, verbetering en ontwikkeling van de verschillende factoren;
- uitwerking van de factoren voor generieke classificaties op lager schaal niveau.

Validatie, verbetering, verdere ontwikkeling en regelmatige aanpassing zijn nodig voor verschillende classificatiefactoren die hierboven voorgesteld zijn\*. Om dit proces te coördineren en

\* Misschien zou het toevoegen van multicompartmentale verspreidingsmodellen van Mackay zoals gebruikt voor de HTP, TETP en AETP (Guinée & Heijungs, 1992) een verbeterpunt voor een aantal stofgerelateerde classificatiefactoren kunnen zijn. Nu worden bijvoorbeeld broeikas effecten alleen van emissies naar de lucht beoordeeld. Als dezelfde of equivalente stoffen bijvoorbeeld naar water (bv. kooldioxyde in de vorm van carbonaat) worden geëmitteerd en dan verdampen worden ze niet op hun broeikas effect beoordeeld. Het uitbreiden van bestaande modellen met Mackay-achtige multicompartmentale

te autoriseren is het van groot belang wetenschappelijke discussiepanels te vormen voor de diverse classificatiefactoren. Voor sommige classificatiefactoren, zoals de GWP, de ODP en de POCP, zijn voor die specialisten discussiepanels opgericht die de internationale wetenschappelijke onderzoeksresultaten coördineren en autoriseren. Zo is er voor de ODP het *Scientific Assessment Panel* onder de auspiciën van de *World Meteorological Organization* (WMO), voor de GWP *Working Group I* van het *International Panel on Climate Change* (IPCC) onder de auspiciën van de WMO en de *United Nations Environment Programme* (UNEP), en voor de POCP de *Working Group on Volatile Organic Compounds* onder de auspiciën van de *United Nations Economic Commission for Europe* (UNECE). Toxiciteit heeft eigenlijk nog niet een echt vaste plaats gekregen en het zou een goed idee zijn als voor dit, en ook voor de andere problemen zoals verzuring, vermesting etc., soortgelijke wetenschappelijke discussiepanels opgericht zouden worden. Zo zou in een toekomstig panel „toxiciteit” de door Guinée & Heijungs (1992) voorgestelde HTP en TETP/AETP concepten besproken kunnen worden\*. Zo'n ontwikkeling zou zeker leiden tot de ontwikkeling van een meer homologe en internationaal-wetenschappelijk geautoriseerde classificatie.

De andere richting van verdere studie betreft de mogelijkheden en obstakels naar een meer ruimtelijk gedifferentieerde opzet van de classificatie. In een eerdere paragraaf is al gesteld dat een „lokatie-specifieke” classificatie op welk schaalniveau dan ook in het kader van LCA's geen haalbare kaart is. Aan de andere kant is ook gebleken dat het voor een aantal probleemttypen eigenlijk gewenst - of soms zelfs noodzakelijk - is (vermesting, verzuring, verdroging, etc.) om de classificatie ruimtelijk verder te differentiëren dan generiek op mondiaal niveau. Als eerste stap op weg naar zo'n ruimtelijke gedifferentieerde opzet van de classificatie, zou overwogen kunnen worden de wereld in bijvoorbeeld tien gebieden op te delen en per gebied de verschillende classificatiefactoren generiek te bepalen.

Op basis van de voorgestelde classificatiefactoren kan nu een lijst van alle relevante milieuingrepen, waarover in de inventarisatie gegevens verzameld zouden moeten worden, worden opgesteld. Deze lijst kan de basis vormen voor de verdere uitwerking van het format voor de opslag van procesgegevens van de inventarisatie. Zo'n lijst is niet in dit rapport opgenomen; de classificatiefactoren die nu in de bijlage van de handleiding staan vormen een aanzet voor een systematische lijst. De lijst en de uitwerking van het format zal wel regelmatig een bijstelling moeten ondergaan, evenals de classificatiefactoren zelf. Van een aantal milieuproblemen is aangegeven hoe de classificatiefactoren daarvoor uitgewerkt kunnen worden. Als dit laatste gebeurt zullen er in de inventarisatie ook gegevens voor moeten worden verzameld, bijvoorbeeld over emissies van straling. Het zal duidelijk zijn dat dit veel extra werk zal kosten, en dat de afweging zal moeten worden gemaakt tussen het streven naar een de gehele breedte van de milieuproblemen dekkende LCA versus de kosten, het werk en de tijd die daarmee gepaard zullen gaan.

gevallet tot een beoordeling te komen moet er een afweging van de diverse effectscores worden gemaakt. Daarvoor staan tenminste twee methoden ter beschikking:

- de kwalitatieve multicriteria-analyse;
- de kwantitatieve multicriteria-analyse.

De zijn verzamelingen waaronder verschillende realistische kunnen vallen (Jaassen, 1991; Ministerie van Financiën, 1985). Bij beide methoden zijn zowel methodische als procedurele aspecten van belang. De methodische aspecten zullen de hoofdzaak van de twee volgende paragrafen vormen. De procedurele aspecten betreffen vooral vragen als „wie evalueert of besluit?” en „welke informatie krijgen de betrokken?”

Bij de kwalitatieve methode is er sprake van een individua of forum van individuen, die per geval een min of meer impliciete afweging maken van de belien en de slechtste effectscores. De methode is niet eenduidig: wanneer dezelfde twee milieuproblemen door twee verschillende individuen of fora van individuen worden beoordeeld, kan dat tot verschillende beoordelingen leiden.

verspreidingsmodellen zou deze mogelijke tekortkoming van bestaande broeikasmodellen kunnen opvangen.

- Op een symposium over LCA in Potsdam hebben wij gesuggereerd om zo'n toxiciteitspanel op te richten. Daar werd enthousiast op gereageerd en momenteel wordt door prof. Bro-Rasmussen van de *Technical University of Denmark* initiatieven ondernomen om een dergelijk panel ook echt van de grond te krijgen.

## HOOFDSTUK 4

# EVALUATIE

In de evaluatie vindt de uiteindelijke beoordeling van het milieuprofiel van het onderzochte produkt of de onderzochte produkten plaats. De aard van de beoordeling wordt bepaald door de aard van de toepassing. In de meeste gevallen zal er sprake zijn van een vergelijkende beoordeling. Dit is bv. het geval bij informatie over een assortiment produkten die dezelfde functie vervullen, bij produktregulering van overheidswege, en bij de vergelijking tussen een produkt en één of meer herontwerpen van dat produkt.

Alleen bij het opsporen van opties om een produkt te verbeteren is er sprake van een zelfstandige beoordeling. In de verbeteranalyse wordt kennis van de levenscyclus van één produkt gebruikt om tot aanbevelingen voor herontwerp of een andere procesvoering te komen. Hierbij moet uiteraard geprioriteerd worden: is het belangrijker om de verzuring of het broeikas-effect aan te pakken? Of vanuit de inventarisatie: moet de emissie van van  $\text{NO}_x$  of van cadmium gereduceerd worden?

De uitwerking van de evaluatie zal met deze verschillende typen evaluatie (tussen produkten of binnen een produkt) rekening moeten houden.

Na de classificatie heeft men de beschikking over een (genormaliseerd) milieuprofiel, dat bestaat uit tien tot twintig effectscores. Alleen bij een vergelijking van produktalternatieven kan men de effectscores voor de verschillende alternatieven met elkaar vergelijken, en in enkele gevallen zonder verdere weging tot een uitspraak komen. Dit is alleen mogelijk wanneer het ene produktalternatief op alle effectscores beter is dan het andere. Deze ongewogen vergelijking is als laatste element van stap 3.3 in de classificatie geplaatst, omdat de essentiële inbreng van de evaluatie - een afweging van preferenties - niet nodig is.

In veel gevallen zal het ene produktalternatief echter beter scoren op de ene effectscore maar slechter op de andere. Om ook in die gevallen tot een beoordeling te komen moet er een afweging van de diverse effectscores worden gemaakt. Daarvoor staan tenminste twee methoden ter beschikking:

- de kwalitatieve multicriteria-analyse\*;
- de kwantitatieve multicriteria-analyse.

Dit zijn verzamelingen waaronder verschillende realisaties kunnen vallen (Janssen, 1991; Ministerie van Financiën, 1986). Bij beide manieren zijn zowel methodische als procedurele aspecten van belang. De methodische aspecten zullen de hoofdmoot van de twee volgende paragrafen vormen. De procedurele aspecten betreffen vooral vragen als „wie evalueert of evalueren?” en „welke informatie krijgen de betrokkenen?”.

Bij de kwalitatieve methode is er sprake van een individu of forum van individuen, die per geval een min of meer impliciete afweging maken van de betere en de slechtere effectscores. De methode is niet eenduidig: wanneer dezelfde twee milieuprofielen door twee verschillende individuen of fora van individuen worden beoordeeld, kan dat tot verschillende beoordelingen leiden.

\* Behalve de term multicriteria-analyse (MCA) komt men ook de termen multicriteria-methode en multicriteria-evaluatie tegen.

De kwalitatieve MCA heeft weinig methodische aspecten\*. Een vraag van methodische aard betreft de wijze waarop de milieuprofielen ter beoordeling moeten worden aangeboden. Dit hangt samen met de (impliciete?) manier waarop het individu of de commissie tot een afweging komt. Mogelijk baseert men een oordeel op de bijdrage aan de milieuproblemen zoals die momenteel optreden. In dat geval vormt het genormaliseerde milieuprofiel van stap 3.4 de juiste ingang. Een andere mogelijkheid is de milieuprofielen op een andere wijze van meer betekenis te voorzien, bv. door ze te relateren aan duurzaamheidsniveaus. Bij de uitwerking van de methodische aspecten van de kwantitatieve MCA (§4.1) zal hier nader op ingegaan worden. Wat betreft het procedurele aspect zouden bv. in het kader van een gedragscode voor LCA's eisen aan de samenstelling en werkwijze van een forum van deskundigen kunnen worden gesteld. Hierop wordt verder in dit rapport niet ingegaan.

De kwantitatieve MCA werkt met weegfactoren, waarmee een expliciete weging van de effectscores wordt uitgevoerd. Ze bestaat uit twee afzonderlijke gedeelten. Het eerste gedeelte behelst de opstelling van weegfactoren. Dit kan per geval gebeuren. Het ligt echter voor de hand om naar een standaard te streven, niet aan de hand van een concrete studie, maar aan de hand van meer abstracte kennis. Hierna kunnen deze weegfactoren voor iedere studie worden toegepast om een weging tussen de effectscores uit te voeren. De evaluatie krijgt hierdoor een structuur die op die van de classificatie lijkt: er is ooit door een commissie van deskundigen een lijst met „evaluatiefactoren” gepubliceerd, die bij een concrete produktstudie in een eenvoudige formule wordt gebruikt.

Een lijst met weegfactoren, of een (inter)nationale commissie van deskundigen, bestaat nog niet. In de handleiding is de kwantitatieve MCA dan ook nog niet geoperationaliseerd. In dit hoofdstuk zal wel worden aangegeven welke mogelijkheden er zijn om tot operationalisatie hiervan te komen.

Behalve de bovenstaande twee methodes zijn er nog andere methoden denkbaar. In de *hiërarchische uitsluitingsmethode* bv. stelt de gebruiker een absolute prioriteit aan één milieueffect. Een produkt dat op dat ene aspect beter is, is daarmee over het geheel beter dan de ander. Zijn de milieuprofielen op dat aspect gelijk dan volgt een tweede criterium. Bij gebruik van dit type evaluatie is het efficiënt om in de classificatie niet het gehele milieuprofiel op te stellen, maar alleen het belangrijkste of de belangrijkste twee milieueffecten te berekenen. Omdat deze methode niet veel recht doet aan een zo integraal mogelijke en zoveel mogelijk gekwantificeerde LCA wordt zij door veel mensen als een te botte bijl gezien. De methode is ongevoelig voor meer subtiele afwegingen waarbij veel licht schadelijke emissies misschien erger zijn dan enkele zeer schadelijke emissies. Bovendien is voor toepassing vaak een andere wijze van classificeren gewenst, omdat de uitsluitingscriteria niet op het niveau van verzuring en dergelijke gelegen zijn, maar gebruik maken van criteria als „bevat zwarte lijststof” of „bevat tropisch hardhout”. In de bespreking van de evaluatie zal deze methode verder niet aan bod komen als een methode die in een LCA gehanteerd kan worden. Dat de methode hier wel genoemd wordt hangt samen met de mogelijkheden voor snel gebruik voor informatieve toepassingen, zoals bijvoorbeeld in Elkington & Hailes (1989).

De tweede en derde methode zijn een multicriteria-analyse (MCA).

Een beoordeling van een milieuprofiel hangt samen met de betrouwbaarheid van het milieuprofiel. Of het nu om een geformaliseerde of een *ad-hoc*-afweging gaat, de onzekerheid in de effectscores kan een beoordeling zinloos maken. De evaluatie bevat daarom tevens een beoordeling van de betrouwbaarheid van het milieuprofiel.

In de handleiding is de evaluatie dus gestructureerd in twee stappen:

- evaluatie van de milieuprofielen (stap 4.1);
- evaluatie van de betrouwbaarheid en de validiteit (stap 4.2).

In de achtergronden zal van stap 4.1 de technische eisen ten aanzien van de kwantitatieve methode worden uitgewerkt. De procedurele aspecten zijn meer een onderwerp voor onderhandelingen binnen een gedragscode. Uit de technische eisen volgen echter wel enige aanbevelingen voor de vraagstelling in zo'n procedure.

\* Volgens sommigen verdient zij daarom ook niet de kwalificatie „methode”, en is het uitsluitend een procedure.



## 4.1 De kwantitatieve multicriteria-analyse

De technische aspecten van een kwantitatieve multicriteria-analyse (MCA) worden in deze paragraaf behandeld. Zowel de de constructie van de milieuidex\* als de constructie van de weegfactoren zullen worden behandeld. Bij de behandeling van de constructie van de weegfactoren zullen alleen de technische eisen aan de orde komen.

### 4.1.1 Constructie van de milieuidex

In een kwantitatieve MCA worden de  $m$  effectscores  $\gamma_l$  ( $l = 1, \dots, m$ ) vermenigvuldigd met  $m$  weegfactoren  $\mu_l$  ( $l = 1, \dots, m$ ) en de uitkomsten opgeteld tot een milieuidex  $M$ :

$$M = \sum_{l=1}^m \mu_l \gamma_l \quad (4.1)$$

De enige formele voorwaarde voor de weegfactoren  $\mu_l$  is dat hun dimensie  $[\mu_l]$  zodanig is dat

$$[\mu_l] = \frac{[M]}{[\gamma_l]} \quad (4.2)$$

Men kan ook bewust of omdat het niet anders kan niet één maar meerdere milieuidices construeren. De theorie van de meervoudige milieuidex is daar op eenvoudige uit af te leiden<sup>†</sup>. De discussie over de kwantitatieve MCA zal worden toegespitst op het geval van de enkelvoudige milieuidex.

### 4.1.2 Constructie van de weegfactoren

De formele constructie door weging met weegfactoren  $\mu_l$  van verschillende dimensie is in de praktijk lastig. De opstelling gebeurt namelijk niet aan de hand van uitspraken als „verzuring is twee keer zo erg als broeikas-effect”, maar als „1 mol H<sup>+</sup> is twee keer zo erg als 1 gram CO<sub>2</sub> equivalent”. Uitspraken als deze zijn onmogelijk te maken zonder een beeld te hebben van de betekenis van verschillendsoortige eenheden.

Om de weegfactoren op een zuivere manier te bepalen, moet de constructie niet aan de hand van een concreet voorbeeld gebeuren, maar op een abstracte manier. Een voorbeeldproduct kan wel gebruikt worden ter toetsing, maar wanneer er van gebruik gemaakt wordt bij de afleiding van weegfactoren, is het moeilijk om vooroordelen over het bewuste product te negeren.

Er zullen vier methoden besproken worden, die gebruikt kunnen worden voor de constructie van weegfactoren (zie ook Sas & Sauer, 1992):

- weging met behulp van monetaire methoden;
- weging op basis van maatschappelijke preferenties;
- toepassing van duurzaamheidsniveaus;
- modellering van uiteindelijke effecten.

Sommige van deze methodes berusten ten dele op natuurwetenschappelijke kennis; alle vier bevatten ze een zekere sociaalwetenschappelijke component. Het kan zijn dat er daardoor een beperkt gedeelte van de uiteindelijke uitwerking van de evaluatie in de classificatie moet worden ondergebracht.

\* Er is hier gekozen voor de naam milieuidex, zonder rekening te hoeven houden met een andere nomenclatuur. Voorzover bekend zijn er namelijk geen andere namen voor deze grootheid in omloop. De door Ahbe *et al.* (1990) voorgestelde methode leidt een beoordeling waarbij het totale effect voor het milieu van een product wordt uitgedrukt in Öko-Punkte. Öko-Punkte zijn hiermee gedefinieerd als een eenheid, zij het geen officiële (zie bv. Klein, 1988). De grootheid die hiermee uitgedrukt wordt heeft geen naam gekregen. Mogelijk alternatieven zijn milieuscore of milieuidicator.

† De milieuidices  $M_j$  kunnen geconstrueerd worden volgens

$$M_j = \sum_{l=1}^m \mu_{jl} \gamma_l \quad (1.1)$$

Hierbij is  $\mu_{jl}$  de weegfactor die bij milieuidex  $M_j$  en bij effectscore  $\gamma_l$  hoort. Men zou bv. een milieuidex voor uitputting, één voor verontreiniging en één voor aantasting kunnen construeren. In dat geval geldt dat de weegfactor voor de  $l^{\text{de}}$  effectscore slechts voor één van de drie indices ongelijk aan 0 is: iedere effectscore draagt bij aan precies één milieuidex. Dit is echter geen algemeen geldende eis. De milieuidices kunnen in principe verschillende eenheden hebben.

### *Weging met behulp van monetaire methoden*

Bij monetaire methoden worden de effectscores aan een prijs gekoppeld. Door iedere effectscore te vermenigvuldigen met de prijs per eenheid effectscore en de resultaten op te tellen vindt men een monetaire maat voor de schadelijkheid van het produkt. Er zijn twee manieren van monetaire waardering te onderscheiden.

De eerste methode gaat uit van het effectgerichte beleid: men drukt de veroorzaakte schade in geld uit (Huetting *et al.*, 1992). Het probleem hierbij is dat, om de schade te kunnen vaststellen de effecten verder in de causale keten moeten worden vastgesteld dan in de classificatie gebeurt. Hoevenagel en Opschoor (1990) geven aan waar monetaire vaststelling van schade mogelijk is: het gaat om op korte termijn optredende totale effecten. Voor een LCA biedt dit geen uitkomst.

De tweede manier sluit aan bij het brongerichte beleid: de kosten voor preventie van de effecten worden in geld uitgedrukt. Hiervan is het bij TEBODIN ontwikkelde DESC (Krozer, 1990) een voorbeeld. Daarin wordt berekend hoe een gestelde noodzakelijke emissievermindering op de goedkoopste wijze gerealiseerd kan worden. Deze kosten zullen per stof en per praktijkstudie verschillen.

Eén van de bezwaren van een dergelijke monetaire methode is de afhankelijkheid van het resultaat van de stand van de technologie. Bepaalde relatief onschadelijke effecten zijn alleen tegen hoge kosten te herstellen of te voorkomen. Een additioneel nadeel is dat de kosten ter vermindering van een emissie geen relatie hoeft te hebben met de ernst van de emissie\*. Ook uitputtende en aantastende effecten zijn moeilijk of niet kwantificeerbaar.

### *Weging op basis van maatschappelijke preferenties*

Bij een methode op basis van maatschappelijke preferenties wordt de persoonlijke mening van een individu of groep individuen gevraagd†. De weegfactoren kunnen door wetenschappers, door politici, door een breed samengesteld forum of door een volksraadpleging of enquête worden opgesteld (*stated preference*). Ook kan door analyse van beleidsbeslissingen uit het (recente) verleden getracht worden weegfactoren te reconstrueren (*revealed preference*). Wanneer er alleen een rangorde van problemen kan worden vastgesteld, kan een extreme-gewichtenmethode gebruikt worden om binnen de gestelde prioritering de gewichten te wijzigen en de invloed op het resultaat te onderzoeken.

In een recent onderzoek is door een forum met vertegenwoordigers uit de wetenschap, de industrie en de milieubeweging een procedure doorlopen waarin het relatieve gewicht van verschillende milieuproblemen werd bepaald (McKinsey & Company, 1991). Een interessante sociaal-wetenschappelijke vraag hierbij is op welke gronden zo'n afweging berust. Ook de invloed van de vraagstelling op het resultaat is nog onzeker. Als voorbeeld dient hier de vraag „Is het broeikas effect erger dan de verzuring, en zo ja hoeveel keer zo erg?“. Stel dat deze vraag positief wordt beantwoord met een kwantificering  $10\times$  en een betrekkelijk geringe spreiding. Omdat het broeikas effect en verzuring niet gekwantificeerd in de vraag voorkomen kan men concluderen dat de deskundigen zich baseren op iets anders dan de pure getallen: uiteraard is niet bedoeld te zeggen dat 1 gram  $\text{CO}_2$  tien keer zo erg is als 1 mol  $\text{H}^+$ , of dat 1 meter zeespiegelstijging tien keer zo erg is als 1 hectare dood bos. Het is waarschijnlijk dat de geraadpleegden zich bij zo'n uitspraak baseren op inzicht in en (populair-) wetenschappelijke berichten over de gevolgen van de effecten *zoals die zich momenteel voordoen of voorspeld worden*, inclusief alle onzekerheden‡. Om deze reden moet de uitspraak „het broeikas effect is tien keer zo erg als de verzuring“ verwerkt worden met de totale omvang van het broeikas effect en de verzuring in een bepaalde tijdsperiode in de wereld§, uitgedrukt in dezelfde eenheden als in de

\* In de milieujaarrekening van BSO/ORIGEN (1991) staat: „De benadering berust op de veronderstelling dat de samenleving zich op een rationele manier verhoudt tot de milieuproblematiek, namelijk dat zij milieubeschermdende maatregelen treft tot op het punt waarop de marginale kosten van die maatregelen gelijk zijn aan de marginale baten.“

† Deze methode is de enige methode die zich zou kunnen lenen voor het uitwerken aan de hand van een concreet voorbeeldprodukt. Dit wordt echter om eerder genoemde redenen ontraden.

‡ Vanuit deze optiek zou ook in een historische produktbeoordeling van de huidige omvang moeten worden uitgegaan.

§ Bij gebrek aan kennis zou voorlopig kunnen worden volstaan met de omvang van het betreffende probleem in Nederland. Dit moet dan wel voor alle effectscores worden gedaan.

classificatie, om de weegfactoren op een correcte manier te kunnen toepassen. Dit kan als volgt: wanneer de door ondervraging verkregen (dimensieloze) „ergheidsfactor” voor de  $l^{\text{de}}$  effectscore aangegeven wordt met  $\psi_l$  en de jaarlijkse omvang van het probleem met  $\dot{\gamma}_{w,l}$ , wordt de bijbehorende weegfactor  $\mu_l$  gegeven door

$$\mu_l = \frac{\psi_l}{\dot{\gamma}_{w,l}} \quad (4.3)$$

De milieuidex krijgt hierdoor de dimensie van een tijd\*.

Bij de inschatting van de ernst kunnen de volgende gedachten een rol spelen:

- de huidige omvang van het probleem;
- de huidige jaarlijkse toename van het probleem;
- de voorspelde omvang van het probleem;
- de onbeheersbaarheid van het probleem;
- de ernst van het probleem in de meest extreme situatie;
- ...

Ook bij de hierboven geschetste opzet moet er dus nog steeds extreem veel aandacht besteed worden aan de vraagstelling.

#### *Toepassing van duurzaamheidsniveaus*

Bij de toepassing van duurzaamheidsniveaus wordt voor iedere effectscore een weegfactor opgesteld aan de hand van een geaccepteerd niveau voor het betreffende effect. Men kan onderscheid maken tussen verschillende duurzaamheidsniveaus. Het mooiste – maar ook het lastigste – zijn duurzaamheidsniveaus die uitsluitend op milieuoverwegingen zijn gebaseerd. Minder objectief zijn beleidsduurzaamheidsniveaus, die als een lange-termijncompromis tussen milieukundig gewenst, technologisch mogelijk en economisch haalbaar zijn ontstaan. Daarnaast zijn er beleidsstreefniveaus, die vanuit eenzelfde compromis voor de korte termijn zijn voortgekomen†. De reeds eerder genoemde Zwitserse ecopunt-methode (Ahbe *et al.*, 1990) maakt gebruik van politiek bepaalde duurzaamheidsniveaus.

Het gebruik van milieuduurzaamheidsniveaus heeft vanwege een grotere objectiviteit de voorkeur boven beleidsduurzaamheidsniveaus. Het is echter de vraag in hoeverre milieuduurzaamheidsniveaus zijn vast te stellen. Daarnaast is het de vraag of een overschrijding van het duurzaamheidsniveau voor het broeikas effect met een factor twee even erg is als een overschrijding van het duurzaamheidsniveau voor verzuring met een factor twee. Dit hangt af van de manier waarop de duurzaamheidsniveaus gedefinieerd zijn. Het duurzaamheidsniveau kan namelijk gedefinieerd worden als een maximale hoeveelheid effect in een bepaalde periode; de dimensie is dus hetzelfde als bij de omvang van het effect‡. Het duurzaamheidsniveau voor de  $l^{\text{de}}$  effectscore wordt aangegeven met  $\dot{\gamma}_{d,l}$ . Analoog aan de discussie hierboven kan de weging van de effectscores gevonden worden door

$$M = \sum_{l=1}^m \psi_l \frac{\gamma_l}{\dot{\gamma}_{d,l}} \quad (4.4)$$

De factor  $1/\dot{\gamma}_{d,l}$  kan de *aandeelsfactor* genoemd worden en de factor  $\psi_l$  de *gewichtsfactor* (Sas & Sauer, 1992). De grootte van de gewichtsfactor (die aangeeft hoe erg een overschrijding van het betreffende duurzaamheidsniveau is) is afhankelijk van de grootte van het duurzaamheidsniveau, die ten dele weer van de definitie van het woord „duurzaam” afhangt. In principe kan het duurzaamheidsniveau zó gekozen worden dat de gewichtsfactor  $\psi_l$  voor alle effectscores 1 is; het duurzaamheidsniveau  $\dot{\gamma}_{d,l}$  is dan zo gedefinieerd dat een zelfde overschrijding van dat niveau voor ieder effect even

\* Men moet niet proberen de tijd in deze uitdrukking te interpreteren als een echte tijd.

† Ter illustratie: het NMP noemt een aantal niveau's. Deze kunnen worden geïnterpreteerd als volgt: 400 à 700 zuureq/ha/jr als milieuduurzaamheidsniveau, 1400 zuureq/ha/jr als beleidsduurzaamheidsniveau en 2400 zuureq/ha/jr als beleidsstreefniveau.

‡ Ook in dit geval vindt men een uitdrukking met de dimensie van een tijd. In dit geval kan dit getal wél als een tijd geïnterpreteerd worden: het is de tijd gedurende welke de aarde tot aan de gestelde normen bloot gesteld wordt aan alle door het produkt veroorzaakte milieuproblemen.

erg is. Hieruit blijkt dat de term „duurzaam” een flexibele betekenis heeft. Het duurzaamheidsniveau voor het broeikas-effect kan bv. vastgesteld zijn op 1 cm of op 1 mm zeespiegelstijging per eeuw. Bij de bepaling van de gewichtsfactor is het van belang over deze informatie te beschikken: de gewichtsfactor zal een factor 10 moeten verschillen. Om deze subjectiviteit duidelijk te maken zou de term „aanvaard” niveau” beter zijn dan „duurzaamheidsniveau”.

#### *Modellering van uiteindelijke effecten*

De schade voor het milieu, niet in economische maar in andere termen, is de laatste grootheid die wordt besproken. Om deze te vinden kan worden getracht de effectketen, waarin de samenhang tussen ingreep, eerste-orde effect, tweede-orde effect, etc. is weergegeven, te voltooien door ook het laatste gedeelte van de effectketen te modelleren. Zo worden de milieueffecten afgebeeld op een doelvariabele die de toestand van de maatschappij vertegenwoordigt (vgl. figuur 0.5). Mogelijke doelvariabelen zijn menselijke gezondheid en veiligheid, materiële welvaart, immateriële welvaart en intrinsieke natuurwaarden (Udo de Haes, 1991). Los van de vraag of al deze vier doelvariabelen onderwerp van de evaluatie moeten zijn, of er één wordt gekozen of dat ze gebundeld worden, is het de vraag of het niet beter is de afweging op de maatschappelijke inschatting van de relevantie te baseren. In dat geval wordt er een directe afweging tussen de milieueffecten uitgevoerd.

Er is een zekere relatie tussen deze methode en de milieuduurzaamheidsniveaus. Bij de milieuduurzaamheidsniveaus wordt een duurzaam niveau gedefinieerd voor ieder effect. De mate van opvulling van dat niveau wordt over de verschillende effecten geaggregeerd. Duurzaamheidsniveaus kunnen worden geformuleerd als een bepaald effect per jaar. Daarbij kan aansluiting worden gezocht bij de manier waarop de effecten in de classificatie van een LCA zijn geformuleerd. Een duurzaamheidsniveau voor verzuring zou bv. de vorm  $10^9 \text{ kg} \cdot \text{jr}^{-1}$  hebben. De effectscore kan hier door deling aan gerelateerd worden, met als resultaat een getal met de dimensie van een tijd. Bij de modellering van de uiteindelijke effecten wordt daarentegen een gemeenschappelijke doelvariabele (bv. de menselijke gezondheid) geformuleerd, en worden alle effectscores door een „evaluatiefactor”, analoog aan de classificatiefactor, op dit meta-effect afgebeeld. Dit zou bv. geformuleerd kunnen zijn als „aantal dode mensen”. De vaststelling van evaluatiefactoren met behulp van de voorspelling van doelvariabelen is wellicht nog gecompliceerder dan de formulering van wetenschappelijk gefundeerde duurzaamheidsniveaus.

Uit bovenstaande beschouwing blijkt dat er in alle gevallen bij de constructie van de weegfactoren een normatieve component aanwezig is. Dit rechtvaardigt eens te meer het onderscheid van een natuurwetenschappelijke component – de classificatie – en een sociaal-wetenschappelijke component – de evaluatie.

## 4.2 De gevoeligheidsanalyse

De betrouwbaarheid van de milieuprofielen (of van de ingreeptabellen) heeft invloed op de mate van zekerheid bij het vellen van een oordeel. Een term die veel gebruikt wordt om de invloed van veranderingen op de uitkomsten te onderzoeken is *gevoeligheidsanalyse*. In deze studie worden vier soorten gevoeligheidsanalyse onderscheiden:

- de betrouwbaarheidsanalyse;
- de validiteitsanalyse;
- de zwaartepuntsanalyse;
- de marginale analyse.

De zwaartepuntsanalyse<sup>†</sup> en de marginale analyse worden in het hoofdstuk over de verbeteranalyse

\* Bij de vaststelling van een duurzaamheidsniveau voor uitputting van grondstoffen blijkt dit nogmaals: vanwege het principe „op = op” zal een werkelijk duurzaamheidsniveau op nul gesteld moeten worden, waardoor bijna ieder produkt een oneindig hoge milieuidex heeft. In de praktijk zal men voor grondstoffen een van nul verschillend aanvaard niveau kunnen definiëren.

† De zwaartepuntsanalyse (§5.1) is strikt genomen geen gevoeligheidsanalyse: er worden geen gegevens gevarieerd, en er

(hoofdstuk 5) behandeld. De betrouwbaarheidsanalyse en de validiteitsanalyse zullen in deze paragraaf worden behandeld. Er is echter enige overlap, doordat de marginale analyse tevens voor de betrouwbaarheidsanalyse gebruikt kan worden.

#### 4.2.1 De betrouwbaarheidsanalyse

De betrouwbaarheidsanalyse omvat het rekenen met gegevens waarbij een spreiding van de procesgegevens is gespecificeerd of kan worden geschat. Dit resulteert in een ingreep tabel, milieuprofiel of milieuindex met opgave van een spreiding. Als van een produkt de milieuindex binnen de gespreide waarde van de andere milieuindex ligt, is een vergelijkende uitspraak moeilijk.

Bijna alle gegevens die in een LCA van belang zijn, zijn in zekere mate onnauwkeurig. Van een aantal van die gegevens kan op grond van een serie meetgegevens of van schattingen worden aangegeven hoe onnauwkeurig ze (ten hoogste of naar verwachting) zijn. Dit kan door het aangeven van een spreiding (een grootte heeft de waarde 8 met een ondergrens van 5 en een bovengrens van 10) of door het aangeven van een fout (een grootte heeft de waarde  $14 \pm 3$ ).

De theorie van de foutanalyse kan gebruikt worden om de fout van de uitkomst van een berekening ten gevolge van de fouten in de gegevens te schatten. Door Heijungs (1992) is voor de berekeningen in de inventarisatie uitgewerkt hoe de berekening van de geschatte fout verloopt. De grootte van de  $k^{\text{de}}$  ingreep  $\beta_k$  wordt gevonden door deze ingreep  $b_{ki}$  over alle processen naar rato van het vóórkomen  $p_i$  van die processen op te tellen (zie §2.4.1):

$$\beta_k = \sum_{i=1}^q b_{ki} p_i \quad (4.5)$$

Voor de fout  $\Delta\beta_k$  ten gevolge van de fouten  $\Delta b_{ki}$  en  $\Delta p_i$  geldt tot op eerste orde:

$$\Delta\beta_k = \sum_{i=1}^q (b_{ki} \Delta p_i + p_i \Delta b_{ki}) \quad (4.6)$$

waarbij  $\Delta b_{ki}$  een gemeten of geschatte grootte is en  $\Delta p_i$  gegeven wordt door

$$\Delta p_i = \sum_{j=1}^r \left[ \left[ -p_i \sum_{i=1}^q \frac{(-1)^{j+i} \det(A_{ji})}{\det(A)} \Delta a_{ji} \right] + \left[ \sum_{i=1}^q \frac{(-1)^{j+i} \det(A_{ji}^i)}{\det(A)} \Delta a_{ji} \right] + \left[ \frac{(-1)^{j+i} \det(A_{ji})}{\det(A)} \Delta \alpha_j \right] \right] \quad (4.7)$$

Hierin stelt  $\det(A_{ji})$  de *onderdeterminant* van de matrix met economische procesgegevens  $A$  voor: de determinant van de matrix  $A$  waarbij de  $j^{\text{de}}$  rij en de  $i^{\text{de}}$  kolom zijn weggelaten. Op deze manier kan iedere effectscore geschreven worden als  $\beta_k \pm \Delta\beta_k$ .

De procesgegevens die niet met een spreiding maar met een onder- en bovengrens geschreven zijn kunnen niet op deze systematische manier verwerkt worden. Men kan natuurlijk wel alle procesgegevens variëren van onder- tot bovengrens; het is evenwel een elegantere oplossing om zelf een spreiding te definiëren, die zowel onder- als bovengrens redelijkerwijze dekt.

Van procesgegevens waarvan geen spreiding bekend is, kan men natuurlijk aannemen dat deze spreiding (nagenoeg) nul is, oftewel dat het procesgegeven behoorlijk precies bekend is. Voor een aantal procesgegevens is dit inderdaad het geval: op een fiets zit precies één bel, in een krat passen precies 24 flesjes bier, en in een pak waspoeder zit tot op een aantal grammen nauwkeurig 2 kg poeder. Voor veel processen ligt dit anders: de procesgegevens zijn niet exact, maar een opgave daarvan ontbreekt. In deze gevallen kan men trachten door vergelijking van bronnen, controle met een massa- en energiebalans, vergelijking van atomaire samenstellingen, etc., een beeld te vormen van de onnauwkeurigheid.

In de gevoeligheidsanalyse kan ook bepaald worden welke procesgegevens het meest cruciaal zijn bij de schatting van de betrouwbaarheid van het milieuprofiel of van de ingreep tabel. Hiervoor is een methode ontwikkeld (Heijungs, 1992), die aangeeft hoe groot de verandering in het resultaat is ten gevolge van een verandering in de procesgegevens. Deze methode is daarnaast interessant bij de verbeteranalyse, en zal daar als de *marginale analyse* besproken worden. Bij de betrouwbaarheid van

het milieuprofiel speelt deze methode eveneens een rol, omdat duidelijk is voor welke procesgegevens het resultaat het gevoeligst is. Voor de verbeteranalyse betekent dit, dat dit procesgegeven goede aanknopingspunten biedt bij milieuvriendelijk herontwerp; voor de betrouwbaarheidsanalyse betekent dit, dat dit gegeven heel essentieel is, en daarom uiterst nauwkeurig bepaald moet zijn.

Ook voor classificatiefactoren is soms een spreiding van de te gebruiken gegevens bekend. De doorwerking van de fout in classificatiefactoren wordt gegeven door

$$\Delta\gamma_i = \sum_{k=1}^s (c_{ki}\Delta\beta_k + \beta_k\Delta c_{ki}) \quad (4.8)$$

Over het algemeen zijn weegfactoren die gebruikt worden om tot een milieuindex te komen onnauwkeuriger dan de meeste andere gegevens, maar zijn de onnauwkeurigheden niet expliciet bekend. Mochten ze bekend zijn (als  $\Delta\mu_i$ ) dan volgt voor  $\Delta M$ :

$$\Delta M = \sum_{i=1}^m (\mu_i\Delta\gamma_i + \gamma_i\Delta\mu_i) \quad (4.9)$$

#### 4.2.2 De validiteitsanalyse

In de validiteitsanalyse wordt nagegaan in hoeverre gemaakte keuzes en gedane aannames het resultaat beïnvloeden. Hier zijn met name de keuzes en aannames van belang die voor discussie vatbaar zijn. Het ontwikkelen van een uniforme methode betekent namelijk niet dat er geen discussie meer mogelijk is.

Er is in iedere LCA een aantal plaatsen waar de onderzoeker zelf een beslissing moet nemen. Hier zal een aantal voorbeelden worden gegeven aan de hand van een onderzoek naar de milieueffecten van wegwerpservies (Van Eijk *et al.*, 1991).

Bij de bepaling van de functionele eenheid kan men er over twisten of er gekozen moet worden voor één koffieconsumptie of voor een vaste hoeveelheid (volume) koffie. In de validiteitsanalyse zou men de gemaakte keuze kunnen veranderen, om het verschil op de uitkomsten te bestuderen. Wanneer de belangrijkste conclusies niet wijzigen, kan men stellen dat de studie in dat opzicht een hoge mate van validiteit heeft.

Bij de keuze van de systeemgrenzen is het roergerei buiten de analyse gelaten. Omdat het gebruik van porselein in de praktijk gekoppeld is aan een metalen lepelteje en er bij wegwerpservies een plastic roerstaafje wordt gebruikt, zou men in dit geval een analyse kunnen maken van de verschillen, als een indicatie voor de validiteit van de analyse.

Bij de toerekening van procesgegevens is er voor een bepaalde manier van toerekening gekozen. De andere mogelijke manieren kunnen in de validiteitsanalyse worden beschouwd.

Naast dit soort door de onderzoeker gemaakte keuzes, worden er in iedere LCA ook aannames gemaakt. Bij de procesgegevens gaat men uit van een bepaald energiemodel, het aantal malen dat een retourverpakking meegaat wordt geschat, en voor sommige kapitaalgoederen wordt een afschrijvings-snelheid aangenomen. Al deze aannames kunnen in de validiteitsanalyse op hun effect bekeken worden.

In tegenstelling tot de betrouwbaarheidsanalyse is er voor de validiteitsanalyse geen eenvoudige regel of protocol te formuleren. De gehele levenscyclusanalyse moet op keuzes en aannames worden beschouwd.

Een situatie waarbij een eenvoudige formule te geven is om de validiteit van het resultaat te toetsen, is bij de vergelijking van twee milieuindices. De milieuindices zijn verkregen door de effectscores - die met de best beschikbare wetenschappelijke kennis verkregen zijn - te aggregeren met weegfactoren. Weegfactoren zijn minder objectief te bepalen dan classificatiefactoren; de problemen bij de constructie van de weegfactoren zijn in §4.1 besproken. Daarom verdient met name de invloed van een andere keuze van de weegfactoren nadere studie.

Wanneer er twee produkten beschouwd worden ontstaat de volgende situatie. Produkt A heeft een milieuindex  $M_A$

$$M_A = \sum_{i=1}^m \mu_i \gamma_{iA} \quad (4.10)$$

terwijl produkt B een milieuindex  $M_B$  heeft

$$M_B = \sum_{i=1}^m \mu_i \gamma_{iB} \quad (4.11)$$

Er wordt naar het verschil  $M_{AB} = M_A - M_B$  gekeken: als dit positief is krijgt produkt B de voorkeur, als dit negatief is krijgt produkt A de voorkeur en als dit nul is is er geen verschil dus geen voorkeur\*. Het gaat dus om de eigenschappen van de uitdrukking

$$M_{AB} = \sum_{i=1}^m \mu_i (\gamma_{iA} - \gamma_{iB}) \quad (4.12)$$

Het is van belang om te weten hoe gevoelig het teken van  $M_{AB}$  is voor veranderingen van één of meer van de  $\mu_i$ . Beschouw hiertoe de situatie dat  $\mu_i$  zodanig veranderd wordt dat het verschil  $M_{AB}$  exact 0 is. De veranderde situatie wordt met accenten aangeduid:  $M_{AB}'$  en  $\mu_i'$ . Er geldt dan

$$M_{AB}' = M_{AB} - (\mu_i - \mu_i') (\gamma_{iA} - \gamma_{iB}) = 0 \quad (4.13)$$

oftewel

$$\mu_i' - \mu_i = \frac{-M_{AB}}{\gamma_{iA} - \gamma_{iB}} \quad (4.14)$$

De relatieve verandering van  $\mu_i$  wordt aangegeven met  $\varepsilon_i$  en is gedefinieerd als

$$\varepsilon_i = \frac{\mu_i' - \mu_i}{\mu_i} = \frac{-M_{AB}}{\mu_i (\gamma_{iA} - \gamma_{iB})} \quad (4.15)$$

Aan deze grootte kan een eis gesteld worden om de redelijkheid van de gewichtsfactoren te garanderen: de benodigde relatieve verandering  $\varepsilon_i$  moet voor iedere  $i = 1, \dots, m$  waarvoor  $\gamma_{iA} \neq \gamma_{iB}$  groter zijn dan een vooraf vastgestelde drempelwaarde  $\varepsilon$  met  $\varepsilon$  bijvoorbeeld 0,25:

$$\forall i: |\varepsilon_i| > \varepsilon \quad (4.16)$$

Behalve de vergelijking met een drempelwaarde is natuurlijk ook vermelding van de benodigde waarden  $\varepsilon_i$  een waardevolle mogelijkheid.

Analoog aan de constructie van weegfactoren die het resultaat doen omklappen, kan men op andere plaatsen waar lastige keuzes zit omslagpunten berekenen. In een studie naar eenmalig en meermalig servies (Van Eijk *et al.*, 1991) zijn omslagpunten voor het aantal malen dat het meermalige alternatief gebruikt wordt, bepaald. Deze omslagpunten kunnen naar keuze vanuit de ingreeptabel, vanuit het milieuprofiel of vanuit de milieuindex berekend worden. In de studie van Van Eijk *et al.* is voor iedere effectscore zo'n berekening uitgevoerd, waardoor er zonder weegfactoren voor ieder milieueffect een omslagpunt te berekenen is als dát aantal malen gebruik waarbij het meermalige alternatief beter scoort. De mathematische uitwerking hiervan is als volgt: stel dat er gekeken wordt naar de  $i^{\text{de}}$  effectscore  $\gamma_i$  van een eenmalig alternatief A en een  $N$ -malig alternatief B. Voor het  $N$  maal gebruiken van het eenmalig alternatief geldt

$$\gamma_{iA} = N v_A \quad (4.17)$$

waarbij  $v_A$  de bijdrage aan de effectscore per keer gebruik van alternatief A is. Voor het meermalig alternatief bestaat deze grootte uit een vast deel  $f_B$  (ten gevolge van bv. de productie) en een variabel deel  $v_B$  dat evenredig is met het aantal malen gebruik (ten gevolge van bv. de reiniging):

$$\gamma_{iB} = f_B + N v_B \quad (4.18)$$

De produktalternatieven scoren gelijk indien  $\gamma_{iA} = \gamma_{iB}$  oftewel wanneer

$$N = \frac{f_B}{v_A - v_B} \quad (4.19)$$

\* Bij een produktvergelijking van  $N$  produkten worden er dus - net als bij de ongewogen vergelijking - paarsgewijs  $\frac{1}{2}N(N-1)$  vergelijkingen gemaakt om de produktalternatieven te ordenen op een ordinale schaal van milieuvriendelijkheid.

Het aantal malen hergebruik ( $N$ ) dat men berekent, kan vervolgens beoordeeld worden.

In de classificatie kan men voor stoffen waarvoor geen classificatiefactor bepaald is, artificiële classificatiefactoren vaststellen, zodanig dat het resultaat omklapt, en de (on)redelijkheid van die classificatiefactoren bediscussiëren.

### 4.3 Discussie

*La devise de Montaigne était: Que sais-je?  
et la tienne est: Que ne sais-je pas?*  
VOLTAIRE, Dictionnaire philosophique portatif.

Hierboven is aangegeven hoe men vanuit een milieuprofiel tot een overkoepelend oordeel over één of meer produkten kan komen. De discussie heeft zich vooral toegespitst op de vergelijkende beoordeling. Omdat het in de praktijk vaak voorkomt dat er niet één produktalternatief is dat op alle effectscores beter is, is een nadere weging of aggregatie noodzakelijk. Men kan pleiten voor een commissie van deskundigen die de afweging van verschillendsoortige effecten maakt, en daarbij rekening kan houden met de kwalitatieve aspecten, de onzekerheden, etc. Zo'n commissie zou dan tevens een toetsingsopdracht kunnen hebben, om voor niet vermelde onzekerheden, verkeerde aannames of gegevens, fouten of „wollig taalgebruik” te waken. Er ontstaat dan een situatie die vergelijkbaar is met de milieueffectrapportage (m.e.r.). De voordelen van deze constructie zijn evident: er vindt een onpartijdige afweging en controle plaats.

Er is echter een belangrijk nadeel dat tegen de instelling van een dergelijke procedurele structuur pleit: de bewerkelijkheid. Bij een m.e.r. gaat het om een overzichtelijk aantal\* grote planologische beslissingen. Een beslissing neemt maanden in beslag, en er is een groot aantal betrokkenen. Bij produktbeoordelingen gaat het – zelfs zonder prototypes en verfijningen aan een ontwerp – om vele duizenden produkten per jaar†. Het is onmogelijk om deze allemaal door een commissie van deskundigen te laten beoordelen. Dit project beoogt een bijdrage te leveren aan de manier waarop een beoordeling tot stand komt. Het is de bedoeling dat de onzekerheden over uit milieukundig oogpunt te verkiezen produkten daardoor verminderen (Guinée *et al.*, 1992; Mieras, 1992). Daarnaast zou de totstandkoming van een gedragscode aan dit proces kunnen bijdragen. In de derde plaats zou in uitzonderingsgevallen een commissie van beroep gevraagd of ongevraagd commentaar kunnen leveren.

Aan een bedrijfsinterne toepassing kunnen uiteraard minder strenge eisen wat betreft correctheid worden gesteld. Met name bij de toepassing voor het (her)ontwerp van produkten heeft men behoefte aan globale schattingen. Pas wanneer een LCA een publicitair doel dient worden alle gestelde eisen wat betreft betrouwbaarheid, transparantie en reproduceerbaarheid van belang. Zeker voor de vele bedrijfsinterne toepassingen bestaat er behoefte aan een ruwe onderlinge afweging van milieueffecten.

Wanneer door de ontwikkeling van een methode voor milieugerichte levenscyclusanalyses van produkten, de opstelling van een gedragscode voor de uitvoering en rapportage daarvan en de instelling van een arbitragecommissie gekozen wordt, neemt de behoefte aan een geformaliseerde evaluatie toe. Zoals hierboven aangegeven impliceert dit de constructie van evaluatiefactoren, analoog aan de classificatiefactoren. Wanneer er een breed aanvaarde procedure voor de constructie van deze evaluatiefactoren bestaat, hetzij op natuurwetenschappelijke, hetzij op sociaal-wetenschappelijke grondslag, kan er regelmatig een rapport met de nieuwste inzichten, overwegingen en cijfers worden gepubliceerd. De situatie is dan volledig analoog aan de classificatie, waar het bestaan van bv. het *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) de coördinatie en integrale publikatie van de meest recente inzichten over het broeikas effect en van de nieuwste GWP's garandeert.

De in §4.1 geformuleerde methode biedt aanknopingsmogelijkheden tot de operationalisatie van het

\* Het jaarverslag van de Commissie voor de milieueffectrapportage van 1990 maakt melding van 100 adviezen.

† Het assortiment van een behoorlijke supermarkt bestaat uit zo'n 8000 artikelen. Wanneer men ervan uitgaat dat tal van fabrikanten om het jaar met een „nieuwe formule” of met een „nog makkelijker verpakking” komen, geeft alleen zo'n winkel al aanleiding tot 4000 LCA's per jaar.



begrip *milieugebruiksruimte*\*. Wanneer het mogelijk is op wetenschappelijke manier duurzaamheidsniveaus af te leiden, vindt men voor iedere effectscore van een produkt een grootheid die de dimensie van een tijd heeft. Deze tijd kon geïnterpreteerd worden als de tijd gedurende welke de aarde tot aan de gestelde normen bloot staat aan de beschouwde milieuproblemen (zie voetnoot † op pagina 117). Als men bovendien het probleem van de gewichtsfactor  $\psi_i$  weet op te lossen verkrijgt men optelbare grootheden; de som geeft de tijd voor het totaal van problemen aan. Men zou de eenheid ter onderscheiding van de gewone seconde de *milieuseconde* kunnen noemen. De in milieusecondes uitgedrukt milieuindex van een produkt, vermenigvuldigd met het aantal van die produkten dat in een jaar op de wereld geconsumeerd wordt geeft een dimensieloze grootheid. Wanneer deze grootheid voor alle produkten op aarde berekend en opgeteld wordt vindt men een uitdrukking die aangeeft in hoeverre de milieugebruiksruimte gevuld of overschreden wordt. Er is sprake van overschrijding van de milieugebruiksruimte wanneer er per seconde meer dan 1 milieuseconde „geconsumeerd” wordt. In dat geval worden er milieusecondes geleend, en omdat dit lenen alleen maar interen op de toekomst kan betekenen, krijgen de profetische woorden over het lenen van de aarde van onze kleinkinderen een welomschreven betekenis.

In de verbeteranalyse wordt in de eerste plaats alleen doorgelopen wanneer het het doel van de studie is om tot innovatie van produkten te komen. Wanneer het om een produktvergelijking gaat zal men normaal gesproken geen gebruik maken van de mogelijkheden van een verbeteranalyse. De vier eerste componenten - doorbepaling, inventarisatie, classificatie en evaluatie - zijn bedoeld om achtereenvolgens doorgelopen te worden. Omdat de inventarisatie een zelfstandig resultaat oplevert kan men in principe na de inventarisatie de levenscyclusanalyse beëindigen. Dit geldt ook voor de classificatie; het milieuprofiel is een zelfstandig bruikbaar resultaat. Dit zal echter niet de gebruikelijke praktijk zijn; in de meeste gevallen moet er een zwaarteafweging worden gemaakt in de classificatie en in de evaluatie. Bij produktinnovatie kan het daarentegen heel zinnig zijn om de classificatie en de evaluatie over te slaan en direct van de inventarisatie naar de verbeteranalyse over te stappen. Ook vanuit de classificatie kan men zonder evaluatie direct met de verbeteranalyse beginnen. De bijzondere positie van de verbeteranalyse blijkt duidelijk uit de figuur over het algemene schema van de structuur (figuur 0.2 op pagina 5).

In de verbeteranalyse wordt kennis van de procesboom gebruikt om tot aanpakpunten voor herontwerp van een produkt of tot herziening van de procesvoering te komen. Het resultaat van de verbeteranalyse zijn geformuleerde aanpakpunten voor herontwerp van produkten en/of processen. Na de omvattende beoordeling van deze aanpakpunten op onder meer technische en financiële haalbaarheid, ontstaan een aantal ontwerpen van produktvarianten. In een vergelijkende LCA worden deze zowel onderling als in relatie tot het oorspronkelijke produkt beoordeeld. Voor meer details over de werkwijze bij produktinnovatie, zie §1.1 en in het bijzonder figuur 1.1.

Door de aggregatie van milieugroepen over de gehele procesboom is er een hoeveelheid informatie verloren gegaan. Dit informatieverlies heeft tot een overzichtelijker beeld van de milieugroepen geleid. In de verbeteranalyse wordt de verloren gegane informatie alsnog gebruikt om de detaillering van de procesboom (welke processen, welke ingrepen) te gebruiken om spo te geven op welke plaatsen er kan worden ingegrepen.

In de handleiding zijn twee analysetechnieken onderscheiden:

- zwartepuntsanalyse (stap 5.1);
- marginale analyse (stap 5.2).

Dit zijn twee verschillende technieken die ingezet kunnen worden om uitspraken over gezonde aanbevelingen te doen. Beide technieken worden hier in afzonderlijke paragrafen behandeld.

\* In zekere zin is hier echter ook sprake van een classificatie omdat evaluatie, bij de verbeteranalyse vooral de inventarisatie mist men een kennis-makers van beeld dat te verbeteren aspect. Dit of niet en forme de analyse van Ho of van 20.

• Onderstaande redenering is in zekere zin vergelijkbaar met die van De Groot (1992). Aldaar wordt een activiteit genormaliseerd naar levensduur, zodat de tijd uit de uitdrukking verdwijnt. Het aldaar afgeleide duurzaamheids criterium gaat vervolgens uit van de voor herstel benodigde oppervlakte aan zonnepanelen.

## HOOFDSTUK 5

# VERBETERANALYSE

De vijfde component van een milieugerichte levenscyclusanalyse heeft een ietwat andere status dan de andere componenten. De verbeteranalyse wordt in de eerste plaats alleen doorlopen wanneer het het doel van de studie is om tot innovatie van produkten te komen. Wanneer het om een produktvergelijking gaat zal men normaal gesproken geen gebruik maken van de mogelijkheden van een verbeteranalyse. De vier eerste componenten – doelbepaling, inventarisatie, classificatie en evaluatie – zijn bedoeld om achtereenvolgens doorlopen te worden. Omdat de inventarisatie een zelfstandig resultaat oplevert kan men in principe na de inventarisatie de levenscyclusanalyse beëindigen. Dit geldt ook voor de classificatie: het milieuprofiel is een zelfstandig bruikbaar resultaat. Dit zal echter niet de gebruikelijke praktijk zijn: in de meeste gevallen moet er een nadere afweging worden gemaakt in de classificatie en in de evaluatie. Bij produktinnovatie kan het daarentegen heel zinnig zijn om de classificatie en de evaluatie over te slaan en direct van de inventarisatie naar de verbeteranalyse over te stappen\*. Ook vanuit de classificatie kan men zonder evaluatie uitstekend met de verbeteranalyse beginnen. De bijzonder positie van de verbeteranalyse blijkt duidelijk uit de figuur met het algemene schema van de structuur (figuur 0.2 op pagina 5).

In de verbeteranalyse wordt kennis van de procesboom gebruikt om tot aanbevelingen voor herontwerp van een produkt of tot herziening van de procesvoering te komen. Het resultaat van de verbeteranalyse zijn geformuleerde aangrijpingspunten voor herontwerp van produkten en/of processen. Na de omvattende beoordeling van deze aangrijpingspunten op onder meer technische en financiële haalbaarheid, ontstaan een aantal ontwerpen van produktvarianten. In een vergelijkende LCA worden deze zowel onderling als in relatie tot het oorspronkelijke produkt beoordeeld. Voor meer details over de werkwijze bij produktinnovatie, zie §1.1 en in het bijzonder figuur 1.1.

Door de aggregatie van milieuingrepen over de gehele procesboom is er een hoeveelheid informatie verloren gegaan. Dit informatieverlies heeft tot een overzichtelijker beeld van de milieuingrepen geleid. In de verbeteranalyse wordt de verloren gegane informatie alsnog gebruikt om de detaillering van de procesboom (welke processen, welke ingrepen) te gebruiken om aan te geven op welke plaatsen er kan worden ingegrepen.

In de handleiding zijn twee analysetechnieken onderscheiden:

- zwaartepuntsanalyse (stap 5.1);
- marginale analyse (stap 5.2).

Dit zijn twee verschillende technieken die ingezet kunnen worden om uitspraken over genoemde aanbevelingen te doen. Beide technieken worden hier in afzonderlijke paragrafen behandeld.

\* In zekere zin is hier echter ook sprake van een classificatie en/of evaluatie: bij de verbeteranalyse vanuit de inventarisatie moet men een keuze maken wat betreft het te verbeteren aspect, dus of men nu liever de emissie van Hg of van SO<sub>2</sub> reduceert. Deze evaluatie hoeft niet per se een volledige evaluatie te zijn; in figuur 1.1 is deze beperkte evaluatie bedoeld.

## 5.1 De zwaartepuntsanalyse

In de vierde stap van de inventarisatie is van ieder proces dat in de procesboom voorkomt uitgerekend in welke mate het ingezet wordt. De matrixmethode (zie §2.4) geeft op systematische manier het vóórkomen van ieder economisch proces aan. Dit gegeven is gebruikt om de ingreep tabel en vervolgens het milieuprofiel en misschien de milieuindex te berekenen. Door aggregatie over het gehele produktsysteem is de beschrijving in termen gereduceerd tot een overzichtelijke lijst. Voor een vergelijkende beoordeling is dit veelal voldoende.

Door deze aggregatie is er echter informatie verloren gegaan, die van belang is bij de verbeteranalyse. Kennis van het vóórkomen van ieder proces is nodig voor een analyse naar de oorzaken van de door het produktsysteem veroorzaakte milieuingrepen. In de zwaartepuntsanalyse wordt zo'n oorzakelijke analyse ondernomen. Hieronder wordt een manier om de procesgegevens weer te geven geschetst. Bij de zwaartepuntsmethode moet de onderzoeker zèlf zich een weg zien te banen door het netwerk van oorzakelijke verbanden dat met deze representatie boven tafel komt\*. Bij deze analyse gaat het erom een beeld te krijgen in welke mate milieuingrepen of -effecten aan (liefst variabele) eigenschappen van het produkt of de processen zijn toe te schrijven. Komt de verzuring door de melkfles met name voort uit de aluminium dop, gaat het om het spoelen, of ligt het zwaartepunt bij de produktie van glas of bij het transport? De basis voor dergelijke analyses wordt gevormd door de (gekwantificeerde en toegerekende) individuele procesgegevens.

Er wordt nagegaan welk gedeelte van iedere milieuingreep veroorzaakt wordt door welk proces, en welk gedeelte van iedere effectscore of van de milieuindex veroorzaakt wordt door welke emissie in welk proces. In deze methode worden zwaartepunten in de ingreep tabel, het milieuprofiel c.q. de milieuindex geïdentificeerd. Deze drie niveaus zullen hieronder achtereenvolgens worden behandeld.

De ingreep tabel van het produktsysteem is door aggregatie van de ingrepen van de individuele processen tot stand gekomen. Door naar de individuele bijdragen per proces te kijken kan men de zwaartepunten opsporen. De mathematische uitwerking daarvan is relatief eenvoudig.

De  $k^{\text{de}}$  milieuingreep is verkregen door het vóórkomen van het  $i^{\text{de}}$  proces  $p_i$  te vermenigvuldigen met de bijbehorende ingreep per eenheid van dat proces  $b_{ki}$  en dit over alle processen te aggregeren:

$$\beta_k = \sum_{i=1}^q b_{ki} p_i \quad (5.1)$$

Dit is het moment waarop de detailinformatie over de processen verloren gaat. Door wel de vermenigvuldiging, maar niet de aggregatie uit te voeren, en de verkregen getallen in een matrix te rangschikken, verkrijgt men gegevens over de ingrepen van een proces naar rato van het vóórkomen van dat proces. Zodoende krijgt men een beeld van de bijdrage van ieder proces aan iedere milieuingreep. De matrix waarin deze getallen staan kan worden uitgebreid met een laatste kolom waarin de geaggregeerde ingreep tabel staat. Door dit voor zowel het economische gedeelte als voor het milieudeel te doen, definieert men de *procesmatrix*. De procesmatrix  $P$  heeft de dimensie  $(r+s) \times (q+1)$  en wordt gegeven door

\* In zekere zin is de zwaartepuntsanalyse dus niet een methode, maar alleen een manier van opschrijven die zich tot analyse leent.

5.2 De marginale analyse

$$P = \begin{pmatrix} a_{11}p_1 & \dots & a_{1i}p_i & \dots & a_{1q}p_q & \alpha_1 \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ a_{j1}p_1 & \dots & a_{ji}p_i & \dots & a_{jq}p_q & \alpha_j \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ a_{r1}p_1 & \dots & a_{ri}p_i & \dots & a_{rq}p_q & \alpha_r \\ \beta_{11} & \dots & \beta_{1i} & \dots & \beta_{1q} & \beta_1 \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ \beta_{k1} & \dots & \beta_{ki} & \dots & \beta_{kq} & \beta_k \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ \beta_{s1} & \dots & \beta_{si} & \dots & \beta_{sq} & \beta_s \end{pmatrix} \quad (5.2)$$

waarbij de  $k^e$  milieuingreep van het  $i^e$  proces  $\beta_{ki}$  gegeven wordt door

$$\beta_{ki} = b_{ki}p_i \quad (5.3)$$

Deze definitie geeft de procesmatrix een eigenschap die voor een zwaartepuntsanalyse bijzonder nuttig is: per rij (= ingreep) is de som van de eerste  $q$  elementen gelijk aan het laatste ( $q+1^{ste}$ ) element, oftewel

$$a_{j1}p_1 + a_{ji}p_i + a_{jq}p_q = \alpha_j \quad (5.4)$$

voor het economische deel en

$$b_{k1}p_1 + b_{ki}p_i + b_{kq}p_q = \beta_k \quad (5.5)$$

voor de milieuingrepen. In één oogopslag kan overzien worden welk proces verantwoordelijk is voor welk gedeelte van een milieuingreep. In het bijzonder kan men op deze manier zwaartepunten in de ingreep tabel opsporen, door bv. processen die voor meer dan 50% verantwoordelijk zijn voor een bepaalde emissie te identificeren. Door vervolgens in het bovenste gedeelte van de matrix te kijken, kan gevonden worden waarom het bewuste proces in die mate gebruikt wordt, dus of er een bepaald materiaal of proces verantwoordelijk is voor de inzet van dat proces. Deze werkwijze kan herhaald worden, om „ultieme oorzaken” van zwaartepunten te vinden.

Om een voorbeeld te noemen: met behulp van de procesmatrix vindt men dat emissies van  $SO_2$  met name door de elektriciteitsopwekking veroorzaakt worden. Het blijkt dat de elektriciteit voor een groot gedeelte voor de productie van aluminium nodig is, en dat het aluminium voor 90% ingezet wordt als verpakkingsmateriaal. Via een aantal omwegen is de aluminium verpakking dus verantwoordelijk voor een zwaartepunt in de emissie van  $SO_2$ .

In het bovenstaande is de zwaartepuntsanalyse uitgewerkt voor de inventarisatie: op ingreepniveau. Door de milieuingrepen per proces om te rekenen tot milieueffecten, kan men de zwaartepuntsanalyse ook op het niveau van de classificatie uitvoeren. Het voordeel van deze themagerichte benadering is de vergrote inzichtelijkheid. Omdat de classificatie in het algemeen een aanzienlijke reductie van het aantal variabelen met zich mee brengt, is de zwaartepuntsanalyse op classificatieniveau ook overzichtelijker. De procesmatrix op effectniveau ziet er uit als

## 5.1 De zwaartepuntsanalyse

In de vierde stap van de inventarisatie wordt in welke mate het ingezet wordt worden van ieder component vermeldens het milieu-profiel en welke productiesysteem is de best mogelijke vergelijking beoordeeling is dit

Door deze aggregatie is er verbeteranalyse. Kennis van het oorzakel van de door het proces wordt zo'n oorzakelijke analyse te geven gezocht. Bij de verpakking door het netwerk van oorzaken analyse gaat het om de

$$\begin{pmatrix} a_{11}P_1 & \dots & a_{1i}P_i & \dots & a_{1q}P_q & \alpha_1 \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ a_{j1}P_1 & \dots & a_{ji}P_i & \dots & a_{jq}P_q & \alpha_j \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ a_{r1}P_1 & \dots & a_{ri}P_i & \dots & a_{rq}P_q & \alpha_r \\ \gamma_{11} & \dots & \gamma_{1i} & \dots & \gamma_{1q} & \gamma_1 \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ \gamma_{i1} & \dots & \gamma_{ii} & \dots & \gamma_{iq} & \gamma_i \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ \gamma_{m1} & \dots & \gamma_{mi} & \dots & \gamma_{mq} & \gamma_m \end{pmatrix} \quad (5.6)$$

waarbij de  $i^{\text{de}}$  effectscore van het  $i^{\text{de}}$  proces  $\gamma_{ii}$  gegeven wordt door

$$\gamma_{ii} = \sum_{k=1}^s c_{ik} b_{ki} P_i \quad (5.7)$$

De dimensie van deze procesmatrix is  $(r+m) \times (q+1)$  waarbij over het algemeen  $m \ll s$  zal gelden. De werkwijze is geheel analoog aan de eerder vermelde; het enige verschil is dat er niet op ingreep- maar op effectniveau naar zwaartepunten wordt gezocht. In het voorbeeld van de verpakking van aluminium betekent dit bv. dat men vindt dat de verpakking een belangrijk zwaartepunt voor de verzuring vormt.

Wanneer tenslotte de milieuindex opgesteld is doordat men de beschikking heeft over weegfactoren, kan men de zwaartepuntsanalyse op evaluatieniveau uitvoeren. Men kan uiterst gericht op zoek naar zwaartepunten in de totale belasting voor het milieu: wanneer bekend is dat 30% van de milieuindex voor rekening van een aluminium verpakking komt, is dit uiterst nuttige informatie voor een verbeteranalyse. De procesmatrix wordt gegeven door

$$\begin{pmatrix} a_{11}P_1 & \dots & a_{1i}P_i & \dots & a_{1q}P_q & \alpha_1 \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ a_{j1}P_1 & \dots & a_{ji}P_i & \dots & a_{jq}P_q & \alpha_j \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ a_{r1}P_1 & \dots & a_{ri}P_i & \dots & a_{rq}P_q & \alpha_r \\ M_1 & \dots & M_i & \dots & M_q & M \end{pmatrix} \quad (5.8)$$

waarbij de milieuindex van het  $i^{\text{de}}$  proces gegeven wordt door

$$M_i = \sum_{l=1}^m \sum_{k=1}^s \mu_l c_{lk} b_{ki} P_i \quad (5.9)$$

De oorzakelijke verbanden die met de zwaartepuntsanalyse gevonden moeten worden kunnen ingewikkeld zijn\*. Een methode waarmee deze verbanden op een veel directere manier zichtbaar kunnen worden gemaakt, en waarbij bovendien de dynamische eigenschappen van de procesboom worden benut, is de marginale analyse, het onderwerp van de volgende paragraaf.

\* Het is een interessante vraag of met een singuliere-waarde decompositie het zoeken naar hoofdfassen (= dominante processen?) vergemakkelijkt kan worden.

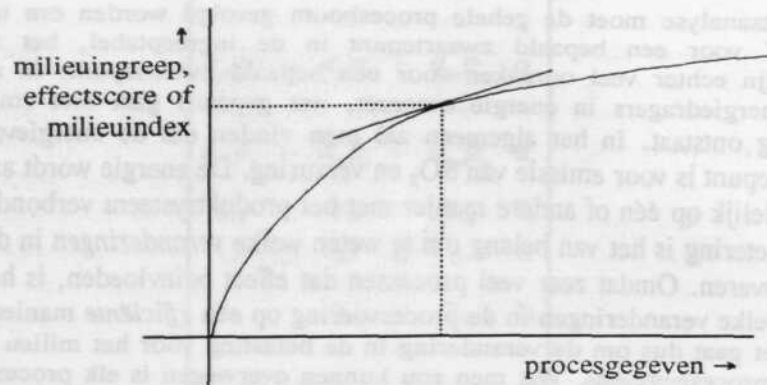
## 5.2 De marginale analyse

Bij de zwaartepuntsanalyse moet de gehele procesboom gevolgd worden om uit te komen bij de „ultieme oorzaak” voor een bepaald zwaartepunt in de ingreeptabel, het milieuprofiel of de milieuindex. Er zijn echter veel oorzaken voor een bepaald zwaartepunt. In zeer veel processen worden fossiele energiedragers in energie omgezet, wat gepaard gaat met emissies van bv.  $\text{SO}_2$ , waardoor verzuring ontstaat. In het algemeen zal men vinden dat de energievoorziening direct of indirect een zwaartepunt is voor emissie van  $\text{SO}_2$  en verzuring. De energie wordt aan allerlei processen gegeven die uiteindelijk op één of andere manier met het produktsysteem verbonden zijn.

Bij produktverbetering is het van belang om te weten welke *veranderingen* in de procesvoering een gewenst effect opleveren. Omdat zeer veel processen dat effect beïnvloeden, is het vooral interessant om te weten met welke veranderingen in de procesvoering op een *efficiënte* manier het gewenste effect te behalen valt. Het gaat dus om de verandering in de belasting voor het milieu ten gevolge van een verandering in de procesgegevens. Wat men zou kunnen overwegen is elk procesgegeven in een LCA stuk voor stuk met één procent te wijzigen en de procentuele verandering in een bepaalde milieuingreep, een bepaalde effectscore of de milieuindex te bepalen. Voor produktverbetering zijn dan vooral die procesgegevens van belang waar met een kleine verandering de grootste winst ligt. De haalbaarheid van die kleine verandering is een ander onderwerp; met de implementatie in *software* van een mathematische techniek die hieronder beschreven wordt, kunnen de meest efficiënte mogelijkheden voor produktverbetering „met een druk op de knop” opgesomd worden, waarna de praktijkkennis van een ontwerper of procestechnoloog deze lijst afzoekt naar zinnige suggesties.

Het met de hand uitvoeren van zo'n operatie is uiterst omslachtig: bij iedere verandering moet de gehele procesboom opnieuw worden doorgerekend. In een computerprogramma zou dit gedaan kunnen worden, maar het is mogelijk met behulp van de expliciete formules voor het doorrekenen van de procesboom (§2.4) een elegantere methode te ontwikkelen. Deze methode wordt de *marginale analyse* genoemd. Kern ervan is, dat niet alleen het vóórkomen van ieder proces berekend wordt, maar ook een soort raaklijn, die aangeeft in hoeverre het proces in een andere mate vóórkomt wanneer er een procesgegeven marginaal\* verandert. Dit betekent dat de dynamica van de procesboom wordt meegenomen. Hiervoor is geen extra informatie nodig; alle informatie over de functionele relatie tussen procesgegeven en ingreep, effect of index is immers in principe bekend, maar bij de opstelling van de ingreeptabel, etc. wordt bijna al deze informatie niet gebruikt. De marginale analyse gebruikt wel een deel van deze normaal gesproken onzichtbare informatie, door de waarde en de raaklijn te benutten. Figuur 5.1 licht het één en ander toe.

\* Omdat de relatie niet-lineair is, is deze raaklijn alleen geldig voor marginale veranderingen.



FIGUUR 5.1. In de marginale analyse wordt niet alleen de grootte van de milieuingreep, effectscore of milieuiuindex bepaald, maar ook de raaklijn wanneer deze als functie van een bepaald procesgegeven wordt beschouwd.

Bij de methode wordt één milieuingreep of één effectscore uitgekozen, of wordt de milieuiuindex als uitgangspunt gebruikt. Er kan voor de uitgekozen grootheid een *marginale matrix* worden opgesteld waarin voor ieder procesgegeven (dus van alle processen in de procesboom, en van zowel de gegevens over het economische gedeelte als van de milieuingrepen) weergegeven is hoe groot het effect van een marginale verandering in dat gegeven is op de uitgekozen grootheid. Als voorbeeld: het gaat om de verandering van een uitgekozen milieuingreep  $\beta_k$  ten gevolge van een verandering van een procesgegeven  $a_{ji}$ , dus om  $\Delta\beta_k$  als functie van  $\Delta a_{ji}$ . Dit zal geschreven worden als  $\Delta\beta_k(\Delta a_{ji})$ . Dit gegeven wordt tastbaarder gemaakt door de relatieve verandering te beschouwen, zodat  $\Delta\beta_k/\beta_k(\Delta a_{ji}/a_{ji})$  de versterkingsfactor voor een procentuele verandering aangeeft.

Voor de mathematische afleiding van de marginale matrix is kennis van differentiaalrekening en matrixalgebra nodig, die hier niet herhaald zal worden. De geïnteresseerde lezer wordt verwezen naar Heijungs (1992).

De marginale matrix op inventarisatieniveau wordt voor de  $k^{\text{de}}$  ingreep gegeven door

$$D_k = \begin{pmatrix} \left[ \frac{\Delta\beta_k/\beta_k}{\Delta a_{ji}/a_{ji}} \right]_{\substack{i=1,\dots,q \\ j=1,\dots,r}} & \left[ \frac{\Delta\beta_k/\beta_k}{\Delta\alpha_j/\alpha_j} \right]_{j=1,\dots,r} \\ \left[ \frac{\Delta\beta_k/\beta_k}{\Delta b_{ni}/b_{ni}} \right]_{\substack{i=1,\dots,q \\ n=1,\dots,s}} & \left[ \frac{\Delta\beta_k/\beta_k}{\Delta\beta_n/\beta_n} \right]_{n=1,\dots,s} \end{pmatrix} \quad (5.10)$$

Het gedeelte linksboven is een matrix van dimensie  $r \times q$  waarin de marginale coëfficiënten voor een verandering in de economische stromen staat. Omdat een verandering van één economische stroom van één proces het vóórkomen van ten minste één ander proces beïnvloedt, is de invloed van de marginale verandering op de uitgekozen grootheid nogal complex. Er geldt

$$\frac{\Delta\beta_k/\beta_k}{\Delta a_{ji}/a_{ji}} = -a_{ji} \frac{(-1)^{j+i} \det(A_{ji})}{\det(A)} + \frac{a_{ji}}{\beta_k} \frac{(-1)^{j+i}}{\det(A)} \sum_{\substack{l=1 \\ l \neq i}}^q (b_{kl} \det(A^l_{ji})) \quad (5.11)$$

In deze uitdrukking stelt  $A_{ji}$  de matrix  $A$  waarbij de  $j^{\text{de}}$  rij en de  $i^{\text{de}}$  kolom verwijderd zijn voor (de *onderdeterminant* of *minor*; zie bv. Apostol, 1969).  $A^l_{ji}$  is de onderdeterminant van de matrix  $A^l$  ( $A$  waarbij de  $l^{\text{de}}$  kolom vervangen is door het kernproces  $\alpha$ ).

Voor de verandering van één van de  $\alpha_j$  (rechtsboven in de marginale matrix) geldt:

$$\frac{\Delta\beta_k/\beta_k}{\Delta\alpha_j/\alpha_j} = \frac{\alpha_j}{\beta_k} \sum_{i=1}^q \left[ \frac{(-1)^{j+i} \det(A_{ji})}{\det(A)} b_{ki} \right] \quad (5.12)$$

In normale omstandigheden is slechts één van de  $\alpha_j$  ongelijk aan 0; deze correspondeert met de functionele eenheid (zie §2.4). In dat geval geldt voor die waarde van  $j$   $\Delta\beta_k/\beta_k(\Delta\alpha_j/\alpha_j) = 1$  en voor de overige waarden  $\Delta\beta_k/\beta_k(\Delta\alpha_j/\alpha_j) = 0$ . Dit is in overeenstemming met de intuïtie, die zegt dat een verandering van de functionele eenheid van 1% leidt tot een verandering van alle milieuingrepen van 1%. Alleen wanneer er meervoudige functionele eenheden gebruikt worden (zie bv. Heintz & Baisnée, 1992) is er meer dan één  $\alpha_j$  ongelijk aan 0, en moet  $\Delta\beta_k/\beta_k(\Delta\alpha_j/\alpha_j)$  expliciet worden uitgerekend.

Omdat de ingewikkelde doorwerking van een verandering door de gehele procesboom in het milieudeel van de processen afwezig is, zijn de uitdrukkingen daarvoor simpeler. Voor  $\Delta\beta_k/\beta_k(\Delta b_n/b_n)$  geldt dat de uitdrukking alleen voor de uitgekozen  $k^{\text{de}}$  milieuingreep ongelijk aan 0 kan zijn. Er geldt:

$$\frac{\Delta\beta_k/\beta_k}{\Delta b_n/b_n} = \begin{cases} \frac{b_{ki} p_i}{\beta_k} & (\text{als } n=k) \\ 0 & (\text{anders}) \end{cases} \quad (5.13)$$

Het gedeelte rechtsonder tenslotte is alleen uit overwegingen van symmetrie opgenomen; de betekenis is verder irrelevant:

$$\frac{\Delta\beta_k/\beta_k}{\Delta\beta_n/\beta_n} = \begin{cases} 1 & (\text{als } n=k) \\ 0 & (\text{anders}) \end{cases} \quad (5.14)$$

Met een computerprogramma dat het vóórkomen van ieder proces op de matrixmethode berekent is het niet moeilijk de marginale matrix voor iedere gewenste milieuingreep uit te rekenen\*. Het resultaat is een scherm vol getallen waarvan er veel 0 zijn. Het gaat er nu om de relevante gegevens uit deze matrix te halen. Dit kan door een lijst te maken met de elementen uit de marginale matrix in volgorde van afnemende absolute grootte. Bovenaan staan dan de elementen die bij een bepaald proces en bij een bepaalde economische stroom of milieuingreep horen, waarvan een kleine verandering de grootste effecten op de uitgekozen milieuingreep heeft. Dit zijn de mogelijkheden die de grootste potentie voor produktverbetering hebben. Het kan zelfs voorkomen dat een aantal van de elementen van de marginale matrix groter dan 1 is. Met name die procesgegevens zijn interessant: zij bieden de mogelijkheid met een kleine verandering in de procesvoering een grote verandering in de ingreep te bewerkstelligen.

De suggesties voor produktverbetering die de marginale analyse levert zijn niet alle zinnig. Eén van de mogelijkheden die de analyse kan leveren is de verhoging van de efficiëntie van productieprocessen, bv. door uit 1 kg staal meer dan 1 kg gewalst staal te maken. Dit zijn onmogelijkheden die ook voor buitenstaanders evident zijn, maar bij veel processen ligt dit lastiger. Daarom is in de verbeteranalyse processtechnologische kennis vereist om uit de vele suggesties van de marginale analyse bruikbare aangrijpingspunten te formuleren.

Zoals bij de gevoeligheidsanalyse (§4.2) reeds aangegeven is, heeft de marginale analyse een tweede functie. Niet alleen de procesgegevens met de grootste potentie voor verbetering worden gesignaleerd, maar ook de procesgegevens waarvan een onnauwkeurigheid de grootste gevolgen heeft. Behalve de zinnigheid van de uitspraken van de marginale analyse moet dus bestudeerd worden in hoeverre deze gegevens betrouwbaar zijn.

De marginale analyse levert uitspraken over een afzonderlijke verandering van alle procesgegevens, onder de voorwaarde dat de andere procesgegevens niet wijzigen. In de praktijk is dat een utopie. Wanneer de marginale analyse suggereert om de uitstoot van roet te beperken impliceert dit een herziening van de procesvoering met gevolgen voor een ook aantal andere procesgegevens: de condities van het proces, zoals de verbrandingstemperatuur, moeten veranderd worden, of er wordt

\* Het voornaamste rekenwerk zit in de berekening van het gedeelte linksboven. Voor alle  $a_{ji}$  die 0 zijn is het corresponderende element van  $D_k$  ook 0; verder kan de rekentijd gereduceerd worden door gebruik te maken van de wetenschap dat veel  $b_{ki}$  ook 0 zijn, waardoor de sommatie beperkt blijft.



een rookgasfilter geïnstalleerd zodat er een proces wordt toegevoegd. De suggesties die de marginale matrix levert en die in een herzien ontwerp van een produkt of een proces resulteren, moeten daarom in een aparte LCA met het oorspronkelijke ontwerp op hun waarde getoetst worden (zie figuur 1.1). Het resultaat kan nog beter, maar ook slechter zijn: een andere verbrandingstemperatuur heeft gevolgen voor het gebruik van grondstoffen en het ontstaan van emissies en reststoffen. Het voorkomen van afwenteling naar andere processen of effecten blijft op deze manier als centraal uitgangspunt voor LCA behouden. Een andere reden voor het toetsen van het verbeterende effect is het feit dat de niet-lineaire uitwerking van een verandering kan afwijken van hetgeen de marginale matrix voorspelt, omdat deze alleen betrekking heeft op infinitesimaal kleine veranderingen.

Net als bij de zwaartepuntsanalyse kan voor de marginale analyse niet alleen van de ingreep tabel, maar ook van het milieuprofiel of van de milieuidex worden uitgegaan. Vanwege de relatie tussen milieuingreep  $\beta_k$  en milieueffect  $\gamma_l$  geldt

$$\frac{\Delta\gamma_l}{\gamma_l} = \sum_{k=1}^r c_{lk} \frac{\beta_k}{\gamma_l} \frac{\Delta\beta_k}{\beta_k} \quad (5.15)$$

De uitdrukkingen voor  $\Delta\beta_k/\beta_k$  ( $\Delta a_{ji}/a_{ji}$ ) en dergelijke kunnen hierin worden ingevuld om de marginale matrix voor de  $l^{\text{de}}$  effectscore op te stellen. Evenzo geldt voor de milieuidex  $M$ :

$$\frac{\Delta M}{M} = \sum_{l=1}^m \mu_l \frac{\gamma_l}{M} \frac{\Delta\gamma_l}{\gamma_l} = \sum_{l=1}^m \sum_{k=1}^r \mu_l c_{lk} \frac{\beta_k}{M} \frac{\Delta\beta_k}{\beta_k} \quad (5.16)$$

Het zal duidelijk zijn dat het voordelen heeft om themagericht of zelfs op nog globaler niveau een verbeteranalyse van een produktsysteem te maken.

### 5.3 Discussie

*Que la nature est corrompue. Par la nature même.  
Qu'il y a un réparateur. Par l'Écriture.*

BLAISE PASCAL, Pensées.

De verbeteranalyse biedt uitzicht op een methode om gericht in te grijpen in menselijke activiteiten. Er is geen principiële beperking aan het soort activiteit dat met een LCA bestudeerd kan worden, als instrument ter beoordeling, en als analytisch instrument om de schadelijkheid van deze activiteiten te verminderen. De ontwikkeling van de verbeteranalyse staat nog in de kinderschoenen. Daardoor moet de kracht of de zwakte van de twee hier genoemde analysetechnieken nog aangetoond worden. Het ligt voor de hand dat er meer methodes mogelijk zijn, en dat in de toekomst wellicht een efficiënt protocol voor de verbeteranalyse kan worden ontwikkeld.

Uit bovenstaande behandeling blijkt nogmaals de noodzaak van computerprogramma's om LCA's uit te voeren. Het doorrekenen van een eenvoudige procesboom gaat uitstekend zonder geavanceerd programma, maar het berekenen van de marginale matrix en het doorrekenen van varianten, ook voor de betrouwbaarheidsanalyse, vereist veel rekenwerk. Door de expliciete vermelding in dit rapport van de te implementeren formules resteren er nog twee vereisten bij de opstelling van zo'n programma: het gebruikersvriendelijk programmeren van alle vereiste mogelijkheden en de beschikbaarheid van een betrouwbaar bestand met basisprocesgegevens. Met name dit laatste blijft een punt van zorg.

De noodzaak om een vermeend verbeterd produkt te vergelijken met het oorspronkelijke ontwerp wordt nogmaals benadrukt. *Our Common Future* (WCED, 1988) schrijft hierover: „Technology will continue to change the social, cultural and economic fabric of nations and the world community. With careful management, new and emerging technologies offer enormous opportunities for raising productivity and living standards, for improving health, and for conserving the natural resource base. Many will also bring new hazards, requiring an improved capacity for risk assessment and risk management.” Het iteratieve gebruik van de levenscyclusanalyse voor produktverbetering lijkt voor dit laatste buitengewoon geschikt doordat de beschouwing van de gehele keten en van alle milieueffecten een centraal uitgangspunt is.

## BIJLAGE A

# MEDEWERKERS

Bij de uitvoering en coördinatie van dit onderzoek zijn veel mensen betrokken. Het is onmogelijk diegenen die zo nu en dan of op min of meer informele wijze meewerkten hier te noemen. Volstaan wordt met een lijst met de leden van de begeleidingscommissie en van de denktank, en met de namen van een aantal mensen die wij bijzondere dank verschuldigd zijn.

### Begeleidingscommissie

- R. Brinkman — VROM-DGM-SP
- W.J. Bruring — VROM-DGM-L
- J. Dresden — VROM-DGM-A
- G. Duvoort — RIVM-LAE
- P. Geelen — VROM-DGM-B
- J.E.M. Hagemans — VROM-DGM-A
- R. Lander — VROM-DGM-SP
- E. Meyers — VROM-DGM-SP
- H. Strietman — VROM-DGM-IBPC (voorzitter)
- J. v.d. Velde — NOVEM
- H.L.J.M. Wijnen — VROM-DGM-IBPC (voorzitter)

### Denktank

- V.R. Beelaerts — Shell Nederland Chemie
- H. de Blik — Ministerie van Economische Zaken
- B. Bol — TEBODIN
- F. Boons — Erasmus Centre for Environmental Studies
- A. van Dam — TNO
- C.E. Dutilh — Van den Bergh & Jurgens B.V.
- P. Groenewegen — VU, Centrum Algemene Vorming
- R.H. Hadderingh — N.V. KEMA
- B. v.d. Haspel — CE
- J. Hornaert — Procter & Gamble, European Technical Centre
- D. Huisingh — Erasmus Centre for Environmental Studies
- M. de Jong — Konsumentenkontakt
- P. van Knippenberg — Hoogovens Groep/Ecoplan
- I. Knotnerus — Hoogovens Groep/Ecoplan
- J.M. Kooijman — LUW, Vakgroep Levensmiddelentechnologie
- R. Korenromp — TAUW Infra Consult B.V.
- E. Lindeijer — UVA, IVAM
- E. Matser — Stichting Natuur en Milieu

K. Meiling — RIVM-LAE  
 M. Meuffels — Nederlandse Philips bedrijven, CBME  
 H.C. Moll — IVEM  
 H. Muis — Adviesbureau P/M  
 E. Oerlemans — DSM Polymers & Hydrocarbons  
 E. Perdijk — CEA  
 M.P.J. Pulles — CEA  
 G. Rouweler — Philips Lighting, Bureau MEZA  
 H. Sas — CE  
 A.J. Selderijk — CEA  
 B. de Smet — Procter & Gamble, European Technical Centre  
 W. Trabsky — VROM, Directie Coördinatie Bouwbeleid  
 G.P.J. Tweehuysen — DSM Polymers & Hydrocarbons  
 H.A. Udo de Haes — CML (voorzitter)  
 P.A.M. v.d. Veerdonk — Consumentenbond  
 H. Venner — Milieudefensie  
 R. v.d. Velde — Aluminiumcentrum  
 P.J. Vergragt — VROM, Afdeling Milieutechnologie  
 I. Vlot — CE  
 L.H.M. Vollebregt — UVA, Chemiewinkel  
 H.L.J.M. Wijnen — VROM-DGM-IBPC  
 F. van Woerden — TEBODIN  
 T.W.M. van Wunnik — N.V. KEMA  
 J.H. de Zeeuw — TAUW Infra Consult B.V.

Daarnaast willen wij de volgende personen bedanken vanwege de moeite die zij hebben genomen om ons te adviseren:

J.A. Assies — CML  
 Th. Baumgartner — IÖW  
 H. Blonk — B&G  
 J. Broers — Rijkswaterstaat  
 M. Elbers — CML  
 G. Finnveden — IVL  
 R. Frischknecht — ETH  
 P. Hofstetter — ETH  
 D. v.d. Hout — TNO  
 R. Huele — CML  
 G.M. Kilian — CML  
 I. Knoepfel — ETH  
 F. de Leeuw — RIVM  
 P.A.A. Mulder — CML  
 E. Nieuwlaar — RUU  
 L.F.C.M. van Oers — CML  
 N.T. de Oude — Procter & Gamble  
 A.M. Schwencke — CML  
 W. Slooff — RIVM  
 W. Tamis — CML  
 T.G. Vermeire — RIVM  
 E. v.d. Voet — CML

## BIJLAGE B

# LITERATUUR

- Ahbe, S., A. Braunschweig & R. Müller-Wenk, 1990: *Methodik für Oekobilanzen auf der Basis ökologischer Optimierung*. BUWAL, Bern.
- Alcamo, J., M. Amann, J.P. Hettelingh, M. Holmberg, L. Hordijk, J. Kämäri, L. Kauppi, P. Kauppi, G. Kornai & A. Mäkelä, 1987: *Acidification in Europe. A simulation model for evaluating control strategies*. *AMBIO* 16 (5): pp. 232-245.
- Aldenberg, T. & W. Slob, 1992: *Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, submitted.
- Anonymous, 1976: *Modellen voor de berekening van de verspreiding van luchtverontreiniging*. SDU, 's-Gravenhage.
- Ansems, A.A.M. (red.), 1992: *Produktkwaliteit ten behoeve van preventief milieubeheer*. RMNO.
- Apostol, T.M., 1969: *Calculus. Volume II*. John Wiley & Sons.
- Arbeidsinspectie, 1989: *Nationale MAC-lijst*. Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid, 's-Gravenhage.
- Assies, J.A., 1992: *Methoden voor milieugerichte levenscyclusanalyses van producten*. In: Ansems, 1992.
- Baumann, H., T. Ekvall, T. Rydberg, G. Svensson & A.-M. Tillman, 1991: *Operationalization of the classification*. In: SETAC, 1992.
- Berg, R. van den, 1991: *Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden*. RIVM rapport no. 725201006, Bilthoven.
- Berg, R. van den & J.M. Roels, 1991: *Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten*. RIVM rapport no. 725201007, Bilthoven.
- Bertels, J., 1992: *Licht-in-duisternis: versnippering van de nacht. De effecten van kunstlicht op flora en fauna in Nederland*. CML, Leiden.
- Boersema, J.J., J.W. Copius Peereboom & W.T. de Groot (red.), 1991: *Basisboek milieukunde*. Boom, Meppel.
- Born, G.J. van den, A.F. Bouwman, J.G.J. Olivier & R.J. Swart, 1991: *The emission of greenhouse gases in the Netherlands*. RIVM report no. 222901003, Bilthoven.
- Bos, I.M.M., H.M.J.M. van Gogh, C.M.E. van der Linden, J. Nobel & J.E.M. Tjihuis, 1992: *Haalbaarheid 'databank milieugegevens van materialen en producten'*. NOH.
- Boustead, I. & G.F. Hancock, 1989: *EEC directive 85/339, UK data 1986, a report for INCPEN*. The Open University.
- Boustead, I. 1990: *Ecobalances. A Background paper*. Gepresenteerd op een workshop op 24-25 september 1990, Leuven.
- Brasser, L.J., C. Huygen, P.J.H. Bultjes, A. Verbeek, J.A. Don, P.F.J. van der Most, H. Nieboer, R.M. van Aalst, K.D. van den Hout & M. Odijk, 1985: *Milieu-effectrapportage 20; serie effectvoorspelling deel II Lucht*. SDU, 's-Gravenhage.

- Braunschweig, A., 1992: *Letter to the editor*. SETAC-newsletter 2(3).
- BSO/ORIGEN, 1991: *Jaarverslag 1990*. BSO/ORIGEN, Utrecht.
- BUS, 1984: *Ökobilanzen von Packstoffen*. Schriftenreihe Umweltschutz no. 24, Bundesamt für Umweltschutz.
- Commissie voor de m.e.r., 1991: *Jaarverslag van de commissie voor de milieueffectrapportage over het jaar 1990*. VROM, 's-Gravenhage.
- Curran, M.A. et al., 1991: *Product life-cycle assessment: inventory guidelines and principles*. US Environmental Protection Agency.
- Denneman, C.A.J. & C.A.M. van Gestel, 1990: *Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's + bijlage*. RIVM rapport nr. 725201001. Bilthoven.
- Derwent, R.G., 1990: *Trace gases and their relative contribution to the greenhouse effect*. Atomic Energy Research Establishment report AERE-R13716, Harwell, Oxon.
- Derwent, R.G. & M.E. Jenkin, 1990: *Hydrocarbon involvement in photochemical ozone formation in Europe*. Report no. AERE-R13736, AEA Environment and Energy, Harwell Laboratory, Oxfordshire.
- Deurloo, T., 1990: *Assessment of environmental impact of plastic recycling in P&G packaging*. Procter & Gamble, Brussels.
- Dourson, M.L. & J.F. Stara, 1983: *Regularity history and experimental support of uncertainty (safety) factors*. Regulat. Toxicol. Pharmacol. 3: pp. 224-238
- Druijff, E.A., 1984: *Milieurelevante produktinformatie, een studie naar de toerekening van milieuschade en de informatieverzorging daarover aan consumenten, ontwerpers en overheid*. CML, Leiden.
- EC, 1982: *Council Directive 82/501 on the major accident hazards of certain industrial activities (Post-Seveso Directive)*. Brussels.
- Eijck, J. van, J.W. Nieuwenhuis, C.W. Post & J.H. de Zeeuw, 1991: *Weggoien of afwassen? Een vergelijking van de milieubelasting van servies van polystyreen, papier/karton en porselein*. VROM, 's-Gravenhage.
- Eijsackers, H.J.P., J.C. Duinker & Th.E. Cappenberg, 1985: *Oecologische effecten van milieuverontreiniging, de negatieve zijde van ons menselijk handelen*. In: Bakker, K., et al. 1985.
- Elkington, J. & J. Hailes, 1989: *The green consumer's supermarket shopping guide. Shelf-by-shelf recommendations for products which don't cost the earth*. Victor Gollancz Ltd., London.
- EPA, 1984: *Estimating concern levels for concentrations of chemical substances in the environment*. US-EPA, Environmental Effects Branch, Washington.
- FAO/WHO, 1990: *Profiles of toxicological evaluations by the joint FAO/WHO meeting on pesticide residues (JMPR)*. Computeruitdraai.
- Fava, J.A., R. Denison, B. Jones, M.A. Curran, B. Vigon, S. Selke, J. Barnum (eds.), 1991: *A technical framework for life-cycle assessments*. SETAC, Washington.
- Fava, J.A., R.F. Weston, F. Consoli, R. Denison, K. Dickson, T. Mohin, B. Vigon, 1992: *Conceptual framework for life-cycle impact analysis*. Draft.
- Finnveden, G. & L.-G. Lindfors, 1992: *LCA. Methodologies for classification*. Gepresenteerd op een symposium in Potsdam, 25-26 juni 1992.
- Finnveden, G., Y. Andersson-Sköld, M.-O. Samuelsson, L. Zetterberg & L.-G. Lindfors, 1992: *Classification (impact analysis in connection with life cycle assessments. A preliminary study*. Swedish Environmental Research Institute, Stockholm.
- Fisher, D.A., C.H. Hales, W.-C. Wang, M.K.W. Ko & N.D. Sze, 1990: *Model calculations of the relative effects of CFCs and their replacements on global warming*. Nature 344: pp. 513-516.
- Franke, M., 1984: *Umweltauswirkungen durch Getränkeverpackungen, Systematik zur Ermittlung der Umweltauswirkungen von komplexen Prozessen am Beispiel von Einweg- und Mehrweg-Getränkbehältern*. Technische Universität Berlin/Institut für Technischen Umweltschutz, Berlin.
- Frischknecht, R., et al., 1992: *Umweltbelastung durch die End- und Nutzenergiebereitstellung. 2. Zwischenbericht*. ETH, Zürich.

- Gemert, L.J. van & A.H. Nettenbreijer (red.), 1977: *Compilation of odour threshold values in air and water*. National Institute for Water Supply, Voorburg.
- Goedkoop, M.J. & A. Jansen, 1991: *Handleiding SimaPro, systeem voor integrale milieu-analyse van producten*. PRé, Amersfoort.
- GOSIP, 1992: *3<sup>rd</sup> international surfactants congress & exhibition. A world market*. CESIO, London.
- Grieshammer, R., E. Schmincke, R. Fendler, N. Geiler & E. Lütge, 1991: *Entwicklung eines Verfahrens zur ökologischen Beurteilung und zum Vergleich verschiedener Wasch- und Reinigungsmittel; Band 1 und 2*. Umweltbundesamt, Berlin.
- Groot, W.T., 1992: *Environmental science theory. Concepts and methods in a one-world problem-oriented paradigm*. Ph.D. thesis, Leiden.
- Guinée, J.B., E. van der Voet & G. Huppes, 1988: *Schuimhoudende verpakkingen en milieu. Milieuvergelijking van enkele kunststofschuimhoudende verpakkingen en alternatieven*. CML, Leiden.
- Guinée, J.B., H.A. Udo de Haes, & G. Huppes, 1990: *Environmental analysis and evaluation of products*. Gepresenteerd op een workshop op 24-25 september 1990, Leuven.
- Guinée, J.B., 1992: *Headings for the classification*. In: SETAC, 1992.
- Guinée, J.B. & H.A. Udo de Haes, *Letter to the editor*. SETAC-newsletter 2(5)
- Guinée, J.B., H.A. Udo de Haes, & G. Huppes, 1992a: *Quantitative life cycle assessment of products: goal definition and inventory*. Verschijnt in Journal of Cleaner Production.
- Guinée, J.B., R. Heijungs, H.A. Udo de Haes, & G. Huppes, 1992b: *Quantitative life cycle assessment of products: classification, valuation and improvement analysis*. Verschijnt in Journal of Cleaner Production.
- Guinée, J.B. & R. Heijungs, 1992: *Classification factors for toxic substances within the framework of life cycle assessment of products*. CML Paper no. 11, Leiden.
- Harte, J., 1988: *Consider a spherical cow. A course in environmental problem solving*. University Science Books, Mill Valley, California.
- Hauwert, P.C.M., & R.W. Keulen, 1990: *Omvang zoneerbare milieubelastingen (hoofdstudie); Integrale Milieuzonering rapport no. 7*. Ministerie van VROM, 's-Gravenhage.
- Heijungs, R., 1992: *A generic method for the identification of options for cleaner production*. In behandeling.
- Heintz, B & P.-F. Baisnée, 1992: *System boundaries*. In: SETAC, 1992.
- Hettelingh, J.P., R.J. Downing & P.A.M. de Smet, 1991: *Mapping critical loads for Europe*. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM). RIVM report no. 259101001, Bilthoven.
- Hoevenagel, R. & J.B. Opschoor, 1990: *Economische waardering van milieuveranderingen: mogelijkheden en beperkingen*. Milieu 3, p.65-73.
- Hofstetter, P., 1992: *Bewertungsmodelle für Ökobilanzen in Energie- und Schadstoffbilanzen im Bauwesen*. ETH, Zürich.
- Houghton, J.T., G.J. Jenkins & J.J. Ephraums (eds.), 1991: *Climate change. The IPCC scientific assessment*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Houghton, J.T., B.A. Callander & S.K. Varney, 1992: *Climate change 1992. The supplementary to the IPCC scientific assessment*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hueting, R., P. Bosch & B. de Boer, 1992: *Methodology for the calculation of sustainable national income*. SDU, 's-Gravenhage.
- Hunt, R.G., W.E. Franklin, R.O. Welch, J.A. Cross & A.E. Woodall, 1974: *Resource and environmental profile analysis of nine beverage container alternatives*. US Environmental Protection Agency.
- Huppes, G., 1992: *Allocating impacts of multiple economic processes in LCA*. In: SETAC, 1992.
- Huppes, G. & J.B. Guinée, 1992: *Impact analysis and classification in environmental LCA*. In: GOSIP, 1992.
- ILV, 1991: *Umweltprofile von Packstoffen und Packmitteln, Methode (Entwurf)*. Fraunhofer-Institut für Lebensmitteltechnologie und Verpackung, Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung, Institut für Energie- und Umweltforschung, München.

- ICRP, 1979-1982: *Limits for intakes of radionuclides by workers*. ICRP-Publication 30, part 1-3. Pergamon Press, Oxford.
- IUCN/WWF/UNEP, 1991: *Caring for the earth. A strategy for sustainable living*. Gland, Switzerland.
- Janssen, R., 1991: *Multiobjective decision support for environmental problems*. Ph.D. thesis, Amsterdam.
- Jäger, J. & H.L. Ferguson (red.), 1991: *Climate change: science, impacts and policy*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jonker, R.J., H.W. Köster & F.H. de Jong, 1988: *Milieu-effectrapportage, Effectvoorspelling 27; IX Straling*. SDU/DOP, 's-Gravenhage.
- Kamerstukken II, 1985, *Milieubeheer. Indicatief Meerjaren Programma milieubeheer 1986-1990*. 19204, no. 1-2.
- Kamerstukken II, 1987, *Milieuprogramma 1988-1991. Voortgangsrapportage*. 20202, no. 1-2.
- Kleijn E.G.M. & E. van der Voet, 1991: *Dioxines in milieu en voeding in Nederland*. CCRX, Bilthoven.
- Klein, H.A., 1988: *The science of measurement. A historical survey*. Dover Publications Inc., New York.
- Korenromp, R.H.J., J.H. de Zeeuw & G. de Zoeten, 1991: *Ontwikkeling van milieumaten*. TAUW.
- Krozer, J, 1990: *Decision model for environmental strategies of corporations*. Institute for Applied Environmental Economics, 's-Gravenhage.
- Lashof, D.A. & D.R. Ahuja, 1990: *Relative contributions of greenhouse gas emissions to global warming*. *Nature* **344**, pp. 529-531.
- Lindeijer, E., O. Mekel, G. Huppés & R. Huele, 1990: *Milieu-effecten van kozijnen. Interimrapportage fase I*. CML, Leiden.
- Lindeijer, E.W. & P. Fraanje, 1992: *Milieubeoordeling van beglazingsstelsel (eerste conceptversie)*. IVAM/UVA, Amsterdam.
- Lübkert, B., Y. Virtanen, M. Mühlberger, J. Ingam, B. Vallance & S. Alber, 1991: *Life-cycle analysis. IDEA - an international database for ecoprofile analysis. Working paper*. IIASA.
- Lundholm, M.P. & G. Sundström, 1985: *Tetra Brik Aseptic environmental profile*. Malmö.
- Mackay, D., 1991: *Multimedia environmental models, the fugacity approach*. Lewis Publ. Inc. Chelsea.
- McKinsey & Company, 1991: *Integrated substance chain management.; Integrated substance chain management. Working material for environmental measurement.; Developing a methodology to integrated substance chain management*. McKinsey Consultants BV, Amsterdam.
- Meent, D. van de, T. Aldenberg, J.H. Canton, C.A.M. van Gestel en W.Slooff, 1990a: *Streven naar waarden. Achtergrondstudie ten behoeve van de nota „Milieukwaliteitsnormering water en bodem” + bijlage*. RIVM, rapport nr. 670101 001, Bilthoven.
- Mekel, O.C.L., G. Huppés, R. Huele, & J.B. Guinée, 1990: *Environmental effects of different package systems for fresh milk*. CML, Leiden.
- Mieras, M., 1992: *De eco-verwarring. Welk produkt is nu beter voor het milieu?*. *Intermediair* **34**: pp. 20-25.
- Ministerie van Financiën, 1986: *Evaluatiemethoden. Een introductie*. 3<sup>e</sup> druk. Ministerie van Financiën, 's-Gravenhage.
- Muis, H., A. Posthumus, A.F.L. Slob & S.M. van der Sluis, 1989: *Produktgerichte milieustudie lichtbronnen*. CEA, Rotterdam.
- Nieuwenhuis, J.W. & R.H.J. Korenromp, 1992: *Milieumaten. Een evaluatie van de oefenprojecten. Achtergronden*. NOH.
- Oers, L. van, G. Huppés, Ch. L. Citroen & M.E. Post, 1991: *Inventarisatie van databestanden bruikbaar bij het uitvoeren van milieugerichte levenscyclusanalyses van produkten*. CML, Leiden.
- Öko-Institut, 1982: *Zeitbombe Umweltzerstörung. Wir fordern die Umweltverträglichkeitsprüfung*. Bonz-Verlag.
- Öko-Institut, 1987: *Produktlinienanalyse: Bedürfnisse, Produkte und ihre Folgen*. Kölner Volksblatt Verlag, Köln.

- Pedersen, B. & K. Christiansen, 1992: *A meta-review on product life cycle assessment*. In preparation for The Nordic Council of Ministers, maart 1992.
- Pulles, M.P.J., 1991: *Milieufysica*. In: Boersema *et al.*, 1991
- RIVM, 1991: *Nationale milieuverkenning 2. 1990-2010*. Samsom H D. Tjeenk Willink, Alphen aan den Rijn.
- Rodhe, H., 1990: *A comparison of the contribution of various gases to the greenhouse effect*. *Science* **248**: pp. 1217-1219.
- Rotmans, J., 1990: *IMAGE, an Integrated Model to Assess the Greenhouse Effect*. Maastricht. pp. 205-224.
- Rijsdorp, I., J. Guinée & G. Huppes, 1989: *Milieueffekten van huishoudelijke verpakkingen*. CML, Leiden.
- Ryding, S.O., 1991: *Environmental Priority Strategies in product design (EPS)*. Integrated Environmental Management **4**.
- Sas, H. & P. Sauer, 1992: *Methoden voor weging en aggregatie van verschillende vormen van milieubelasting*. Delft.
- SETAC, 1992: *Life-cycle assessment. Workshop report*. SETAC, Brussel.
- Siegel, S., 1956: *Nonparametric statistics for the behavioral sciences*. McGraw-Hill, Kogakusha.
- Slooff, W., 1992: *Ecotoxicological effect assessment: deriving maximum tolerable concentrations (MTC) from single-species toxicity data*. RIVM report no. 719102018, Bilthoven.
- Staarink, T. & P. Hakkenbrak, 1985: *Het additievenboekje. Een overzicht van toevoegingen aan drinken en eetwaren*. 1985. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- Staarink, T. & P. Hakkenbrak, 1987: *Het contaminantenboekje. Een overzicht van stoffen die drinken en eetwaren verontreinigen*. 1987. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.
- Stortelder, P.B.M. van, M.A. van der Gaag en L.A. van der Kooij, 1989: *Kansen voor waterorganismen. Normstelling. Een ecotoxicologische onderbouwing voor kwaliteitsdoelstellingen voor water en waterbodem. 1. Hoofdttekst en berekeningsresultaten*. Basisrapport derde Nota Waterhuishouding. Derde herziene versie, december 1989. DBW/RIZA nota nr. 89.016 (a & b), Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 's-Gravenhage.
- Straalen, N.M. van & C.A.J. Denneman, 1989: *Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **18**: pp. 241-251.
- Straalen, N.M. van & J.A.C. Verkleij (red.), 1991: *Leerboek oecotoxicologie*. VU uitgeverij, Amsterdam.
- Straalen, N.M. van & C.A.J. Denneman, 1989: *Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria*. *Ecotox. Environ. Saf.* **18**: pp. 241-251.
- Tillman, A.-M., H. Baumann, E. Eriksson & T. Rydberg, 1991: *Life-cycle analyses of selected packaging materials. One way milk cartons compared with refillable polycarbonate bottles*. Paper presented at the conference Materials and Energy from Refuse 4, 18-20 maart 1992, Oostende.
- Udo de Haes, H.A., 1991: *Milieukunde, begripsbepaling en afbakening*. In: Boersema *et al.*, 1991.
- Udo de Haes, 1992a: *General framework for life-cycle assessment of products*. In: SETAC, 1992.
- Udo de Haes, 1992b: *Workshop conclusion on classification section*. In: SETAC, 1992.
- Udo de Haes, 1992c: *Plenary discussion on terminology*. In: SETAC, 1992.
- UNECE, 1990: *Draft technical annex on classification of volatile organic compounds based on their photochemical ozone creation potential (POCP)*. United Nations Economic Commission for Europe (Economic and Social Council), Geneva.
- Vermeire, T.G., M.E. van Apeldoorn, J.C. de Fouw & P.J.C.M. Jansen, 1991: *Voorstel voor de humaan-toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden*. RIVM rapport nr. 725201005, Bilthoven.
- Vermeire, T.G., A.A.J. van Iersel, F.A.A.M. de Leeuw, W.J.G.M. Peijnenburg, P. van der Poel, R.D.F.M. Taalman & C. Toet, 1992: *Initial assessment of the hazards and risks of new chemicals to man and the environment*. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM) report no. 679102006, Bilthoven.
- Vollebregt, L., 1992: *Methodiek voor een levenscyclusanalyse van was- en reinigingsmiddelen*. Concept-eindrapportage. Chemiewinkel UVA, Amsterdam.



- VROM, 1988a: *Leidraad bodemsanering*. SDU, 's-Gravenhage.
- VROM, 1988b: *Besluit risico's zware ongevallen*. Staatblad 1988, 432, 's-Gravenhage.
- VROM, 1988c: *Notitie „Omgaan met risico's". De risicobenadering in het milieubeleid. Bijlage bij het NMP. Kamerstukken II 1988/89: 21137 no. 5, 's-Gravenhage.*
- VROM, 1989: *Nationaal milieubeleidsplan, kiezen of verliezen*. SDU, 's-Gravenhage.
- VROM, 1990: *Nationaal milieubeleidsplan-plus*. SDU, 's-Gravenhage.
- VROM, 1991: *Milieuprogramma 1992-1995. Voortgangsrapportage*. SDU, 's-Gravenhage.
- WCED, 1988: *Our common future*. Oxford University Press, Oxford.
- X Wegener Sleeswijk, A., R.M. Lankreijer & E. van der Voet, 1992: *Tarwe en milieu: hoe boert de Zeeuwse Vlegel? Een levenscyclusanalyse van de milieueffecten van tarweteelt bij verschillende wijzen van bemesting en gewasbescherming*. Wetenschapswinkel, Leiden.
- Winge, U., 1991: *Environmental and health assessment of materials in their lifecycle (project summary)*. Technical university of Denmark, laboratory of environmental sciences and ecology, Lyngby.
- WHO, 1987: *Air quality guidelines for Europa*. WHO Regional Publications, European Series no. 23, Copenhagen.
- WMO, 1989: *Scientific assessment of stratospheric ozone*. Volume I; report no. 20. WMO/UNEP, Geneva.
- Wuebbles, D.J., 1988: *Relative effects on stratospheric ozone of halogenated methanes and ethanes of social and industrial interest*. UNEP, Nairobi (Conference 19-10-1988).