



**Universiteit  
Leiden**  
The Netherlands

## **Milieugerichte levenscyclusanalyses van producten : handleiding en achtergronden (Deel 1)**

Heijungs, R.; Guinée, J.B.; Huppés, G.; Lankreijer, R.M.; Udo de Haes, H.A.; Wegener Sleeswijk, A.; ... ; Goede, H.P. de

### **Citation**

Heijungs, R., Guinée, J. B., Huppés, G., Lankreijer, R. M., Udo de Haes, H. A., Wegener Sleeswijk, A., ... Goede, H. P. de. (1992). Milieugerichte levenscyclusanalyses van producten : handleiding en achtergronden (Deel 1). Retrieved from <https://hdl.handle.net/1887/8076>

Version: Not Applicable (or Unknown)

License:

Downloaded from: <https://hdl.handle.net/1887/8076>

**Note:** To cite this publication please use the final published version (if applicable).

MILIEUGERICHTE LEVENSCYCLUSANALYSES VAN PRODUCTEN

# LEVENSCYCLUSANALYSES VAN PRODUCTEN

Handleiding - oktober 1992

R. Heijungs (eindredactie)

J.B. Guinée - G. Huppes - R.M. Lanckreijer  
H.A. Udo de Haer - A. Wegener Sleeswijk



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



R. van Duin - H.P. de Goede



# MILIEUGERICHTE LEVENSCYCLUSANALYSES VAN PRODUCTEN

## Handleiding - 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, producten 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.

CENTRUM VOOR MILIEUKUNDE  
DER RIJKSUNIVERSITEIT LEIDEN

CIP-GEGEVENS KONINKLIJKE BIBLIOTHEEK, DEN HAAG

Milieugerichte

Milieugerichte levenscyclusanalyses van producten / 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.: producten en milieu.

Reproductie: Biologie, Leiden

© Centrum voor Milieukunde, Leiden 1992

# VOORWOORD

Het Nationaal Milieubeleidsplan-plus stelt een beleidsintensivering voor van het gericht produktenbeleid. Volgens het plan is deze intensivering „ingegeven door de noodzaak de afvalketen in zijn geheel te beheersen. Daarbij gaat het niet alleen om effecten in het afvalstadium, maar ook om emissies en diffuse verspreiding van stoffen.” Dit wordt vervolgd met: „Tegen de achtergrond van integraal ketenbeheer ligt het voor de hand dat het produktenbeleid zich uitstrekt over de gehele levensloop van een produkt. Het produktenbeleid is voor producenten van belang maar ook consumenten hebben uiteraard baat bij een goed produktenbeleid.”

Inmiddels heeft de intensivering van het produktenbeleid op diverse plaatsen in Nederland gestalte gekregen. De centrale gedachte dat goed produktenbeleid uitgaat van een benadering waarbij de gehele levenscyclus van een produkt op alle milieuthema's beoordeeld wordt, is daarbij van grote betekenis geweest voor het tot stand komen van een brede maatschappelijke acceptatie. Afwenteling van milieueffecten naar andere levensfasen of naar andere milieuthema's wordt immers door iedereen als onwenselijk gezien.

De levenscyclusanalyse is niet alleen een ondersteunend instrument voor het produktenbeleid; het is ook een denkwijze. De consument die in een winkel staat zal zich gaan realiseren dat er een levenscyclus bestaat: voor de fabricage van een schijnbaar „milieuvriendelijk” (bv. afbreekbaar) produkt is misschien een zeer vervuilend proces ingezet. Met een levenscyclusanalyse verkrijgt men een beeld van dergelijke verborgen feiten. De ketengedachte kan hierdoor gemeengoed worden.

Met de methode voor milieugerichte levenscyclusanalyses van produkten die in deze handleiding wordt beschreven, kan een produktenbeleid gevoerd worden zoals bedoeld in het NMP-plus. De methode kan worden gebruikt als hulpmiddel bij ecologische produktontwikkeling en -verbetering door het bedrijfsleven, als regulerend instrument voor de overheid en evengoed als informerend instrument voor de consument. Niet voor niets zijn zowel het ministerie van Milieubeheer (VROM) als het ministerie van Economische Zaken betrokken bij financiering van dit onderzoek, dat is uitgevoerd binnen het Nationaal Onderzoekprogramma Hergebruik van Afvalstoffen (NOH). Naar verwachting zullen de komende jaren zowel overheid, bedrijfsleven als milieu- en consumentenorganisaties de resultaten van de methode gaan gebruiken.

Het uiteindelijke doel van het milieubeleid is het realiseren van een duurzame ontwikkeling. Het NMP-plus stelt: „De doelstelling, dat milieuproblemen niet mogen worden afgewenteld op toekomstige generaties, kan alleen worden gehaald als onze huidige productie- en consumptiepatronen worden aangepast. Dat vereist een trendbreuk in ons gedrag.” De resultaten van een levenscyclusanalyse kunnen dus nooit onze consumptie legitimeren. Milieuvriendelijke produkten bestaan niet; milieuvriendelijker produkten wel.

2.3	TOEPASSING VAN DE TOERIKENINGSREGELS	36
2.3.1	Causale toerekening	38
2.3.2	Algemeen omgelegen toerekening	38
2.4	OPSTELLING VAN DE INGREEPTABEL	39
2.4.1	Kwantificering van de milieugrepen	41
2.4.2	Weggeving van de kwalitatieve milieugrepen	41

# INHOUD

	<b>VOORWOORD</b>	<i>iii</i>
	<b>SAMENVATTING</b>	<b>1</b>
	LEESWIJZER	1
	LEIDRAAD	2
<b>0</b>	<b>INLEIDING</b>	<b>11</b>
0.1	PLAATSBEPALING	11
0.2	STRUCTUUR	12
0.2.1	Structuur in componenten	12
0.2.2	Structuur in stappen	15
<b>1</b>	<b>DOELBEPALING</b>	<b>19</b>
1.1	BEPALING VAN DE TOEPASSING	20
1.1.1	Vastlegging van de doelstelling	20
1.1.2	Vastlegging van de doelgroep	21
1.1.3	Vastlegging van de initiatiefnemer	21
1.2	VASTSTELLING VAN DE DIEPGANG VAN DE STUDIE	22
1.3	DEFINITIE VAN HET ONDERWERP VAN DE STUDIE	23
1.3.1	Vaststelling van de produktgroep	23
1.3.2	Vaststelling van de ruimtelijke representativiteit	24
1.3.3	Vaststelling van de temporele representativiteit	24
1.3.4	Vaststelling van de functionele eenheid	24
1.3.5	Vaststelling van het produkt of de produkten	24
<b>2</b>	<b>INVENTARISATIE</b>	<b>27</b>
2.1	OPSTELLING VAN DE PROCESBOOM	28
2.1.1	Afbakening van de grens tussen produktsysteem en milieusysteem	29
2.1.2	Afbakening van de grens tussen processen die wel en niet relevant zijn	29
2.1.3	Afbakening van de grens tussen het produktsysteem en de andere produktsystemen	29
2.2	INVULLING VAN DE PROCESGEGEVENS	32
2.2.1	Kwantificering van de instromen en de uitstromen	33
2.2.2	Karakterisering van de representativiteit en de kwaliteit van de gegevens	34
2.3	TOEPASSING VAN DE TOEREKENINGSREGELS	36
2.3.1	Causale toerekening	38
2.3.2	Algeheel omgeslagen toerekening	38
2.4	OPSTELLING VAN DE INGREEPTABEL	39
2.4.1	Kwantificering van de milieuingrepen	41
2.4.2	Weergave van de kwalitatieve milieuingrepen	41

<b>3</b>	<b>CLASSIFICATIE</b>	<b>45</b>
3.1	KEUZE VAN DE PROBLEEMTYPEN	46
3.2	DEFINITIE VAN DE CLASSIFICATIEFACTOREN	47
3.3	OPSTELLING VAN HET MILIEUPROFIEL	50
3.3.1	Kwantificering van de milieueffecten	51
3.3.2	Weergave van de kwalitatieve milieueffecten	51
3.4	NORMERING VAN DE EFFECTSCORES	52
<b>4</b>	<b>EVALUATIE</b>	<b>55</b>
4.1	EVALUATIE VAN HET MILIEUPROFIEL	56
4.1.1	Kwantitatieve multicriteria-analyse	56
4.1.2	Kwalitatieve multicriteria-analyse	57
4.2	EVALUATIE VAN DE BETROUWBAARHEID EN DE VALIDITEIT	58
4.2.1	Betrouwbaarheidsanalyse	59
4.2.2	Validiteitsanalyse	59
<b>5</b>	<b>VERBETERANALYSE</b>	<b>61</b>
5.1	ZWAARTEPUNTSANALYSE	62
5.2	MARGINALE ANALYSE	64
<b>A</b>	<b>FORMAT VOOR DE OPSLAG VAN PROCESGEGEVENS</b>	<b>67</b>
<b>B</b>	<b>CLASSIFICATIEFACTOREN</b>	<b>69</b>
B.1	UITPUTTING	69
B.1.1	Uitputting van abiotische grondstoffen	69
B.1.2	Uitputting van biotische grondstoffen	69
B.2	VERONTREINIGING	70
B.2.1	Versterking van het broeikaseffect	70
B.2.2	Aantasting van de ozonlaag	71
B.2.3	Humane toxiciteit	72
B.2.4	Ecotoxiciteit	81
B.2.5	Fotochemische oxydantvorming	88
B.2.6	Verzuring	91
B.2.7	Vermesting	91
B.2.8	Stank	91
<b>C</b>	<b>GLOSSARIUM EN AFKORTINGEN</b>	<b>95</b>
C.1	GLOSSARIUM	95
C.2	AFKORTINGEN	99

# SAMENVATTING

Dit hoofdstuk geeft een samenvatting die gebruikt kan worden bij de uitvoering van milieugerichte levenscyclusanalyses ten behoeve van produktonderzoek. Het bestaat uit een korte *leeswijzer*, waarin de opbouw en de samenhang van de verschillende delen van deze rapportage worden uiteengezet, en een *leidraad*, waarin alle richtlijnen gebundeld zijn.

## Leeswijzer

De rapportage bestaat uit twee met elkaar samenhangende delen. Beide delen hebben als titel *Milieugerichte levenscyclusanalyses van produkten*. De ondertitel verschilt: er is een deel dat *Handleiding* heet en een deel getiteld *Achtergronden*. Daarnaast is er een brochure verschenen (*Milieubeoordeling van produkten - de levenscyclusanalyse*) waarin de inhoud van deze rapportage in grote lijnen is samengevat. Hieronder zal worden aangegeven voor welke doelgroep zij geschreven zijn en hoe zij zich tot elkaar verhouden.

### *Handleiding*

De handleiding beschrijft een methode waarmee een milieugerichte levenscyclusanalyse van één of meer produkten uitgevoerd kan worden. De doelgroep is daarmee in hoofdzaak beperkt tot de *uitvoerders van milieugericht produktonderzoek*. In de praktijk zullen dat ingenieursbureaus, wetenschappelijke instituten en stafafdelingen van grotere bedrijven zijn.

### *Achtergronden*

In de achtergronden wordt ingegaan op de argumenten die ten grondslag liggen aan de methode, zoals die in de handleiding beschreven is. Hierin wordt uiteengezet waarom bepaalde keuzes wel of niet gemaakt zijn, in relatie tot andere methodes die op andere plaatsen in gebruik zijn. Dit deel is vooral bedoeld voor *onderzoekers van wetenschappelijke instituten*.

### *Brochure*

De brochure maakt geen onderdeel uit van deze rapportage, maar is in opdracht van de opdrachtgever van dit onderzoek geschreven door een communicatiebureau. Het is een bondige beschrijving van de methode, die tot doel heeft de resultaten van de methode beter op hun waarde te kunnen schatten. Het rapport is dus bedoeld voor de *gebruikers van de resultaten* van milieugerichte levenscyclusanalyses van produkten. Dit zijn met name milieumedewerkers van zowel bedrijven als overheden, voor zover betrokken bij de opzet van bijvoorbeeld milieuzorgsystemen, bedrijfsorganisaties, de milieubeweging, en consumenten en consumentenorganisaties.

De handleiding - het deel dat dus nu voor U ligt en voor de uitvoering van levenscyclusanalyses bedoeld is - bestaat uit drie gedeelten:

- de samenvatting, waarin een *leidraad* is opgenomen;
- het eigenlijke rapport;
- de bijlagen.

De leidraad is een beknopte weergave van de methode, en is zuiver methodisch gericht. Dit blijkt uit



de structurering in *richtlijnen*, waarmee de uitvoerder van een milieugerichte levenscyclusanalyse een houvast geboden wordt. Een onderzoeker zal - zeker de eerste keer, maar ook in allerlei twijfelgevallen - niet voldoende hebben aan deze leidraad. Het nummer van iedere stap correspondeert met het nummer van de paragraaf met de bijbehorende toelichting. In het eigenlijke rapport worden begrippen uitgelegd, parallellen tussen de in de leidraad besproken handelingen gelegd en voorbeelden gegeven. Hierin worden ook de verwijfsplaatsen naar de achtergronden aangegeven. De bijlagen tenslotte bevatten gegevens die voor de uitvoering van een levenscyclusanalyse noodzakelijk zijn, maar die niet in een beknopte leidraad thuis horen.

## Leidraad

In de leidraad zijn de richtlijnen van alle stappen gebundeld. Praktijkervaring met de uitvoering van een levenscyclusanalyse is noodzakelijk om de leidraad te kunnen gebruiken. Voor een toelichting op alle richtlijnen wordt verwezen naar de corresponderende paragraaf in de handleiding, naar de achtergronden, of naar de verklarende woordenlijst op pagina 95.

### Component 1 - doelbepaling

#### ..... STAP 1.1 - BEPALING VAN DE TOEPASSING .....

- Het type toepassing wordt vastgesteld; mogelijkheden zijn:
  - informatie over bestaande produkten;
  - innovatie van bestaande produkten of prototypen daarvan;
  - regulering ten behoeve van produktenbeleid;
  - bestudering van beleidsstrategieën met behulp van scenario's;
  - ...
- De toepassing hangt samen met de keuze van de doelgroep of doelgroepen:
  - consumenten;
  - producenten;
  - overheden;
  - ...
- Geef een opsomming van de betrokkenen:
  - de uitvoerder(s) van het onderzoek;
  - de opdrachtgever en financier;
  - de commissie van waaruit sturing plaatsvindt;
  - de verstrekker (en eventueel de controleur) van de benodigde gegevens;
  - ...
- Wanneer een LCA uitsluitend voor een bedrijfsinterne toepassing gebruikt wordt, bv. om een ontwerp te optimaliseren is het niet nodig zo'n uitgebreide verantwoording op te nemen.

#### ..... STAP 1.2 - VASTSTELLING VAN DE DIEPGANG VAN DE STUDIE .....

- Beschouw in eerste instantie een LCA in de volle omvang: zo veel mogelijk processen en milieueffecten, en tenminste de componenten doelbepaling, inventarisatie, classificatie en evaluatie. Het schrappen van gedeelten kan op dit moment nog niet op een verantwoorde manier op voorhand gebeuren, maar pas nadat er in de inventarisatie voldoende gegevens zijn om dit te rechtvaardigen.
- Bij produktvergelijkingen kunnen identieke gedeelten worden weggelaten. Dit kan men echter pas doen nadat de procesboom in stap 2.1 is opgesteld.
- Bij een produktverbetering kan men heel goed op inventarisatieniveau aanbevelingen doen voor herontwerp. Het is dan wel noodzakelijk het nieuwe ontwerp in een volledige LCA te toetsen op afwenteling naar andere milieueffecten.
- In alle gevallen dient er een evaluatie van de betrouwbaarheid en de validiteit (stap 4.2) plaats te vinden.

..... STAP 1.3 - DEFINITIE VAN HET ONDERWERP VAN DE STUDIE .....

- Kies een functionele eenheid die zo helder en gedetailleerd mogelijk geformuleerd is, en zoveel mogelijk betrekking heeft op een volledige activiteit.
- Geef een nauwkeurige specificatie van de onderzochte produkten. Met name representativiteit (wat betreft ruimte en tijd) en functionele eigenschappen zijn hierbij van belang.
- Geef aan indien en waarom bepaalde produktalternatieven, die wel of bijna aan de specificaties voldoen, buiten de analyse gehouden zijn.

**Component 2 - inventarisatie**

..... STAP 2.1 - OPSTELLING VAN DE PROCESBOOM .....

- Van ieder beschouwd alternatief wordt een procesboom opgesteld, d.w.z. er wordt nagegaan welke processen deel uitmaken van de levenscyclus van de produkten. De procesboom kan het best schematisch worden weergegeven, veelal als een overzichtsprocesboom en een aantal deelprocesbomen.
- De winning van grondstoffen uit het milieu wordt als het begin van de levenscyclus beschouwd.
- De verwerking van afval wordt weliswaar als het einde van de levenscyclus beschouwd, maar wordt als een economisch proces behandeld, met gevolgen voor het milieu wat betreft grondstofgebruik, emissies en andere ingrepen. Evenzo worden zuiveringsstappen alvorens een stof in het milieu belandt als onderdeel van het produktsysteem meegenomen.
- De procesboom bestaat uit (economische) processen.
- Economische processen hebben minstens één economische uitstroom - een goed (materiaal, component, produkt, etc.) of een dienst (transport, energie, afvalverwerking, etc.) - dat het doel van het proces is.
- Iedere economische uitstroom van een proces is een economische instroom van een ander proces, met uitzondering van de dienst die door het produktsysteem als geheel geleverd wordt, en die gerelateerd is aan de functionele eenheid.
- De procesboom hoeft niet te worden uitgebreid met het volgen van de processen die betrekking hebben op (de productie van) nevenprodukten en nuttig gebruik van rest- en afvalstoffen.
- Bij open-lus recycling wordt winning en productie geheel aan primair gebruik toegerekend. Inzameling en opwerking worden geheel aan het secundaire gebruik toegerekend, terwijl alleen de laatste toepassing in de cascade de afvalverwerking toegerekend krijgt.
- Door de bovengenoemde toerekening bij open-lus recycling vindt er in zekere zin een afwenteling plaats. Er kunnen enkele situaties worden aangegeven waarin een dergelijke afwenteling zeker niet wenselijk wordt geacht. In deze gevallen is er sprake van hergebruik zonder dat die bij een LCA als recycling wordt geïnterpreteerd. Als eerste voorstel voor situaties waarin geen sprake is van open-lus recycling, maar waar de levenscyclus verder gevolgd moet worden wordt gegeven:
  - hergebruik van AVI-rookgasreinigingsresidue;
  - hergebruik van AVI-vliegas;
  - toepassing als RDF van van brandbaar afval uit meerdere zeer verschillende brandbare afvalfracties;
  - hergebruik van slib van rioolreinigingsinstallaties.
- Aangegeven dient te worden welke situaties van hergebruik als open-lus recycling zijn geïnterpreteerd.
- Alle takken aan de procesboom dienen door te lopen tot aan de processen die als instroom milieuhulpbronnen of als uitstroom emissies hebben, tenzij ze dood lopen in een p.m.-proces.
- Bij de opstelling van de procesboom moet duidelijk worden aangegeven welke processen niet worden meegenomen, zo mogelijk met een semi-kwantitatieve inschatting van het belang van deze processen.

..... STAP 2.2 - INVULLING VAN DE PROCESGEGEVENS .....

- Van alle processen worden de gegevens verzameld en op de in tabel A.1 aangegeven manier weergegeven. Het gaat enerzijds om de instroom uit en uitstroom naar andere economische processen: het gebruik en de productie van goederen, materialen, energie, diensten en te verwerken afval. Anderzijds gaat het om de stromen uit en naar het milieu in termen van onttrekkingen van

grondstoffen, ruimtebeslag, emissies van stoffen, geluid, warmte, etc.

- Tevens wordt van ieder proces een aanduiding gegeven van de aard en de kwaliteit van de procesgegevens. Hierbij kan het nodig zijn om bij gegevens waarvan de representativiteit of de kwaliteit afwijkt van het algemene oordeel deze aanduidingen apart weer te geven.
- Er zijn bij een aantal processen niet-kwantificeerbare aspecten van belang. Deze moeten ook vermeld worden; in het format is er expliciet ruimte voor gemaakt.
- Bij voorkeur worden de lange-termijn marginale procesgegevens verzameld. Dit komt in veel gevallen ongeveer neer op de gemiddelde procesgegevens bij normaal functioneren.
- De numerieke procesgegevens worden zo veel mogelijk conform het SI ingevuld.
- Een procesgegeven dat op een speciale manier moet worden omgerekend is het ruimtebeslag. Dit wordt berekend door de oppervlakte van een installatie, de jaarproductie ervan, en het gebruik van een produkt of materiaal aan elkaar te relateren; voor een materiaal dat in kg wordt uitgedrukt geeft dat bv.

$$\text{ruimtebeslag}(\text{m}^2 \cdot \text{jr}) = \text{gebruik}(\text{kg}) \times \frac{\text{oppervlakte}(\text{m}^2)}{\text{jaarproductie}(\text{kg} \cdot \text{jr}^{-1})} \quad (1)$$

Ruimtebeslag wordt dus uitgedrukt in  $\text{m}^2 \cdot \text{s}$  of  $\text{m}^2 \cdot \text{jr}$ .

- Op analoge manier wordt geluid behandeld:

$$\text{geluidsproductie}(\text{Pa}^2 \cdot \text{jr}) = \text{gebruik}(\text{kg}) \times \frac{4 \cdot 10^{-10}(\text{Pa}^2) \times 10^{\frac{\text{geluidsdrukiv. eau}(\text{dB})}{10}}}{\text{jaarproductie}(\text{kg} \cdot \text{jr}^{-1})} \quad (2)$$

Hier is de eenheid  $\text{Pa}^2 \cdot \text{s}$  of  $\text{Pa}^2 \cdot \text{jr}$ .

#### ..... STAP 2.3 - TOEPASSING VAN DE TOEREKENINGSREGELS .....

- Toerekening vindt plaats aan uitstromen die een positieve economische waarde hebben (of, wanneer er geen externe markt is, een nuttige bestemming hebben). De overige stromen (stromen van en naar het milieu, economische instromen en de economische uitstromen zonder of met een negatieve waarde) worden juist toegerekend.
- Zo mogelijk worden eerst in een analyse de causale verbanden uitgewerkt, waardoor een deel van het toerekeningsprobleem op een nette wijze op te lossen is.
- De resterende toerekeningsproblemen worden door algehele omslag opgelost.
- Wanneer de uitstromen waaraan wordt toegerekend ongelijk van eenheid zijn, vindt toerekening naar economische waarde plaats.
- In het geval van coproductie vindt toerekening normaal gesproken naar de relevante fysieke eenheid plaats. Dit is als regel de eenheid waarin de uitstromen waaraan wordt toegerekend zijn uitgedrukt. In veel gevallen is dit massa, maar ook oppervlakte is niet ongewoon.
- In gevallen waarbij de economische waarde van de uitstromen per fysieke eenheid veel verschilt, vindt toerekening naar economische waarde plaats.
- Wanneer de mogelijkheid van een discussie over de toerekenings sleutel bestaat, verdient het aanbeveling volgens twee of meer varianten toe te rekenen, en het verschil in het resultaat als een indicator voor de betrouwbaarheid te hanteren (zie stap 4.2).

#### ..... STAP 2.4 - OPSTELLING VAN DE INGREEPTABEL .....

- Het vóórkomen van alle processen in de procesboom kan gevonden worden door het opstellen van een massa- en energiebalans per economische stroom: per economische grootheid moet de som van de voorkomens per proces nul zijn, behalve voor het proces dat de functionele eenheid levert.
- Hierna kan de ingreeptabel die bij de functionele eenheid hoort gevonden worden door per milieuingreep de som van de groottes van die ingreep te sommeren.
- Daarnaast worden alle niet-gekwantificeerde ingrepen per betrokken proces verzameld en bij de ingreeptabel van de functionele eenheid vermeld.
- Wanneer men een aantal produkten vergelijkt en een vergelijking van de ingreeptabellen al tot een conclusie leidt, is de classificatie en de evaluatie niet meer nodig. De betrouwbaarheid en de gevoeligheid van het resultaat (stap 4.2) moeten nog wel beoordeeld worden.

**Component 3 – classificatie**

## ..... STAP 3.1 – KEUZE VAN DE PROBLEEMTYPEN .....

- Het voorlopige classificatieschema is weergegeven in tabel 3.1. Het geeft aan welke milieueffecten in beschouwing worden genomen en in stap 3.2 geoperationaliseerd zijn.
- Men kan zonodig, met redenen omkleed, voor een andere opzet kiezen.

## ..... STAP 3.2 – DEFINITIE VAN DE CLASSIFICATIEFACTOREN .....

- De uitputting van abiotische grondstoffen wordt beoordeeld door relatering van het netto beslag op iedere grondstof aan de voorraad (tabel B.1 op pagina 69) van die grondstof. Het resultaat is een dimensieloze uitdrukking:

$$\text{abiotische uitputting} = \sum_i \frac{\text{gebruik}_i(\text{kg})}{\text{voorraad}_i(\text{kg})} \quad (3)$$

- De uitputting van biotische grondstoffen wordt beoordeeld door relatering van het netto beslag op iedere grondstof aan de voorraad en aan de voorraad-productieverhouding van die grondstof. Deze twee geven samen een *biotic depletion factor* (BDF; tabel B.2 op pagina 69). Het resultaat is een uitdrukking in  $\text{jr}^{-1}$ :

$$\text{biotische uitputting} (\text{jr}^{-1}) = \sum_i \text{BDF}_i (\text{kg}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}) \times \text{gebruik}_i (\text{kg}) \quad (4)$$

- Voor een aantal stoffen die bijdragen aan de versterking van het broeikas effect zijn waarden in de vorm van een *global warming potential* (GWP; zie tabel B.3 op pagina 70) ontwikkeld. Op basis van deze waarden kan voor de betreffende stoffen hun potentiële directe\* bijdrage aan het broeikas effect in één effectscore uitgedrukt worden. De GWP is een relatieve maat met  $\text{CO}_2$  als referentie†: de mate waarin een massa eenheid stof infrarode straling kan absorberen ten opzichte van een massa eenheid  $\text{CO}_2$ . Hiermee kan de emissie naar lucht (in kg) omgerekend worden tot een qua broeikas effect equivalente emissie (in kg) van  $\text{CO}_2$ :

$$\text{broeikas effect} (\text{kg}) = \sum_i \text{GWP}_i \times \text{emissie}_i \text{ naar lucht} (\text{kg}) \quad (5)$$

- Voor een aantal stoffen die bijdragen aan de aantasting van de ozonlaag zijn waarden in de vorm van een *ozone depletion potential* (ODP; zie tabel B.4 op pagina 71) ontwikkeld. Op basis van deze waarden kan voor de betreffende stoffen hun potentiële bijdrage aan de aantasting van de ozonlaag in één effectscore uitgedrukt worden. De ODP is een relatieve maat met CFK-11 als referentie: de *steady state* reductie van ozon berekend per massa eenheid geëmitteerd gas naar de atmosfeer per jaar ten opzichte van dat voor een massa eenheid CFK-11. Hiermee kan de emissie naar lucht (in kg) omgerekend worden tot een qua ozonlaagaantasting equivalente emissie (in kg) van CFK-11:

$$\text{ozonlaagaantasting} (\text{kg}) = \sum_i \text{ODP}_i \times \text{emissie}_i \text{ naar lucht} (\text{kg}) \quad (6)$$

- De beoordeling van humane toxiciteit geschiedt door emissies‡ te relateren aan de *tolerable daily intake* (TDI), de *acceptable daily intake* (ADI), de *toelaatbare concentratie in lucht* (TCL), de *air quality guidelines*, het *maximaal toelaatbaar risiconiveau* (MTR) of de *humaan-toxicologische C-waarde voor bodem*. Dit zijn uit toxicologische experimenten verkregen gegevens over de maximale dagelijkse inname of concentratie die nog juist aanvaardbaar wordt geacht. Er is een omrekening gemaakt om te zorgen dat de emissies naar water, lucht en bodem op een verantwoorde manier bij elkaar opgeteld kunnen worden. Dit leidt tot de definitie van de stof- en compartimentafhankelijke

\* De indirecte bijdrage wordt als een kwalitatief aspect meegenomen; zie §3.3.1.

† Behalve  $\text{CO}_2$  komt men ook regelmatig CFK-12 als referentiegas tegen. Omdat ook CFK-11 zo nu en dan gebruikt wordt is voorzichtigheid bij het gebruiken van de term GWP dus geboden.

‡ In het kader van deze studie is een voorstel gedaan om de eigenschappen van toxische stoffen in het milieu in de beoordeling te betrekken. Dit gebeurt bij een aantal andere effectscores al wel; in de GWP is bv. rekening gehouden met afbraak van de stof in het milieu. Voor humane toxiciteit leidt dit tot de definitie van een *human toxicity potential* (HTP) en een referentiestof. De HTP is op dit moment echter nog niet operationeel.

*humaan-toxicologische classificatiefactor* (zie tabel B.5 op pagina 72): voor lucht (HCL), voor water (HCW) en voor bodem (HCB). De eenheid van de effectscore is kg: het aantal kg lichaamsgewicht dat juist tot aan de toxicologisch aanvaarde grens is blootgesteld. De berekening geschiedt als volgt:

$$\begin{aligned} \text{humane toxiciteit (kg)} = & \sum_i HCL_i (\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}) \times \text{emissie}_i \text{ naar lucht (kg)} + \\ & HCW_i (\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}) \times \text{emissie}_i \text{ naar water (kg)} + \\ & HCB_i (\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}) \times \text{emissie}_i \text{ naar bodem (kg)} \end{aligned} \quad (7)$$

- De beoordeling van stoffen die een ecotoxische werking op soorten in het ecosysteem hebben, geschiedt met behulp van *maximum tolerable concentrations* (MTC's) die met de zgn. EPA-methode bepaald zijn. Dit leidt tot de definitie van twee groepen *ecotoxicologische classificatiefactoren*: één voor aquatische (ECA) en één voor terrestrische (ECT) ecosystemen (zie tabel B.6 op pagina 87). Voor aquatische ecotoxiciteit is de eenheid m<sup>3</sup> verontreinigd water:

$$\text{aquatische ecotoxiciteit (m}^3\text{)} = \sum_i ECA_i (\text{m}^3 \cdot \text{mg}^{-1}) \times \text{emissie}_i \text{ naar water (mg)} \quad (8)$$

en voor terrestrische ecosystemen kg verontreinigde bodem:

$$\text{terrestrische ecotoxiciteit (kg)} = \sum_i ECT_i (\text{kg} \cdot \text{mg}^{-1}) \times \text{emissie}_i \text{ naar bodem (mg)} \quad (9)$$

- Voor een aantal\* stoffen die bijdragen aan fotochemische oxydantvorming zijn waarden in de vorm van een *photochemical ozone creation potential* (POCP; zie tabel B.7 op pagina 88) ontwikkeld†. Op basis van deze waarden kan voor de betreffende stoffen hun potentiële bijdrage aan dit probleem in één effectscore uitgedrukt worden. De POCP is een relatieve maat met ethyleen (C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>) als referentie: de mate waarin een massaeenheid stof oxydant vormt ten opzichte van een massaeenheid ethyleen. Hiermee kan de emissie naar lucht (in kg) omgerekend worden tot een qua oxydantvorming equivalente emissie (in kg) van ethyleen:

$$\text{oxydantvorming (kg)} = \sum_i POCP_i \times \text{emissie}_i \text{ naar lucht (kg)} \quad (10)$$

- De bijdrage aan de verzuring van verschillende milieuingrepen kan bepaald worden door weging met *acidification potentials* (AP; zie tabel B.8 op pagina 91) die een maat zijn voor het vermogen om H<sup>+</sup> af te splitsen ten opzichte van zwaveldioxyde (SO<sub>2</sub>). De emissie naar lucht (in kg) wordt met behulp van de AP omgerekend tot een qua verzuring equivalente emissie (in kg) van zwaveldioxyde:

$$\text{verzuring (kg)} = \sum_i AP_i \times \text{emissie}_i \text{ naar lucht (kg)} \quad (11)$$

- De bijdrage aan de vermisting van verschillende milieuingrepen kan bepaald worden door weging met *nutrification potentials* (NP; zie tabel B.9 op pagina 91) die een maat zijn voor het vermogen om biomassa te vormen ten opzichte van fosfaat (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>). De emissie naar lucht, water of bodem (in kg) wordt met behulp van de NP omgerekend tot een qua vermisting equivalente emissie (in kg) van fosfaat:

$$\text{vermisting (kg)} = \sum_i NP_i \times \text{emissie}_i (\text{kg}) \quad (12)$$

- Zolang de gevolgen van afvalwarmte onvoldoende in kaart zijn gebracht is het alleen mogelijk het vrijkomen van warmte als milieuingrepen rechtsreeks uit de inventarisatie over te nemen en te aggregeren. Hierbij wordt alleen de emissie van afvalwarmte naar water meegenomen:

$$\text{waterwarmte (MJ)} = \text{energie-emissie}_{\text{water}} (\text{MJ}) \quad (13)$$

- Voor stank kan gebruik worden gemaakt van geurdrempels voor stoffen in de lucht (GDL; zie tabel

\* Voor stikstofoxyden is (nog) geen POCP gedefinieerd; daarom wordt de geëmitteerde hoeveelheid NO<sub>x</sub> apart als „vlag” weergegeven; zie §3.3.1.

† Omdat het gebruik van de POCP voor dit doel enigszins omstreden is, kan men als een extra indicatie de hoeveelheid VOS en de hoeveelheid NO<sub>x</sub> ongewogen optellen; zie hiervoor stap 4.2.

B.10 op pagina 91) die voor de belangrijkste stoffen gedefinieerd zijn. De emissie naar lucht wordt hiermee omgerekend tot het volume lucht dat tot aan de geurdrempel verontreinigd is:

$$\text{luchtstank (m}^3\text{)} = \sum_i \frac{\text{emissie}_i \text{ naar lucht (mg)}}{\text{GDL}_i \text{ (mg} \cdot \text{m}^{-3}\text{)}} \quad (14)$$

- Bij de beoordeling van lawaai worden de gegevens over geluidsproductie uit de inventarisatie geaggregeerd:

$$\text{lawaai (Pa}^2 \cdot \text{s)} = \text{geluid (Pa}^2 \cdot \text{s)} \quad (15)$$

- Omdat het uitputtende effect van ruimtebeslag onlosmakelijk verbonden is met het verdringende effect, worden ze in één effectscore gecombineerd. In de inventarisatie zijn ten hoogste tien soorten ingrepen verzameld die hiermee te maken hebben. In de classificatie worden de categorieën I, II en III vooralsnog samengevoegd als „natuurlijk” en de categorieën IV en V als „onnatuurlijk”. De tien ingrepen worden daarmee geaggregeerd tot één effectscore met eenheid  $\text{m}^2 \cdot \text{s}$ :

$$\begin{aligned} \text{aantasting (m}^2 \cdot \text{s)} = & \text{ruimtebeslag}_{\text{I} \rightarrow \text{IV}} \text{ (m}^2 \cdot \text{s)} + \\ & \text{ruimtebeslag}_{\text{I} \rightarrow \text{V}} \text{ (m}^2 \cdot \text{s)} + \\ & \text{ruimtebeslag}_{\text{II} \rightarrow \text{IV}} \text{ (m}^2 \cdot \text{s)} + \\ & \text{ruimtebeslag}_{\text{II} \rightarrow \text{V}} \text{ (m}^2 \cdot \text{s)} + \\ & \text{ruimtebeslag}_{\text{III} \rightarrow \text{IV}} \text{ (m}^2 \cdot \text{s)} + \\ & \text{ruimtebeslag}_{\text{III} \rightarrow \text{V}} \text{ (m}^2 \cdot \text{s)} \end{aligned} \quad (16)$$

- De onveiligheid van processen is in de inventarisatie vastgesteld als het aantal direct door toedoen van een ongeval gedode mensen. Dit gegeven wordt in de classificatie zonder verdere weging overgenomen:

$$\text{slachtoffers} = \text{aantal slachtoffers} \quad (17)$$

#### ..... STAP 3.3 – OPSTELLING VAN HET MILIEUPROFIEL .....

- Het (eventueel uitgebreide of aangepaste) standaardmodel voor de classificatie wordt op het kwantitatieve deel van de ingreep tabel toegepast.
- Ingrepen die een bijdrage kunnen leveren aan meerdere effecten (emissies van CFK's dragen bv. bij aan het broeikas effect en aan de aantasting van de ozonlaag) worden meerdere malen meegenomen.
- De kwalitatieve onderdelen van de ingreep tabel komen terug als kwalitatief deel van het milieuprofiel, zo mogelijk in effectvorm.
- Bij voorkeur worden er in dit stadium geen grafieken gebruikt: deze kunnen valse suggesties wekken, of alleen van de keuze van de schalen van de grafieken afhangen.
- Men moet voorzichtig zijn bij het bespreken van het milieuprofiel, om niet een impliciete evaluatie in de classificatie uit te voeren.
- Wanneer men een produktvergelijking uitvoert, kan het zijn dat alle effectscores en alle kwalitatieve aspecten in dezelfde richting wijzen. In dat geval is het niet nodig stap 3.4 en stap 4.1 te maken. De betrouwbaarheid en de validiteit moeten nog wel aan de orde komen; zie stap 4.2.

#### ..... STAP 3.4 – NORMERING VAN DE EFFECTSCORES .....

- Alle effectscores van het milieuprofiel kunnen om ze meer betekenis te geven genormaliseerd worden, door ze te relateren aan de omvang van het probleem in een bepaalde periode. Hiervoor moet hetzelfde classificatiemodel gebruikt worden als voor de opstelling van het milieuprofiel is gebruikt; alleen wordt er nu overal de omvang van de milieuingreep in bv. een jaar in plaats van de omvang van de milieuingreep voor één functionele eenheid als invoergegeven gebruikt. Het resultaat is het genormaliseerde milieuprofiel, dat bestaat uit een aantal genormaliseerde effectscores, allen met de eenheid jr. Voor een effectscore met de eenheid kg geeft dit:

$$\text{genormaliseerde effectscore (jr)} = \frac{\text{effectscore (kg)}}{\text{jaaromvang (kg} \cdot \text{jr}^{-1}\text{)}} \quad (18)$$

- Ook al hebben al deze genormaliseerde effectscores dezelfde eenheid, ze dienen nimmer in de classificatie bij elkaar opgeteld te worden.
- Zolang gegevens over de mondiale omvang van de effectscores ontbreken kan men zich behelpen met de omvang in Nederland.
- Omdat het vooralsnog lastig is om alle gegevens voor de normalisatie te vinden, zal men in de praktijk deze stap vaak vooralsnog achterwege laten.

#### Component 4 - evaluatie

##### ..... STAP 4.1 - EVALUATIE VAN HET MILIEUPROFIEL .....

- Voor de evaluatie van de milieuprofielen zijn twee methodes aangegeven: de kwantitatieve en de kwalitatieve multicriteria-analyse. De kwantitatieve multicriteria-analyse is vanwege een grotere transparantie te preferen, maar is op dit moment nog niet of beperkt operationeel.
- Aangezien de evaluatie voorlopig voornamelijk met een kwalitatieve multicriteria-analyse zal geschieden, moet er ook hier naar een zo hoog mogelijke mate van transparantie gestreefd worden. De overwegingen om een bepaald produktalternatief te verkiezen boven een ander zullen dus uit een discussie moeten blijken.

##### ... STAP 4.2 - EVALUATIE VAN DE BETROUWBAARHEID EN DE VALIDITEIT ...

- In de doelbepaling kan de functionele eenheid anders geformuleerd worden. Een voorbeeld hiervan is bij een vergelijking van plastic koffiebekers en porseleinen koffiekopjes de kopjes zowel met als zonder schoteltje door te rekenen.
- In de inventarisatie zou in stap 2.1 de exacte ligging van de systeemgrens niet relevant moeten zijn, zodat opname van bijvoorbeeld kapitaalgoederen de conclusie niet verandert.
- In stap 2.2 - waar de procesgegevens verzameld worden - heeft men in het algemeen te maken met onzekerheden in die gegevens. Er is naar een heldere presentatie gestreefd door gebruik te maken van het format en door een inschatting te maken van de kwaliteit van de gegevens. Vaak zullen gegevens echter uit een onoverzichtelijke bron komen. De inschatting van de kwaliteit van individuele procesgegevens, die in stap 2.2 vertaald is in een inschatting van de betrouwbaarheid van het totale gegevensbestand, wordt in deze stap doorgevoerd naar een inschatting van de betrouwbaarheid van de ingreeptabel dan wel het milieuprofiel.
- Ook de gebruikte toerekeningsregels hebben invloed op het resultaat. Het kan zinnig zijn indien mogelijk alternatieve toerekeningsregels op hun invloed te toetsen.
- In de classificatie wordt gebruik gemaakt van zo goed mogelijk verantwoorde wetenschappelijke kennis omtrent de effecten van emissies en dergelijke. Hier speelt in de praktijk vaak het probleem dat er stoffen worden geëmitteerd waarvan geen schadelijkheidsgegevens bekend zijn. In die gevallen kan men op grond van analogieën met verwante stoffen een waarde construeren, of de schadelijkheidswaarde bepalen waarbij de conclusie van het onderzoek verandert om vervolgens een discussie te wijden aan de (on)redelijkheid van die geconstrueerde waarde.
- Deze methode kan ook voor de evaluatie worden gebruikt, waar het gaat om de weegfactoren. Door te bestuderen bij welke grootte van de weegfactoren de conclusie omkapt kan de gevoeligheid van het resultaat voor de keuze van de weegfactoren worden getoetst.
- Voor een aantal procesgegevens bestaan schattingen van de onzekerheid in de vorm van marges (bv.  $12 \pm 2$ ). Ook voor een aantal classificatiefactoren is een spreiding van de gegevens bekend. In de achtergronden is een rekenintensieve methode aangegeven waarmee de doorwerking van al deze onzekerheden op de ingreeptabel, op het milieuprofiel en op de milieuindex zijn te berekenen.
- Voor de verbeteranalyse is een methode ontwikkeld waarbij de invloed van marginale veranderingen in de procesgegevens kan worden onderzocht (stap 5.2). Deze methode levert een uitspraak over de verandering van de ingreeptabel, het milieuprofiel of de milieuindex als functie van zo'n verandering in de procesgegevens. Deze methode kan echter ook gebruikt worden om te onderzoeken welke procesgegevens het nauwkeurigst bekend moeten zijn, juist omdat een marginale verandering zo veel invloed heeft.
- Wanneer een gegeven onbekend is, is het vanwege de betrouwbaarheidsanalyse beter om een schatting te maken, dan om het gegeven weg te laten. Wellicht blijkt uit de betrouwbaarheidsanalyse dat het gegeven onbelangrijk was, maar in dat geval kan men met méér recht de onbeduidend-

heid van de precieze waarde van dat gegeven aantonen.

## Component 5 - verbeteranalyse

### ..... STAP 5.1 - ZWAARTEPUNTSANALYSE .....

- In de zwaartepuntsanalyse wordt de „ultieme herkomst” van de milieuingrepen of -effecten getraceerd, waardoor men gericht een probleem kan oplossen.
- Bij de zwaartepuntsanalyse is het inzichtelijk om een overzicht in matrixvorm te maken van alle procesgegevens naar mate van vóórkomen. In de achtergronden is deze matrixbenadering nader uitgewerkt; in het voorbeeld bij deze stap wordt zij geïllustreerd.

### ..... STAP 5.2 - MARGINALE ANALYSE .....

- De marginale analyse is in theorie een krachtig hulpmiddel bij het zoeken naar mogelijkheden voor produktverbetering. In de praktijk moet de methode zich nog bewijzen, daar het een nieuwe ontwikkeling is, die nog niet geïmplementeerd en getest is. In de achtergronden staat de opzet in detail aangegeven.
- Een overzichtelijke manier om met de grote hoeveelheid getallen om te gaan is het maken van een lijst waarin de berekende getallen in volgorde van (absoluut) afnemende grootte staan.
- Er is een nauwe relatie met de betrouwbaarheidsanalyse (stap 4.2): procesgegevens waarin kleine veranderingen grote gevolgen kunnen hebben, zijn tevens procesgegevens die extreem nauwkeurig bekend moeten zijn. De marginale analyse moet dus tevens met zorg gebruikt worden.

Deze rapportage beschrijft een methode om een milieugerichte levenscyclusanalyse uit te voeren. De algemene opzet van de methode wordt in §0.2 beschreven. De hoofdstukken 1 tot en met 5 zijn opgezet als een praktische gids met richtlijnen voor het uitvoeren van een LCA. In de bijlage van de samenvatting (pagina 2) zijn alle richtlijnen gebundeld.

Bij de vaststelling van de doelgroepen voor de methode is er een situatie die afwijkt van die bij de vaststelling van de doelgroepen van beleid volgens het NMP<sup>9</sup> (Nationaal Milieubeleidsplan); beleidsambtenaren zelf vormen hier één van de doelgroepen. Vier doelgroepen kunnen globaal worden onderscheiden:

- *uitvoerders* van LCA's, te weten grote bedrijven, ingenieursbureaus en consultantsorganisaties;
- *gebruikers* van de resultaten van LCA's, te weten consumenten, overheden, bedrijven en andere organisaties;
- *beleidsambtenaren* ten behoeve van productiebeleid in ruime zin (o.a. milieubeleid, afvalbeleid, innovatiebeleid);
- *bedrijven en ontwerpers* ten behoeve van ontwerpbetalingen.

Deze rapportage beschrijft een methode om een milieugerichte levenscyclusanalyse uit te voeren. De algemene opzet van de methode wordt in §0.2 beschreven. De hoofdstukken 1 tot en met 5 zijn opgezet als een praktische gids met richtlijnen voor het uitvoeren van een LCA. In de bijlage van de samenvatting (pagina 2) zijn alle richtlijnen gebundeld.

- *uitvoerders* van LCA's, te weten grote bedrijven, ingenieursbureaus en consultantsorganisaties;
- *gebruikers* van de resultaten van LCA's, te weten consumenten, overheden, bedrijven en andere organisaties;
- *beleidsambtenaren* ten behoeve van productiebeleid in ruime zin (o.a. milieubeleid, afvalbeleid, innovatiebeleid);
- *bedrijven en ontwerpers* ten behoeve van ontwerpbetalingen.

<sup>9</sup> Een beknopte lijst met details is als appendix IC.1 bijgevoegd.

Quaest LCA zich gaandeweg heeft ontwikkeld van een analyse tot een beleidsinstrument, is de Europese trend verandert van *life cycle analysis* in *life cycle assessment*. Omdat de afkorting hierover niet uniform is, zou het in het Nederlands wettelijk zijn om naar LCA's te spreken, waarbij de mogelijke vertalingen naar levenscyclusanalyse.

Ein lijst met afkortingen is gegeven in bijlage C.2.



## HOOFDSTUK 0

# INLEIDING

In dit hoofdstuk wordt nader aangegeven waar deze handleiding over gaat, voor wie zij bedoeld is en hoe zij gestructureerd is. Het vormt daarmee de inleiding op het eigenlijke rapport.

### 0.1 Plaatsbepaling

Allereerst zal een aantal begrippen nader worden omschreven\*. Deze *handleiding* gaat over het uitvoeren van *produktonderzoek*. Hierbij zal uitsluitend naar de potentiële gevolgen van het functioneren van een beschouwd produkt voor het *milieu* worden gekeken. Een inperking naar levensfasen van het produkt wordt niet gemaakt: de gehele *levenscyclus* - van productie via gebruik tot verwijdering - van een produkt wordt in beschouwing genomen. Deze overwegingen geven aanleiding tot de naam *milieugerichte levenscyclusanalyse van produkten*, wat wordt afgekort tot LCA, ook in Angelsaksische landen†. Een milieugerichte levenscyclusanalyse kan, eventueel gecombineerd met de resultaten van andere (bv. economische) analyses, resulteren in een toepassing. Voorbeelden van toepassingen zijn produktinformatie, produktinnovatie en regulering van overheidswege. Informatie biedt houvast bij de keuze uit verschillende produktalternatieven, bij innovatie kan gedacht worden aan de ontwikkeling van milieuvriendelijker produkten, en bij regulering is de verlening van een keurmerk één van de mogelijkheden. In die zin is een milieugerichte levenscyclusanalyse een beslissingsondersteunend instrument.

Deze rapportage beschrijft een methode om een milieugerichte levenscyclusanalyse uit te voeren. De algemene opzet van de methode wordt in §0.2 beschreven. De hoofdstukken 1 tot en met 5 zijn opgezet als een praktische gids met *richtlijnen* voor het uitvoeren van een LCA. In de *leidraad* van de samenvatting (pagina 2) zijn alle richtlijnen gebundeld.

Bij de vaststelling van de doelgroepen voor de methode is er een situatie die afwijkt van die bij de vaststelling van de doelgroepen van beleid volgens het NMP‡ (Nationaal Milieubeleidsplan); beleidsambtenaren zelf vormen hier één van de doelgroepen. Vier doelgroepen kunnen globaal worden onderscheiden:

- *uitvoerders* van LCA's, te weten grote bedrijven, ingenieursbureaus en consumentenorganisaties;
- *gebruikers* van de resultaten van LCA's, te weten consumenten, overheden, bedrijven en andere organisaties;
- *beleidsambtenaren* ten behoeve van produktenbeleid in ruime zin (o.a. milieukeur, afvalbeleid, innovatiebeleid);
- *bedrijven en ontwerpers* ten behoeve van ontwerpbeslissingen.

\* Een beknopte lijst met definities is als appendix (C.1) bijgevoegd.

† Omdat LCA zich gaandeweg heeft ontwikkeld van een analyse- tot een beoordelingsinstrument, is de Engelse naam veranderd van *life cycle analysis* in *life cycle assessment*. Omdat de afkorting hierdoor niet veranderd is, zou het in het Nederlands onhandig zijn om over LCA's te spreken; vandaar de enigszins verouderde naam levenscyclusanalyse.

‡ Een lijst met afkortingen is gegeven in bijlage C.2.

De handleiding die in dit deel wordt beschreven is uitsluitend bedoeld voor de *uitvoerders* van LCA's. Getracht is een tussenweg te bewandelen tussen beknoptheid en volledigheid: al datgene wat essentieel is voor de uitvoering van een LCA is in de handleiding te vinden. De argumentatie voor de gemaakte methodische keuzen is in het deel *achtergronden* geplaatst.

Geen van de nu beschikbare praktijkstudies voldoet aan alle in deze methode gestelde eisen. De methode geeft dus niet een huidige praktijk weer maar een wenselijk geachte situatie. In de huidige stand van nog beperkte methodiekontwikkeling en zeer onvolledige beschikbaarheid van basisgegevens zullen praktijkstudies op de korte termijn ook niet eenvoudig aan alle gewenste eisen kunnen voldoen. Wat nu al wel kan is aangeven in hoeverre ze wel of niet aan bepaalde eisen voldoen, wat de methodische status en de kwaliteit is van elke stap, en daarbinnen ook van afzonderlijke gegevens. De methode heeft daarmee een voorlopig karakter, en zal – ook in internationaal verband – verder worden ontwikkeld. Dientengevolge is het in iedere praktijkstudie van belang om van de meest recente ontwikkelingen uit te gaan en te vermelden welke methode er is gehanteerd met vermelding van de datum van de methode.

Eén van de redenen voor het ontwikkelen van deze methode is de diversiteit in produktbeoordelingen die er in de afgelopen jaren is ontstaan. Voor alle doelgroepen – bedrijfsleven, consumenten, overheden – is dit een ongewenste situatie. Beslissingen met betrekking tot investeringen, aanschaf, stimulering en voorlichting worden op onduidelijke gronden genomen. De hier gepresenteerde methode beoogt uniforme richtlijnen te geven voor het uitvoeren van een LCA. Mede omdat de ontwikkelingen verder gaan, zullen er altijd vraag- en twistpunten zijn bij een praktijkstudie. Het ligt in de lijn der verwachting dat er een *gedragscode* zal ontstaan om met de resterende onduidelijkheden om te gaan.

## 0.2 Structuur

In de methode worden de volgende bouwstenen van een LCA onderscheiden:

- componenten;
- stappen.

De componenten vertonen een logische samenhang, die in de stappen nader wordt gedetailleerd. De componenten zullen hier in hun onderlinge samenhang besproken worden. De gedetailleerde uitwerking van de componenten inclusief de invulling in stappen vindt plaats in de hoofdstukken 1 tot en met 5, voor elke component één. Iedere stap krijgt een eigen paragraaf.

### 0.2.1 Structuur in componenten

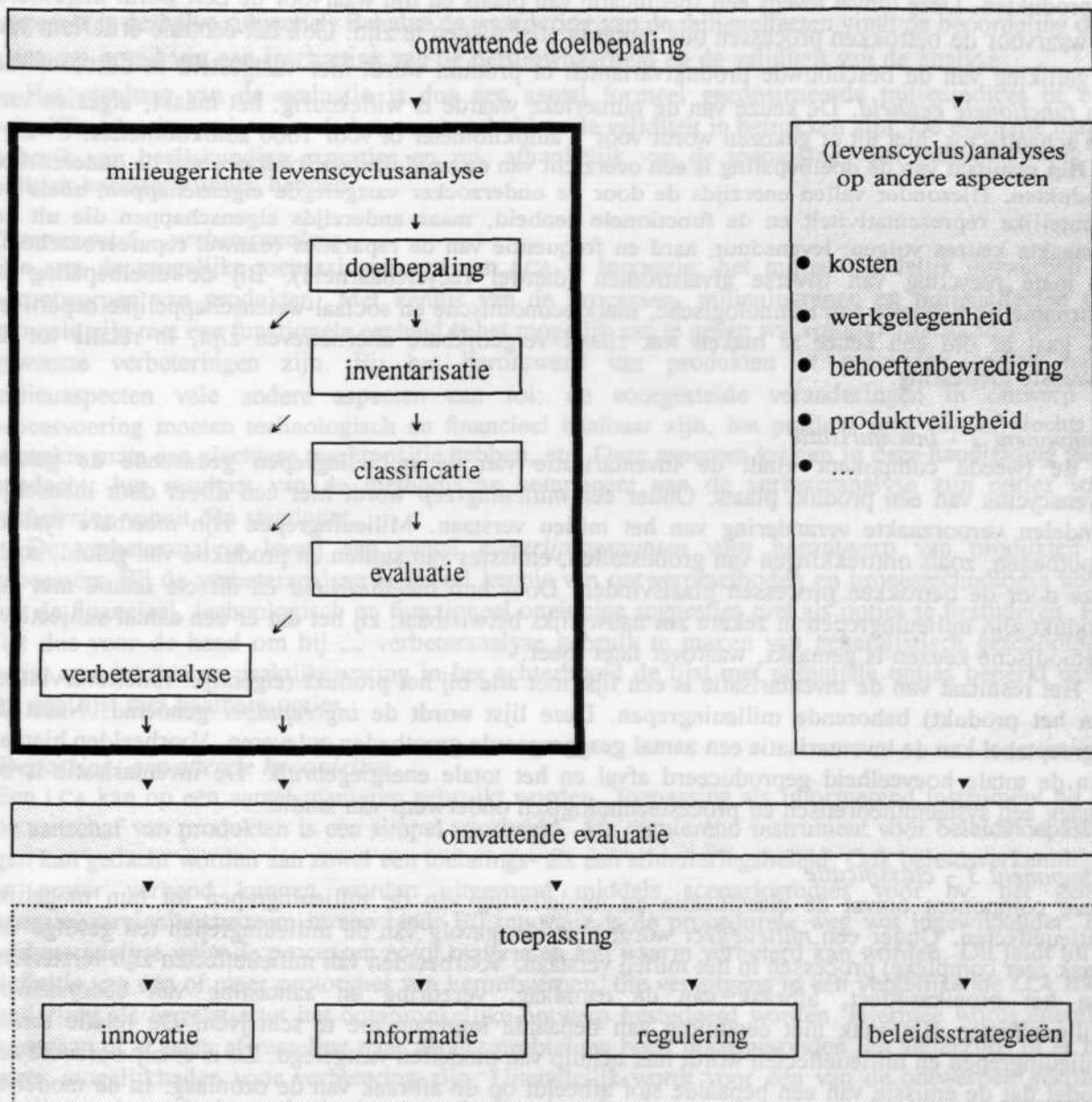
Binnen een milieugerichte levenscyclusanalyse kan een vijftal *componenten* worden onderscheiden die een samenhangend geheel vormen. Deze componenten zijn:

- doelbepaling (pagina 19);
- inventarisatie (pagina 27);
- classificatie (pagina 45);
- evaluatie (pagina 55);
- verbeteranalyse (pagina 61).

Het idee achter deze componenten zal hier worden toegelicht. De precieze invulling van de componenten wordt later gegeven. De wijze waarop de vijf componenten logisch samenhangen is weergegeven in het vetomlijnde gedeelte van figuur 0.1.

Naast milieuaspecten spelen andere overwegingen een rol bij het beoordelen van een produkt. Hierbij kan gedacht worden aan financiële, sociale en functionele aspecten. Deze andere aspecten vallen buiten het kader van dit rapport. In de figuur is de positie van de milieugerichte levenscyclusanalyse ten opzichte van deze andere analyses weergegeven. De toepassing van de resultaten van een milieugerichte levenscyclusanalyse, al dan niet in combinatie met andere analyses, valt ook buiten de beschrijving van een methode voor de milieugerichte levenscyclusanalyse.

Iedere component van een milieugerichte levenscyclusanalyse levert een zelfstandig bruikbaar resultaat; vandaar dat er in figuur 0.1 vanuit iedere component een pijl naar buiten treedt. De resultaten van de verschillende componenten wordt met de verzamelnaam *milieumaten* aangeduid. Een



FIGUUR 0.1. Een LCA bestaat uit de componenten doelbepaling, inventarisatie, classificatie, evaluatie en verbeteranalyse, en leidt, met beoordelingen op andere aspecten, tot een toepassing.

milieumaat is een getal dat iets over de eigenschappen van het onderzochte product met betrekking tot het milieu zegt. Hieronder – bij de bespreking van de betekenis van de verschillende componenten – zullen de diverse milieumaten genoemd worden. Er zijn veel milieumaten denkbaar; ze zijn echter niet alle even zinnig of even goed operationaliseerbaar. In dit rapport zal een deel van de milieumaten zijn uitgewerkt. De milieumaten als uitkomst van verschillende componenten zijn ten dele afhankelijk. Voor een goed inzicht in de eigenschappen van een product dient men slechts milieumaten op hetzelfde niveau te hanteren.

*Component 1 – doelbepaling*

In de doelbepaling wordt de LCA als het ware opgestart. Er wordt vastgesteld wat het eigenlijke doel van de LCA in kwestie is. Hieronder valt het vooruit kijken naar het gewenste soort beslissing in een mogelijke toepassing. De toepassing zelf valt buiten de LCA. Ook de diepgang van het onderzoek wordt hier bepaald. Tenslotte wordt het onderwerp van studie nauwkeurig omschreven. Het resultaat van de doelbepaling is een meer of minder nauwkeurige specificatie van het te onderzoeken product

of produkten. Deze omvat tevens een specificatie van plaats en tijd waarvoor de LCA wordt uitgevoerd en waarvoor de betrokken processen dus representatief dienen te zijn. Ook het centrale criterium van vergelijking van de beschouwde produktvarianten of produkt wordt hier vastgesteld in de vorm van een *functionele eenheid*. De keuze van de numerieke waarde is willekeurig: het maakt, afgezien van een schaalfactor, niet uit of gekozen wordt voor 1 autokilometer of voor 1000 autokilometers.

Het resultaat van de doelbepaling is een overzicht van de *produkteigenschappen* van de onderzochte produkten. Hieronder vallen enerzijds de door de onderzoeker vastgelegde eigenschappen, zoals de ruimtelijke representativiteit en de functionele eenheid, maar anderzijds eigenschappen die uit de gemaakte keuzes volgen: levensduur, aard en frequentie van de reparaties (danwel repareerbaarheid) en mate recycling van diverse afvalstromen (danwel recyclebaarheid). Bij de doelbepaling is voornamelijk behoefte aan technologische, markteconomische en sociaal-wetenschappelijke expertise: het gaat er om een keuze te maken wat zinvol vergelijkbare alternatieven zijn, in relatie tot de gewenste toepassing.

#### *Component 2 - inventarisatie*

In de tweede component vindt de inventarisatie van de milieuingrepen gedurende de gehele levenscyclus van een produkt plaats. Onder een *milieuingreep* wordt hier een *direct* door menselijk handelen veroorzaakte verandering van het milieu verstaan. Milieuingrepen zijn meetbare fysieke grootheden, zoals onttrekkingen van grondstoffen, emissies van stoffen en productie van geluid, zoals deze door de betrokken processen plaatsvinden. Door hun meetbaarheid en directe relatie met het produkt zijn milieuingrepen in zekere zin nauwelijks betwistbaar, zij het dat er een aantal subjectieve methodische keuzen is gemaakt, waarover later meer.

Het resultaat van de inventarisatie is een lijst met alle bij het produkt (eigenlijk: functievervulling van het produkt) behorende milieuingrepen. Deze lijst wordt de *ingreeptabel* genoemd. Naast de ingreeptabel kan de inventarisatie een aantal geaggregeerde grootheden opleveren. Voorbeelden hiervan zijn de totale hoeveelheid geproduceerd afval en het totale energiegebruik. De inventarisatie is bij uitstek een systeemtheoretisch en procestecnologisch onderwerp van studie.

#### *Component 3 - classificatie*

Deze component omvat de classificatie en modellering van de milieuingrepen tot hun mogelijke milieueffecten. Onder een *milieueffect* wordt hier een gevolg van de milieuingrepen ten gevolge van (vaak zeer complexe) processen in het milieu verstaan. Voorbeelden van milieueffecten zijn versterking van het broeikas effect, afbraak van de ozonlaag, verzuring en aantasting van ecosystemen. Milieueffecten zijn vaak niet eenduidig aan bepaalde ingrepen toe te schrijven. De relatie tussen milieuingrepen en milieueffecten wordt met behulp van modellen vastgelegd. Zo is er bijvoorbeeld een model dat de emissie van een bepaalde stof afbeeldt op de afbraak van de ozonlaag. In de modellen wordt een keuze over twee aspecten gemaakt: welke effecten worden gemodelleerd en met wat voor wijze van projectie. Zowel het gedrag van stoffen in het milieu als de potentiële effecten op een receptor zijn deel van de classificatie.

Het resultaat van de classificatie is een lijst met alle milieueffecten waar (de functievervulling van) het produkt aan bijdraagt. Deze lijst wordt het *milieuprofiel* genoemd. Bij de opzet van de classificatie is het van belang om van milieukundige kennis gebruik te maken.

#### *Component 4 - evaluatie*

In de evaluatie vindt de totaalbeoordeling van het produkt op zijn potentiële milieueffecten plaats. Bij de vergelijking van de milieuprofielen van twee produkten bestaat er vaak behoefte aan één uniforme maat, omdat men in veel gevallen met een ongewogen vergelijking niet tot een eenduidig oordeel kan komen. Dit betekent dat de scores op de diverse milieueffecten van het milieuprofiel in die gevallen gewogen zouden kunnen worden opgeteld tot een *milieuindex*. De afweging welke milieueffecten het belangrijkste zijn is een zaak die veel meer afhankelijk is van situaties en persoonlijke overtuiging dan de afwegingen die er in de andere componenten gemaakt worden. De waardering die hier wordt

\* Andere gangbare termen zijn ecoprofiel, milieubalans en ecobalans.

toegepast is derhalve subjectief. Behalve de waardering van de milieueffecten vindt de beoordeling ook plaats op grond van een inschatting van de betrouwbaarheid en de validiteit van de analyse.

Het resultaat van de evaluatie is dus een aantal formeel geconstrueerde milieuidices of een vergelijkende uitspraak, waar de betrouwbaarheid en de validiteit in betrokken zijn. De evaluatie maakt gebruik van beslistkundige expertise en zal, afhankelijk van de toepassing, een bestuurskundig of politiek karakter kunnen hebben.

#### *Component 5 – verbeteranalyse*

Eén van de mogelijke toepassingen van een LCA is innovatie: het milieuvriendelijk ontwerpen of herontwerpen van produkten. Met kennis van de processen, milieuingrepen en milieueffecten die gemoeid zijn met een functionele eenheid is het mogelijk aan te geven wat *vanuit milieukundig oogpunt* gewenste verbeteringen zijn. Bij het herontwerp van produkten of processen spelen naast milieuaspecten vele andere aspecten een rol: de voorgestelde veranderingen in ontwerp of procesvoering moeten technologisch en financieel haalbaar zijn, het produkt mag niet of slechts in beperkte mate een slechtere marktpositie hebben, etc. Deze aspecten krijgen in deze handleiding geen aandacht: het resultaat van de methodische component van de verbeteranalyse zijn *opties voor verbetering* vanuit één standpunt.

De verbeteranalyse levert een aantal *aangrijpingspunten* voor herontwerp van produkten of processen. Bij de verbeteranalyse is vooral kennis van ontwerpmethoden en procestechnologie nodig om de financieel, technologisch en functioneel onzinnige suggesties niet als opties te bestuderen. Het ligt dus voor de hand om bij de verbeteranalyse gebruik te maken van generalistisch geschoolden, zodat met intuïtie en praktijkervaring in het achterhoofd de lijst met potentiële opties beperkt wordt tot een lijst met haalbare opties.

#### *Toepassing; omvattende beoordeling*

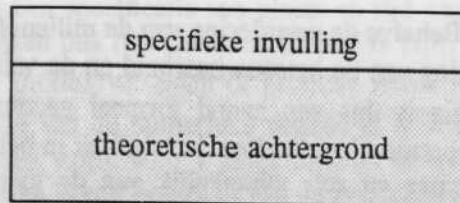
Een LCA kan op een aantal manieren gebruikt worden. Toepassing als informerend instrument bij bv. de aanschaf van produkten is een simpel voorbeeld. Als regulerend instrument voor beleidstoepassingen kan gedacht worden aan zowel een toelatings- als een stimuleringsbeleid. Ook beleidsverkenningen in groter verband kunnen worden uitgevoerd middels scenariostudies voor bv. het gehele energievoorzieningssysteem in een land. Bij innovatie is de procedurele weg wat ingewikkelder: een verbeteranalyse wijst de processen en/of materialen aan waarin verbeterd kan worden. Dit leidt tot de definitie van één of meer prototypes van herontwerpen, die vervolgens in een vergelijkende LCA zowel onderling als in relatie tot het oorspronkelijke ontwerp bestudeerd worden. Hiermee wordt enerzijds nagegaan of er geen afwenteling naar andere problemen heeft plaatsgevonden, en anderzijds of er nog meer mogelijkheden voor verbetering zijn. Uiteindelijk wordt voor één van de ontwerpen gekozen. In dit geval wordt de methode dus meerdere malen doorlopen, en is er sprake van een dynamisch gebruik van de methode (zie figuur 5.2).

De toepassingen komen voort uit een meer omvattende beschouwing van het produkt. Daarom is in figuur 0.1 behalve de toepassing ook een *omvattende doelbepaling* en *omvattende evaluatie* opgenomen, waarin (*levenscyclus*)analyses op andere aspecten worden geïnitieerd resp. geëvalueerd. Al deze verdere componenten – de grijze kaders in figuur 0.1 – zijn in deze handleiding niet nader uitgewerkt.

### **0.2.2 Structuur in stappen**

Binnen iedere component vindt tijdens de uitvoering van een LCA een aantal op elkaar aansluitende handelingen plaats. Een verzameling van bij elkaar horende handelingen wordt een *stap* genoemd. Een stap kan worden gezien als een specifieke invulling die voor iedere LCA opnieuw wordt uitgevoerd en die gemotiveerd wordt vanuit een theoretisch substraat; zie figuur 0.2.

Achter een stap gaat een aantal theoretische beschouwingen schuil die voor de uitvoering van een LCA niet essentieel zijn. Deze overwegingen zijn echter voor andere doelen wel van belang en worden weergegeven in de parallelrapportage getiteld *achtergronden*. De hoofdstuknummering daar is dezelfde als hier in de handleiding; de opzet in paragrafen is verschillend. In de hoofdstukken 1 tot en met 5 van deze handleiding zullen respectievelijk de componenten doelbepaling, inventarisatie, classificatie,



FIGUUR 0.2. Organisatie van een stap. De methode levert het theoretisch fundament voor de specifieke invulling die in iedere praktijkstudie plaatsvindt.

evaluatie en verbeteranalyse worden behandeld. In die hoofdstukken wordt ook de precieze indeling van de betreffende component in stappen gemaakt. In tabel 0.1 staan de vijf componenten met de stappen waaruit zij bestaan weergegeven.

TABEL 0.1. De vijf componenten van een milieugerichte LCA, uitgewerkt naar hun inhoudelijke stappen, resultaat en discipline.

component	stap	milieumaat	deskundigheid
doelbepaling	bepaling van de toepassing vaststelling van de diepgang van de studie definitie van het onderwerp van de studie	produkt- eigenschappen: levensduur, mate van recycling, etc.	technologische, economische, sociaal- wetenschappelijke
inventarisatie	opstelling van de procesboom invulling van de procesgegevens toepassing van de toerekeningsregels opstelling van de ingreep tabel	ingreep tabel met milieuingrepen; energie, afval, etc.	systeemtheoretische, procestechnologische
classificatie	keuze van de probleemtipes definitie van de classificatiefactoren opstelling van het milieuprofiel normering van de effectscores	milieuprofiel met effectscores	milieukundige
evaluatie	evaluatie van het milieuprofiel evaluatie van de betrouwbaarheid en de validiteit	milieuindex of oordeel	besliskundige
verbeteranalyse	zwaartepuntsanalyse marginale analyse	aangrijpingspunten voor herontwerp	procestechnologische

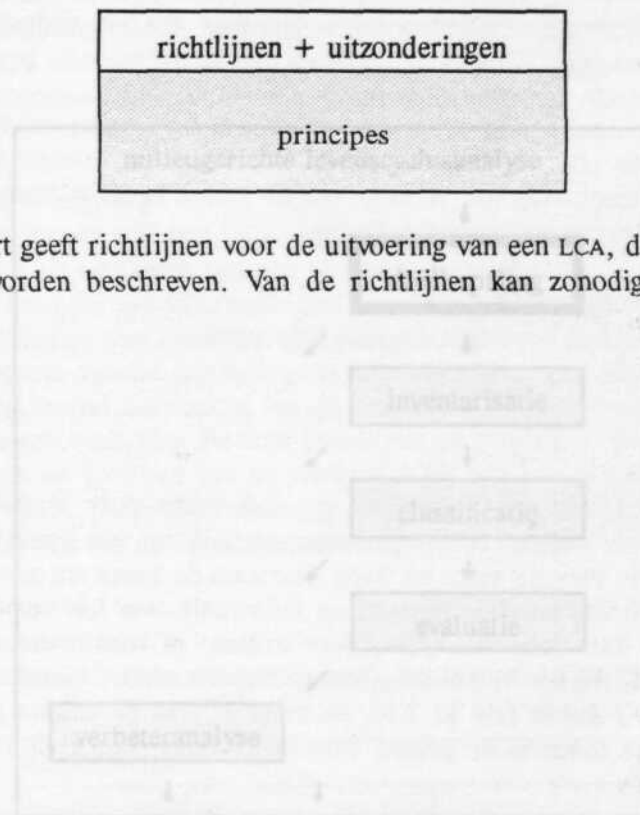
Iedere paragraaf waarin een stap wordt beschreven, bestaat uit een aantal tekstgedeelten die gestructureerd zijn volgens een vast schema:

- inleiding;
- richtlijnen;
- voorbeeld;
- achtergronden.

In de *inleiding* van iedere paragraaf wordt de functie aangegeven die de stap binnen de methode en binnen de component vervult. Het kan zijn dat de principieel meest correcte oplossing voor bepaalde methodische problemen in bepaalde stappen of situaties onuitvoerbaar is. Daarom zullen de *richtlijnen* de praktische vertaling van het principe zijn: in een aantal gevallen letterlijk het principe, maar in andere gevallen een voorlopige oplossing. Deze richtlijn zal werken voor de meeste praktijkgevallen, maar in een aantal situaties zal de richtlijn niet voldoen, bv. omdat de gegevens ontbreken of omdat toepassing van de richtlijn tot een evident vreemde conclusie leidt. Om deze redenen is er steeds voorzien in een behandeling van de uitzonderingen. Hierin staan voorbeelden van uitzonderingsgeval-

len beschreven, en de manier waarop zij behandeld kunnen worden. Men kan - ook wanneer dit niet expliciet in de richtlijnen genoemd staat - van de richtlijnen afwijken. Dit moet echter altijd expliciet en beargumenteerd gebeuren. Figuur 0.3 illustreert de relatie tussen achtergronden, richtlijnen en uitzonderingen.

Ieder stap wordt afgesloten met een concreet *voorbeeld*. Deze voorbeelden hebben alleen een illustratieve betekenis. Juist omdat geen van de nu beschikbare praktijkstudies aan de hier gestelde eisen voldoet, is het een hachelijke, zo niet onmogelijke taak realistische voorbeelden te geven die niet in strijd zijn met de methode zelf. Het laatste deel van iedere stap is een verwijzing naar de relevante passages in de *achtergronden*.



FIGUUR 0.3. Dit rapport geeft richtlijnen voor de uitvoering van een LCA, die volgen uit principes die in de achtergronden worden beschreven. Van de richtlijnen kan zonodig beargumenteerd worden afgeweken.

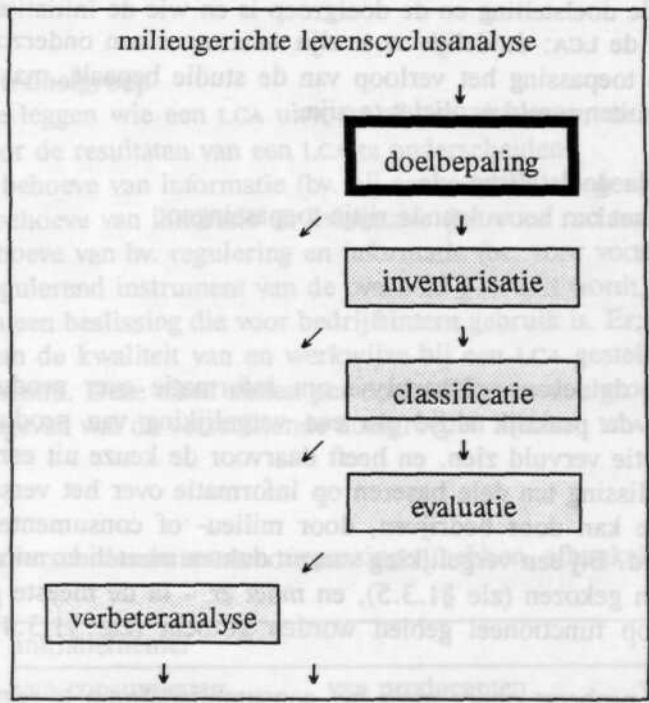
FIGUUR 1.1. De doelbepaling van een LCA is de component waarin vragen als „Wat?“, „Waarom?“, „Voor wie?“ en „Door wie?“ worden beantwoord.

De doelbepaling van de milieugerichte levenscyclusanalyse komt voort uit de omvattende doelbepaling. In deze omvattende doelbepaling is vooral getekend naar de toepassing: het kan gaan om het verschaffen van productinformatie (bv. door vergelijking van een aantal productalternatieven), het reguleren van overheidswege (bv. door het toelaten van producten afhankelijk te maken van de resultaten van een toetsing aan een standaard), de innovatie van producten of processen (bv. door dominante processen in het milieuprofiel te identificeren, en zo een inzicht te krijgen in de potentie van innoverende maatregelen), of als hulpmiddel bij strategische studies met behulp van beleidsscenario's. Ook de diepgang van het onderzoek wordt hier gekozen aan de hand van de beschikbare tijd en de gewenste toepassing. Tenslotte worden de te onderzoeken producten gedefinieerd. De doelbepaling bestaat dus uit drie stappen:

- bepaling van de toepassing (pagina 20);
- vaststelling van de diepgang van de studie (pagina 22);

# HOOFDSTUK 1

## DOELBEPALING



FIGUUR 1.1. De doelbepaling van een LCA is de component waarin vragen als „Wat?“, „Waartoe?“, „Voor wie?“ en „Door wie?“ worden beantwoord.

De doelbepaling van de milieugerichte levenscyclusanalyse komt voort uit de omvattende doelbepaling. In deze omvattende doelbepaling is vooruit gekeken naar de toepassing: het kan gaan om het verschaffen van produktinformatie (bv. door vergelijking van een aantal produktenalternatieven), het reguleren van overheidswege (bv. door het toelaten van produkten afhankelijk te maken van de resultaten van een toetsing aan een standaard), de innovatie van produkten of processen (bv. door dominante processen in het milieuprofiel te identificeren, en zo een inzicht te krijgen in de potentie van innoverende maatregelen), of als hulpmiddel bij strategische studies met behulp van beleidsscenario's. Ook de diepgang van het onderzoek wordt hier gekozen aan de hand van de beschikbare tijd en de gewenste toepassing. Tenslotte worden de te onderzoeken produkten gedefinieerd. De doelbepaling bestaat dus uit drie stappen:

- bepaling van de toepassing (pagina 20);
- vaststelling van de diepgang van de studie (pagina 22);



- definitie van het onderwerp van studie (pagina 23).

Het resultaat van de doelbepaling is onder meer een nauwkeurige omschrijving van de produkten die onderzocht gaan worden. Hierbij zijn een aantal produkteigenschappen die een relatie hebben met de uitwerking op het milieu. Te denken valt aan de technische of economische levensduur, de aard en frequentie van de reparaties, de mate van recycling, het aantal malen gebruik, etc. De relatie tussen deze produkteigenschappen en de mate van milieuvriendelijkheid is echter niet eenduidig.

## 1.1 Bepaling van de toepassing

### ..... INLEIDING .....

In de doelbepaling wordt een aantal beslissingen genomen die het onderwerp van analyse en het verdere verloop ervan vastleggen. Omdat de gewenste toepassing ten dele bepaalt hoe het verloop van de LCA is, zal als eerste stap de toepassing worden gekozen. Bij de toepassing van een LCA moet vastgelegd worden wat de doelstelling en de doelgroep is en wie de initiatiefnemer. Het gaat hier om een verantwoording van de LCA: duidelijk moet zijn waartoe er een onderzoek uitgevoerd wordt. Dit is niet alleen omdat de toepassing het verloop van de studie bepaalt, maar ook om achteraf in de communicatie naar de buitenwereld expliciet te zijn.

#### 1.1.1 Vastlegging van de doelstelling

Bij de doelstelling gaat het om het volgende rijtje toepassingen:

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

Bij het gebruik van de levenscyclusanalyse om informatie over produkten te verkrijgen of te verschaffen, zal het in de praktijk altijd om een vergelijking van produktalternatieven gaan. De consument wil een functie vervuld zien, en heeft daarvoor de keuze uit een aantal alternatieven. De consument kan zijn beslissing ten dele baseren op informatie over het verschil in gevolgen voor het milieu. Deze informatie kan door bedrijven, door milieu- of consumentenorganisaties of door de overheid worden geleverd. Bij een vergelijking van produkten moeten er minstens twee produktvarianten of produkten worden gekozen (zie §1.3.5), en moet er – in de meeste gevallen – naar een basis van gelijkwaardigheid op functioneel gebied worden gezocht (zie §1.3.4), als een criterium van vergelijking.

Het produktenbeleid probeert onder meer het consumptiepatroon te reguleren. De resultaten van LCA's kunnen gebruikt worden om produkten te toetsen. De toetsing van produkten kan beschouwd worden als een speciaal geval van de vergelijking van produkten, alleen worden bij toetsing niet twee produkten met elkaar vergeleken, maar wordt één produkt vergeleken met een standaardprodukt. Het kan dan gaan om een *produktnorm*, die tot doel heeft produkten die hier niet aan voldoen te weren, of om een *milieukeur* dat een „groen stempel” uitdeelt aan produkten die aan een minimumeis voldoen. Een variant hierop is de vergelijking van een scala aan varianten, met als doel enkele daarvan zo'n keurmerk te geven. Een andere toepassings sfeer is het gebruik om de inzet van financiële maatregelen te sturen. Een voorbeeld is de subsidiëring van isolatie of spaarlampen, of de invoering van een *ecotax*.

Bij de verbetering van produkten kan het ook om een vergelijking gaan: van het produkt vóór en na herontwerp, of van een aantal prototypes. Meestal zal de produktverbetering echter niet als vergelijking, maar in „absoluut” opzicht gedefinieerd zijn. In dat geval probeert men met kennis van de milieuingrepen en -effecten van ieder materiaal en proces dat bij een produkt betrokken is, tot aanbevelingen voor herontwerp te komen. Een LCA kan zwakke plekken in de levenscyclus opsporen, bijvoorbeeld door te constateren dat de verspreiding van toxische stoffen voornamelijk in één proces door een emissie van cadmium plaats vindt. Door voor een ander proces te kiezen, of door milieuhygiënische maatregelen te treffen voor dát proces, kan het milieuprofiel van het produkt drastisch verbeteren. Verder zal juist in dit type toepassing het dynamische, iteratieve karakter van een

LCA naar voren komen: na de aanbevelingen in een nieuw ontwerp verwerkt te hebben kan het nieuwe met het oude produkt worden vergeleken in een vergelijkende LCA. Hierdoor wordt afwenteling naar andere levensfasen of milieueffecten voorkomen. Al met al is er dus ook bij produktverbetering sprake van een vergelijking, maar het vinden van de opties voor verbetering gebeurt aan de hand van één produkt.

De bestudering van scenariostudies is onder meer van belang bij het uitstippelen van overheidsbeleid, waarbij door heffingen of bewustmakingscampagnes het marktaandeel van een aantal produkten verschoven kan worden. Een LCA kan helpen bij de uitvoering van deze scenariostudies. Ook prioriteiten van het beleid kunnen op deze manier worden afgewogen. Dit is één van de weinige plaatsen waar het zin kan hebben om functioneel ongelijkwaardige produktgroepen te beschouwen. Een voorbeeld hiervan is de vraag of het stimuleren van de aanschaf van spaarlampen een hogere prioriteit moet hebben dan het stimuleren van de aanschaf van HR-CV-ketels, gegeven de beperkte beschikbaarheid van beleidsmiddelen.

Bij de doelstelling gaat het ook om nevensgeschikte doelstellingen die het onderwerp van studie ingeperkt hebben.

### 1.1.2 Vastlegging van de doelgroep

Het is van belang vast te leggen wie een LCA uitvoert of laat uitvoeren, en ten behoeve van wie. Er zijn drie doelgroepen voor de resultaten van een LCA te onderscheiden:

- consumenten, ten behoeve van informatie (bv. bij aankoopbeslissingen);
- producenten, ten behoeve van innovatie en informatie (bv. voor reclamadoeleinden);
- overheden, ten behoeve van bv. regulering en informatie (bv. voor voorlichting).

Een beslissing die als regulerend instrument van de overheid gebruikt wordt, vereist een hogere mate van betrouwbaarheid dan een beslissing die voor bedrijfsintern gebruik is. Er zullen in de praktijk (van overheidswege?) eisen aan de kwaliteit van en werkwijze bij een LCA gesteld kunnen worden, bv. in de vorm van een *gedragscode*. Deze eisen zullen per doelstelling en doelgroep verschillen.

In tabel 1.1 is weergegeven wat de verschillende doelgroepen met een LCA kunnen willen bereiken.

TABEL 1.1. Een LCA kan verschillende soorten toepassingen hebben, afhankelijk van de initiatiefnemer en de doelgroep.

doelgroep	initiatiefnemer		
	van consumenten	van producenten	van overheden
voor consumenten	produktkeuze	informatie	voorlichting
voor producenten	acties	innovatie	voorlichting
voor overheden	acties	informatie	beleidsstrategieën

### 1.1.3 Vastlegging van de initiatiefnemer

Wanneer er een openbaar rapport verschijnt gaat een levenscyclusanalyse een eigen leven leiden, ook buiten de oorspronkelijke doelgroep. Duidelijk zal moeten zijn wie de opdrachtgever en financier is. Ook moet worden aangegeven vanuit welke organisaties sturing is gegeven, door bv. de samenstelling van een begeleidingscommissie te vermelden. Ten slotte is het van belang om te weten of de gebruikte gegevens door een belanghebbende zijn verstrekt, of dat er een onafhankelijke instantie aan te pas is gekomen.

#### RICHTLIJNEN

- Het type toepassing wordt vastgesteld; mogelijkheden zijn:
  - informatie over bestaande produkten;
  - innovatie van bestaande produkten of prototypen daarvan;

- regulering ten behoeve van produktenbeleid;
- bestudering van beleidsstrategieën met behulp van scenario's;
- ...
- De toepassing hangt samen met de keuze van de doelgroep of doelgroepen:
  - consumenten;
  - producenten;
  - overheden;
  - ...
- Geef een opsomming van de betrokkenen:
  - de uitvoerder(s) van het onderzoek;
  - de opdrachtgever en financier;
  - de commissie van waaruit sturing plaatsvindt;
  - de verstrekker (en eventueel de controleur) van de benodigde gegevens;
  - ...
- Wanneer een LCA uitsluitend voor een bedrijfsinterne toepassing gebruikt wordt, bv. om een ontwerp te optimaliseren is het niet nodig zo'n uitgebreide verantwoording op te nemen.

#### ..... VOORBEELD .....

Dit onderzoek is uitgevoerd om tot een vergelijkende beoordeling voor een aantal typen kozijnen te komen. Het onderzoek is uitgevoerd in opdracht van de firma Alukoz BV, producent van onder meer aluminium kozijnen, en is begroot op basis van 250 uur werk. De opdrachtgever is nauw betrokken geweest bij de sturing, met name ten aanzien van de keuze van te vergelijken produktalternatieven en bij de verstrekking van procesgegevens. De rapportage is voor publikatie ter commentaar voorgelegd aan het onafhankelijke ingenieursbureau Ecobouw BV.

#### ..... ACHTERGRONDEN .....

§0.1 - produktbeoordelingen

§0.4 - uitgangspunten

§1.1 - toepassingen van LCA

## 1.2 Vaststelling van de diepgang van de studie

#### ..... INLEIDING .....

Een produktonderzoek kost in het algemeen veel tijd en geld. Voor „zware” toepassingen zoals toelating of verbod door de overheid kan een zeer gedetailleerde levenscyclusanalyse gerechtvaardigd zijn. Als het echter om een toepassing gaat waarbij de grote lijn interessant is, zou volstaan kunnen worden met een *gestroomlijnde methode*. Hierbij valt bijvoorbeeld te denken aan bedrijfsinterne toepassingen ten behoeve van produktverbetering. De stroomlijning kan onder meer gestalte krijgen door:

- toespitsing op de verschillen tussen produktalternatieven;
- niet alle componenten van een levenscyclusanalyse te doorlopen;
- inperking van het aantal processen;
- inperking van het aantal milieueffecten;
- ...

De keuze voor een bepaalde vorm van stroomlijning kan - met name bij de inperkingen van het aantal processen of milieueffecten - een concessie aan de betrouwbaarheid impliceren. Deze concessie moet in lijn zijn met de zwaarte van de toepassing. De mate van detaillering beïnvloedt ten dele het verloop van de volgende stappen. De in deze handleiding beschreven methode is gebaseerd op de keuze voor de hoogste graad van detaillering. De gestroomlijnde methodes zijn nog onvoldoende uitgewerkt om een methodische status te hebben.

Behalve tijdgebrek is een gebrek aan gegevens een reden om voor een inperking van een LCA te kiezen. Veelal ontbreken gegevens over het gebruik van kapitaalgoederen, over de uitstoot van CO<sub>2</sub>,

een differentiatie binnen PAK's, etc. Dit kan leiden tot het uitsluiten van bepaalde processen of milieueffecten.

Naast een inperking vanwege een gebrek aan tijd of gegevens kan het ook zijn dat voor bepaalde toepassingen de relevantie de diepgang van een LCA doet beperken of juist te vergroten. Zo kan men, afhankelijk van bv. wettelijke regelingen in een land, besluiten de arbeidshygiëne al dan niet mee te nemen. Ook kan men zich bv. beperken tot milieuproblemen van mondiale aard.

#### ..... RICHTLIJNEN .....

- Beschouw in eerste instantie een LCA in de volle omvang: zo veel mogelijk processen en milieueffecten, en tenminste de componenten doelbepaling, inventarisatie, classificatie en evaluatie. Het schrappen van gedeelten kan op dit moment nog niet op een verantwoorde manier op voorhand gebeuren, maar pas nadat er in de inventarisatie voldoende gegevens zijn om dit te rechtvaardigen.
- Bij produktvergelijkingen kunnen identieke gedeelten worden weggelaten. Dit kan men echter pas doen nadat de procesboom in stap 2.1 is opgesteld.
- Bij een produktverbetering kan men heel goed op inventarisatieniveau aanbevelingen doen voor herontwerp. Het is dan wel noodzakelijk het nieuwe ontwerp in een volledige LCA te toetsen op afwenteling naar andere milieueffecten.
- In alle gevallen dient er een evaluatie van de betrouwbaarheid en de validiteit (stap 4.2) plaats te vinden.

#### ..... VOORBEELD .....

In dit onderzoek naar de milieueffecten van verschillende typen gordijnen is niet op voorhand een beoordeling op bepaalde milieueffecten uitgesloten. Wel zijn bepaalde identieke elementen (de gordijnrail + bevestiging) uit de levenscyclus niet in beschouwing genomen.

#### ..... ACHTERGRONDEN .....

§0.2 - structuur

§1.2 - gestroomlijnde methodes voor LCA

### 1.3 Definitie van het onderwerp van de studie

#### ..... INLEIDING .....

Het gaat bij de keuze van het onderwerp om de

- vaststelling van de produktgroep;
- vaststelling van de ruimtelijke representativiteit;
- vaststelling van de temporele representativiteit;
- vaststelling van de functionele eenheid;
- vaststelling van het produkt of de produkten;

Deze punten zijn innig met elkaar verweven; ook de volgorde waarin deze punten in de praktijk afgehandeld worden kan per keer verschillen. Deze overwegingen vormen de reden voor het opnemen ervan als één stap, met een aantal deelstappen. De vijf punten zullen hieronder - voor zover hun verwevenheid dat toelaat - wel afzonderlijk worden uitgewerkt.

#### 1.3.1 Vaststelling van de produktgroep

Er wordt een keuze worden gemaakt voor de functie waarvoor een hoeveelheid produkten inzetbaar is. Deze verzameling produkten en produktvarianten wordt de *produktgroep* genoemd. Een voorbeeld van een produktgroep is „lichtbronnen” die als functie hebben „het verlichten van een ruimte”. Wanneer er bij de vaststelling van het type toepassing gekozen is voor de bestudering van beleidsstrategieën is er geen sprake van een produktgroep: het is dan voldoende om de functionele eenheid (zie §1.3.4) goed te definiëren.

### 1.3.2 Vaststelling van de ruimtelijke representativiteit

Indien dit niet of onvoldoende uit de specificatie van de functionele eenheid (§1.3.4) blijkt, moet de ruimtelijke representativiteit van de te bestuderen produkten vermeld worden. Mogelijkheden hier zijn mondiaal, continentaal (bv. Europees), regionaal (bv. EG), nationaal (bv. Nederlands) of bedrijfsgericht (bv. merk X).

### 1.3.3 Vaststelling van de temporele representativiteit

Analoog aan de ruimtelijke representativiteit dient de temporele representativiteit vastgesteld te worden. Een indicatie van de tijd in de vorm van een globale datering volstaat meestal, bv. „jaren 70”, „1991” of (bij innovatie) „2010”.

### 1.3.4 Vaststelling van de functionele eenheid

De basis van gelijkwaardigheid, die in het voorgaande reeds aan de orde is geweest, wordt gevormd door de *functionele eenheid*. De functionele eenheid omschrijft de centrale functie, die een produkt vervult en geeft aan hoeveel er van deze functie in beschouwing wordt genomen. De keuze van de functionele eenheid maakt de kwantificering van de procesboom mogelijk. In het geval van een vergelijking van produkten vormt de functionele eenheid de vergelijkingsbasis; ook bij een toetsing of welke toepassing dan ook is een functionele eenheid onontbeerlijk. De keuze voor een functionele eenheid bestaat strikt genomen uit een eenheid en een hoeveelheid; de keuze van de hoeveelheid is willekeurig.

Voorbeelden van een functionele eenheid zijn „de consumptie van 1 (of 1000) liter dagmelk”, „1 personentransportkilometer” en „1 uur TV kijken”. In de praktijk zal hier onzorgvuldig mee omgesprongen worden, bijvoorbeeld in functionele eenheden als „1 blocnote”, waar de gebruiksfunctie en de verwijderingsstructuur niet in tot uiting komt, maar wel wordt meegenomen in de analyse.

De keuze van de functionele eenheid is soms een eenvoudige zaak. Vaak moet echter een keuze gemaakt worden welke hoofdfunctie als vergelijkingsbasis dient. Neem „vervoerskilometers per auto” of „personen-vervoerskilometers per auto” als functionele eenheden. In het eerste geval is het aantal zitplaatsen in de auto niet relevant, in het tweede wel. De definitie van de functionele eenheid legt tevens vast welke alternatieven zinvol in overweging genomen kunnen worden. Hoe strenger de functionele eenheid omschreven is, hoe minder alternatieven hier aan voldoen. De functionele eenheid „1 uur TV kijken” kan nader gespecificeerd worden tot „1 uur kleuren-TV kijken”, „1 uur grootbeeld-kleuren-TV kijken”, „1 uur grootbeeld-kleuren-TV met afstandsbediening kijken”, etc., tot er geen produktalternatieven meer zijn om te vergelijken. De contradictie tussen iets nauwkeurig beschrijven en ruimte laten voor enigszins afwijkende alternatieven leidt tot het open laten van de mate van precisering van de functionele eenheid. Dit is iets dat zeker van belang is voor het gebruik van LCA's bij het uitstippelen van beleidsstrategieën. Voor de in §1.1 genoemde vergelijking van spaarlampen en HR-CV-ketels kan bijvoorbeeld „een energiebesparing van  $x$  MJ per inwoner” of „het verlenen van  $y$  gulden subsidie t.b.v. energiebesparing” als functionele eenheid worden gekozen.

### 1.3.5 Vaststelling van het produkt of de produkten

Uit de produktgroep (zie §1.3.1) worden één of meer produkten gekozen die aan de representativiteitscriteria van §1.3.2 en §1.3.3 voldoen. Het resultaat van de doelbepaling is uiteindelijk een lijst met het produkt of de produkten die met een bepaald doel onderzocht worden, met als overkoepelende entiteit de functionele eenheid. De keuze hoeft niet een bestaand produkt te betreffen: het kan ook om een te ontwikkelen produkt gaan. In de praktijk verdient het aanbeveling de te onderzoeken produkten nauwkeurig te beschrijven.

#### ..... RICHTLIJNEN .....

- Kies een functionele eenheid die zo helder en gedetailleerd mogelijk geformuleerd is, en zoveel mogelijk betrekking heeft op een volledige activiteit.
- Geef een nauwkeurige specificatie van de onderzochte produkten. Met name representativiteit (wat betreft ruimte en tijd) en functionele eigenschappen zijn hierbij van belang.
- Geef aan indien en waarom bepaalde produktalternatieven, die wel of bijna aan de specificaties voldoen, buiten de analyse gehouden zijn.

## VOORBEELD

In dit onderzoek worden twee soorten lichtbronnen vergeleken:

- gloeilamp (60 HV ed 51);
- SL-lamp (SL-18W prisma).

In tabel 1.2 is aangegeven welke functionele verschillen er bestaan tussen beide lampen. Omdat zij beide geschikt zijn om elektrisch licht in de huiskamer te brengen, worden ze hier als produktalternatieven beschouwd.

TABEL 1.2. De produkteigenschappen van twee onderzochte soorten lichtbronnen.

produkteigenschap	gloeilamp (60 HV ed 51)	SL-lamp (SL-18W prisma)	eenheid
<i>eigenschappen m.b.t. licht</i>			
totaal opgenomen vermogen	60	18	W
lichtstroom	650	900	lm
kleurtemperatuur	2600	2700	K
kleurweergave	100	82	ra
gebruiksduur	1000	5000	hr
afname lichtstroom	10	20	%
gemiddelde lichtstroom	617,5	810	lm
totale lichtopbrengst	617.500	4.050.000	lm·hr
<i>andere eigenschappen</i>			
gewicht	30	540	g
bedrijfstijd	2000	2000	hr·jr <sup>-1</sup>
gebruiksduur armatuur	20	20	jr
armatuur afschrijven over	40	8	lampen

Beide typen hebben betrekking op de Nederlandse markt voor lichtbronnen. Gebruik is gemaakt van gegevens uit 1986. Als functionele eenheid is  $10^6$  lm·hr lichtopbrengst gekozen. De TL-lamp (TL-20/x) is buiten beschouwing gelaten omdat deze binnenkort uit de handel wordt genomen. Ook de TL-7/c is buiten beschouwing gelaten, omdat deze vanwege de afwijkende kleur over het algemeen niet in huiskamers wordt toegepast.

## ACHTERGRONDEN

## §1.3 - de functionele eenheid

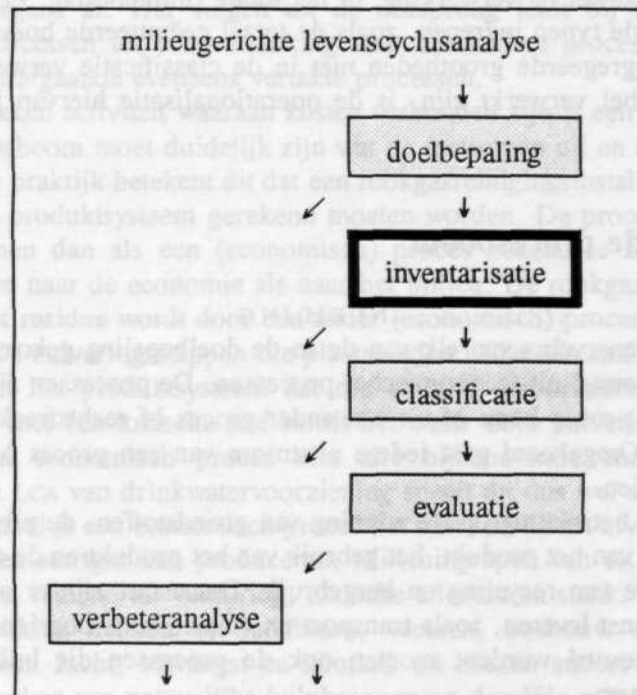
interactie tussen de levenscyclus van de onderzochte producten en het milieu geïntegreerd. De levenscyclus van een product, die alle processen die voor het functioneren van het product, van wieg tot graf<sup>1</sup> nodig zijn omvat, wordt met de naam productlevenscyclus aangeduid. Het productstelsel grijpt in in het milieu. De ingrepen werken door in het systeem dat bestaat uit alle milieuprocessen (afbraak, accumulatie, etc.). Deze processen vormen het milieusysteem. De doorwerking van ingreep naar (potentieel) effect is het onderwerp van de classificatie (hoofdstuk 3).

De inventarisatie gaat uit van de in de doelbepaling vastgelegde functionele eenheid van het product en de gekozen producten die deze functie uitvoeren. De functionele eenheid wordt verwezenlijkt

<sup>1</sup> Deze termen ook gebruikskarakteristiek van producten genoemd.

## HOOFDSTUK 2

# INVENTARISATIE



FIGUUR 2.1. In de inventarisatie van een LCA staat het produktsysteem centraal. De procesboom wordt opgesteld en de procesgegevens worden ingevuld, waardoor uiteindelijk de ingreeptabel kan worden opgesteld.

In de inventarisatie wordt de interactie tussen de levenscyclus van de onderzochte produkten en het milieu geïnventarieerd. De levenscyclus van een produkt, die alle processen die voor het functioneren van het produkt „van wieg tot graf” nodig zijn omvat, wordt met de naam *produktsysteem* aangeduid. Het produktsysteem grijpt in in het milieu. De ingrepen werken door in het systeem dat bestaat uit alle milieuprocessen (afbraak, accumulatie, etc.). Deze processen vormen het *milieusysteem*. De doorwerking van ingreep naar (potentieel) effect is het onderwerp van de classificatie (hoofdstuk 3).

De inventarisatie gaat uit van de in de doelbepaling vastgelegde functionele eenheid van het produkt en de gekozen produkten\* die deze functie verwezenlijken. De functionele eenheid wordt verwezenlijkt

\* Deze kunnen ook ontwerpbeschrijvingen van produkten omvatten.

met behulp van een produkt\*, en met het produkt zijn voor- en achterliggende processen verbonden†. De eerste taak in de inventarisatie is daarom het opstellen van een overzicht van de processen die in ieder van de onderzochte produktsystemen de levenscyclus realiseren, de zogenaamde *procesboom*‡. Vervolgens dienen de procesgegevens verzameld en ingevuld te worden. Aggregatie hiervan over de gehele procesboom levert uiteindelijk een lijst met alle aan het produktsysteem verbonden milieuingrepen, de *ingreeptabel*. Er zijn vier stappen te onderscheiden:

- opstelling van de procesboom (pagina 28);
- invulling van de procesgegevens (pagina 32);
- toepassing van de toerekeningsregels (pagina 36);
- opstelling van de ingreeptabel (pagina 39).

Deze vier stappen zullen als afzonderlijke paragrafen worden behandeld.

Behalve de ingreeptabel is het ook mogelijk om de uitkomst van de inventarisatie in een andere vorm te gieten. Hierbij gaat het met name om geaggregeerde grootheden op procesniveau, die een zekere zelfstandige waarde hebben, zoals de gebruikte hoeveelheid energie, de geproduceerde hoeveelheid afval vóór danwel ná verwerking, of het totale ruimtebeslag. Een andere mogelijkheid is de aggregatie van bepaalde typen ingrepen, zoals de totaal geëmitteerde hoeveelheid zware metalen of CFK's. Omdat deze geaggregeerde grootheden niet in de classificatie verwerkbaar zijn, en ze reeds volledig in de ingreeptabel verwerkt zijn, is de operationalisatie hiervan in dit rapport niet nader uitgewerkt.

## 2.1 Opstelling van de procesboom

..... INLEIDING .....

In stap 2.1 wordt de levenscyclus van elk van de in de doelbepaling gekozen produkten vastgesteld. De levenscyclus is opgebouwd uit (economische) processen. De processen zijn met elkaar verbonden: iedere instroom van een proces komt òf uit een ander proces òf rechtstreeks uit het milieu; zie ook figuur 2.3 (pagina 33). Omgekeerd gaat iedere uitstroom van een proces òf een ander proces in òf rechtstreeks naar het milieu.

De processen hebben betrekking op de winning van grondstoffen, de productie van materialen en onderdelen, de fabricage van het produkt, het gebruik van het produkt en de afvalverwerking, inclusief de processen ten behoeve van recycling en hergebruik. Daarnaast zijn er allerlei processen die aan andere processen een dienst leveren, zoals transport en elektriciteitsvoorziening. Naast alle processen die in de analyse beschouwd worden, moeten ook de processen die buiten beschouwing blijven expliciet worden aangegeven.

In de praktijk zal veelal eerst met een *overzichtsprocesboom* gewerkt worden waarin alleen overkoepelende processen, zoals grondstofwinning, assemblage en transport, worden vermeld. Alle overkoepelende processen bestaan zelf uit een aantal verbonden processen. Men kan dan vanuit het overzichtsbeeld als het ware *inzoomen* op ieder overkoepelend proces uit de overzichtsprocesboom, waardoor de bij dat proces behorende *deelprocesboom* zichtbaar wordt.

Bij het bepalen van de levenscyclus van een produkt is niet alleen van belang welke processen er

\* In zeer veel gevallen zal er sprake zijn van één centraal produkt dat de functie vervult, met minder duidelijke bijdragen van andere produkten. Denk hier bijvoorbeeld aan een functionele eenheid over stofzuigen: de stofzuiger is het centrale produkt en de stofzuigerzakken zijn een qua functie essentieel ander produkt. In dat geval zullen verschillende typen stofzuigers tegen elkaar kunnen worden afgewogen, waarbij bij ieder type het bijbehorende type zak betrokken wordt. In sommige gevallen is dit minder duidelijk. Bij het schrijven van een brief bijvoorbeeld spelen papier en schrijfgerei een gelijkwaardige rol, en geanalyseerd. Hoewel er hier dus geen centraal, de functionele eenheid vervullend produkt is, zal de rest van de behandeling van de inventarisatie zonder problemen aan de hand van een centraal produkt kunnen verlopen.

† Onder een proces wordt in de inventarisatie steeds een economisch proces verstaan. Hiermee wordt in de meeste gevallen een door mensen gestuurde handeling aangegeven. Voorbeelden zijn de winning van erts, de productie van elektriciteit, het reinigen van een vloerkleed, en het zuiveren van afvalwater.

‡ Als er meer dan één produkt wordt beschouwd, worden er meerdere procesbomen opgesteld.



in de procesboom opgenomen worden. Ook de afgrenzing van wat tot het produktsysteem gerekend is van belang. In deze stap gaat het om drie afbakeningen:

- afbakening van de grens tussen produktsysteem en milieusysteem;
- afbakening van de grens tussen processen die wel en niet relevant zijn;
- afbakening van de grens tussen het produktsysteem en de andere produktsystemen.

### 2.1.1 Afbakening van de grens tussen produktsysteem en milieusysteem

De procesboom als geheel dient een vertaling op te leveren van economische instromen en uitstromen naar milieuinstromen en -uitstromen. Alle economische stromen die twee processen binnen het produktsysteem met elkaar verbinden worden zo herleid tot in- en uitstromen uit het milieu; hiermee worden ze teruggebracht tot de systeemgrens tussen de systemen economie en milieu. Vanuit het proces dat de in de functionele eenheid gedefinieerde functie levert moeten alle processen naar hun oorsprong teruggevolgd worden en tot aan hun definitieve eindbestemming gevolgd worden. Alleen als er sprake is van recycling van of naar andere produktsystemen (zgn. *open-lus recycling*; zie §2.1.3) breekt men de keten ergens af. Het volgen tot de oorsprong leidt bij elk proces met meerdere instromen uit andere processen tot een vertakking naar die andere processen, met vervolgens hun instromen uit verder voorafgaande eveneens vertakte processen.

Nagenoeg elke betrokken activiteit waaraan kosten verbonden zijn is een economisch proces. Voor ieder proces in de procesboom moet duidelijk zijn wat de instromen uit en de uitstromen naar milieu en economie zijn\*. In de praktijk betekent dit dat een rookgasreinigingsinstallatie en een rioolwaterzuiveringsinstallatie tot het produktsysteem gerekend moeten worden. De processen rookgasreiniging en rioolwaterzuivering dienen dan als een (economisch) proces bekend te zijn, zowel wat betreft de instroom uit en uitstroom naar de economie als naar het milieu. De rookgassen die de filters verlaten komen in het milieu, het residue wordt door een ander (economisch) proces verwerkt wordt, met alle emissie, etc. van dien. De zuiveringsstappen die plaatsvinden nádat een stof in het milieu is gekomen, zijn géén onderdeel van het produktsysteem dat die emissie veroorzaakt. Nadat oppervlaktewater verontreinigd is geraakt met een toxische stof wordt het water door zuivering geschikt gemaakt voor consumptie. Dit is een economisch proces met alle bijbehorende emissies van onder andere zuiveringsslib. Voor een LCA van drinkwatervoorziening speelt dit dus wel een rol.

Ook het storten van afval is een economisch proces dat naast de dienst afvalverwerking bijvoorbeeld herbruikbaar materiaal en stortgas kan produceren. Milieuingrepen van dit proces zijn onder andere ruimtebeslag en emissies, leidend tot verzuring, toxische effecten en stank.

Processen die betrekking hebben op landbouw, veeteelt, bosbouw en dergelijke worden als economisch proces gezien. Jacht, visvangst en houtkap uit bossen anders dan productiebossen zijn processen die gebruik maken van natuurlijke hulpbronnen op dezelfde manier als mijnbouw dat doet, en worden daarom als aan het milieu onttrekkend gezien. Bij de inzet van menselijke kracht wordt uiteraard de aanwezigheid van de mens, inclusief al zijn basale lichaamsfuncties, niet aan het proces toegerekend. Men zou hooguit kunnen overwegen de additionele fysiologische en economische processen (extra metabolisme, woon-werkverkeer, ...) mee te nemen. Omdat gegevens hierover schaars zijn is het niet duidelijk in hoeverre dit een rol speelt.

Na de verwerking van afval kan een materiaal worden hergebruikt of een nuttige toepassing krijgen. Dit betekent dat er op materiaalniveau geen einde aan de levenscyclus is gekomen. De levenscyclus van het produktsysteem wordt na deze stap wél als voltooid beschouwd. Een zelfde redenering geldt voor de aanvang van de levenscyclus: deze begint bij de winning van de ruwe grondstof.

### 2.1.2 Afbakening van de grens tussen processen die wel en niet relevant zijn

Bij het opstellen van een procesboom ontstaat een probleem dat als *eindeloze regressie* gekenschetst kan worden: ieder proces verwijst naar een vorig of naar een volgend proces. De hamer die de machine gemaakt heeft is zelf ook gemaakt, en de afvalverwerkingsinstallatie die het produkt verwerkt zal zelf ook gesloopt moeten worden. Ergens zal er een afbakening gemaakt moeten worden.

\* De concrete invulling hiervan is pas na stap 2.2 duidelijk. In feite worden de stappen 2.1 en 2.2 iteratief uitgevoerd: men kan pas bepaalde delen van de procesboom opstellen als de aard van de betrokken processen duidelijk is.

Een aanverwant probleem is de afbakening binnen een proces zelf: er moet beslist worden in hoeverre kapitaalgoederen en zaken als kantinevoorzieningen voor produktiemedewerkers in de analyse worden betrokken.

In de praktijk kunnen - zeker in een snelle LCA - alleen de meest relevante processen in beschouwing worden genomen en blijven vele processen die op zichzelf ook relevant kunnen zijn buiten beschouwing. De start van een buiten beschouwing gelaten procesreeks is altijd een weggelaten of een doodlopende economische instroom of uitstroom van een wél gedefinieerd proces. De belangrijkste processen die buiten beschouwing gelaten zijn moeten worden aangeduid, bij voorkeur met een kwalitatieve of semi-kwantitatieve schatting van de relatieve bijdrage aan milieueffecten die zij naar verwachting kunnen leveren. Zo wordt de productie van kapitaalgoederen, die nodig zijn voor een bepaald productieproces, vaak buiten beschouwing gelaten. Het niet toerekenen van deze en andere processen aan een functionele eenheid produkt is een belangrijke keuze in een praktijkstudie.

Het is vooral nog niet mogelijk aan te geven welke processen wanneer weggelaten kunnen worden\*. Wel kan als een eerste indicator worden gesteld dat de milieuingrepen van kapitaalgoederen zeker niet *a priori* kunnen worden weggelaten als de kosten van onderhoud en afschrijving een substantieel onderdeel uitmaken van de prijs van het produkt†. In andere gevallen zal meestal volstaan kunnen worden met het meenemen van het functioneren van een kapitaalgoed, en met het weglaten van de productie, het onderhoud en de verwijdering van een kapitaalgoed. Deze processen mogen niet zonder meer worden weggelaten maar moeten als *pro memoria* (p.m.) worden aangeduid: „productie kapitaalgoed x: p.m.". Bij energievoorziening is echter uit praktijkstudies van Boustead bekend dat het meerekenen van deze andere processen wel degelijk invloed heeft. Voor zulke situaties zijn er twee oplossingen denkbaar. De eerste is de „nette" methode, die bestaat uit de opname en kwantificering van al deze processen. De alternatieve methode bestaat uit de toepassing van gecorrigeerde cijfers, waarin verliezen ten gevolge van inzet ergens in de keten als een rendementsverlies wordt beschouwd.

### 2.1.3 Afbakening van de grens tussen het produktsysteem en de andere produktsystemen

Er zijn vele processen die meer dan één verhandelbare uitstroom leveren. Een voorbeeld dat men in LCA's vaak tegenkomt is het gekoppelde productieproces van chloor en loog uit NaCl. Wanneer in de procesboom slechts één van deze uitstromen als instroom voor een ander proces dient, moet slechts een gedeelte van het proces in het produktsysteem worden opgenomen: een gedeelte van de milieuingrepen, maar ook een gedeelte van de instromen uit voorliggende processen. Dit probleem wordt niet bij de opstelling van de procesboom behandeld, omdat het niet om het wel of niet opnemen van een proces gaat, maar om de mate waarin. Er zijn drie hoofdcategorieën meervoudige processen: coproductie, gecombineerde afvalverwerking en open-lus‡ recycling. De verdelingsstap wordt *toerekening* genoemd, en vindt plaats in stap 2.3 (pagina 36).

Eén van de problemen die bij toerekening een rol speelt past wel in stap 2.1. Het gaat hier om de keuze voor de opname van voorliggende processen bij de inzet van gerecycled materiaal en van achterliggende processen bij de productie van recyclebaar materiaal. Wanneer in een produktsysteem een secundaire grondstof gebruikt wordt, bv. schroot, gaat men niet het gehele produktsysteem dat het schroot geleverd heeft uitzoeken. Op deze manier zou de procesboom enorm veel groter worden. De analyse blijft dan niet beperkt tot het bestudeerde produktsysteem, maar wordt uitgebreid met een aantal andere produktsystemen: voor iedere secundaire materiaalstroom één. Ook bij het hergebruik van materiaal in een volgend produktsysteem bestaat dit probleem. Daarnaast is er vaak sprake van een *cascade* van toepassingen: een primaire grondstof wordt achtereenvolgens in een aantal produkten toegepast, waarbij de kwaliteit van het materiaal gestaag kan afnemen, totdat het materiaal als finaal

\* Praktijkstudies (zie onder meer de discussie over gestroomlijnde methodes in de achtergronden) zullen moeten uitwijzen of hiervoor nadere vuistregels te geven zijn.

† Hiermee is niet gezegd dat men het gebruik van kapitaalgoederen waarvan de afschrijving per functionele eenheid produkt laag is niet mee hoeft te nemen. De prijs van een produkt is immers niet evenredig met de gevolgen voor het milieu.

‡ Gesloten-lus recycling is het hergebruik van materialen of produkten binnen hetzelfde produktsysteem. Bij de definitie van de procesboom wordt dit type recycling door een goede definitie van de processen verwerkt: als één melkfles veertig keer meegaat zijn er voor een functionele eenheid van 1000 liter melk 25 flessen nodig.

afval behandeld wordt.

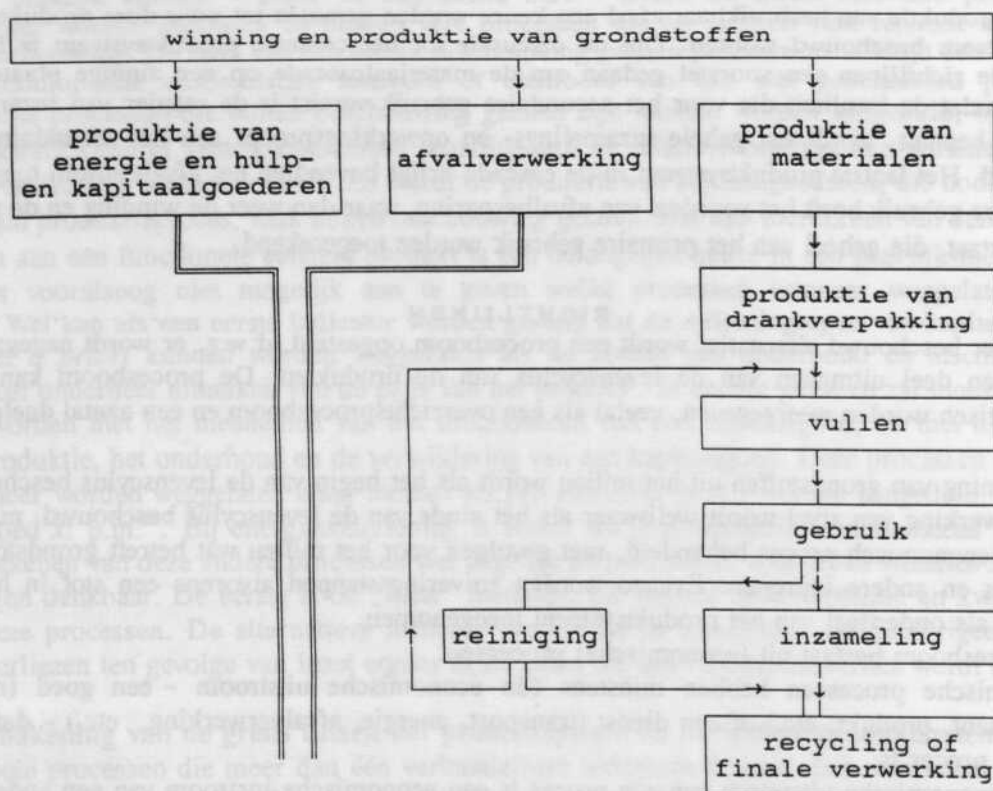
Er zal bij de opstelling van de procesboom een keuze worden gemaakt voor het punt vanaf waar produkten die als herbruikbaar afval uit een ander produktsysteem komen worden beschouwd. Evenzo zal bij de productie van herbruikbaar afval een keuze worden gemaakt tot waar deze produkten tot het produktsysteem beschouwd worden. Om de discussie tot het centrale produktsysteem te beperken, wordt in de richtlijnen een voorstel gedaan om de materiaalcascade op een zinnige plaats open te breken. Omdat de kwaliteit die voor het secundaire gebruik vereist is de manier van inzameling en opwerking bepaalt, wordt het gehele inzamelings- en opwerkingsproces aan het secundaire gebruik toegerekend. Het laatste produktsysteem in de cascade krijgt bovendien het afvalstadium toegerekend. Het primaire gebruik heeft het voordeel van afvalbesparing, waar dan weer de winning en de productie tegenover staat, die geheel aan het primaire gebruik worden toegerekend.

#### RICHTLIJNEN

- Van ieder beschouwd alternatief wordt een procesboom opgesteld, d.w.z. er wordt nagegaan welke processen deel uitmaken van de levenscyclus van de produkten. De procesboom kan het best schematisch worden weergegeven, veelal als een overzichtsprocesboom en een aantal deelprocesboomen.
- De winning van grondstoffen uit het milieu wordt als het begin van de levenscyclus beschouwd.
- De verwerking van afval wordt weliswaar als het einde van de levenscyclus beschouwd, maar wordt als een economisch proces behandeld, met gevolgen voor het milieu wat betreft grondstofgebruik, emissies en andere ingrepen. Evenzo worden zuiveringsstappen alvorens een stof in het milieu belandt als onderdeel van het produktsysteem meegenomen.
- De procesboom bestaat uit (economische) processen.
- Economische processen hebben minstens één economische uitstroom – een goed (materiaal, component, produkt, etc.) of een dienst (transport, energie, afvalverwerking, etc.) – dat het doel van het proces is.
- Iedere economische uitstroom van een proces is een economische instroom van een ander proces, met uitzondering van de dienst die door het produktsysteem als geheel geleverd wordt, en die gerelateerd is aan de functionele eenheid.
- De procesboom hoeft niet te worden uitgebreid met het volgen van de processen die betrekking hebben op (de productie van) nevenprodukten en nuttig gebruik van rest- en afvalstoffen.
- Bij open-lus recycling wordt winning en productie geheel aan primair gebruik toegerekend. Inzameling en opwerking worden geheel aan het secundaire gebruik toegerekend, terwijl alleen de laatste toepassing in de cascade de afvalverwerking toegerekend krijgt.
- Door de bovengenoemde toerekening bij open-lus recycling vindt er in zekere zin een afwenteling plaats. Er kunnen enkele situaties worden aangegeven waarin een dergelijke afwenteling zeker niet wenselijk wordt geacht. In deze gevallen is er sprake van hergebruik zonder dat die bij een LCA als recycling wordt geïnterpreteerd. Als eerste voorstel voor situaties waarin geen sprake is van open-lus recycling, maar waar de levenscyclus verder gevolgd moet worden wordt gegeven:
  - hergebruik van AVI-rookgasreinigingsresidue;
  - hergebruik van AVI-vliegas;
  - toepassing als RDF van van brandbaar afval uit meerdere zeer verschillende brandbare afvalfracties;
  - hergebruik van slib van rioolreinigingsinstallaties.
- Aangegeven dient te worden welke situaties van hergebruik als open-lus recycling zijn geïnterpreteerd.
- Alle takken aan de procesboom dienen door te lopen tot aan de processen die als instroom milieuhulpbronnen of als uitstroom emissies hebben, tenzij ze dood lopen in een p.m.-proces.
- Bij de opstelling van de procesboom moet duidelijk worden aangegeven welke processen niet worden meegenomen, zo mogelijk met een semi-kwantitatieve inschatting van het belang van deze processen.

## VOORBEELD

In figuur 2.2 is de overzichtsprocesboom voor het gebruik van drankverpakkingen weergegeven.



FIGUUR 2.2. Overzichtsprocesboom van de levenscyclus van drankverpakkingen. De dubbele lijn (||) geeft een stroom van energie, hulp- en kapitaalgoederen en afvalverwerkingsdiensten naar alle processen aan.

Duidelijk is te zien dat ook de produktie van een aantal kapitaalgoederen is meegenomen, en dat processen die verder van het produkt afstaan (bv. reclame) niet zijn meegenomen. Dit is gedaan omdat er van uitgegaan wordt dat dit voor de produktalternatieven gelijk is.

## ACHTERGRONDEN

§1.2 - gestroomlijnde methodes

§2.1 - de systeemgrenzen

## 2.2 Invulling van de procesgegevens

## INLEIDING

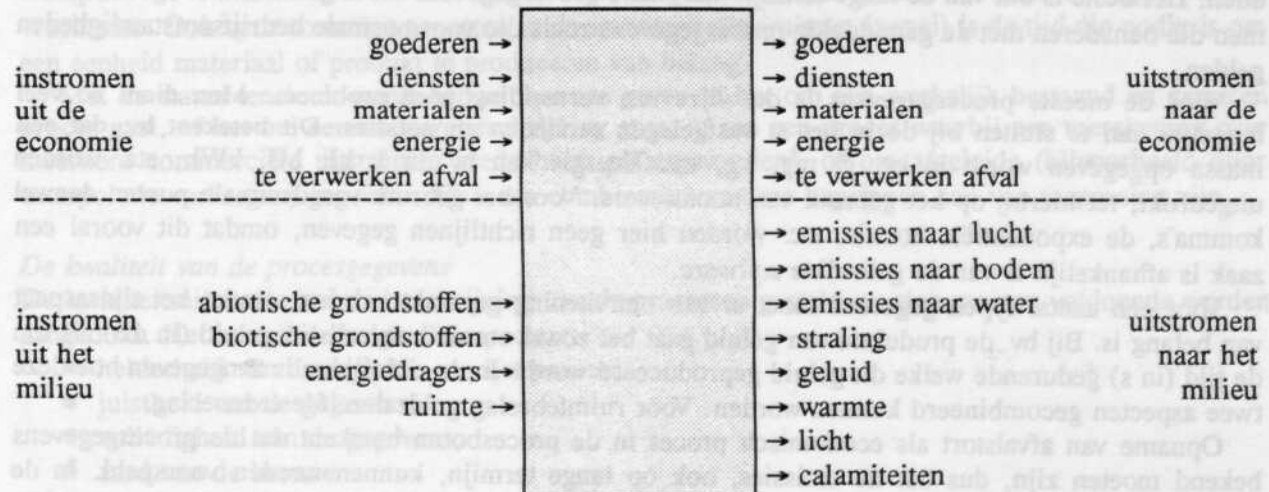
In stap 2.2 worden de procesgegevens van alle processen die in de procesboom voorkomen verzameld. Zolang voor algemeen voorkomende processen niet naar een standaardbestand kan worden verwezen dienen de empirische gegevens van alle betrokken processen herkenbaar in hoofdtekst of bijlage te worden opgenomen. De gegevens dienen niet geaggregeerd te worden, maar zoveel mogelijk op individuele processen (installatieniveau) betrekking te hebben.

Bij het weergeven van de procesgegevens zijn per proces twee aspecten van belang:

- kwantificering van de instromen en de uitstromen;
- karakterisering van de representativiteit en de kwaliteit van de gegevens.

### 2.2.1 Kwantificering van de instromen en de uitstromen

Voor de specificatie en opslag van de procesgegevens is een zogeheten *format* ontwikkeld. Het format bestaat uit een hoofdstructuur (het *conceptuele format*) en regels volgens welke procesgegevens ingevuld kunnen worden (het *technische format*). De hoofdstructuur komt voort uit de hoofdkenmerken van een proces (zie figuur 2.3): een instroom uit andere economische processen en uit het milieu, en een uitstroom naar andere economische processen en naar het milieu. Het conceptuele format is weergegeven in tabel A.1 in bijlage A. Het technische format is niet in het kader van deze studie uitgewerkt. Hiervoor dient men zich indien nodig te conformeren aan de gebruikte *software*.



FIGUUR 2.3. Een (economisch) proces wordt gedefinieerd door de grootte en de samenstelling van de stromen van en naar de economie en van en naar het milieu.

In de procesboom (zie stap 2.1) zijn alle economische processen verbonden door economische stromen; wanneer de stroom een proces verlaat heet het uit een uitstroom, en bij binnenkomst van een proces heet het een instroom. De categorieën economische in- en uitstroom moeten dus geheel symmetrisch van opzet zijn. Deze bestaan uit goederen, diensten, materialen, energie en te verwerken afval. Het onderscheid tussen deze vijf soorten is in niet alle gevallen scherp te trekken\*, maar genoemde soorten economische stromen zijn voornamelijk bedoeld als een structurering voor de gebruiker van het format. Zij dienen ook als een soort *nota bene*: vergeet niet ook het afval te vermelden.

De instroom uit het milieu wordt gevormd door onttrekking van grondstoffen (met daarbinnen mogelijk een onderscheid tussen abiotische en biotische† grondstoffen en energiedragers) en ruimtebeslag. De uitstroom naar het milieu bestaat uit emissies van onder andere stoffen, straling en geluid. Daarnaast zijn er meer kwalitatieve milieuingrepen, zoals de versnippering van ecosystemen ten gevolge van de wegenbouw.

Met name bij processen die op het grensvlak van economie en milieu opereren kan er sprake zijn van „negatieve emissies”. Een productiebos legt CO<sub>2</sub> uit de lucht vast. Bij verbranding in een ander proces komt deze CO<sub>2</sub> weer vrij, maar het is niet terecht de emissie van dat proces aan een

\* De begrippen materiaal en goed lopen soms in elkaar over, energie kan soms als een dienst worden beschouwd en het is niet altijd duidelijk of een materiaal afval is of niet. Men moet zich niet in bochten gaan wringen om alles in de „juiste” rubriek onder te brengen. In een computerimplementatie zullen deze rubrieken daarom als één categorie beschouwd moeten worden.

† Men komt ook zo nu en dan de onderverdeling in niet-vernieuwbare en vernieuwbare grondstoffen tegen. Omdat dit nogal eens tot semantische verwarring leidt, is hier gekozen voor de termen abiotisch en biotisch. Ook hier geldt echter dat de exacte rubricering voor de inventarisatie irrelevant is, en dat de uitsplitsing vooral als *nota bene* en als structurering voor de gebruiker van belang is.

produktsysteem dat zowel houtkweek als houtverbranding omvat toe te rekenen. Netto is er immers een evenwicht: de vastgelegde CO<sub>2</sub> komt bij verbranding vrij. Dit is te bereiken door bij het proces houtproductie een post negatieve emissie van CO<sub>2</sub> op te nemen. Ook processen zoals bodemsanering verdienen in dat verband bijzondere aandacht. Het verwijderen van benzeen uit verontreinigde bodem wordt niet als het gebruik van een grondstof, maar als een negatieve emissie gerekend.

Processen hebben vaak een niet-lineair karakter: de verhouding tussen omvang van de productie en omvang van een emissie is bijvoorbeeld afhankelijk van de omvang van de productie. Omdat een levenscyclusanalyse uitgaat van een in omvang willekeurig gekozen functionele eenheid voor een bepaalde periode, gaat het er echter niet om de korte-termijn variaties in een proces aan te duiden, maar om de totale veranderingen in de ommvang zoals die zich over een bepaalde periode voor kunnen doen. Het beste is om van de lange-termijn marginale procesgegevens uit te gaan. In veel gevallen kan men die benaderen met de gemiddelde procesgegevens zoals die voor normale bedrijfsomstandigheden gelden.

Voor de meeste procesgegevens is de wijze van vermelding geen probleem. Men dient zo veel mogelijk aan te sluiten bij de in het st vastgelegde eenheden en notaties. Dit betekent bv. dat een massa opgegeven wordt in kg, g, mg, µg, etc. Energie kan bv. in J, kJ, MJ, kWh, etc. worden uitgedrukt; let hierbij op het gebruik van hoofdletters. Voor het gebruik van decimale punten danwel komma's, de exponentiële notatie, etc. worden hier geen richtlijnen gegeven, omdat dit vooral een zaak is afhankelijk is van de gebruikte *software*.

Voor een aantal typen gegevens moet er een omrekening gemaakt worden, omdat het tijdsaspect van belang is. Bij bv. de productie van geluid gaat het zowel om de hoeveelheid geluid (in dB) als om de tijd (in s) gedurende welke dit geluid geproduceerd wordt. In de richtlijnen is aangegeven hoe deze twee aspecten gecombineerd kunnen worden. Voor ruimtebeslag geldt dezelfde redenering.

Opname van afvalstort als economisch proces in de procesboom betekent dat de procesgegevens bekend moeten zijn, dus dat de emissies, ook op lange termijn, kunnen worden voorspeld. In de praktijk is echter met name over de emissies op lange termijn weinig of niets bekend. In dat geval kan er uit twee oplossingen gekozen worden. Ten eerste kan de kans op emissies geschat worden, met de mate van gecontroleerdheid (IBC-criteria) als waarschijnlijkheidsfactor. De samenstelling van het afval moet dan precies bekend zijn. In de tweede benadering wordt het storten van afval als noodoplossing als milieuingreep geclassificeerd. In dat geval wordt het probleem verschoven naar de classificatie; zie hoofdstuk 3.

### 2.2.2 Karakterisering van de representativiteit en de kwaliteit van de gegevens

Behalve de in- en uitstromen van een proces dient tevens een aanduiding te worden gegeven van:

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

In veel gevallen kan men deze criteria voor het gehele proces, dus voor alle procesgegevens geldend, vast stellen. Het komt echter regelmatig voor dat er enkele procesgegevens zijn die een andere status hebben, bv. omdat ze uit een andere bron komen. Daarom zal men in veel gevallen een oordeel over bovenstaande criteria voor het gehele proces kunnen geven, met bij een aantal procesgegevens specifieke informatie over een afwijkend oordeel. De aard, de kwaliteit en de totaalbeoordeling van de procesgegevens kunnen samen met de gekwantificeerde procesgegevens worden weergegeven in het *format* (tabel A.1 op pagina 67).

#### *De representativiteit van de processen*

De representativiteit van ieder van de beschreven processen moet voldoende worden aangeduid. Het gaat daarbij tenminste om de volgende aspecten:

- schaalniveau van het proces;
- globale datering van het proces\*;

\* De specificatie van zowel het schaalniveau als de datering van individuele processen is qua opzet analoog aan de specificatie van de onderzochte producten; zie §1.3.2 en §1.3.3.

- duur of capaciteit van het proces;
- status van het proces.

Bij het schaalniveau gaat het er om of de geselecteerde processen een mondiaal, continentaal of nationaal\* gemiddelde vertegenwoordigen, of dat het om een bedrijfsspecifiek proces gaat.

Bij de datering gaat het om een indicatie van de periode waarvoor de processen representatief zijn†, bv. „1991” of „jaren '80”.

De capaciteit van een proces of de tijd die nodig is om de beschreven hoeveelheid te produceren kan belangrijk zijn omdat de karakteristieken van installaties van verschillende omvang grote verschillen kunnen vertonen. Dit geldt niet alleen voor industriële processen, maar bv. ook voor transport: de emissies van een vrachtauto zijn niet recht evenredig met het laadvermogen van de vrachtauto. Ook voor sommige aspecten in de inventarisatie (ruimte, lawaai) is de tijd die nodig is om een eenheid materiaal of produkt te produceren van belang.

Met de status tenslotte wordt bedoeld aan te geven of het om een werkelijk bestaand en gemeten proces gaat, of het om een ontwerpbeschrijving gaat, of om een proces waarbij een toerekening over meerdere commerciële uitstromen reeds heeft plaatsgevonden‡, of om afgeleide (bijvoorbeeld door extrapolatie verkregen) gegevens. Ook een combinatie van deze begrippen kan van toepassing zijn.

#### *De kwaliteit van de procesgegevens*

De kwaliteitseisen die aan de beschrijving van de processen gesteld worden moeten voldoende worden aangeduid. Het betreft de volgende aspecten:

- helderheid van de definitie van het proces;
- juistheid van de gegevens;
- volledigheid van de gegevens;
- aard van de bronnen.

Een proces is helder gedefinieerd wanneer duidelijk is welk deel van de bedrijfsvoering wel en niet inbegrepen is§. Zo zal in het ene geval transport er buiten blijven, en worden in het andere geval incidentele emissies inbegrepen.

De juistheid van de procesgegevens blijkt vooral door vergelijking van verschillende bronnen. Ook de massa- en energiebalans¶ kan hier een controlemiddel zijn.

Bij de volledigheid speelt vaak het verschil tussen ontbrekende en weggelaten gegevens een rol. Het verdient aanbeveling om emissiegegevens die verwaarloosbaar klein zijn toch niet weg te laten. Ook hier kan de massabalans, gecombineerd met procestechnologische en chemische kennis uitkomst bieden.

De aard van de bronnen bepaalt hoe gezaghebbend de vermelde gegevens zijn. Er moet in ieder geval een onderscheid gemaakt worden tussen bedrijfsinterne gegevens en gegevens die door een onafhankelijke instantie zijn verzameld.

6.3 emissies to air

6.4 radiation

6.5 sound

\* Met deze woorden moet flexibel worden omgegaan, ze dienen slechts als indicatie. Zo zal men vaak processen tegenkomen die representatief voor de westerse wereld zijn, of voor het noordelijke gedeelte van de EG.

† In het algemeen dienen bij het opstellen van een procesboom de processen historisch „plat geslagen” te worden: de hamer die een machine gemaakt heeft die in 1991 een produkt maakt, is weliswaar uit 1970, maar wordt verondersteld óók in 1991 te zijn gefabriceerd.

‡ Voor toerekening van meervoudige processen, zie stap 2.3. Over het algemeen is het vanwege de volledigheid en controleerbaarheid van de procesgegevens ongewenst om van toegerekende procesgegevens uit te gaan, maar soms zijn geen betere gegevens voorhanden.

§ Een geheel doorgerekend produktsysteem kan worden opgenomen in het bestand van processen. Het economische deel bestaat dan alleen uit de functionele eenheid, en het milieudeel uit de gevonden ingreep tabel. Door de aggregatie van een procesboom in één proces is veel detailinformatie verloren gegaan. Daarom zullen de belangrijkste aannames (waar is de procesboom afgekapt, hoe is er toegerekend, etc.) in dat geval moeten worden vermeld.

¶ In het geval van reeds toegerekende procesgegevens zal de massa- en energiebalans van het enkelvoudige proces niet sluitend kunnen zijn, tenzij er naar massa is toegerekend; zie ook stap 2.3. Dit is een extra reden om in stap 2.2 te proberen procesgegevens te vergaren die empirisch – in niet-toegerekende vorm – verkregen zijn. Door de toegerekende enkelvoudige processen samen te voegen tot het originele meervoudige proces, moet de massa- en energiebalans wél weer sluitend zijn.

### De totaalbeoordeling van de procesgegevens

Er dient een totaalbeoordeling te worden gemaakt van een verzameling procesgegevens. Deze moet gebaseerd zijn op een beschrijving van de representativiteit en de kwaliteit van de beschreven gegevens zelf. Het onbekend zijn van één van de hierboven onderscheiden kenmerken draagt het meest bij aan een negatieve totaalbeoordeling. Met name de beoordeling van de juistheid en de volledigheid zullen het totaaloordeel bepalen.

#### RICHTLIJNEN

- Van alle processen worden de gegevens verzameld en op de in tabel A.1 aangegeven manier weergegeven. Het gaat enerzijds om de instroom uit en uitstroom naar andere economische processen: het gebruik en de produktie van goederen, materialen, energie, diensten en te verwerken afval. Anderzijds gaat het om de stromen uit en naar het milieu in termen van onttrekkingen van grondstoffen, ruimtebeslag, emissies van stoffen, geluid, warmte, etc.
- Tevens wordt van ieder proces een aanduiding gegeven van de aard en de kwaliteit van de procesgegevens. Hierbij kan het nodig zijn om bij gegevens waarvan de representativiteit of de kwaliteit afwijkt van het algemene oordeel deze aanduidingen apart weer te geven.
- Er zijn bij een aantal processen niet-kwantificeerbare aspecten van belang. Deze moeten ook vermeld worden; in het format is er expliciet ruimte voor gemaakt.
- Bij voorkeur worden de lange-termijn marginale procesgegevens verzameld. Dit komt in veel gevallen ongeveer neer op de gemiddelde procesgegevens bij normaal functioneren.
- De numerieke procesgegevens worden zo veel mogelijk conform het si ingevuld.
- Een procesgegeven dat op een speciale manier moet worden omgerekend is het ruimtebeslag. Dit wordt berekend door de oppervlakte van een installatie, de jaarproduktie ervan, en het gebruik van een produkt of materiaal aan elkaar te relateren; voor een materiaal dat in kg wordt uitgedrukt geeft dat bv.

$$\text{ruimtebeslag (m}^2 \cdot \text{jr)} = \text{gebruik (kg)} \times \frac{\text{oppervlakte (m}^2\text{)}}{\text{jaarproduktie (kg} \cdot \text{jr}^{-1}\text{)}} \quad (2.1)$$

Ruimtebeslag wordt dus uitgedrukt in m<sup>2</sup>·s of m<sup>2</sup>·jr.

- Op analoge manier wordt geluid behandeld:

$$\text{geluidsproduktie (Pa}^2 \cdot \text{jr)} = \text{gebruik (kg)} \times \frac{4 \cdot 10^{-10} \text{ (Pa}^2\text{)} \times 10^{\frac{\text{geluidsdrukkniv eau (dB)}{10}}}{\text{jaarproduktie (kg} \cdot \text{jr}^{-1}\text{)}} \quad (2.2)$$

Hier is de eenheid Pa<sup>2</sup>·s of Pa<sup>2</sup>·jr.

#### VOORBEELD

In tabel 2.1 is de produktie van PVC als voorbeeld van een proces opgenomen. Merk op dat de hoeveelheid afval een plaats krijgt als economische uitstroom.

#### ACHTERGRONDEN

§2.2 - de procesgegevens

§2.3 - het format

## 2.3 Toepassing van de toerekeningsregels

#### INLEIDING

Het bestand met processen zal over het algemeen processen met meerdere economisch waardevolle uitstromen bevatten. Het kan zijn dat in dat geval de processen niet op het meest elementaire niveau gedefinieerd zijn. Indien mogelijk moet men in stap 2.2 de gegevens over elementaire processen verzamelen. Nog steeds blijven er altijd processen over waarbij dit niet kan, bv. de gecombineerde produktie van veevoeder en geneesmiddelen uit slachtafval. In die gevallen moet er tussen de invulling van de procesgegevens (stap 2.2) en de aggregatie tot de ingreep tabel (stap 2.4) een berekening worden uitgevoerd, waarbij de verdeling van de milieuingrepen van een dergelijk *meervoudig* proces



TABEL 2.1. Voorbeeld van de invulling van de procesgegevens: een proces waarbij PVC geproduceerd wordt.

1 format	
1.1 name or institute	Centre of Environmental Science
1.2 date	31-OCT-1992
1.3 comment	this is only an example!
2 process	
2.1 name or code	PVC production
2.2 representativeness	
2.2.1 scale	average Dutch situation
2.2.2 dating	mid 80's
2.2.3 duration or capacity	large plant: ca. 10 Mton/year
2.2.4 status	
2.3 quality	
2.3.1 clarity	no account
2.3.2 accuracy	very good data; externally checked
2.3.3 completeness	minor gaps, which have been reconstructed
2.4 sources	Registration of emissions (1989)
2.5 overall assessment	good
2.6 comment	emissions of thermal energy production included
3 economical input	9.28 MJ electrical energy (Dutch electricity model)
4 environmental input	
4.1 resources	0.468 kg oil 1.016 kg brine
4.2 space	2.3 m <sup>2</sup> ·s
5 economical output	1 kg PVC 0.01 kg waste chlorine production 0.015 kg mixed waste (hazardous composition)
6 environmental output	
6.1 emissions to air	0.0014 kg vinylchloride 0.0017 kg 1-2-dichloroethane 0.0000003 kg Cl 0.0014 kg hydrocarbons
6.2 emissions to water	0.0003 kg 2-chloroethanol 0.0012 kg trichloroethanol 0.000019 kg phenol
6.3 emissions to soil	0.0004 kg scrap
6.4 radiation	none
6.5 sound	unspecified, assumed negligible
6.6 heat	approx. 9 MJ to air; none to water
6.7 light	none
6.8 calamities	ca. 10 <sup>-15</sup> victim
7 balances	
7.1 mass balancing item	0.2 kg more input than output; maybe emitted as steam?
7.2 energy balancing item	all missing energy assumed as emission of heat to air
8 comment/other	plant attracts a lot of traffic, including many trucks at night

over het beschouwde produktsysteem en de andere produktsystemen plaats vindt\*. Deze stap - stap

\* Een proces met meerdere economisch waardevolle uitstromen wordt ook wel een *multiple output process* (MO-proces) genoemd; er wordt dan in stap 2.3 getransformeerd naar een *single output process* (SO-proces). De termen economisch waardevolle uitstromen, commerciële uitstromen en coproducten worden gelijkwaardig beschouwd.

2.3 - wordt *toerekening* genoemd\*. De economische instromen en de milieuingrepen van een dergelijk proces worden met behulp van de *toerekeningsregels* verdeeld over de diverse coproducten. In feite splitst men door toerekening een reëel meervoudig proces in een aantal enkelvoudige fictieve processen, waarbij geldt dat de som van enkelvoudige processen te zamen het meervoudige proces vormen.

De typen meervoudige processen die men hier tegenkomt zijn drievoudig:

- coproductie (simultane produktie van meerdere materialen, produkten, diensten, etc., inclusief afval met een positieve waarde);
- gecombineerde afvalverwerking (simultane verwerking van meerdere stromen van afval met een negatieve waarde);
- open-lus recycling† (verwerking van een afvalstroom uit één produktsysteem tot een in een ander produktsysteem herbruikbaar materiaal).

Deze drie typen kunnen ook als één type worden opgevat. Het proces afvalverwerking moet dan als een dienst, dus als uitstroom, worden beschouwd, en diensten hebben een vergelijkbare status als produkten‡.

Er zijn per meervoudig, toe te rekenen proces twee vragen die beantwoord moeten worden:

- wat wordt aan wat toegerekend?
- hoe wordt er toegerekend?

In principe wordt er naar gestreefd de toerekening zo veel mogelijk op een causale manier uit te voeren. Voor de gevallen waarbij dat niet mogelijk is, dient er gebruik te worden gemaakt van een algehele omslag op één of ander principe. Hiertoe is stap 2.3 opgesplitst in twee deelstappen.

### 2.3.1 Causale toerekening

Voor de beantwoording van beide vragen („wat aan wat” en „hoe”) moet een analyse van de causale verbanden worden gemaakt. Deze analyse zal ten dele chemisch-analytisch en ten dele economisch van aard kunnen zijn, omdat de causaliteit soms chemisch en soms economisch is.

De causaliteit is vaak fysiek van aard. Zinkerts bevat cadmium, en daarom worden zink en cadmium gezamenlijk geproduceerd en ook gezamenlijk geëmitteerd. Dit leidt tot de vraag of de emissies van cadmium aan zink moeten worden toegerekend of andersom. De emissie van kwik door een afvalverbrandingsinstallatie kan naar rato van de hoeveelheid kwik aan ieder te verbranden kwikhoudend produkt worden toegerekend. De emissie van NO<sub>x</sub> bij dezelfde installatie heeft juist weer te maken met de verbrandingswaarde van de produkten.

In andere gevallen is de causaliteit economisch van aard. Vanwege de marktverhoudingen worden processen op een bepaalde manier „afgesteld”. De vraag wat een materiaal en wat een afvalstof is, wordt door de prijs bepaald: wanneer er een vraag naar die stof is, is de prijs positief, omdat het een nuttige uitstroom is.

Omdat per geval de maatschappelijke danwel de fysieke causaliteit moet worden ontrafeld, is het onmogelijk met een eenduidige richtlijn te komen. Het in principe mogelijk om met een causale toerekening de gecombineerde afvalverwerking grotendeels te analyseren. Op dit moment zijn er echter nog veel onduidelijkheden, en zal men in de praktijk veel emissies algeheel moeten omslaan.

### 2.3.2 Algeheel omgeslagen toerekening

Er zijn veel gevallen waar het moeilijk of onmogelijk is om met een analyse van de causale verbanden alle ingrepen op een goede manier toe te rekenen. Een voorbeeld hiervan is het elektriciteitsverbruik

\* Over de term toerekening bestaan misverstanden, omdat het regelmatig in een ruimere context wordt gebruikt. Volgens sommigen is toerekening namelijk de centrale vraagstelling in een LCA: welk gedeelte van de milieuproblemen op aarde moet toegerekend worden aan de beschouwde functionele eenheid?

† Bij open-lus recycling zal in de praktijk een groot deel van het toerekeningsprobleem bij de opstelling van de procesboom (stap 2.1) behandeld worden. In stap 2.3 resteert dan hooguit de verdeling van bv. een opwerkingsproces over de twee produktsystemen, of de introductie van een degradatiefactor die het kwaliteitsverlies van het materiaal kwantificeert.

‡ Op deze manier worden alle typen gereduceerd tot de produktie van coproducten. Vandaar dat de namen MO-proces en SO-proces ook voor de andere twee typen gebruikt worden. Als meer specifieke naam wordt *multiple input process* (MI-proces) respectievelijk *input-output process* (IO-proces) gebruikt, met als overkoepelende naam *multiple process* (meervoudig proces).

bij de coproductie van chloor en loog. Er bestaat geen eenduidige reden om dit gegeven aan één van de coproducten toe te rekenen. Het kan daarom als het ware omgeslagen worden over de coproducten, net als een gemeente bepaalde kosten hoofdelijk omslaat over haar inwoners.

Bij het vaststellen van de basis waarop deze algehele omslag plaats vindt, moet het functiebegrip centraal staan. Voor veel industriële processen kan beargumenteerd worden dat massa een goede weerspiegeling van de functie is. Voor andere processen zal dit oppervlakte zijn (bv. voor galvanisatiebehandelingen), aantal exemplaren of een andere fysieke grootte. In weer andere gevallen vormt de economische waarde de meest correcte weerspiegeling van de functie, omdat deze een maat is voor de maatschappelijke veroorzaking\*. Zeker in situaties waarbij de (st-)eenheid waarin de functie uitgedrukt wordt niet voor alle coproducten dezelfde is, ligt een economische verdeelsleutel het meest voor de hand.

#### ..... RICHTLIJNEN .....

- Toerekening vindt plaats aan uitstromen die een positieve economische waarde hebben (of, wanneer er geen externe markt is, een nuttige bestemming hebben). De overige stromen (stromen van en naar het milieu, economische instromen en de economische uitstromen zonder of met een negatieve waarde) worden juist toegerekend.
- Zo mogelijk worden eerst in een analyse de causale verbanden uitgewerkt, waardoor een deel van het toerekeningsprobleem op een nette wijze op te lossen is.
- De resterende toerekeningsproblemen worden door algehele omslag opgelost.
- Wanneer de uitstromen waaraan wordt toegerekend ongelijk van eenheid zijn, vindt toerekening naar economische waarde plaats.
- In het geval van coproductie vindt toerekening normaal gesproken naar de relevante fysieke eenheid plaats. Dit is als regel de eenheid waarin de uitstromen waaraan wordt toegerekend zijn uitgedrukt. In veel gevallen is dit massa, maar ook oppervlakte is niet ongewoon.
- In gevallen waarbij de economische waarde van de uitstromen per fysieke eenheid veel verschilt, vindt toerekening naar economische waarde plaats.
- Wanneer de mogelijkheid van een discussie over de toerekeningsleutel bestaat, verdient het aanbeveling volgens twee of meer varianten toe te rekenen, en het verschil in het resultaat als een indicator voor de betrouwbaarheid te hanteren (zie stap 4.2).

#### ..... VOORBEELD .....

Het productieproces voor elektriciteit is gecombineerd met dat voor stoom t.b.v. stadsverwarming. In tabel 2.2 zijn zowel het originele proces als de beide toegerekende processen weergegeven. Omdat de stoom in zekere mate een nuttige toepassing vindt, en niet het hoofddoel van het proces is, zijn de bijstromen voornamelijk aan elektriciteit toegerekend, op basis van een economische waardeverhouding  $3 \div 1$ . De buizen zijn uitsluitend aan stoom toegerekend, omdat ze vooral voor het transport daarvan dienen. Mede daarom is de emissie van warmte volledig aan stoom toegerekend.

#### ..... ACHTERGRONDEN .....

§2.1 - de systeemgrenzen

## 2.4 Opstelling van de ingreep tabel

#### ..... INLEIDING .....

Per functionele eenheid van een produkt worden alle milieuingrepen van alle processen zo veel mogelijk gekwantificeerd. Zo ontstaat een grote hoeveelheid gegevens: voor ieder betrokken proces een lijst met de grootte van de directe milieuingrepen door dat proces naar rato van de bijdrage van

\* Bij de coproductie van geneesmiddelen en veevoeder zijn de geneesmiddelen goed voor meer dan 90% van de opbrengst, terwijl hun massa-aandeel minder dan 10% bedraagt.

TABEL 2.2. Voorbeeld van de toerekening van procesgegevens: de bijstromen van de coproductie (eerste kolom) van elektriciteit en stoom worden verdeeld over de twee enkelvoudige processen (tweede resp. derde kolom).

procesgegevens	meervoudig proces	enkelvoudig proces 1	enkelvoudig proces 2
<i>economische instromen</i>			
km buizen	0,2	0	0,2
<i>milieustromen</i>			
kg ruwe olie	1,0	0,9	0,1
<i>economische uitstromen</i>			
MJ elektriciteit	3	3	0
MJ stoom	1	0	1
<i>milieuitstromen</i>			
kg NO <sub>x</sub> naar lucht	1,0	0,9	0,1
MJ warmte naar water	0,2	0	0,2

dat proces aan de functionele eenheid en een lijst met alle economische in- en uitstromen die voor de bijdrage aan de functionele eenheid benodigd zijn. Deze laatste geven de relaties met de overige processen weer. Het gedeelte met de milieuingrepen heet een *ingreeptabel* van dat proces.

Na stap 2.1 heeft men een beeld welke processen in beschouwing worden genomen. In stap 2.2 is van ieder van deze processen de informatie verzameld en zoveel mogelijk in de originele staat weergegeven. In stap 2.3 zijn de toerekeningskeuzes gemaakt. Voor stap 2.4 rest nu nog het berekenen van de bijdrage van ieder proces en het weergeven van deze processen in de juiste verhouding. Door de instromen en uitstromen van alle betrokken processen op te tellen vindt men de milieuingrepen van het produktsysteem als geheel. Op deze wijze wordt de ingreeptabel van het produktsysteem als geheel in kaart gebracht. Wanneer er over *de* ingreeptabel wordt gesproken, wordt hiermee deze laatste bedoeld\*.

Per definitie heeft het produktsysteem na de stappen 2.1 tot en met 2.4 geen instromen uit en uitstromen naar de economie: alle vraag naar en aanbod van produkten, materialen, energie, diensten en te verwerken afval is vertaald tot instromen uit en uitstromen naar het milieu†. De enige uitzondering op deze regel vormt de door het produktsysteem geleverde functie, die verwoord is in de functionele eenheid. Het produktsysteem zelf is weer te geven als een proces, en is dus inpasbaar in het format (tabel A.1). Het ligt voor de hand om hierbij hetzelfde format te gebruiken, inclusief de aanduidingen over de representativiteit en de aard van de gegevens, zoals die in de doelbepaling vastgesteld zijn.

Het kan inzichtelijk zijn om de ingreeptabel van het produkt(systeem) op te splitsen in deel-ingreeptabellen, die betrekking hebben op processen of stoffen. Met name voor het doen van aanbevelingen over produktverbetering op grond van een zwaartepuntsanalyse (stap 5.1) is een detaillering op het niveau van processen of groepen van processen van belang. Zeker een onderscheid in de procesgroepen die in de overzichtsprocesboom (stap 2.1) voorkomen is vaak gewenst.

De volgende deelstappen kunnen worden onderscheiden:

- kwantificering van de milieuingrepen;
- weergave van de kwalitatieve milieuingrepen.

\* Een andere naam die hiervoor in zwang is is ecobalans of milieubalans. Omdat dit woord soms ook voor het resultaat van de classificatie (hier: milieuprofiel) gebruikt wordt, is het af te raden deze twee woorden te gebruiken. Technisch gezien gaat het ook niet om een balans.

† Daarnaast zijn er natuurlijk de p.m.-posten die een wisselwerking met de economie vertegenwoordigen die niet nul, maar op nul gesteld is.

Het resultaat van de empirische inventarisatie als geheel is een gekwantificeerd overzicht, aangevuld met niet-kwantificeerbare ingrepen, van alle milieuingrepen die plaatsvinden gedurende de levenscyclus van een produkt.

#### 2.4.1 Kwantificering van de milieuingrepen

Bij het doorrekenen van de procesboom worden eerst de milieuingrepen per (enkelvoudig) proces berekend via de kwantificering van de procesomvang. Voor een goed inzicht in de achtergronden van de ingrepen is het aan te bevelen bij elk produktalternatief de bijdrage van alle gespecificeerde processen in een bijlage weer te geven. Het kan hierbij om een zeer grote hoeveelheid gegevens gaan. In de achtergronden van deze handleiding is een eenvoudig implementeerbare methode uitgewerkt waarmee de procesomvang berekend kan worden, ook voor netwerken van recursieve processen. Het voert te ver om deze rekenmethode, die gebruik maakt van matrixalgebra, in de handleiding op te nemen.

#### 2.4.2 Weergave van de kwalitatieve milieuingrepen

Bij bovengenoemde kwantificeringsstap dreigt alle niet-gekwantificeerde informatie weg te vallen. Hierbij kan gedacht worden aan (vooral nog) niet-kwantificeerbare milieuingrepen, zoals versnippering ten gevolge van de aanleg van wegen. Om deze aspecten toch mee te nemen dient waar nodig een post „kwalitatieve aspecten” opgenomen te worden\*. Bij deze post is vaak niet een duidelijk onderscheid mogelijk tussen milieuingreep en milieueffect. Strikt genomen zouden in stap 2.4 de kwalitatieve ingrepen moeten voorkomen en in stap 3.3 de effecten ten gevolge hiervan. In de praktijk zal er in stap 3.3 veel worden herhaald van wat in stap 2.4 staat, of zal er een verwijzing plaatsvinden.

#### RICHTLIJNEN

- Het voorkomen van alle processen in de procesboom kan gevonden worden door het opstellen van een massa- en energiebalans per economische stroom: per economische grootte moet de som van de voorkomens per proces nul zijn, behalve voor het proces dat de functionele eenheid levert.
- Hierna kan de ingreep tabel die bij de functionele eenheid hoort gevonden worden door per milieuingreep de som van de groottes van die ingreep te sommeren.
- Daarnaast worden alle niet-gekwantificeerde ingrepen per betrokken proces verzameld en bij de ingreep tabel van de functionele eenheid vermeld.
- Wanneer men een aantal produkten vergelijkt en een vergelijking van de ingreep tabellen al tot een conclusie leidt, is de classificatie en de evaluatie niet meer nodig. De betrouwbaarheid en de gevoeligheid van het resultaat (stap 4.2) moeten nog wel beoordeeld worden.

#### VOORBEELD

In dit voorbeeld wordt de matrixmethode die in de achtergronden uitgewerkt wordt geïllustreerd. Dit voorbeeld is alleen nuttig voor degenen die geïnteresseerd zijn in het omgaan met de matrixmethode.

In tabel 2.3 zijn de gegevens van vier processen en het zogeheten kernproces (dat het resultaat van het gehele produktsysteem vertegenwoordigt) weergegeven.

Toepassing van de matrixmethode levert voor het economische deel van de procesboom

$$A = \begin{pmatrix} 1 & -50 & -1 & 0 \\ -0,01 & 1 & -1 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & -1 \\ 0 & 0 & 0 & 1 \end{pmatrix} \quad (2.3)$$

met als determinant  $\det(A) = 0,5$ . Verder geldt

\* Kwalitatief wordt hier dus als tegenhanger van kwantitatief in de betekenis van „niet of beperkt kwantificeerbaar” gebruikt.

TABEL 2.3. Vier denkbeeldige processen die de matrixmethode illustreren. Merk op dat er sprake is van gekoppelde processen: voor de productie van elektriciteit is aluminium nodig en omgekeerd.

entiteit	proces	produktie van				kernproces
		electriciteit	aluminium	aluminiumfolie	gebruik van aluminiumfolie	
MJ electriciteit		1	-50	-1	0	0
kg aluminium		-0,01	1	-1	0	0
kg aluminiumfolie		0	0	1	-1	0
100 boterhamzakjes		0	0	0	1	0,1
kg bauxiet		0	-5	0	0	?
kg ruwe olie		-0,5	0	0	0	?
kg CO <sub>2</sub>		3	0	0	0	?
kg vast afval		2	10	0	1	?

$$A^1 = \begin{pmatrix} 0 & -50 & -1 & 0 \\ 0 & 1 & -1 & 0 \\ 0 & 0 & 1 & -1 \\ 0,1 & 0 & 0 & 1 \end{pmatrix} \quad (2.4)$$

zodat de determinant  $\det(A^1)$  5,1 is. Het vóórkomen van het eerste proces wordt nu gegeven door

$$p_1 = \frac{\det(A^1)}{\det(A)} \quad (2.5)$$

en is dus gelijk aan  $5,1/0,5 = 10,2$ . Op dezelfde manier vindt men voor de andere determinanten 0,01, 0,05 respectievelijk 0,05, en voor de andere voorkomens 0,202, 0,1 respectievelijk 0,1.

Aggregatie over de gehele procesboom levert als milieuingrepen

$$\beta = \begin{pmatrix} -1,01 \\ -5,1 \\ 30,6 \\ 22,52 \end{pmatrix} \quad (2.6)$$

Dit betekent een onttrekking van 1,01 kg bauxiet en van 5,1 kg kg ruwe olie, een emissie van 30,6 kg CO<sub>2</sub> en een productie van 22,52 kg vast afval.

Dit rekenvoorbeeld is bewust eenvoudig gehouden. Als voorbeeld van een ingreeptabel wordt daarom een ingewikkelder voorbeeld gekozen (ingreeptabel voor melkpakken; tabel 2.4).

## ..... ACHTERGRONDEN ..... §2.4 - de ingreeptabel

Dit hoofdstuk is gewijd aan de achtergrond van de ingreepmatrices. Het wordt hier behandeld hoe deze matrices worden opgesteld en hoe ze worden gebruikt. Zeker een onderscheid is te maken tussen de verschillende soorten ingreepmatrices die in de LCA worden gebruikt.

- De volgende drie hoofdstukken kunnen worden onderscheiden:
- kwantificering van de milieuingrepen
  - weergave van de kwalitatieve milieuingrepen

De kwantificering van de milieuingrepen is de meest voorkomende methode om de milieuingrepen te kwantificeren. Dit wordt gedaan door de milieuingrepen te koppelen aan de verschillende milieueffecten die voortvloeien uit de productie van de producten.

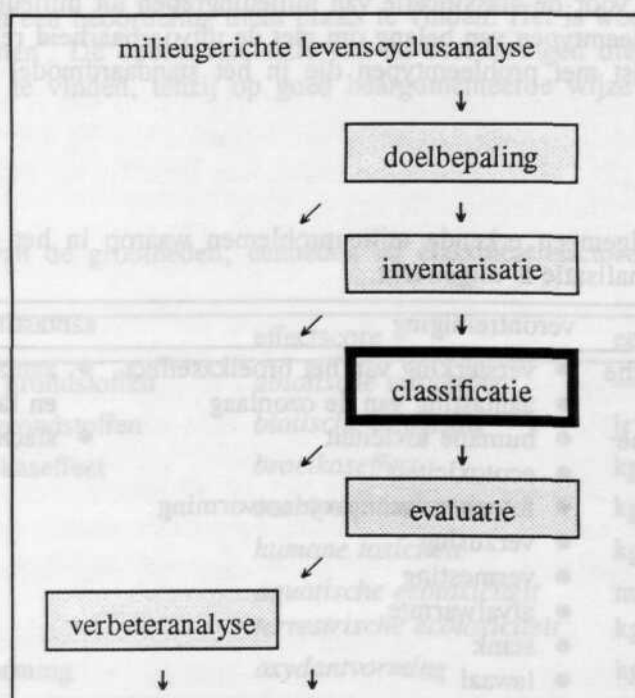
De weergave van de kwalitatieve milieuingrepen is een andere methode om de milieuingrepen te kwantificeren. Dit wordt gedaan door de milieuingrepen te koppelen aan de verschillende milieueffecten die voortvloeien uit de productie van de producten.

TABEL 2.4. Voorbeeld van een ingreep tabel van een functionele eenheid: de levenscyclus van een melkpak met „het verpakken van 1 liter melk” als functionele eenheid.

1 format	
1.1 name or institute	Centre of Environmental Science
1.2 date	31-OCT-1992
1.3 comment	this is only a hypothetical example!
2 process	
2.1 name or code	packaging of milk in carton
2.2 representativeness	
2.2.1 scale	Dutch situation, covering 30% of the market
2.2.2 dating	around 1988
2.2.3 duration or capacity	average consumption rate: 1.5 day/consumer
2.2.4 status	combination of estimated and empirical data
2.3 quality	
2.3.1 clarity	incidental emissions not included
2.3.2 accuracy	overall clarity: sufficient
2.3.3 completeness	most items present, emissions of CO <sub>2</sub> have been deducted
2.4 sources	calculated with data from SimaPro 1.0
2.5 overall assessment	a little out of date, but still a reliable result
2.6 comment	this design does not refer to any real product
3 economical input	none (this is a life cycle)
4 environmental inputs	
4.1 resources	9.9302·10 <sup>-4</sup> kg apatite 7.4564·10 <sup>-4</sup> kg coal 4.5919·10 <sup>-3</sup> kg coating materials (considered as p.m.) 5.0600·10 <sup>-2</sup> kg wood (notice that wood is considered here as a resource, whereas it is in fact grown in a production forest)
4.2 space	5 m <sup>2</sup> -s (no account concerning type of space consumption)
5 economical output	life cycle of 1 carton milk package
6 environmental output	
6.1 emissions to air	2.9080·10 <sup>-3</sup> kg CO <sub>2</sub> 7.4392·10 <sup>-5</sup> kg NO <sub>x</sub> 6.5580·10 <sup>-5</sup> kg dust 1.4927·10 <sup>-5</sup> kg hydrocarbons (unspecified)
6.2 emissions to water	2.1733·10 <sup>-7</sup> kg H <sub>2</sub> S 2.0240·10 <sup>-6</sup> kg aluminum 1.1056·10 <sup>-5</sup> kg other pollutants (unspecified!)
6.3 emissions to soil	8.8163·10 <sup>-6</sup> kg total nitrogen 3.0245·10 <sup>-5</sup> kg aluminium 4.2098·10 <sup>-4</sup> kg ash
6.4 radiation	no account
6.5 sound	12 Pa <sup>2</sup> -s
6.6 heat	15.2 MJ to air
6.7 light	no account
6.8 calamities	no account
7 balances	
7.1 mass balancing item	none
7.2 energy balancing item	none
8 comments/other	some desiccation takes place during wood growth

## HOOFDSTUK 3

# CLASSIFICATIE



FIGUUR 3.1. In de classificatie van een LCA wordt van de ingrepen in het milieu nagegaan wat hun potentiële invloed op het milieu is.

De vertaling van de milieuingrepen van een product (eigenlijk van een functionele eenheid product) naar alle relevante milieueffecten geschiedt via modellen. Daarin wordt aangegeven hoe de milieuingrepen doorwerken tot potentiële milieueffecten. Deze milieueffecten geven de bijdrage weer die per functionele eenheid product aan milieuproblemen wordt geleverd. Het gaat daarbij om milieuproblemen als verzuring, aantasting van de ozonlaag en dergelijke. Het uiteindelijke resultaat is het *milieuprofiel*\* van dat product. In de classificatie vindt de projectie van de (fysieke) milieuingrepen tot de potentiële milieueffecten plaats in vier stappen:

- keuze van de probleemtalen (pagina 46);
- definitie van de classificatiefactoren (pagina 47);

\* Voor andere naamgevingen (ecobalans, etc.), zie voetnoot \* op pagina 40.



- opstelling van het milieuprofiel (pagina 50);
- normering van de effectscores (pagina 52).

Voor de eerste twee stappen zijn uitvoerig richtlijnen geformuleerd, waarin een *standaardmodel* voor de classificatie is weergegeven. Deze stappen bieden de mogelijkheid hier zonnodig op een beargumenteerde manier van af te wijken. In de derde en vierde stap worden de eigenlijke berekeningen uitgevoerd.

### 3.1 Keuze van de probleemttypen

#### INLEIDING

In stap 3.1 wordt een keuze gemaakt wat betreft de problemen waarop de analyse zich zal richten. Het gaat hierbij uitsluitend om *milieuproblemen*. De mogelijkheid wordt geboden een andere keuze van de milieuproblemen waarop beoordeeld wordt te maken. In de volgende stap (3.2) wordt het zogeheten *standaardmodel* geleverd voor de classificatie van milieuingrepen tot milieueffecten. Uiteraard is het bij de keuze van de probleemttypen van belang om met de uitvoerbaarheid rekening te houden.

In tabel 3.1 is de lijst met probleemttypen die in het standaardmodel geoperationaliseerd zijn weergegeven\*.

TABEL 3.1. Lijst met algemeen erkende milieuproblemen waarop in het standaardmodel voor de classificatie een operationalisatie is uitgewerkt.

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>• versterking van het broeikas effect</li> <li>• aantasting van de ozonlaag</li> <li>• humane toxiciteit</li> <li>• ecotoxiciteit</li> <li>• fotochemische oxydantvorming</li> <li>• verzuring</li> <li>• vermesting</li> <li>• afvalwarmte</li> <li>• stank</li> <li>• lawaai</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• aantasting van ecosystemen en landschap</li> <li>• slachtoffers</li> </ul>

#### RICHTLIJNEN

- Het voorlopige classificatieschema is weergegeven in tabel 3.1. Het geeft aan welke milieueffecten in beschouwing worden genomen en in stap 3.2 geoperationaliseerd zijn.
- Men kan zonnodig, met redenen omkleed, voor een andere opzet kiezen.

#### VOORBEELD

In deze studie is het standaardmodel voor de classificatie grotendeels aangehouden, met dien verstande dat wegens gebrek aan gegevens aantasting van ecosystemen en landschap buiten beschouwing is gelaten.

\* Zoals reeds eerder uiteengezet staan in deze tabel milieueffecten en dus geen milieuingrepen, zoals energiegebruik en productie van afval.

..... ACHTERGRONDEN .....

§3.1 – algemene principes

### 3.2 Definitie van de classificatiefactoren

..... INLEIDING .....

In deze paragraaf wordt van de milieueffecten die in tabel 3.1 genoemd zijn de manier waarop de bijbehorende effectscores kunnen worden berekend gegeven. In de achtergronden is de keuze voor de verschillende modellen waarmee processen in het milieu beschreven worden toegelicht. Deze paragraaf levert het zogeheten standaardmodel geleverd voor de classificatie van milieuingrepen tot milieueffecten. In de procedurele structuur voor een levenscyclusanalyse biedt stap 3.2 de mogelijkheid om andere modellen dan het geboden standaardmodel te gebruiken voor de classificatie. Wanneer men hiervoor kiest, moet in deze stap worden aangegeven hoe en waarom. Het standaardmodel geeft aan naar welke milieueffecten een beoordeling dient plaats te vinden. Het is weergegeven in tabel 3.2 en uitgewerkt in de richtlijnen\*. De operationalisatie van de berekeningen dient op de wijze die daar wordt aangegeven plaats te vinden, tenzij op goed beargumenteerde wijze van het standaardmodel wordt afgeweken.

TABEL 3.2. Overzicht van de grootheden, eenheden en classificatiefactoren die in de classificatie worden gebruikt.

milieueffect	effectscore	eenheid	classificatiefactor
uitputting van abiotische grondstoffen	<i>abiotische uitputting</i>	—	1/voorraad
uitputting van biotische grondstoffen	<i>biotische uitputting</i>	jr <sup>-1</sup>	BDF
versterking van het broeikas effect	<i>broeikas effect</i>	kg	GWP
afbraak van de ozonlaag	<i>ozonlaagaantasting</i>	kg	ODP
humane toxiciteit	<i>humane toxiciteit</i>	kg	HCL, HCW, HCB
ecotoxiciteit	<i>aquatische ecotoxiciteit</i>	m <sup>3</sup>	ECA
	<i>terrestrische ecotoxiciteit</i>	kg	ECT
fotochemische oxydantvorming	<i>oxydantvorming</i>	kg	POCP
verzuring	<i>verzuring</i>	kg	AP
vermesting	<i>vermesting</i>	kg	NP
afvalwarmte	<i>waterwarmte</i>	MJ	1
stank	<i>luchtstank</i>	m <sup>3</sup>	1/GDL
lawaai	<i>lawaai</i>	Pa <sup>2</sup> ·s	1
aantasting van ecosystemen en landschap	<i>aantasting</i>	m <sup>2</sup> ·s	1
slachtoffers	<i>slachtoffers</i>	—	1

\* Voor stank kan gebruik worden gemaakt van geurintensiteit van stoffen in de lucht, zie tabel B.10 op pagina 94 die voor de belangrijkste stoffen gedefinieerd zijn. De emissie naar lucht wordt hiermee omgerekend op het volume lucht dat tot aan de geurdrempel vermenigvuldigd is.

\* Van een aantal aspecten is de berekeningswijze nog niet volledig uitgewerkt, of ontbreken essentiële gegevens om daadwerkelijk te kunnen rekenen. Voor een aantal van deze aspecten is een tijdelijke oplossing aangegeven. Een aantal andere aspecten zal voorlopig noodgedwongen buiten beschouwing blijven. In de achtergronden wordt van al deze aspecten aangegeven hoe de operationalisatie uiteindelijk zou kunnen worden.

## RICHTLIJNEN

- De uitputting van abiotische grondstoffen wordt beoordeeld door relatering van het netto beslag op iedere grondstof aan de voorraad (tabel B.1 op pagina 69) van die grondstof. Het resultaat is een dimensieloze uitdrukking:

$$\text{abiotische uitputting} = \sum_i \frac{\text{gebruik}_i(\text{kg})}{\text{voorraad}_i(\text{kg})} \quad (3.1)$$

- De uitputting van biotische grondstoffen wordt beoordeeld door relatering van het netto beslag op iedere grondstof aan de voorraad en aan de voorraad-productieverhouding van die grondstof. Deze twee geven samen een *biotic depletion factor* (BDF; tabel B.2 op pagina 69). Het resultaat is een uitdrukking in  $\text{jr}^{-1}$ :

$$\text{biotische uitputting} (\text{jr}^{-1}) = \sum_i BDF_i (\text{kg}^{-1} \cdot \text{jr}^{-1}) \times \text{gebruik}_i(\text{kg}) \quad (3.2)$$

- Voor een aantal stoffen die bijdragen aan de versterking van het broeikas effect zijn waarden in de vorm van een *global warming potential* (GWP; zie tabel B.3 op pagina 70) ontwikkeld. Op basis van deze waarden kan voor de betreffende stoffen hun potentiële directe\* bijdrage aan het broeikas effect in één effectscore uitgedrukt worden. De GWP is een relatieve maat met  $\text{CO}_2$  als referentie†: de mate waarin een massa eenheid stof infrarode straling kan absorberen ten opzichte van een massa eenheid  $\text{CO}_2$ . Hiermee kan de emissie naar lucht (in kg) omgerekend worden tot een qua broeikas effect equivalente emissie (in kg) van  $\text{CO}_2$ :

$$\text{broeikas effect} (\text{kg}) = \sum_i GWP_i \times \text{emissie}_i \text{ naar lucht} (\text{kg}) \quad (3.3)$$

- Voor een aantal stoffen die bijdragen aan de aantasting van de ozonlaag zijn waarden in de vorm van een *ozone depletion potential* (ODP; zie tabel B.4 op pagina 71) ontwikkeld. Op basis van deze waarden kan voor de betreffende stoffen hun potentiële bijdrage aan de aantasting van de ozonlaag in één effectscore uitgedrukt worden. De ODP is een relatieve maat met CFK-11 als referentie: de *steady state* reductie van ozon berekend per massa eenheid geëmitteerd gas naar de atmosfeer per jaar ten opzichte van dat voor een massa eenheid CFK-11. Hiermee kan de emissie naar lucht (in kg) omgerekend worden tot een qua ozonlaagaantasting equivalente emissie (in kg) van CFK-11:

$$\text{ozonlaagaantasting} (\text{kg}) = \sum_i ODP_i \times \text{emissie}_i \text{ naar lucht} (\text{kg}) \quad (3.4)$$

- De beoordeling van humane toxiciteit geschiedt door emissies‡ te relateren aan de *tolerable daily intake* (TDI), de *acceptable daily intake* (ADI), de *toelaatbare concentratie in lucht* (TCL), de *air quality guidelines*, het *maximaal toelaatbaar risiconiveau* (MTR) of de *humaan-toxicologische C-waarde voor bodem*. Dit zijn uit toxicologische experimenten verkregen gegevens over de maximale dagelijkse inname of concentratie die nog juist aanvaardbaar wordt geacht. Er is een omrekening gemaakt om te zorgen dat de emissies naar water, lucht en bodem op een verantwoorde manier bij elkaar opgeteld kunnen worden. Dit leidt tot de definitie van de stof- en compartimentafhankelijke *humaan-toxicologische classificatiefactor* (zie tabel B.5 op pagina 72): voor lucht (HCL), voor water (HCW) en voor bodem (HCB). De eenheid van de effectscore is kg: het aantal kg lichaamsgewicht dat juist tot aan de toxicologisch aanvaarde grens is blootgesteld. De berekening geschiedt als volgt:

\* De indirecte bijdrage wordt als een kwalitatief aspect meegenomen; zie §3.3.1.

† Behalve  $\text{CO}_2$  komt men ook regelmatig CFK-12 als referentiegas tegen. Omdat ook CFK-11 zo nu en dan gebruikt wordt is voorzichtigheid bij het gebruiken van de term GWP dus geboden.

‡ In het kader van deze studie is een voorstel gedaan om de eigenschappen van toxische stoffen in het milieu in de beoordeling te betrekken. Dit gebeurt bij een aantal andere effectscores al wel; in de GWP is bv. rekening gehouden met afbraak van de stof in het milieu. Voor humane toxiciteit leidt dit tot de definitie van een *human toxicity potential* (HTP) en een referentiestof. De HTP is op dit moment echter nog niet operationeel.

$$\begin{aligned} \text{humane toxiciteit (kg)} = & \sum_i HCL_i (\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}) \times \text{emissie}_i \text{ naar lucht (kg)} + \\ & HCW_i (\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}) \times \text{emissie}_i \text{ naar water (kg)} + \\ & HCB_i (\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}) \times \text{emissie}_i \text{ naar bodem (kg)} \end{aligned} \quad (3.5)$$

- De beoordeling van stoffen die een ecotoxische werking op soorten in het ecosysteem hebben, geschiedt met behulp van *maximum tolerable concentrations* (MTC's) die met de zgn. EPA-methode bepaald zijn. Dit leidt tot de definitie van twee groepen *ecotoxicologische classificatiefactoren*: één voor aquatische (ECA) en één voor terrestrische (ECT) ecosystemen (zie tabel B.6 op pagina 87). Voor aquatische ecotoxiciteit is de eenheid m<sup>3</sup> verontreinigd water:

$$\text{aquatische ecotoxiciteit (m}^3\text{)} = \sum_i ECA_i (\text{m}^3 \cdot \text{mg}^{-1}) \times \text{emissie}_i \text{ naar water (mg)} \quad (3.6)$$

en voor terrestrische ecosystemen kg verontreinigde bodem:

$$\text{terrestrische ecotoxiciteit (kg)} = \sum_i ECT_i (\text{kg} \cdot \text{mg}^{-1}) \times \text{emissie}_i \text{ naar bodem (mg)} \quad (3.7)$$

- Voor een aantal\* stoffen die bijdragen aan fotochemische oxydantvorming zijn waarden in de vorm van een *photochemical ozone creation potential* (POCP; zie tabel B.7 op pagina 88) ontwikkeld†. Op basis van deze waarden kan voor de betreffende stoffen hun potentiële bijdrage aan dit probleem in één effectscore uitgedrukt worden. De POCP is een relatieve maat met ethyleen (C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>) als referentie: de mate waarin een massa-eenheid stof oxydant vormt ten opzichte van een massa-eenheid ethyleen. Hiermee kan de emissie naar lucht (in kg) omgerekend worden tot een qua oxydantvorming equivalente emissie (in kg) van ethyleen:

$$\text{oxydantvorming (kg)} = \sum_i POCP_i \times \text{emissie}_i \text{ naar lucht (kg)} \quad (3.8)$$

- De bijdrage aan de verzuring van verschillende milieuingrepen kan bepaald worden door weging met *acidification potentials* (AP; zie tabel B.8 op pagina 91) die een maat zijn voor het vermogen om H<sup>+</sup> af te splitsen ten opzichte van zwaveldioxyde (SO<sub>2</sub>). De emissie naar lucht (in kg) wordt met behulp van de AP omgerekend tot een qua verzuring equivalente emissie (in kg) van zwaveldioxyde:

$$\text{verzuring (kg)} = \sum_i AP_i \times \text{emissie}_i \text{ naar lucht (kg)} \quad (3.9)$$

- De bijdrage aan de vermisting van verschillende milieuingrepen kan bepaald worden door weging met *nutrification potentials* (NP; zie tabel B.9 op pagina 91) die een maat zijn voor het vermogen om biomassa te vormen ten opzichte van fosfaat (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>). De emissie naar lucht, water of bodem (in kg) wordt met behulp van de NP omgerekend tot een qua vermisting equivalente emissie (in kg) van fosfaat:

$$\text{vermisting (kg)} = \sum_i NP_i \times \text{emissie}_i (\text{kg}) \quad (3.10)$$

- Zolang de gevolgen van afvalwarmte onvoldoende in kaart zijn gebracht is het alleen mogelijk het vrijkomen van warmte als milieuingrepen rechtsreeks uit de inventarisatie over te nemen en te aggregeren. Hierbij wordt alleen de emissie van afvalwarmte naar water meegenomen:

$$\text{waterwarmte (MJ)} = \text{energie-emissie}_{\text{water}} (\text{MJ}) \quad (3.11)$$

- Voor stank kan gebruik worden gemaakt van geurdrempels voor stoffen in de lucht (GDL; zie tabel B.10 op pagina 91) die voor de belangrijkste stoffen gedefinieerd zijn. De emissie naar lucht wordt hiermee omgerekend tot het volume lucht dat tot aan de geurdrempel verontreinigd is:

\* Voor stikstofoxyden is (nog) geen POCP gedefinieerd; daarom wordt de geëmitteerde hoeveelheid NO<sub>x</sub> apart als „vlag” weergegeven; zie §3.3.1.

† Omdat het gebruik van de POCP voor dit doel enigszins omstreden is, kan men als een extra indicatie de hoeveelheid VOS en de hoeveelheid NO<sub>x</sub> ongewogen optellen; zie hiervoor stap 4.2.

$$\text{luchtstank (m}^3\text{)} = \sum_i \frac{\text{emissie}_i \text{ naar lucht (mg)}}{\text{GDL}_i \text{ (mg} \cdot \text{m}^{-3}\text{)}} \quad (3.12)$$

- Bij de beoordeling van lawaai worden de gegevens over geluidsproductie uit de inventarisatie geaggregeerd:

$$\text{lawaai (Pa}^2 \cdot \text{s)} = \text{geluid (Pa}^2 \cdot \text{s)} \quad (3.13)$$

- Omdat het uitputtende effect van ruimtebeslag onlosmakelijk verbonden is met het verdringende effect, worden ze in één effectscore gecombineerd. In de inventarisatie zijn ten hoogste tien soorten ingrepen verzameld die hiermee te maken hebben. In de classificatie worden de categorieën I, II en III vooralsnog samengevoegd als „natuurlijk” en de categorieën IV en V als „onnatuurlijk”. De tien ingrepen worden daarmee geaggregeerd tot één effectscore met eenheid  $\text{m}^2 \cdot \text{s}$ :

$$\begin{aligned} \text{aantasting (m}^2 \cdot \text{s)} = & \text{ruimtebeslag}_{\text{I} \rightarrow \text{IV}} (\text{m}^2 \cdot \text{s}) + \\ & \text{ruimtebeslag}_{\text{I} \rightarrow \text{V}} (\text{m}^2 \cdot \text{s}) + \\ & \text{ruimtebeslag}_{\text{II} \rightarrow \text{IV}} (\text{m}^2 \cdot \text{s}) + \\ & \text{ruimtebeslag}_{\text{II} \rightarrow \text{V}} (\text{m}^2 \cdot \text{s}) + \\ & \text{ruimtebeslag}_{\text{III} \rightarrow \text{IV}} (\text{m}^2 \cdot \text{s}) + \\ & \text{ruimtebeslag}_{\text{III} \rightarrow \text{V}} (\text{m}^2 \cdot \text{s}) \end{aligned} \quad (3.14)$$

- De onveiligheid van processen is in de inventarisatie vastgesteld als het aantal direct door toedoen van een ongeval gedode mensen. Dit gegeven wordt in de classificatie zonder verdere weging overgenomen:

$$\text{slachtoffers} = \text{aantal slachtoffers} \quad (3.15)$$

#### VOORBEELD

In deze studie is voor alle in stap 3.1 genoemde problemen de standaardwijze van operationalisatie gebruikt. Daarnaast is een effectscore voor straling ingevoerd door de in de inventarisatie gegeven informatie over het vrijkomen van straling te relateren aan de *annual limit of intake* (ALI).

#### ACHTERGRONDEN

- §3.1 - algemene principes
- §3.2 - operationalisatie
- §3.3 - uitwerking van classificatiefactoren

### 3.3 Opstelling van het milieuprofiel

#### INLEIDING

In de inventarisatie is een ingreeptabel opgesteld waarin de milieuingrepen die met een functionele eenheid van een produkt gemoeid zijn worden weergegeven. 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 zogenaamde *effectscores*. Dit sorteren en gewogen optellen gebeurt met de modellen van stap 3.2. De tabel met effectscores wordt het *milieuprofiel* genoemd. Naast de in de handleiding beschreven methode bestaan er nog diverse andere procedures om ingrepen in effecten om te rekenen, ieder gebaseerd op verschillende modellen en uitgangspunten. De in deze handleiding gemaakte keuze is in zekere zin „aanvechtbaar”, en is daarom expliciet geen onderdeel van de zoveel mogelijk geobjectiveerde inventarisatie\*.

De opstelling van het milieuprofiel vindt plaats in twee deelstappen:

\* De voornaamste motivatie voor het scheiden van inventarisatie en classificatie blijft evenwel het feit dat het onderwerp van studie - en daarmee de betrokken discipline - verschillend is: in de inventarisatie gaat het om economische processen en in de classificatie om milieuprocessen.

- kwantificering van de milieueffecten;
- weergave van de kwalitatieve milieueffecten.

In veel gevallen is het niet alleen wenselijk om een milieuprofiel voor het produktsysteem op te stellen, maar om daarnaast het milieuprofiel op het niveau van (groepen van) processen of (groepen van) stoffen uit te rekenen. In veel opzichten lijkt de opstelling van het milieuprofiel dus op de opstelling van de ingreep tabel (stap 2.4).

### 3.3.1 Kwantificering van de milieueffecten

Als de keuze voor de modellering (zie stap 3.2) is gemaakt, is de berekening van de effectscores – en daarmee de opstelling van het milieuprofiel – in principe eenvoudig. De in stap 3.2 gegeven formules, of de door de gebruiker zelf opgestelde formules, worden toegepast op alle milieuingrepen uit de ingreep tabel, om de potentiële bijdrage aan ieder milieueffect in het milieuprofiel uit te rekenen.

Wat betreft de presentatie zal er in veel gevallen voor gekozen worden om de gekwantificeerde effectscores niet alleen in een tabel, maar ook in grafiekvorm weer te geven. De bijdrage van verschillende procesgroepen aan iedere effectscore kan in een staafdiagram uitstekend gevisualiseerd worden door iedere staaf op te bouwen uit een aantal soorten arcering of kleuren. In een staafdiagram kan steeds het meest gebruikte produkt of de hoogste effectscore op 100% genormeerd worden. Dit heeft echter niet alleen voordelen. Met een grafische weergave kan men informatie weliswaar overzichtelijk weergeven, maar dit is een overzichtelijkheid vanuit een bepaald perspectief. Men kan namelijk gemakkelijk een misleidende indruk wekken, bv. door het slechtste produktalternatief steeds op 100% te stellen, waardoor alle andere alternatieven ongeveer even goed lijken te zijn. Met een logaritmische schaal is hier wellicht iets aan te doen, maar dit levert vaak interpretatieproblemen op. Per geval zal bekeken moeten worden of één of andere wijze van normalisatie of het hanteren van een logaritmische schaal tot een zinnige weergave leidt.

Daarnaast nodigt een grafiek uit tot een impliciete evaluatie: „vijf balkjes hoger en drie balkjes lager is netto hoger”, zonder dat daarbij een discussie gewijd is aan de relatieve ernst van de verschillende problemen.

### 3.3.2 Weergave van de kwalitatieve milieueffecten

Naast de gekwantificeerde effecten zijn er ook niet-quantificeerbare effecten. Dit komt in de eerste plaats door alle niet-gekwantificeerde milieuingrepen (zie stap 2.4) in de ingreep tabel. Een tweede reden wordt gevormd doordat niet alle gekwantificeerde ingrepen in stap 3.2 gemodelleerd kunnen worden. Van sommige stoffen is bijvoorbeeld bekend dat ze toxisch zijn, maar ontbreken nadere gegevens hierover. Daardoor zijn ze niet met het standaardmodel te kwantificeren. Van een aantal broeikasgassen staat de GWP ter discussie omdat de directe bijdrage er niet in is verwerkt (zie tabel B.3). Ook het gebruik van de POCP staat ter discussie: geadviseerd wordt om als extra indicatie de totale (ongewogen) hoeveelheid vos en  $\text{NO}_x$  te vermelden.

Dergelijke gevallen kunnen in het kwalitatieve deel van het milieuprofiel ondergebracht worden. Deze informatie kan soms de hierboven genoemde staafdiagrammen in hoge mate relativeren. Dit relativeren moet echter niet in de classificatie, maar in de evaluatie plaatsvinden.

#### ..... RICHTLIJNEN .....

- Het (eventueel uitgebreide of aangepaste) standaardmodel voor de classificatie wordt op het kwantitatieve deel van de ingreep tabel toegepast.
- Ingrepen die een bijdrage kunnen leveren aan meerdere effecten (emissies van CFK's dragen bv. bij aan het broeikas effect en aan de aantasting van de ozonlaag) worden meerdere malen meegenomen.
- De kwalitatieve onderdelen van de ingreep tabel komen terug als kwalitatief deel van het milieuprofiel, zo mogelijk in effectvorm.
- Bij voorkeur worden er in dit stadium geen grafieken gebruikt: deze kunnen valse suggesties wekken, of alleen van de keuze van de schalen van de grafieken afhangen.
- Men moet voorzichtig zijn bij het bespreken van het milieuprofiel, om niet een impliciete evaluatie in de classificatie uit te voeren.
- Wanneer men een produktvergelijking uitvoert, kan het zijn dat alle effectscores en alle kwalitatieve

aspecten in dezelfde richting wijzen. In dat geval is het niet nodig stap 3.4 en stap 4.1 te maken. De betrouwbaarheid en de validiteit moeten nog wel aan de orde komen; zie stap 4.2.

..... VOORBEELD .....

In tabel 3.3 is het (fictieve) milieuprofiel dat bij twee typen bureaustoel hoort weergegeven.

TABEL 3.3. Voorbeeld van een milieuprofiel: de vergelijking van twee bureaustoelen.

effectscore	bureaustoel 1	bureaustoel 2
<i>abiotische uitputting</i>	0,10	0,11
<i>biotische uitputting</i> (jr <sup>-1</sup> )	0	0
<i>broeikaseffect</i> (kg)	12	17
<i>ozonlaagaantasting</i> (kg)	0	0,002
<i>humane toxiciteit</i> (kg)	13,2	9,2
<i>aquatische ecotoxiciteit</i> (m <sup>3</sup> )	0,03*	0,01
<i>terrestrische ecotoxiciteit</i> (kg)	0,02	0,03
<i>oxydantvorming</i> (kg)	1·10 <sup>-7</sup>	3·10 <sup>-8</sup>
<i>verzuring</i> (kg)	1,1	2,7
<i>vermesting</i> (kg)	2,3	3
<i>luchtstank</i> (m <sup>3</sup> )	3·10 <sup>-5</sup>	1·10 <sup>-5</sup>
<i>lawaai</i> (Pa <sup>2</sup> ·s)	?	?
<i>aantasting</i> (m <sup>2</sup> ·s)	?	?
<i>slachtoffers</i>	?	?

\* Geen duidelijk getal wegens het ontbreken van een aantal classificatiefactoren.

Een aantal kanttekeningen hierbij:

- de procesgegevens m.b.t. houtproductie waren zeer onvolledig;
- de emissies van vos zijn geschat; daarom is de effectscore voor oxydantvorming tamelijk onbetrouwbaar;
- gegevens over geluid, ruimte en slachtoffers ontbraken in de inventarisatie.

..... ACHTERGRONDEN .....

### §3.1 - algemene principes

## 3.4 Normering van de effectscores

..... INLEIDING .....

De effectscores, die samen het milieuprofiel vormen, zijn moeilijk interpreteerbaar. Dit komt doordat de orde van grootte en de eenheden van de verschillende effectscores ongelijk zijn. Strikt genomen behoeven de effectscores niet in de classificatie geïnterpreteerd te worden; dit is meer een taak binnen de evaluatie. Toch is in de classificatie een stap opgenomen waarin de effectscores - en daarmee het milieuprofiel - meer betekenis verkrijgt door het toevoegen van louter empirische kennis.

In deze stap worden de effectscores genormaliseerd: de bijdrage van een bepaald produkt aan een milieueffect wordt gerelateerd aan de bijdrage van een bepaalde gemeenschap gedurende een bepaalde tijd aan datzelfde probleem. De omvang van de gemeenschap die hier beschouwd wordt dient aan te sluiten bij het model waarop de classificatie berust. Voor het (mondiale) standaardmodel betekent dit

dat de mondiale bijdrage gedurende een bepaalde tijd wordt berekend met hetzelfde classificatiemodel. De tijdsperiode die gebruikt wordt om de bijdrage te berekenen is irrelevant, omdat die in de resulterende eenheid tot uiting komt. Meestal zal het mogelijk zijn om uit bv. statistische jaarboeken de bijdrage gedurende een jaar te halen.

Het quotiënt van iedere effectscore en de wereldbijdrage aan die effectscore gedurende een jaar resulteert in een *genormaliseerd milieuprofiel*, dat bestaat uit *genormaliseerde effectscores*, allen met de eenheid jaar.

De normalisatie van de effectscores is niet in deze handleiding geoperationaliseerd, omdat het niet haalbaar was om alle wereldbijdragen volgens het standaardmodel te berekenen. In principe is dit niet moeilijk: voor een aantal effectscores (uitputting van abiotische grondstoffen, versterking van het broeikas-effect, aantasting van de ozonlaag) zijn de gegevens voorhanden. Met name voor de effecten op een lagere schaal (toxiciteit, lawaai) is dit veel lastiger. Als voorlopige oplossing zou aan de hand van de omvang in Nederland kunnen normaliseren.

#### ..... RICHTLIJNEN .....

- Alle effectscores van het milieuprofiel kunnen om ze meer betekenis te geven genormaliseerd worden, door ze te relateren aan de omvang van het probleem in een bepaalde periode. Hiervoor moet hetzelfde classificatiemodel gebruikt worden als voor de opstelling van het milieuprofiel is gebruikt; alleen wordt er nu overal de omvang van de milieuingreep in bv. een jaar in plaats van de omvang van de milieuingreep voor één functionele eenheid als invoergegeven gebruikt. Het resultaat is het genormaliseerde milieuprofiel, dat bestaat uit een aantal genormaliseerde effectscores, allen met de eenheid jr. Voor een effectscore met de eenheid kg geeft dit:

$$\text{genormaliseerde effectscore (jr)} = \frac{\text{effectscore (kg)}}{\text{jaarmvang (kg} \cdot \text{jr}^{-1})} \quad (3.16)$$

- Ook al hebben al deze genormaliseerde effectscores dezelfde eenheid, ze dienen nimmer in de classificatie bij elkaar opgeteld te worden.
- Zolang gegevens over de mondiale omvang van de effectscores ontbreken kan men zich behelpen met de omvang in Nederland.
- Omdat het vooralsnog lastig is om alle gegevens voor de normalisatie te vinden, zal men in de praktijk deze stap vaak vooralsnog achterwege laten.

#### ..... VOORBEELD .....

Het milieuprofiel van de vorige stap is genormaliseerd. In tabel 3.4 zijn de omvang van de wereldbijdrage (louter fictief!) en de genormaliseerde effectscores weergegeven.

#### ..... ACHTERGRONDEN .....

##### §3.1 – algemene principes

Op basis van de in de classificatie opgestelde milieuprofielen kunnen de potentiële milieueffecten van de beschouwde producten geëvalueerd worden. Hierbij is het onderliggende gewicht van de effectscores van belang. Ook de geldigheid van de milieuprofielen is van belang bij deze evaluatie. Alleen wanneer een produktalternatief op alle effecten even hard of zacht is (zie stap 3.3), is de evaluatie van het milieuprofiel niet nodig. In dit geval is het nog steeds van belang om aandacht aan de geldigheid te besteden.

De evaluatie bestaat derhalve uit twee stappen:

- evaluatie van het milieuprofiel (pagina 50);
- evaluatie van de betrouwbaarheid en de validiteit (pagina 58).

De eerste stap slaat op de beoordeling van de verschillende effectscoren binnen het milieuprofiel van ieder produktalternatief. Hiervoor worden twee methoden besproken: de evaluatie van



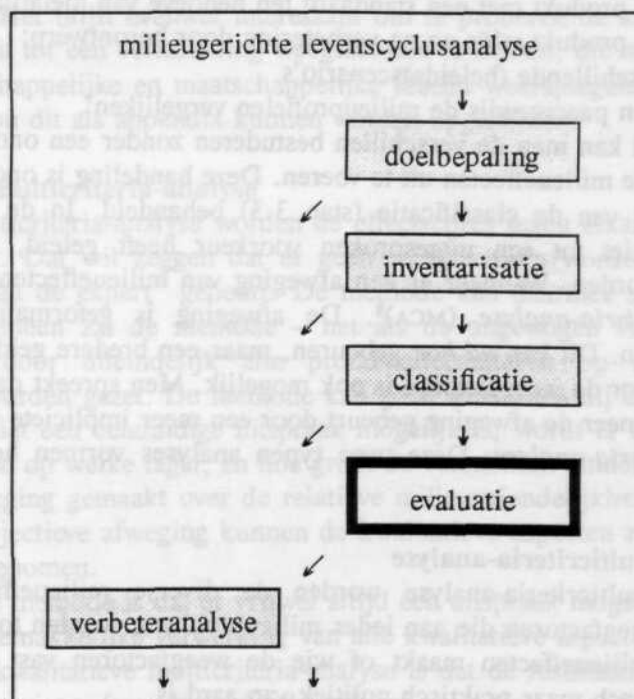
TABEL 3.4. Voorbeeld van een genormaliseerd milieuprofiel: het voorbeeld uit de vorige stap (tabel 3.3) is genormaliseerd met de (fictieve) gegevens omtrent de wereldomvang gedurende een jaar.

genormaliseerde effectscore	bureaustoel 1	bureaustoel 2
<i>abiotische uitputting</i> (jr)	$8,0 \cdot 10^{-7}$	$8,8 \cdot 10^{-7}$
<i>biotische uitputting</i> (jr)	0	0
<i>broeikasewect</i> (jr)	$3,6 \cdot 10^{-11}$	$5,1 \cdot 10^{-11}$
<i>ozonlaagaantasting</i> (jr)	0	$3,0 \cdot 10^{-15}$
<i>humane toxiciteit</i> (jr)	$6,1 \cdot 10^{-9}$	$4,6 \cdot 10^{-9}$
<i>aquatische ecotoxiciteit</i> (jr)	$3,0 \cdot 10^{-7*}$	$2,0 \cdot 10^{-7}$
<i>terrestrische ecotoxiciteit</i> (jr)	$2,0 \cdot 10^{-12}$	$3,0 \cdot 10^{-12}$
<i>oxydantvorming</i> (jr)	$1,0 \cdot 10^{-17}$	$3,0 \cdot 10^{-18}$
<i>verzuring</i> (jr)	$5,5 \cdot 10^{-4}$	$1,35 \cdot 10^{-3}$
<i>vermesting</i> (jr)	$4,6 \cdot 10^{-8}$	$6,0 \cdot 10^{-8}$
<i>luchtstank</i> (jr)	$6 \cdot 10^{-14}$	$2 \cdot 10^{-14}$
<i>lawaai</i> (jr)	?	?
<i>aantasting</i> (jr)	?	?
<i>slachtoffers</i> (jr)	?	?

\* Geen duidelijk getal wegens het ontbreken van een aantal classificatiefactoren.

## HOOFDSTUK 4

# EVALUATIE



FIGUUR 4.1. In de evaluatie worden de resultaten van de classificatie in twee opzichten geëvalueerd: er vindt een (af)weging van de verschillende effectscores plaats, en de betrouwbaarheid krijgt aandacht.

Op basis van de in de classificatie opgestelde milieuprofielen kunnen de potentiële milieueffecten van de beschouwde produkten geëvalueerd worden. Hierbij is het onderlinge gewicht van de effectscores van belang. Ook de geldigheid van de milieuprofielen is van belang bij deze evaluatie. Alleen wanneer een produktalternatief op alle effectscores beter of slechter is (zie stap 3.3), is de evaluatie van het milieuprofiel niet nodig. In dat geval is het nog steeds van nodig om aandacht aan de geldigheid te besteden.

De evaluatie bestaat derhalve uit twee stappen:

- evaluatie van het milieuprofiel (pagina 56);
- evaluatie van de betrouwbaarheid en de validiteit (pagina 58).

De eerste stap slaat op de beoordeling van de verschillende effectscores binnen het milieuprofiel van ieder produktalternatief. Hiervoor worden twee methoden besproken: de kwantitatieve

multicriteria-analyse en de kwalitatieve multicriteria-analyse. Ieder van deze methoden heeft voor- en nadelen. In stap 4.2 wordt de uitspraak van de evaluatie gerelateerd aan de betrouwbaarheid en de validiteit van alle stappen die in de levenscyclusanalyse zijn gemaakt. Dit kan tot een nuancering van de conclusie leiden. Daarom mag deze stap niet in een evaluatie van het milieuprofiel ontbreken, ook niet wanneer een (af)weging van de effectscores niet nodig is.

## 4.1 Evaluatie van het milieuprofiel

### ..... INLEIDING .....

Bij de evaluatie van de verschillende milieuprofielen die in de classificatie zijn opgesteld gaat het bijna altijd om een vergelijking\*:

- vergelijking van een aantal produkten met elkaar;
- vergelijking van een produkt met een standaard ten behoeve van toelating of milieukeur;
- vergelijking van een produkt vóór en na verbetering door herontwerp;
- vergelijking van verschillende (beleids)scenario's.

In al deze gevallen kan men paarsgewijs de milieuprofielen vergelijken†.

Als eerste mogelijkheid kan men de verschillen bestuderen zonder een onderlinge weging van het belang van de verschillende milieueffecten uit te voeren. Deze handeling is onder de naam *ongewogen vergelijking*‡ als afsluiting van de classificatie (stap 3.3) behandeld. In de vele gevallen waar de ongewogen vergelijking niet tot een uitgesproken voorkeur heeft geleid, dienen de effectscores onderling afgewogen te worden. Wanneer er een afweging van milieueffecten wordt uitgevoerd is er sprake van een *multicriteria-analyse* (MCA)§. De afweging is geformaliseerd indien expliciet weegfactoren opgesteld zijn. Dit kan *ad hoc* gebeuren, maar een bredere geldingskracht door middel van een standaardkeuze voor de weegfactoren is ook mogelijk. Men spreekt dan van een *kwantitatieve multicriteria-analyse*. Wanneer de afweging gebeurt door een meer impliciete weging is er sprake van een *kwalitatieve multicriteria-analyse*. Deze twee typen analyses vormen het onderwerp van deze paragraaf.

#### 4.1.1 De kwantitatieve multicriteria-analyse

Bij een kwantitatieve multicriteria-analyse worden de diverse milieueffecten opgeteld na de vermenigvuldiging met weegfactoren die aan ieder milieuprobleem worden toegekend. De vraag wie de afweging tussen de milieueffecten maakt of wie de weegfactoren vast dient te leggen is een probleem dat niet methodisch maar praktisch politiek van aard is.

Door de weging en optelling wordt het kwantitatieve deel van het milieuprofiel, dat bestaat uit een handvol effectscores, gereduceerd tot een enkelvoudige maat: de *milieuindex*. De milieuindex is gedefinieerd als een absolute maat, zodat er niet paarsgewijs vergelijkingen van milieuprofielen hoeven te worden uitgevoerd, maar volstaan kan worden met het berekenen van de milieuindex bij ieder milieuprofiel, en deze op een intervallschaal te rangschikken¶.

Een voordeel van deze methode is de reproduceerbaarheid van het resultaat, onafhankelijk van de inschatting van deskundigen. Er moet dan wel consensus zijn over de gehanteerde weegfactoren. De

\* De voornaamste toepassing van een LCA die hier ontbreekt is innovatie. Bij de verbeteranalyse (hoofdstuk 5) geeft men vanuit kennis over de procesboom en de milieueffecten aanbevelingen voor herontwerp, die vervolgens in een vergelijkende LCA op hun verbeterende werking getoetst kunnen worden (zie figuur 5.2).

† Voor een vergelijking van  $N$  produkten zijn er ten hoogste  $\frac{1}{2}N(N-1)$  paarsgewijze vergelijkende beoordelingen nodig. Dit aantal zal vaak kleiner zijn ten gevolge van de transitieve eigenschap van een ordinale schaal: wanneer van produkt A bekend is dat het slechter is dan produkt B, en produkt B slechter scoort dan produkt C, zal produkt A ook slechter zijn dan produkt C.

‡ Men komt hiervoor regelmatig de term *dominantieanalyse* tegen. Deze term zal in dit rapport echter niet gebruikt worden om de term *dominance analysis* als Engelse vertaling voor de zwaartepuntsanalyse (stap 5.1) te reserveren.

§ Men komt ook de termen multicriteria-methode en multicriteria-evaluatie tegen.

¶ Omdat er allerlei keuzes gemaakt zijn, bijvoorbeeld wat betreft het al dan niet meenemen van kapitaalgoederen en de selectie van relevante milieueffecten, ontbreekt een deugdelijk nulpunt en is hier dus geen sprake van een ratioschaal.

methode is ook – gegeven een standaardkeuze voor de weegfactoren – snel en goedkoop.

Een belangrijk nadeel van de kwantitatieve multicriteria-analyse is dat de kwalitatieve aspecten moeilijk te verwerken zijn. De kwalitatieve aspecten kunnen als niet-gekwantificeerde verhogingen of verlagingen van de effectscores gezien worden. Doordat ze niet gekwantificeerd zijn kunnen ze slechts als kwalitatief aspect bij de milieuindex blijven staan, als een soort relativering van dat getal. Een mogelijkheid om kwalitatieve aspecten te verwerken is door een ruwe kwantificering te geven, en de gevoeligheid van het resultaat te toetsen.

Een tweede – meer psychologisch – nadeel is dat de constructie van een milieuindex een wetenschappelijke precisie zou kunnen suggereren. Door het maken van methodische keuzes in doelbepaling, inventarisatie, classificatie en evaluatie is het resultaat echter langzaam maar zeker minder objectief geworden.

Het voornaamste probleem bij de kwantitatieve multicriteria-analyse is evenwel de constructie van de weegfactoren. In de achtergronden is aangegeven aan welke technische eisen de weegfactoren moeten voldoen en wat voor oplossingen er daarvoor beschikbaar zijn. In dit rapport worden geen weegfactoren gegeven. Het blijft evenwel interessant om te proberen de aanzet in de achtergronden uit te werken en om ooit tot een verzameling weegfactoren te komen, die net als de classificatiefactoren de huidige wetenschappelijke en maatschappelijke ideeën weerspiegelen. In een volgende versie van deze handleiding zou dit als appendix kunnen worden opgenomen.

#### 4.1.2 De kwalitatieve multicriteria-analyse

In een kwalitatieve multicriteria-analyse worden de effectscores tegen elkaar afgewogen op een niet-geformaliseerde manier. Dat wil zeggen dat er geen weegfactoren worden opgesteld, maar dat de weging „met de blik van de expert” gebeurt. De methode kan daarmee semi-kwantitatief genoemd worden. Over het algemeen zal de methode – net als de ongewogen vergelijking – paarsgewijze oordelen vellen, waardoor uiteindelijk alle produktalternatieven op een ordinale schaal van milieuvriendelijkheid worden gezet. De methode kan goed aansluiten bij de ongewogen vergelijking: wanneer blijkt dat er niet een eenduidige uitspraak mogelijk is, wordt er bekeken op welke effecten hoger gescoord wordt en op welke lager, en hoe groot de verschillen binnen elk effect zijn. Op grond hiervan wordt een afweging gemaakt over de relatieve milieuvriendelijkheid van de twee produkten. In deze individueel-subjectieve afweging kunnen de kwalitatieve aspecten zonder problemen mede in beschouwing worden genomen.

Een voordeel van de methode is dat er vrijwel altijd een uitspraak mogelijk is. Een ander voordeel van de methode is de gemakkelijke verwerking van alle kwalitatieve aspecten.

Een nadeel van de kwalitatieve multicriteria-analyse is dat de resultaten vaak ter discussie zullen staan. Omdat de weging niet-geformaliseerd gebeurt is op grond van impliciete subjectiviteit, zal een ander tot een ander oordeel kunnen komen. Dit soort discussies vindt voortdurend plaats omdat de kwalitatieve multicriteria-analyse op dit moment de meest gebruikte methode is. Dit is een argument voor het aanstellen van een *panel* met vertegenwoordigers van verschillende maatschappelijke geledingen, om verschillende wetenschappelijke en sociale opinies in het oordeel te betrekken. Dit is voor zware beslissingen, bijvoorbeeld bij het uitdelen van een milieukeur door de overheid, een mogelijkheid. Voor meer alledaagse toepassingen, zoals bedrijfsinterne produktverbetering, is dit echter niet werkbaar.

De afweging van de effectscores kan op vele manieren geschieden. De eenvoudigste mogelijkheid is de enkelvoudige afweging („drie effecten hoger en vijf effecten lager geeft samen lager”). Meer doordacht is het toekennen van een semi-kwantitatieve schaal, bijvoorbeeld door de verschillen uit te drukken tussen – – – en + + +, en het netto resultaat te berekenen. Het nadeel van deze methoden is dat er geen enkele relatie met de ernst van de problemen is. Er wordt met uiterst abstracte grootheden als kilogrammen CFK-11-equivalent en molen H<sup>+</sup> gerekend, en een benadering waarbij meer van het één wegvalt tegen minder van het ander leidt tot vreemde conclusies. Een voorbeeld hiervan is een vergelijking tussen het verbranden en het storten van afval waar bij verbranding dioxines ontstaan en bij storten minder terugwinning van energie plaatsvindt. Behalve aan normalisatie\* kan ook aan relatering aan een wetenschappelijk of maatschappelijk aanvaard niveau

\* Om deze verschillen beter op hun waarde te kunnen schatten is immers voorgesteld de effectscores in stap 3.4 aan de

gedacht worden. Zo wordt duidelijk dat de verbranding van afval voor een groot gedeelte van de verspreiding van dioxines verantwoordelijk is, terwijl de teruggewonnen energie een kleine fractie van het totale energiegebruik vertegenwoordigt. Er is dan nog steeds geen weging gemaakt tussen de problemen, maar de abstracte grootheden in het milieuprofiel zijn vervangen door bijdragen aan een probleem waarvan de gevolgen min of meer bekend zijn. Het maken van een afweging kan op deze manier op een meer verantwoorde wijze gebeuren.

De voor- en nadelen van de kwantitatieve en de kwalitatieve MCA worden in tabel 4.1 naast de voor- en nadelen van de ongewogen vergelijking geplaatst.

TABEL 4.1. Aan iedere methode voor de evaluatie van milieuprofielen kleven voor- en nadelen wat betreft hun toepassingsgebied en geldigheid.

	ongewogen vergelijking	kwalitatieve MCA	kwantitatieve MCA
overtuigend	-	+	+
inclusief kwalitatieve aspecten	+	+	-
reproduceerbaar	+	-	+
geen discussie uitlokkend	+	-	□

Legenda: +: ja; □: matig; -: nee.

#### ..... RICHTLIJNEN .....

- Voor de evaluatie van de milieuprofielen zijn twee methodes aangegeven: de kwantitatieve en de kwalitatieve multicriteria-analyse. De kwantitatieve multicriteria-analyse is vanwege een grotere transparantie te prefereren, maar is op dit moment nog niet of beperkt operationeel.
- Aangezien de evaluatie voorlopig voornamelijk met een kwalitatieve multicriteria-analyse zal geschieden, moet er ook hier naar een zo hoog mogelijke mate van transparantie gestreefd worden. De overwegingen om een bepaald produktalternatief te verkiezen boven een ander zullen dus uit een discussie moeten blijken.

#### ..... VOORBEELD .....

Omdat een ongewogen vergelijking van de effectscores uit het vorige voorbeeld (stap 3.4) niet tot een uitspraak leidde, en er nog geen weegfactoren beschikbaar zijn, is een ongeformaliseerde weging uitgevoerd door een *panel*, dat bestond uit vertegenwoordigers van opdrachtgever en uitvoerder (zie stap 1.2 voor een overzicht van de betrokkenen). Overwegingen van het *panel* waren, dat alternatief 1 op meer effectscores beter is, dat de scores waarop 2 beter is zwaarder wegen (toxiciteit!), maar dat de enorme bijdrage aan de verzuring van beide alternatieven reden is de minst erge (1) te prefereren.

#### ..... ACHTERGRONDEN .....

##### §4.1 - de kwantitatieve multicriteria-analyse

## 4.2 Evaluatie van de betrouwbaarheid en de validiteit

#### ..... INLEIDING .....

In deze stap wordt de betrouwbaarheid en de validiteit van de resultaten van de levenscyclusanalyse getoetst. Bij de betrouwbaarheid gaat het om de invloed van onzekerheden in de gegevens. Bij de

validiteit gaat het om de invloed van keuzen en aannames. Deze twee onderwerpen zullen als deelstappen binnen deze gevoeligheidsanalyse worden onderscheiden:

- betrouwbaarheidsanalyse;
- validiteitsanalyse.

Het gaat er in deze stap om de waarde van de berekeningen en uitspraken die in de vorige stappen gedaan zijn. Dit is iets dat door alle componenten (doelbepaling, inventarisatie, classificatie en evaluatie) heen speelt of kan spelen. In de doelbepaling kan bijvoorbeeld de functionele eenheid niet goed genoeg zijn vastgelegd, in de inventarisatie gaat het bijvoorbeeld om de kwaliteit van de procesgegevens, in de classificatie om de keuze van de normen en in de evaluatie om de weegfactoren. In veel gevallen kunnen onzekerheden door middel van een gevoeligheidsanalyse worden omgerekend tot (sub)varianten van het produktsysteem. Indien de resultaten van de levenscyclusanalyse hierdoor niet beïnvloed worden is dit een aanwijzing dat de betrouwbaarheid hoog is.

In alle componenten van een levenscyclusanalyse worden aannames gedaan waarover geen zekerheid bestaat. De onzekerheid werkt door in het eindresultaat en kan in ongunstige gevallen een drastische verandering van de conclusie tot gevolg hebben. Daarom is het goed om bij voorbaat een inschatting te maken van bepaalde onzekerheden en de stabiliteit van het resultaat met behulp van een gevoeligheidsanalyse door te rekenen. In de richtlijnen hieronder wordt aangegeven in welke stappen van een LCA en op wat voor manier hiervan sprake kan zijn.

#### 4.2.1 Betrouwbaarheidsanalyse

Met een betrouwbaarheidsanalyse wordt de invloed van onzekerheden in de gegevens bepaald. Het is de moeite waard om te proberen van een aantal gegevens over processen een schatting van de onzekerheidsmarges te achterhalen. Voor een aantal classificatiefactoren zijn dergelijke gegevens in de desbetreffende tabellen in bijlage B vermeld. In de achtergronden is een mathematische techniek uitgewerkt waarmee de doorwerking van deze onzekerheden kan worden berekend. De betrouwbaarheid van het resultaat kan hiermee op een systematische wijze bepaald worden, mits de benodigde basisgegevens (de onzekerheden in bv. de procesgegevens) bekend zijn.

Met de marginale analyse (zie ook de achtergronden en stap 5.2) is het mogelijk om een beeld te krijgen van de procesgegevens waarvan de waarde een grote invloed heeft op het resultaat. Het verdient aanbeveling met een marginale analyse te onderzoeken welke procesgegevens van cruciaal belang zijn, om vervolgens te trachten deze gegevens zo nauwkeurig mogelijk in handen te krijgen.

#### 4.2.2 Validiteitsanalyse

Bij de validiteitsanalyse wordt een schatting gemaakt van de geldigheid van het resultaat, gegeven de aannames en keuzen die er gedurende het gehele traject bepaald zijn. Het gaat hier zowel om keuzen en aannames in de methode (bv. de keuze om open-lus recycling op een bepaalde manier te verdelen over de twee produktsystemen) als om keuzen en aannames in de studie zelf (bv. over het aantal malen dat een retourverpakking terugkeert). Het aantal keuzen en aannames is groot. Het is niet mogelijk om hier een volledige lijst van relevante aandachtspunten te formuleren. In de richtlijnen en in de achtergronden zijn een aantal voorbeelden opgenomen.

Daarnaast is een analyse naar omslagpunten mogelijk. Hierbij wordt een gemaakte keuze zodanig veranderd, dat de conclusie als het ware omklapt. Dit omklappen kan gedefinieerd worden als het plotseling milieuvriendelijker worden van het andere alternatief ten gevolge van bv. het variëren van de levensduur van een produkt. In een discussie kan vervolgens deze levensduur op zijn mogelijke realiteit beoordeeld worden. Op deze manier kan men ook ontbrekende classificatiefactoren kunstmatig vaststellen, om de invloed van het ontbreken van die classificatiefactor te bespreken.

#### ..... RICHTLIJNEN .....

- In de doelbepaling kan de functionele eenheid anders geformuleerd worden. Een voorbeeld hiervan is bij een vergelijking van plastic koffiebekers en porseleinen koffiekopjes de kopjes zowel met als zonder schoteltje door te rekenen.
- In de inventarisatie zou in stap 2.1 de exacte ligging van de systeemgrens niet relevant moeten zijn, zodat opname van bijvoorbeeld kapitaalgoederen de conclusie niet verandert.
- In stap 2.2 - waar de procesgegevens verzameld worden - heeft men in het algemeen te maken met

onzekerheden in die gegevens. Er is naar een heldere presentatie gestreefd door gebruik te maken van het format en door een inschatting te maken van de kwaliteit van de gegevens. Vaak zullen gegevens echter uit een onoverzichtelijke bron komen. De inschatting van de kwaliteit van individuele procesgegevens, die in stap 2.2 vertaald is in een inschatting van de betrouwbaarheid van het totale gegevensbestand, wordt in deze stap doorgevoerd naar een inschatting van de betrouwbaarheid van de ingreep tabel dan wel het milieuprofiel.

- Ook de gebruikte toerekeningsregels hebben invloed op het resultaat. Het kan zinnig zijn indien mogelijk alternatieve toerekeningsregels op hun invloed te toetsen.
- In de classificatie wordt gebruik gemaakt van zo goed mogelijk verantwoorde wetenschappelijke kennis omtrent de effecten van emissies en dergelijke. Hier speelt in de praktijk vaak het probleem dat er stoffen worden geëmitteerd waarvan geen schadelijkheidsgegevens bekend zijn. In die gevallen kan men op grond van analogieën met verwante stoffen een waarde construeren, of de schadelijkheidswaarde bepalen waarbij de conclusie van het onderzoek verandert om vervolgens een discussie te wijden aan de (on)redelijkheid van die geconstrueerde waarde.
- Deze methode kan ook voor de evaluatie worden gebruikt, waar het gaat om de weegfactoren. Door te bestuderen bij welke grootte van de weegfactoren de conclusie omklapt kan de gevoeligheid van het resultaat voor de keuze van de weegfactoren worden getoetst.
- Voor een aantal procesgegevens bestaan schattingen van de onzekerheid in de vorm van marges (bv.  $12 \pm 2$ ). Ook voor een aantal classificatiefactoren is een spreiding van de gegevens bekend. In de achtergronden is een rekenintensieve methode aangegeven waarmee de doorwerking van al deze onzekerheden op de ingreep tabel, op het milieuprofiel en op de milieuindex zijn te berekenen.
- Voor de verbeteranalyse is een methode ontwikkeld waarbij de invloed van marginale veranderingen in de procesgegevens kan worden onderzocht (stap 5.2). Deze methode levert een uitspraak over de verandering van de ingreep tabel, het milieuprofiel of de milieuindex als functie van zo'n verandering in de procesgegevens. Deze methode kan echter ook gebruikt worden om te onderzoeken welke procesgegevens het nauwkeurigst bekend moeten zijn, juist omdat een marginale verandering zo veel invloed heeft.
- Wanneer een gegeven onbekend is, is het vanwege de betrouwbaarheidsanalyse beter om een schatting te maken, dan om het gegeven weg te laten. Wellicht blijkt uit de betrouwbaarheidsanalyse dat het gegeven onbelangrijk was, maar in dat geval kan men met méér recht de onbeduidendheid van de precieze waarde van dat gegeven aantonen.

#### ..... VOORBEELD .....

Van de procesgegevens was geen onzekerheidsmarge bekend. Met een marginale analyse blijkt dat er slechts één procesgegeven is waarvan een kleine onnauwkeurigheid versterkt doorwerkt: een onzekerheid van het energiegebruik van het productieproces van PE van 1% werkt door als een onzekerheid van de effectscore voor verzuring van 3,2%. Controle met andere bronnen bevestigt evenwel de grootte van dit procesgegeven.

Wanneer het meermalig alternatief niet 30 maar 40 keer terugkeert veranderen de conclusies niet wezenlijk. Tussen 40 keer en 121 keer (wat volstrekt onrealistisch is) is alleen de effectscore voor aantasting van de ozonlaag omgeklapt.

De afwezigheid van een classificatiefactor voor een aantal geëmitteerde stoffen beïnvloedt de effectscores voor toxiciteit waarschijnlijk nauwelijks.

Zie de appendix voor de numerieke werkwijze. Al met al kan men stellen dat de evaluatie van het milieuprofiel tamelijk ongevoelig is voor variaties van de meest voor de hand liggende parameters.

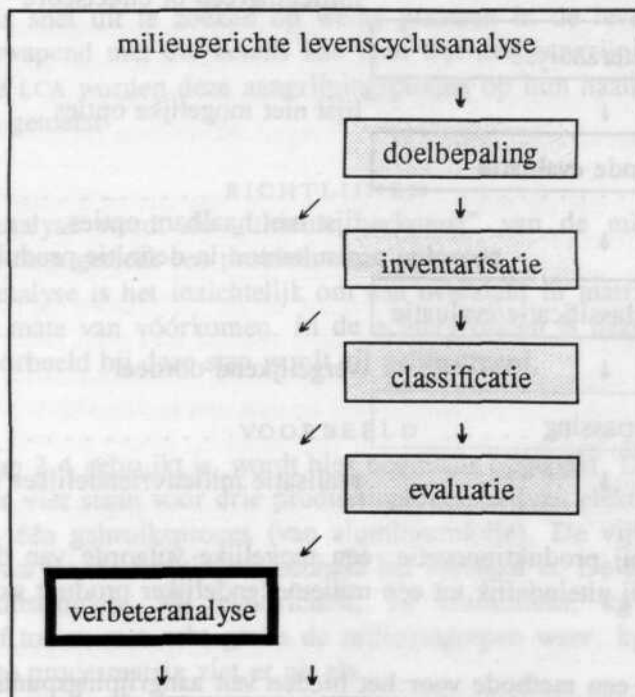
#### ..... ACHTERGRONDEN .....

§4.2 - de gevoeligheidsanalyse

§5.2 - de marginale analyse

## HOOFDSTUK 5

# VERBETERANALYSE



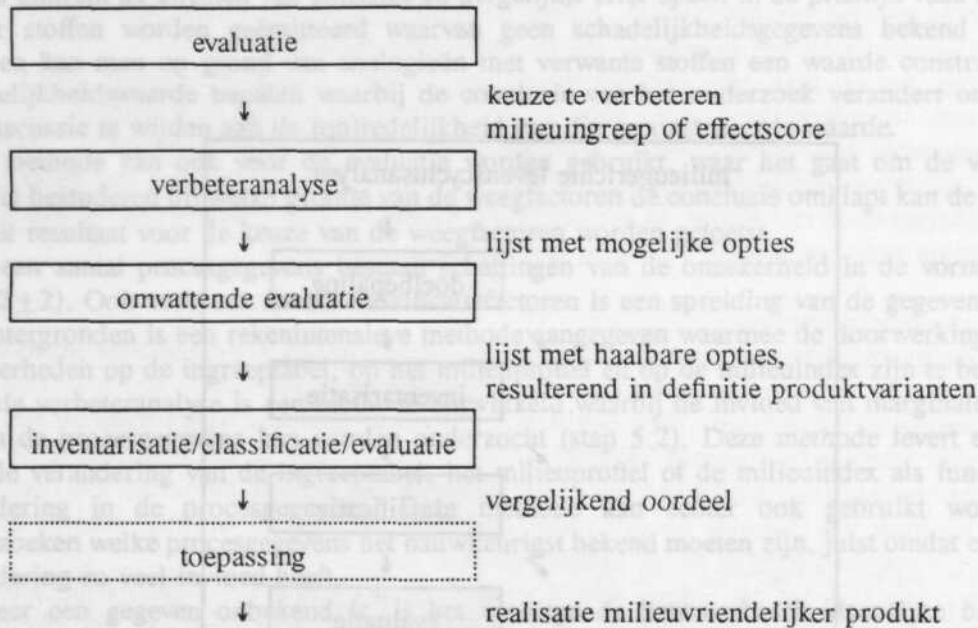
FIGUUR 5.1. In de verbeteranalyse wordt de in de inventarisatie, classificatie en evaluatie verzamelde kennis gebruikt om aangrijpingspunten voor produktverbetering te bieden.

Zoals aangegeven in de inleiding zijn er verschillende toepassingsgebieden voor een levenscyclusanalyse: informatie over produkten, regulering en innovatie van produkten en de ontwikkeling van beleidsstrategieën. Bij deze toepassingen gaat het om een *beslissing*, die niet alleen op grond van milieukundige overwegingen wordt genomen. Hier verlaat men het terrein van de milieugerichte levenscyclusanalyse en is de inzet van andere disciplines (consumentenonderzoek, procestechnologie, kosten-batenanalyse, etc.) noodzakelijk. Zoals aangegeven in figuur 0.1 zijn analyses op andere aspecten en de toepassingen geen onderwerp van deze handleiding.

Bij de verbetering van produkten ligt dit gecompliceerder. Kennis van de procesboom, van de betrokken processen met al hun onttrekkingen en emissies, en van de potentiële milieueffecten waar de milieuingrepen aan bijdragen, biedt *aangrijpingspunten* voor de verbetering van produkten. Wanneer men weet welke processen en welke stoffen een belangrijke bijdrage leveren aan het milieuprofiel kan men gericht oplossingen zoeken voor een milieuvriendelijker herontwerp of voor



aanpassingen binnen processen. Voor de beoordeling van de uitvoerbaarheid van deze aanbevelingen is vervolgens andere deskundigheid vereist. Hier gaat het weer om de beslissing die (mede) naar aanleiding van de milieugerichte LCA wordt genomen. Procestecnologen, economen en marktdeskundigen beoordelen of de suggesties technisch, financieel en marktpositioneel een mogelijke optie zijn. Produktverbetering is een cyclisch proces: gesuggereerde verbeteringen moeten altijd worden getoetst op hun verbeterende werking, en er kan voortdurend worden onderzocht of er nog andere mogelijkheden voor produktverbetering zijn. In figuur 5.2 is een mogelijke procedure voor de rol van de levenscyclusanalyse bij de innovatie van produkten aangegeven.



FIGUUR 5.2. Procedure bij produktinnovatie: een mogelijke volgorde van de componenten van de levenscyclusanalyse waarbij uiteindelijk tot een milieuvriendelijker produkt wordt verkregen.

In dit hoofdstuk wordt een methode voor het bieden van aangrijpingspunten voor produktverbetering aangegeven. Deze methode is de *verbeteranalyse* in figuur 0.1. De toepassing zelf – de daadwerkelijke *produktverbetering* – heeft een ander karakter en valt buiten deze handleiding. De verbeteranalyse kan in principe vanuit elk van de voorliggende componenten worden ingegaan, ook al zal men zelden vanuit de doelbepaling een verbeteranalyse maken. Dit komt doordat de produkteigenschappen uit de doelbepaling een te triviaal en weinig diepgaand beeld geven van de interactie tussen produktsysteem en milieusysteem. De ingreep tabel en het milieuprofiel vormen daarentegen uitstekende ingangen voor de verbeteranalyse. De verbeteranalyse kan verdeeld worden uit twee elkaar aanvullende analysetechnieken:

- zwaartepuntsanalyse (pagina 62);
- marginale analyse (pagina 64).

Deze methoden zijn het onderwerp van de volgende twee paragrafen.

## 5.1 Zwaartepuntsanalyse

### INLEIDING

In de zwaartepuntsanalyse worden die stoffen en processen aangegeven, die voor een substantieel deel van de milieuingrepen, milieueffecten of milieuindex verantwoordelijk zijn. Kennis van de ligging van deze zwaartepunten biedt aangrijpingspunten voor een milieuvriendelijker herontwerp van produkten.

Te denken valt aan:

- het inzetten van minder materiaal;
- het inzetten van andere materialen;
- het nemen van procestechnische maatregelen;
- het veranderen van de logistiek;
- etc.

In de inventarisatie is in stap 2.1 een procesboom opgesteld, waarschijnlijk als een overzichtsprocesboom met een aantal deelprocesbomen. Het kan zeer inzichtelijk zijn de ingreep tabel, het milieuprofiel of de milieuindex op te splitsen op het niveau van processen. Dit kan gebeuren door middel van de *procesmatrix*: een overzicht van alle processen met alle gegevens in de mate waarin ze voorkomen. Door naar het milieudeel van die matrix te kijken kunnen zwaartepunten in de ingreep tabel ontdekt worden. Door een aggregatie over procesgroepen, zoals gehanteerd in de overzichtsprocesboom, dus door een ingreep tabel of milieuprofiel te maken voor de produktiefase, voor de gebruiksfase, voor het onderhoud, etc., kan men de hoeveelheid gegevens tot hanteerbare proporties terugbrengen.

Met deze methode is snel uit te zoeken op welke plaatsen in de levenscyclus de voornaamste problemen ontstaan. Gewapend met die kennis kan men trachten aangrijpingspunten te formuleren. Buiten de milieugerichte LCA worden deze aangrijpingspunten op hun haalbaarheid op bv. financieel en technologisch gebied getoetst.

..... RICHTLIJNEN .....

- In de zwaartepuntsanalyse wordt de „ultieme herkomst” van de milieuingrepen of -effecten getraceerd, waardoor men gericht een probleem kan oplossen.
- Bij de zwaartepuntsanalyse is het inzichtelijk om een overzicht in matrixvorm te maken van alle procesgegevens naar mate van vóórkomen. In de achtergronden is deze matrixbenadering nader uitgewerkt; in het voorbeeld bij deze stap wordt zij geïllustreerd.

..... VOORBEELD .....

Het voorbeeld dat bij stap 2.4 gebruikt is, wordt hier nogmaals opgepakt. De procesmatrix bestaat uit vijf kolommen: de eerste vier staan voor drie produktieprocessen (van elektriciteit, van aluminium en van aluminiumfolie) en één gebruiksproces (van aluminiumfolie). De vijfde kolom is het volledig geaggregeerde proces waarvan de functionele eenheid het resultaat is. De eerste vier rijen staan voor economische in- en uitstromen: MJ elektriciteit, kg aluminium, kg aluminiumfolie en 100 boterhamzakjes. Rij vijf tot en met acht geven de milieuingrepen weer: kg bauxiet, kg aardolie, kg CO<sub>2</sub> en kg vast afval. De procesmatrix ziet er uit als

$$\begin{pmatrix}
 10,2 & -10,1 & -0,1 & 0 & 0 \\
 -0,102 & 0,202 & -0,1 & 0 & 0 \\
 0 & 0 & 0,1 & -0,1 & 0 \\
 0 & 0 & 0 & 0,1 & 0,1 \\
 0 & -1,01 & 0 & 0 & -1,01 \\
 -5,1 & 0 & 0 & 0 & -5,1 \\
 30,6 & 0 & 0 & 0 & 30,6 \\
 20,4 & 2,02 & 0 & 0,1 & 22,52
 \end{pmatrix} \tag{5.1}$$

De hoeveelheid afval (22,52 kg) komt voor het overgrote deel (20,4 kg oftewel ca. 90%) door de elektriciteitsproduktie. In het economische deel kan men verder traceren dat de aluminiumproduktie voor het grootste deel (10,1 MJ oftewel 99%) verantwoordelijk is voor de behoefte aan elektriciteit (10,2 MJ).

Verbeteringen in het aansluitende ontwerpproces kunnen gezocht worden in een andere materiaalkeuze voor de functionele eenheid, in een efficiëncyverbetering van het aluminiumproduktieproces, in de inzet van een andere energiebron bij de aluminiumproduktie, en in afvalreductie bij de elektriciteitsproduktie.

..... ACHTERGRONDEN .....

§5.1 - de zwaartepuntsanalyse

## 5.2 Marginale analyse

..... INLEIDING .....

Uit een zwaartepuntsanalyse blijkt duidelijk welke processen of welke emissies in hoge mate verantwoordelijk zijn voor een hoge effectscore. Eén van de problemen bij een zwaartepuntsanalyse is dat veranderingen van de economische in- en uitstromen van een proces minder duidelijk traceerbaar zijn. Wanneer een economisch procesgegeven wordt veranderd, impliceert dit dat een (groot) aantal processen in de procesboom meer of minder wordt ingezet. Daardoor kan een kleine verandering van een economisch procesgegeven grote gevolgen hebben voor de ingreeptabel; grotere gevolgen dan men op grond van een zwaartepuntsanalyse zou vermoeden. Men kan natuurlijk *ad hoc* een aantal economische procesgegevens veranderen en vervolgens de gehele ingreeptabel opnieuw berekenen. Dit kost veel tijd, en past niet binnen de beschrijving van een methode voor produktverbetering op systematische grondslag. Met kennis van de gekwantificeerde procesboom is er echter een *marginale analyse* uit te voeren, waarbij een overzicht verkregen wordt van de gevolgen van een marginale procesverandering voor de ingreeptabel.

Kern van de methode is dat de marginale verandering van een milieuingreep (inventarisatie), van een milieueffect (classificatie) of van de milieuindex (evaluatie) wordt onderzocht als functie van de marginale verandering van ieder van de economische gegevens en milieugegevens van de processen. Hierdoor kan men zien voor welke veranderingen in de procesvoering de gekozen ingreep, het gekozen effect of de index het gevoeligst is. Op deze manier kan men, door een kleine verandering in de procesgegevens, de ingreeptabel, het milieuprofiel of de milieuindex aanzienlijk verbeteren\*. Het is een methode die aangeeft op welke plaatsen er met een kleine ingreep veel eer te behalen valt. Of deze kleine ingreep ook met weinig moeite te realiseren is, is een andere vraag.

De marginale analyse staat uitvoerig beschreven in de achtergronden. Er is een grote hoeveelheid wiskundige berekeningen voor nodig. Zolang deze niet geïmplementeerd is, is de marginale analyse geen bruikbare methode.

..... RICHTLIJNEN .....

- De marginale analyse is in theorie een krachtig hulpmiddel bij het zoeken naar mogelijkheden voor produktverbetering. In de praktijk moet de methode zich nog bewijzen, daar het een nieuwe ontwikkeling is, die nog niet geïmplementeerd en getest is. In de achtergronden staat de opzet in detail aangegeven.
- Een overzichtelijke manier om met de grote hoeveelheid getallen om te gaan is het maken van een lijst waarin de berekende getallen in volgorde van (absoluut) afnemende grootte staan.
- Er is een nauwe relatie met de betrouwbaarheidsanalyse (stap 4.2): procesgegevens waarin kleine veranderingen grote gevolgen kunnen hebben, zijn tevens procesgegevens die extreem nauwkeurig bekend moeten zijn. De marginale analyse moet dus tevens met zorg gebruikt worden.

..... VOORBEELD .....

De marginale analyse is toegepast op het voorbeeld van stap 2.4 en stap 5.1. Als milieuingreep is vast afval ( $k = 4$ ) gekozen. De berekende elementen zijn in een matrix gezet:

\* De getallen die verkregen worden zijn benaderingen die slechts in de limiet dat de verandering marginaal klein is geldig zijn.

BIJLAGE A

FORMAT VOOR DE OPSLAG  
VAN PROCES-GEVEENS

$$\begin{pmatrix} -1,902 & 1,883 & 0,019 & 0 & 0 \\ 0,996 & -1,973 & 0,977 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & -0,996 & 0,996 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & -1,000 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0,906 & 0,090 & 0 & 0,004 & 1 \end{pmatrix}$$

(5.2)

Het (in absolute zin) grootste getal is -1,973 voor de hoeveelheid aluminium die er in het aluminiumproductieproces ontstaat. Dat wil zeggen dat door een efficiëntieverhoging van 1% in dit proces, de totale hoeveelheid afval met ca. 1,9% afneemt.

In deze bijlage wordt het conceptuele achtergrond van voorgaande gegevens. De

..... ACHTERGRONDEN .....

§5.2 - de marginale analyse

TABEL A.1. De hoofdstructuur van het format. Het gearceerde niveau is een facultatieve nadere onderverdeling van het vorige niveau. De decimale classificatie maakt een heldere verwijzing mogelijk.

level 1	level 2	level 3	code
format	name or institute		1.1
	date		1.2
	comment		1.3
proces	name or code		2.1
	representativeness	scale	2.2.1
		dating	2.2.2
		duration	2.2.3
		status	2.2.4
	quality	clarity	2.3.1
		accuracy	2.3.2
		completeness	2.3.3
	source		2.4
	overall assessment		2.5
comment		2.6	
economical input			3
	goods		3.1
	services		3.2
	materials		3.3
	energy		3.4
	waste to be processed		3.5
environmental input	resources		4.1
	abiotic resources		4.1.1

**BIJLAGE A**

**FORMAT VOOR DE OPSLAG VAN PROCESGEGEVENS**

In deze bijlage wordt het conceptuele format voor de opslag van procesgegevens gegeven. De technische regels met betrekking tot decimale punten, de lengte van *records* en dergelijke maken hier geen onderdeel van uit.

TABEL A.1. De hoofdstructuur van het format. Het gearceerde niveau is een facultatieve nadere onderverdeling van het vorige niveau. De decimale classificatie maakt een heldere verwijzing mogelijk.

level 1	level 2	level 3	code
format	name or institute		1.1
	date		1.2
	comment		1.3
process	name or code		2.1
	representativeness	scale	2.2.1
		dating	2.2.2
		duration	2.2.3
		status	2.2.4
	quality	clarity	2.3.1
		accuracy	2.3.2
		completeness	2.3.3
	sources		2.4
	overall assessment		2.5
comment		2.6	
economical input			3
	goods		3.1
	services		3.2
	materials		3.3
	energy		3.4
	waste to be processed		3.5
environmental input	resources		4.1
		abiotic resources	4.1.1

level 1	level 2	level 3	code
		biotic resources	4.1.2
		energy carriers	4.1.3
	space		4.2
economical output			5
	goods		5.1
	services		5.2
	materials		5.3
	energy		5.4
	waste to be processed		5.5
environmental output	emissions to air		6.1
	emissions to water		6.2
	emissions to soil		6.3
	radiation		6.4
	sound		6.5
	heat		6.6
	light		6.7
	calamities		6.8
balances	mass balancing item		7.1
	energy balancing item		7.2
comments/other			8

formule	stofnaam	voorraad	eenheid
CH <sub>2</sub> ClF	1-chloor-1,1,2,2-tetrafluoraan (HCFC-124)	1.500	400
CH <sub>2</sub> ClF <sub>2</sub>	1,1,1,2-tetrafluoraan (HCFC-125)	3.200	1.200
CH <sub>2</sub> ClF <sub>2</sub>	1,1,1,2-tetrafluoraan (HCFC-134a)	3.100	1.200
CH <sub>2</sub> ClF <sub>2</sub>	1,1-dichloor-1-fluoraan (HCFC-141b)	1.800	580
CH <sub>2</sub> ClF <sub>2</sub>	1,1,1,2-tetrafluoraan (HCFC-141b)	4.000	1.500
CH <sub>2</sub> ClF <sub>2</sub>	1,1,1,2-tetrafluoraan (HCFC-141b)	4.700	1.500
CH <sub>2</sub> ClF <sub>2</sub>	1,1-difluoraan (HFC-152a)	300	150
CCl <sub>4</sub>	tetrachloormethaan (CFC-101)	1.800	1.300
CH <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub>	1,1,1-trichloor-1,2,2,2-tetrafluoraan (CFC-113)	300	100

**BIJLAGE B**

**CLASSIFICATIEFACTOREN**

In deze bijlage staan tabellen met classificatiefactoren, die aangeven hoe de classificatie volgens het standaardmodel verloopt. Tevens worden de formules herhaald die hierbij gebruikt moeten worden. Voor een toelichting op het gebruik van de tabellen wordt verwezen naar de richtlijnen van stap 3.2.

**B.1 Uitputting**

**B.1.1 Uitputting van abiotische grondstoffen**

TABEL B.1. Classificatiefactoren voor de effectscore abiotische uitputting.

formule	stofnaam	voorraad	eenheid
<i>energiedragers</i>			
—	aardgas	109.326	10 <sup>9</sup> m <sup>3</sup>
—	aardolie	123.559	Mton
U	uranium	1.676.820	ton
<i>metalen</i>			
Cd	cadmium	0,535	Mton
Cu	koper	350	Mton
Hg	kwik	0,005.7	Mton
Pb	lood	75	Mton
Ni	nikkel	54	Mton
Sn	tin	4,260	long Mton
Zn	zink	147	Mton

Winbare voorraad van abiotische grondstoffen waarvan binnen 100 jaar de voorraad ontoereikend zou kunnen zijn. Bron: *World Resources Institute* (1990-1991). Berekening van de effectscore voor abiotische uitputting gaat volgens

$$\text{abiotische uitputting} = \frac{\text{gebruik (kg)}}{\text{voorraad (kg)}} \quad (\text{B.1})$$

**B.1.2 Uitputting van biotische grondstoffen**

TABEL B.2. Classificatiefactoren voor uitputting van biotische grondstoffen.

soortnaam	BDF
black rhino	$4 \cdot 10^{-5}$
great indian	?
northern white rhino	?
sumatran rhino	?
african elephant	$4 \cdot 10^{-8}$
Kemp's Ridley sea turtle	?
chinese aligator	?
cuban crocodile	?
estuariene crocodile	?
morelet's crocodile	?
siamese crocodile	?
sperm whale	$2 \cdot 10^{-6}$
humpback	$1 \cdot 10^{-7}$
fin whale	$2 \cdot 10^{-5}$
blue whale	?

*Biotic depletion factor* (BDF) in  $\text{jr}^{-1}$  voor een aantal bedreigde diersoorten. Bronnen: World Resources Institute, 1990: *World Resources 1990-1991. A report by the World Resources Institute in collaboration with the United Nations Environment Programme and the United Nations Development Programme*. Oxford University Press, New York/Oxford; World Wildlife Fund, 1990: *Atlas of the environment. The most up-to-date report on the state of the world*. Arrow Books Ltd., London. rekening van de effectscore voor biotische uitputting gaat volgens

$$\text{biotische uitputting (jr}^{-1}\text{)} = \text{BDF (jr}^{-1}\text{)} \times \text{verbruik} \quad (\text{B.2})$$

## B.2 Verontreiniging

### B.2.1 Versterking van het broeikas<sup>o</sup>effect

TABEL B.3. Classificatiefactoren voor de effectscore broeikas<sup>o</sup>effect.

formule	stofnaam	GWP <sub>20</sub>	GWP <sub>100</sub>	GWP <sub>500</sub>	indirect
CO <sub>2</sub>	kooldioxyde	1	1	1	0
CH <sub>4</sub>	methaan	35	11	4	+
N <sub>2</sub> O	distikstofoxyde	260	270	170	0
CFCl <sub>3</sub>	trichloorfluormethaan (CFK-11)	4.500	3.400	1.400	-
CF <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub>	dichloordifluormethaan (CFK-12)	7.100	7.100	4.100	-
CF <sub>3</sub> Cl	chloortrifluormethaan (CFK-13)	11.000	13.000	15.000	-
CF <sub>4</sub>	tetrafluormethaan (CFK-14)	> 3.500	> 4.500	> 5.300	0
CHF <sub>2</sub> Cl	chloordifluormethaan (HCFK-22)	4.200	1.600	540	-
C <sub>2</sub> F <sub>3</sub> Cl <sub>3</sub>	1,1,2-trichloor-1,2,2-trifluorethaan (CFK-113)	4.600	4.500	2.500	-
C <sub>2</sub> F <sub>4</sub> Cl <sub>2</sub>	1,2-dichloortetrafluorethaan (CFK-114)	6.100	7.000	5.800	-
C <sub>2</sub> F <sub>5</sub> Cl	chloorpentafluorethaan (CFK-115)	5.500	7.000	8.500	-
C <sub>2</sub> F <sub>6</sub>	hexafluorethaan (CFK-116)	> 4.800	> 6.200	> 7.200	0
CHCl <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	1,1-dichloor-2,2,2-trifluorethaan (HCFK-123)	330	90	30	-



formule	stofnaam	GWP <sub>20</sub>	GWP <sub>100</sub>	GWP <sub>500</sub>	indirect
CHFCICF <sub>3</sub>	1-chloor-1,2,2,2-tetrafluorethaan (HCFK-124)	1.500	440	150	-
CHF <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	pentafluorethaan (HFC-125)	5.200	3.400	1.200	0
CH <sub>2</sub> FCF <sub>3</sub>	1,1,1,2-tetrafluorethaan (HFC-134a)	3.100	1.200	400	0
CH <sub>3</sub> CFCl <sub>2</sub>	1,1-dichloor-1-fluorethaan (HCFK-141b)	1.800	580	200	-
CH <sub>3</sub> CF <sub>2</sub> Cl	1-chloor-1,1-difluorethaan (HCFK-142b)	4.000	1.800	620	-
CH <sub>3</sub> CF <sub>3</sub>	1,1,1-trifluorethaan (HFC-143a)	4.700	3.800	1.600	0
CH <sub>3</sub> CHF <sub>2</sub>	1,1-difluorethaan (HFC-152a)	530	150	49	0
CCl <sub>4</sub>	tetrachloormethaan (HC-10)	1.800	1.300	480	-
CH <sub>3</sub> CCl <sub>3</sub>	1,1,1-trichloorethaan (HC-140a)	360	100	34	-
CF <sub>3</sub> Br	broomtrifluormethaan (HALON-1301)	5.600	4.900	2.300	-
CHCl <sub>3</sub>	trichloormethaan (chloroform)	92	25	9	-
CH <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub>	dichloormethaan	54	15	5	-
CO	koolmonoxyde	-	-	-	+
-	niet-methaan koolwaterstoffen (NHMC)	-	-	-	+
NO <sub>x</sub>	stikstofoxyden	-	-	-	0

*Global warming potential* (GWP) ten opzichte van CO<sub>2</sub>, met een tijdhorizon van 20, 100 resp. 500 jaar. De laatste kolom bevat een kwalitatieve indicatie van de indirecte bijdrage aan het broeikas effect: +: positieve indirecte bijdrage; -: negatieve indirecte bijdrage; 0: geen indirecte bijdrage. Bron: Houghton, J.T., B.A. Callander & S.K. Varney, 1992: *Climate change 1992. The supplementary report to the IPCC scientific assessment*. Cambridge University Press, Cambridge. Berekening van de effectscore voor broeikas effect gaat volgens

$$\text{broeikas effect (kg)} = \text{GWP} \times \text{emissie naar lucht (kg)} \quad (\text{B.3})$$

## B.2.2 Aantasting van de ozonlaag

TABEL B.4. Classificatiefactoren voor de effectscore ozonlaagaantasting.

formule	stofnaam	ODP	spreiding
CFCl <sub>3</sub>	trichloorfluormethaan (CFK-11)	1,0	1,0-1,0
CF <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub>	dichloordifluormethaan (CFK-12)	1,0	0,88-1,06
C <sub>2</sub> F <sub>3</sub> Cl <sub>3</sub>	1,1,2-trichloor-1,2,2-trifluorethaan (CFK-113)	1,07	0,92-1,07
C <sub>2</sub> F <sub>4</sub> Cl <sub>2</sub>	1,2-dichloortetrafluorethaan (CFK-114)	0,8	0,57-0,82
C <sub>2</sub> F <sub>5</sub> Cl	chloorpentafluorethaan (CFK-115)	0,5	0,29-0,5
CHF <sub>2</sub> Cl	chloordifluormethaan (HCFK-22)	0,055	0,032-0,08
CHCl <sub>2</sub> CF <sub>3</sub>	1,1-dichloor-2,2,2-trifluorethaan (HCFK-123)	0,02	0,013-0,020
CHFCICF <sub>3</sub>	1-chloor-1,2,2,2-tetrafluorethaan (HCFK-124)	0,022	0,016-0,034
CH <sub>3</sub> CFCl <sub>2</sub>	1,1-dichloor-1-fluorethaan (HCFK-141b)	0,11	0,10-0,12
CH <sub>3</sub> CF <sub>2</sub> Cl	1-chloor-1,1-difluorethaan (HCFK-142b)	0,065	0,035-0,07
	HCFK-225ca	0,025	0,016-0,025
	HCFK-225cb	0,033	0,023-0,033
CCl <sub>4</sub>	tetrachloormethaan (HC-10)	1,08	1,03-1,15
CH <sub>3</sub> CCl <sub>3</sub>	1,1,1-trichloorethaan (HC-140a)	0,12	0,11-0,13
CF <sub>3</sub> Br	broomtrifluormethaan (HALON-1301)	16	10,0-17,2
CF <sub>2</sub> BrCl	broomchloordifluormethaan (HALON-1211)	4	1,8-5,0

formule	stofnaam	ODP	spreiding
	HALON-1202	1,25	1,25-1,7
C <sub>2</sub> F <sub>4</sub> Br <sub>2</sub>	dibroomtetrafluorethaan (HALON-2402)	7	5,9-10,2
	HALON-1201	1,4	1,4-1,4
	HALON-2401	0,25	0,25-0,4
	HALON-2311	0,14	0,14-0,3
CH <sub>3</sub> Br		0,6	0,44-0,7

Ozone depletion potential (ODP) ten opzichte van CFK-11, inclusief indicatie van een spreiding. Bron: World Meteorological Organization, 1991: *Scientific assessment of ozone depletion: 1991*. Global Ozone Research and Monitoring Project - Report no. 25. Berekening van de effectscore voor ozonlaagaantasting gaat volgens

$$\text{ozonlaagaantasting (kg)} = \text{ODP} \times \text{emissie naar lucht (kg)} \quad (\text{B.4})$$

### B.2.3 Humane toxiciteit

TABEL B.5. Classificatiefactoren voor de effectscore humane toxiciteit.

formule	stofnaam	HCL	HCW	HCB
<i>metalen</i>				
As	arseen	4.700	1,4	0,043
Ba	barium	1,7	0,14	0,019
Cd	cadmium*	580	2,9	7,0
Cr <sup>3+</sup>	chrom(III)	6,7	0,57	0,018
Cr <sup>6+</sup>	chrom(VI)	47.000	4.100	130
Co	cobalt	24	2,0	0,065
Fe	ijzer (exclusief ijzeroxyden)	0,042	0,003.6	
	ijzeroxyden	0,067	0,005.7	
Cu	koper	0,24	0,020	0,005.2
Hg	kwik	120	4,7	0,15
	methylkwik (berekend als Hg)	120	7,1	0,15
Pb	lood	160	0,79	0,025
Mn	mangaan	120		
Mo	molybdeen	3,3	0,29	0,70
Ni	nikkel	470	0,057	0,014
Sn	tin	0,017	0,001.4	0,000.045
V	vanadium	120		
Zn	zink	0,033	0,002.9	0,007.0
<i>anorganische verbindingen</i>				
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	ammonium	0,020	0,001.7	
	asbest†			
Br <sup>-</sup>	bromide	0,033	0,002.9	
	calciumdinatrium-EDTA	0,013	0,001.1	

formule	stofnaam	HCL	HCW	HCB
CN <sup>-</sup>	cyanide (vrij)	0,67	0,057	1,4
	cyanide (complex gebonden; berekend als CN)	2,6	0,22	5,4
	EDTA	→ calciumdinatrium-EDTA		
F <sup>-</sup>	fluoride	0,48	0,041	
	fosfaten (exclusief natriumaluminium- fosfaat; berekend als P)	0,000.48	0,000.041	
CO	koolmonoxyde	0,012		
	natriumaluminiumfosfaat	0,005.6	0,000.48	
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	nitraat	0,009.1	0,000.78	
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	nitriet	0,26	0,022	
NO <sub>x</sub>	stikstofoxyden <sup>†</sup>	0,78		
SO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	sulfiet	0,038	0,003.3	
SCN <sup>-</sup>	thiocyanaat	3,0	0,26	6,4
H <sub>2</sub> S	waterstofsulfide	0,78		
	zwaveldioxyde (in combinatie met zwarte (kolen)rook	2,3		
SO <sub>2</sub>	zwaveldioxyde <sup>‡</sup>	1,2		
<i>niet-gehalogeneerde aromatische koolwaterstoffen</i>				
C <sub>6</sub> H <sub>6</sub>	benzeen	3,9	0,66	
	catechol	→ 1,2-dihydroxybenzeen		
	cresolen	0,67	0,057	0,46
C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> (OH) <sub>2</sub>	dihydroxybenzenen (algemeen)	1,3	0,11	
	1,2-dihydroxybenzeen (catechol)	0,83	0,071	1,4
	1,3-dihydroxybenzeen (resorcinol)	1,7	0,14	2,8
	1,4-dihydroxybenzeen (hydrochinon)	1,3	0,11	2,4
C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> C <sub>2</sub> H <sub>5</sub>	ethylbenzeen	1,5	0,021	0,15
C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH	fenol	0,56	0,048	0,62
C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> C <sub>3</sub> H <sub>5</sub> OH	2-fenylfenol (2-hydroxybifenyl)	1,7	0,14	
	ftalaten (algemeen)	1,3	0,11	
	di(2-ethyl)hexylftalaat	1,3	0,11	0,002.9
	butylbenzylftalaat	1,3	0,11	0,092
	hydrochinon	→ 1,4-dihydroxybenzenen		
	2-hydroxybifenyl	→ 2-fenylfenol		
C <sub>5</sub> H <sub>5</sub> N	pyridine	33	2,9	31
	resorcinol	→ 1,3-dihydroxybenzenen		
C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> CHCH <sub>2</sub>	styreen (vinylbenzeen)	0,15	0,037	0,17
C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> CH <sub>3</sub>	tolueen	0,039	0,006.6	0,098

formule	stofnaam	HCL	HCW	HCB
	vinylbenzeen	→ styreen		
	xylenen	2,2	0,29	1,5
<i>gehalogeneerde aromatische koolwaterstoffen</i>				
	chloorbenzenen (algemeen)	0,19	5,7	
C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> Cl	monochloorbenzeen	0,11	0,009.5	0,073 <sup>1</sup>
C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>2</sub>	1,2-dichloorbenzeen	0,19	0,004.8	
C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>2</sub>	1,4-dichloorbenzeen	0,097	0,015	0,042 <sup>1</sup>
C <sub>6</sub> H <sub>3</sub> Cl <sub>3</sub>	1,2,4-trichloorbenzeen	0,19	5,7	6,8
C <sub>6</sub> H <sub>2</sub> Cl <sub>4</sub>	1,2,3,4-tetrachloorbenzeen	0,19	5,7	3,9
C <sub>6</sub> HCl <sub>5</sub>	pentachloorbenzeen	0,19	5,7	2,9
C <sub>6</sub> Cl <sub>6</sub>	hexachloorbenzeen	0,19	5,7	2,6
	chloorfenolen (algemeen; exclusief pentachloorfenol)	11	0,95	
C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> ClOH	2-monochloorfenol	11	0,95	4,5
C <sub>6</sub> H <sub>3</sub> Cl <sub>2</sub> OH	2,4-dichloorfenol	11	0,95	2,1
C <sub>6</sub> H <sub>2</sub> Cl <sub>3</sub> OH	2,3,4-trichloorfenol	11	0,95	1,3 <sup>1</sup>
C <sub>6</sub> HCl <sub>4</sub> OH	2,3,4,5-tetrachloorfenol	11	0,95	2,9 <sup>1</sup>
C <sub>6</sub> Cl <sub>5</sub> OH	pentachloorfenol (PCP)	1,1	0,095	0,98 <sup>1</sup>
	dioxine	→ 2,3,7,8-TCDD		
	PCP	→ pentachloorfenol		
	polychloorbifenylen (algemeen)	370	32	
C <sub>6</sub> H <sub>3</sub> Cl <sub>2</sub> C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> Cl	2,5,2-trichloorbifenyyl	370	32	13
C <sub>12</sub> H <sub>4</sub> Cl <sub>6</sub>	hexachloorbifenyyl	370	32	7,6
(C <sub>6</sub> H <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub> ) <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	2,3,7,8-TCDD (2,3,7,8-tetra-chloordibenzo-p-dioxine; „dioxine”)	3.300.000	290.000	
	TEQ (2,3,7,8-TCDD-toxiciteits-equivalenten)	3.300.000	290.000	
<i>polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)</i>				
	anthraceen	0,67	0,057	0,000.45
	benzo(a)anthraceen	1,7	0,14	0,001.3
	benzo(k)fluorantheen	1,7	0,14	0,001.2
	benzo(ghi)peryleen	1,7	0,14	0,001.1
	benzo(a)pyreen	17	1,4	0,013
	chloorPAK (algemeen)	67	5,7	
	chloornaftaleen	67	5,7	7,2 <sup>1</sup>
	chryseen	17	1,4	0,33
	fenanthreen	1,7	0,14	0,11
	fluorantheen	1,7	0,14	0,066
	indeno(1,2,3,c,d)pyreen	1,7	0,14	0,001.1
	naftaleen	0,7	0,057	0,11 <sup>1</sup>

formule	stofnaam	HCL	HCW	HCB
	pyreen	1,7	0,14	0,012
<i>niet-gehalogeneerde alifatische koolwaterstoffen</i>				
CH <sub>2</sub> CHCN	acrylonitril	23		
	benzine	1,7	0,000.92	
C <sub>4</sub> H <sub>10</sub> (OH) <sub>2</sub>	1,3-butaandiol (1,3-butyleenglycol)	0,008.3	0,000.71	
	1,3-butyleenglycol	→ 1,3-butaandiol		
C <sub>6</sub> H <sub>10</sub> O	cyclohexanon	0,86	0,000.62	0,0057 <sup>1</sup>
CH <sub>3</sub> CO <sub>2</sub> C <sub>2</sub> H <sub>5</sub>	ethylacetaat	0,001.3	0,000.11	
C <sub>7</sub> H <sub>16</sub>	heptaan	1,6	0,000.92	0,055
	isopropanol	→ 2-propanol		
CS <sub>2</sub>	koolstofdisulfide	1,2		
C <sub>8</sub> H <sub>18</sub>	octaan	1,6	0,000.92	0,000.013
CH <sub>3</sub> CHOHCH <sub>2</sub> OH	1,2-propaandiol (propyleenglycol)	0,001.3	0,000.11	
CH <sub>3</sub> CHOHCH <sub>3</sub>	2-propanol (isopropanol)	0,022	0,001.9	
	propyleenglycol	→ 1,2-propaandiol		
C <sub>4</sub> H <sub>8</sub> O	tetrahydrofuraan	3,3	0,29	68
C <sub>4</sub> H <sub>8</sub> S	tetrahydrothiofeen	3,3	0,29	5,8 <sup>1</sup>
C <sub>12</sub> H <sub>20</sub> O <sub>6</sub>	triethylcitraat	0,003.3	0,000.29	
<i>gehalogeneerde alifatische koolwaterstoffen</i>				
chlooralkanen				
CH <sub>2</sub> Cl <sub>2</sub>	dichloormethaan (methyleenchloride)	0,069	0,048	1,6
CHCl <sub>3</sub>	trichloormethaan (chloroform)	1,2	0,095	3,3
CCl <sub>4</sub>	tetrachloormethaan	1,9	0,71	32
CH <sub>2</sub> ClCH <sub>2</sub> Cl	1,2-dichloorethaan	2,4	0,20	7,1
chlooralkenen				
CH <sub>2</sub> CHCl	monochlooretheen (vinylchloride)	1,2	0,82	320
CHClCCl <sub>2</sub>	trichlooretheen	0,061	0,005.3	0,10
C <sub>2</sub> Cl <sub>4</sub>	tetrachlooretheen (perchlooretheen)	0,047	0,18	7,6
	chloroform	→ trichloormethaan		
CCl <sub>2</sub> F <sub>2</sub>	dichloordifluormethaan	0,022	0,001.9	
	perchlooretheen	→ tetrachlooretheen		
	vinylchloride	→ monochlooretheen		
<i>bestrijdingsmiddelen</i>				
	acefaat	1,1	0,095	
	acrylonitril	23		

formule	stofnaam	HCL	HCW	HCB
	aldicarb	6,7	0,57	
	aldrin	330	29	4,5
	aminocarb	8,3	0,71	
	amitraz	11	0,95	
	amitrol	1.100	95	
	anilazin	0,33	0,029	
	atrazin	6,7	0,57	3,2 <sup>1</sup>
	azinfos-methyl	13	1,1	
	azocyclotin	11	0,95	
	benalaxyl	0,67	0,057	
	bendiocarb	8,3	0,71	
	benomyl	1,7	0,14	
	benzeenhexachloride (BHC)	→ hexachloorcyclohexaan		
	BHC	→ hexachloorcyclohexaan		
	bitertanol	3,3	0,29	
	bromide	0,033	0,002.9	
	bromofos	0,83	0,071	
	bromofos-ethyl	11	0,95	
	broommethaan	→ methylbromide		
	broompropylaet	4,2	0,36	
	captan	0,33	0,029	
	carbamaten (algemeen)	33	2,9	
	carbaryl	3,3	0,29	0,10
	carbendazim	3,3	0,29	
	carbofenothion	67	5,7	
	carbofuran	3,3	0,29	0,10
	carbosulfan	3,3	0,29	
	cartap	0,3	0,029	
	chinomethionaat (oxythioqui- nox)	5,6	0,48	
	chloorbenside	3,3	0,29	
	chloorbenzilaet	1,7	0,14	
	chloorcholinechloride	→ chloormequat		
	chloordaan	67	5,7	
	chloorfenson	3,3	0,29	
	chloorfenvinfos	17	1,4	
	chloormequat	0,67	0,057	
	chloorthalonil	11	0,95	
	chloorpyrifos	3,3	0,29	
	chloorpyrifos-methyl	3,3	0,29	
	clofentezine	1,7	0,14	
	crufomaat	0,33	0,029	
	cyanazin	17	1,4	

formule	stofnaam	HCL	HCW	HCB
	cyfluthrin	1,7	0,14	
	cyhalothrin	1,7	0,14	
	cyhexatin	4,2	0,36	
	cypermethrin	0,67	0,058	
	2,4 D (2,4-dichloorfenoxya- zijnzuur)	0,11	0,009.5	
	daminozide	0,067	0,005.7	
	DDD	1,7	0,14	
	DDE	1,7	0,14	
	DDT	1,7	0,14	
	decamethrin	→ deltamethrin		
	deltamethrin	3,3	0,29	
	demeton-S-methyl	110	9,5	
	demeton-S-methylsulfon	→ demeton-S-methyl		
	demeton-S-methyl-sulfoxide	→ oxydemetonmethyl		
	diazinon	17	1,4	
	1,2-dibroomethaan (berekend als Br <sup>-</sup> )	0,033	0,002.9	
	dichlofluamide	0,11	0,009.5	
	2,4-dichloorfenoxiazijnzuur	→ 2,4-D		
	dichloorvos	8,3	0,71	
	dicloran	1,1	0,095	
	dicofol	1,3	0,11	
	dieldrin	330	29	13
	difenyl	→ 0,27	0,023	
	difenylamine	1,7	0,14	
	diflubenzuron	1,7	0,14	
	dimethipin	1,7	0,14	
	dimethoat	→ 3,3	0,29	
	dimethyl-dithiocarbamaten (DMDC; algemeen)	6,7	0,57	
	dinocap	→ 33	2,9	
	dioxathion	22	1,9	
	diquat	4,2	0,36	
	disulfoton	17	1,4	
	DMDC	→ dimethyl-dithiocarbamaten		
	dodine	3,3	0,29	
	drins (algemeen)	330	29	
	EBDC	→ ethyleenbis-dithiocarbamaten		
	edifenfos	11	0,95	
	endosulfan	5,6	0,48	
	endrin	330	29	16
	ethiofencarb	0,33	0,029	

formule	stofnaam	HCL	HCW	HCB
	ethion	5,6	0,48	
	ethoprofos	110	9,5	
	ethoxyquin	0,56	0,048	
	ethyleen-dibromide	→ 1,2-dibroommethaan		
	ethyleenbis-dithiocarbamaten (EBDC; algemeen)	0,67	0,057	
	ethyleenthio-urea (ETU)	17	1,4	
	etrimfos	11	0,95	
	ETU	→ ethyleenthio-urea		
	fenamifos	67	5,7	
	fenbutatinoxide	1,1	0,095	
	fenchloorfos	3,3	0,29	
	fenitrothion	6,7	0,57	
	fenothrin	0,48	0,041	
	fensulfothion	110	9,5	
	fenthion	33	2,9	
	fenthoaat	11	0,95	
	fentin-acetaat	67	5,7	
	fentin-chloride	67	5,7	
	fentin-hydroxide	67	5,7	
	fentin-verbindingen (algemeen)	67	5,7	
	fenvaleraat	1,7	0,14	
	2-fenylfenol (2-hydroxybifenyl; OPP, SOPP)	1,7	0,14	
	ferbam	1,7	0,14	
	flucythrinaat	1,7	0,14	
	flusilazool	33	2,9	
	folpet	3,3	0,29	
	foraat	170	14	
	formothion	1,7	0,14	
	fosalone	5,6	0,48	
	fosfamidon	67	5,7	
	fosmet	1,7	0,14	
	foxim	33	2,9	
	glyfosaat	0,11	0,009.5	
	guazatine	1,1	0,095	
	HCH	→ hexachloorcyclohexaan		
	heptachloor/ heptachloor-epoxyde	67	5,7	
	$\alpha$ -hexachloorcyclohexaan ( $\alpha$ -HCH)	470	2,9	3,2 <sup>1</sup>
	$\beta$ -hexachloorcyclohexaan ( $\beta$ -HCH)	1.700	140	113 <sup>1</sup>



formule	stofnaam	HCL	HCW	HCB
	γ-hexachloorcyclohexaan (γ-HCH; lindaan)	470	2,9	3,4 <sup>1</sup>
	δ-hexachloorcyclohexaan (δ-HCH)	470	2,9	2,9 <sup>1</sup>
	2-hydroxybifenyl	→ 2-fenylfenol		
	imazalil	3,3	0,29	
	iprodione	0,11	0,009.5	
	isofenfos	33	2,9	
	lindaan	→ γ-hexachloorcyclohexaan		
	malathion	1,7	0,14	
	maleïne hydrazide	0,006.7	0,000.58	
	mancozeb	0,67	0,057	
	maneb	0,67	0,057	0,000.44
	mecarbam	17	1,4	
	metalaxyl	1,1	0,095	
	methacrifos	11	0,95	
	methamidofos	56	4,8	
	methidathion	6,7	0,57	
	methiocarb	33	2,9	
	methomyl	1,1	0,095	
	methopreen	0,33	0,029	
	methoxychlor	0,33	0,029	
	methylbromide (broommethaan; berekend als Br <sup>-</sup> )	0,033	0,002.9	
	methylparathion	→ parathion-methyl		
	mevinfos	22	1,9	
	monocrotofos	56	4,8	
	omethoat	110	9,5	
	OPP	→ 2-fenylfenol		
	oxamyl	1,1	0,095	
	oxydemeton-methyl	110	9,5	
	oxythioquinox	→ chinomethionaat		
	paclobutrazol	0,33	0,029	
	paraquat	8,3	0,71	
	parathion	6,7	0,57	
	parathion-methyl	1,7	0,14	
	permethrin	0,67	0,057	
	piperonylbutoxyde	1,1	0,095	
	phoraat	→ foraat		
	pirimicarb	1,7	0,14	
	pirimifos-methyl	3,3	0,29	
	prochloraz	3,3	0,29	
	procymidon	0,33	0,029	

formule	stofnaam	HCL	HCW	HCB
	prometryn	8,3	0,71	
	propamocarb	0,33	0,029	
	propargit	0,22	0,019	
	propazin	13	1,1	
	propiconazool	0,83	0,071	
	propoxur	1,7	0,14	0,11
	pyrethrinen	0,83	0,071	
	quintozeen	4,8	0,41	
	simazin	17	1,4	
	SOPP	→ 2-fenylfenol		
	2,4,5-T	1,1	0,095	
	tecnazeen	3,3	0,29	
	terbufos	170	14	
	terbutryn	33	2,9	
	terbutyl-azin	11	0,95	
	tetrachloorvinfos	1.700	140	
	thiabendazool	0,11	0,009.5	
	thiodicarb	1,1	0,095	
	thiofanaat-methyl	0,42	0,038	
	thiometon	11	0,95	
	tin- en organotin-verbindingen	→ fentinverbindingen		
	tolyfluanide	0,33	0,029	
	triadimefon	1,1	0,095	
	triadimenol	0,67	0,057	
	triazines (algemeen)	17	1,4	
	triazofos	170	14	
	trichloorfon	3,3	0,29	
	triforine	1,7	0,14	
	trifenyl-tinverbindingen	→ fentinverbindingen		
	vamidothion	4,2	0,36	
	vinchlozolin	0,48	0,041	
	waterstofcyanide	0,67	0,057	
	zineb	0,67	0,057	
	ziram	1,7	0,14	

\* Gebaseerd op het basisgegeven voor de *air quality guideline* cadmium dat de *directe* toxiciteit weergeeft.

† Waarde:  $0,12 \cdot 10^{-9} \times F_0/m^3$  of  $0,23 \cdot 10^{-9} \times F_0/m^3$ , waarbij  $F_0$  = aantal geëmitteerde kritische vezeltjes, bepaald d.m.v. *scanning* electronenmicroscopie en  $F_0$  = aantal geëmitteerde kritische vezeltjes, bepaald d.m.v. optische microscopie. Kritische vezeltjes zijn vezeltjes met een lengte  $\geq 5\mu m$ , een diameter  $\leq 3\mu m$  en een *aspect ratio*  $\geq 3 \div 1$ .

‡ Voor  $NO_x$  is de waarde voor  $NO_2$  aangehouden.

§ Deze waarde is gebaseerd op de *air quality guideline* voor combinatietoxiciteit van  $SO_2$  en zwarte (kolen)rook in gelijke massaverhoudingen. Aangenomen is, dat  $SO_2$  en rookdeeltjes elk verantwoordelijk zijn voor de helft van het gecombineerde effect.

¶ Waarde wijkt af van eerste druk.

Humaan-toxicologische classificatiefactor voor lucht (HCL), humaan-toxicologische classificatiefactor

voor water (HCW) resp. humaan-toxicologische classificatiefactor voor bodem (HCB). Bronnen: zie achtergronden §3.3. Berekening van de effectscore voor humane toxiciteit gaat volgens

$$\text{humane toxiciteit (kg)} = \text{HCL (kg} \cdot \text{kg}^{-1}) \times \text{emissie naar lucht (kg)} + \text{HCW (kg} \cdot \text{kg}^{-1}) \times \text{emissie naar water (kg)} + \text{HCB (kg} \cdot \text{kg}^{-1}) \times \text{emissie naar bodem (kg)} \quad (\text{B.5})$$

## B.2.4 Ecotoxiciteit

TABEL B.6. Classificatiefactoren voor de effectscores terrestrische en aquatische ecotoxiciteit.

formule	stofnaam	ECA	ECT*
<i>metalen</i>			
As	arseen	0,20	3,6
Cd	cadmium	200	13
Cr	chrom	1,0	0,42
Co	cobalt		0,42
Cu	koper	2,0	0,77
Hg	kwik	500	29
Pb	lood	2,0	0,43
Ni	nikkel	0,33	1,7
Zn	zink	0,38	2,6
<i>niet-gehalogeneerde aromatische koolwaterstoffen</i>			
$\text{C}_6\text{H}_5\text{NOCCH}_3$	aceetanilide (N-fenylaceetamide)		5,9
$\text{C}_6\text{H}_5\text{NH}_2$	aniline (fenylamine)	5,0	5,9
$\text{C}_6\text{H}_5\text{CHO}$	benzaldehyde		0,32
$\text{C}_6\text{H}_6$	benzeen	0,029	
	1,2-benzeendicarbonzuren	→ ftalaten	
$(\text{C}_6\text{H}_5)_2$	bifenyyl (fenylbenzeen)		2,9
$\text{C}_6\text{H}_4\text{OHCH}_3$	<i>o</i> -cresol (2-hydroxytolueen)		2,0
$\text{C}_6\text{H}_4\text{OHCH}_3$	<i>m</i> -cresol (3-hydroxytolueen)		2,1
$\text{C}_6\text{H}_4(\text{NH}_2)_2$	1,2-diaminobenzeen ( <i>o</i> -fenyleendiamine)		10
	2,5-diaminotolueensulfaat		0,20
$\text{C}_6\text{H}_3\text{OH}(\text{NO}_2)_2$	2,4-dinitrofenol		2,0
$\text{C}_6\text{H}_5\text{C}_2\text{H}_5$	ethylbenzeen	0,023	
$\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$	fenol	5,9	5,3
	N-fenylaceetamide	→ acetanilide	
	fenylamine	→ aniline	
	fenylbenzeen	→ bifenyyl	
	<i>o</i> -fenyleendiamine	→ 1,2-diaminobenzeen	
	ftalaten (1,2-benzeendicarbonzuren)		
$\text{C}_6\text{H}_4(\text{CO}_2\text{CH}_3)_2$	dimethylftalaat		200
$\text{C}_6\text{H}_4(\text{CO}_2\text{C}_2\text{H}_5)_2$	diethylftalaat		1,5
$\text{C}_6\text{H}_4(\text{CO}_2\text{C}_4\text{H}_9)_2$	dibutylftalaat		0,20
	di(2-ethyl)hexylftalaat		0,20

formule	stofnaam	ECA	ECT*
	hydroxynaftaleen	→ naftol	
	hydroxytolueen	→ cresol	
	mercaptobenzeen	→ thiofenol	
$C_{10}H_7OH$	$\alpha$ -naftol (1-hydroxynaftaleen)		4,0
$C_{10}H_7OH$	$\beta$ -naftol (2-hydroxynaftaleen)		2,3
$C_6H_5NO_2$	nitrobenzeen		4,3
$C_6H_4OHNO_2$	<i>m</i> -nitrofenol		2,0
$C_6H_4OHNO_2$	<i>p</i> -nitrofenol		26
$C_6H_4OHC_9H_{19}$	4-nonylfenol		0,32
$C_5H_5N$	pyridine		1,0
$C_6H_5SH$	thiofenol (mercaptobenzeen)		1,0
$C_6H_5CH_3$	tolueen		0,63
<i>gehalogeneerde aromatische koolwaterstoffen</i>			
	chlooranilinen (chloorfenylaminen)		
$C_6H_4NH_2Cl$	monochlooranilinen (algemeen)	0,010	
	2-monochlooraniline		6,3
	3-monochlooraniline		13
	4-monochlooraniline		7,7
$C_6H_3NH_2Cl_2$	dichlooranilinen		
	2,4-dichlooraniline		6,7
	3,4-dichlooraniline		20
	3,5-dichlooraniline		15
$C_6H_2NH_2Cl_3$	trichlooranilinen		
	2,4,5-trichlooraniline		11,8
	2,4,6-trichlooraniline		8,3
$C_6H_1NH_2Cl_4$	tetrachlooranilinen		
	2,3,4,5-tetrachlooraniline		8,3
	2,3,4,6-tetrachlooraniline		13
$C_6NH_2Cl_5$	pentachlooraniline		0,42
	chloorbenzenen		
$C_6H_5Cl$	monochloorbenzenen (algemeen)		1,0
$C_6H_4Cl_2$	dichloorbenzenen (algemeen)	0,16	
	1,4-dichloorbenzeen		0,83
$C_6H_3Cl_3$	trichloorbenzenen (algemeen)	0,83	
	1,2,3-trichloorbenzeen		53
	1,2,4-trichloorbenzeen		7,7
	1,3,5-trichloorbenzeen		1,6
$C_6H_2Cl_4$	tetrachloorbenzenen (algemeen)	2,3	
	1,2,3,4-tetrachloorbenzeen		6,3
	1,2,3,5-tetrachloorbenzeen		150
$C_6HCl_5$	pentachloorbenzeen	18	3,6
$C_6Cl_6$	hexachloorbenzeen	53	0,20

formule	stofnaam	ECA	ECT*	
	chloorfenolen			
C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> ClOH	monochloorfenolen			
	2-chloorfenol		4,5	
	3-chloorfenol		29	
C <sub>6</sub> H <sub>3</sub> Cl <sub>2</sub> OH	dichloorfenolen			
	2,4-dichloorfenol		3,7	
	3,4-dichloorfenol		3,2	
	3,5-dichloorfenol		6,3	
C <sub>6</sub> H <sub>2</sub> Cl <sub>3</sub> OH	trichloorfenolen			
	2,3,5-trichloorfenol		22	
	2,4,5-trichloorfenol		9,1	
	2,4,6-trichloorfenol		17	
C <sub>6</sub> HCl <sub>4</sub> OH	tetrachloorfenolen			
	2,3,4,5-tetrachloorfenol		3,4	
C <sub>6</sub> Cl <sub>5</sub> OH	pentachloorfenol (PCP)	5,6	5,9	
	chloorfenylaminen	→ chlooranilinen		
C <sub>6</sub> H <sub>3</sub> ClCH <sub>3</sub> OH	chloormethylfenolen			
	4-chloor-3-methylfenol		3,0	
	4-chloor-2-methylfenol		3,0	
C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> ClNO <sub>2</sub>	chloornitrobenzenen			
	1-chloor-2-nitrobenzeen		37	
	1-chloor-3-nitrobenzeen		17	
	polychloorbifenylen (PCB's)			
	PCB-28	16		
	PCB-52	430		
	PCB-101	40		
	PCB-118	360		
	PCB-138	71		
	PCB-153	100		
	PCB-180	130		
	Aroclor 1254		40	
	2,3,7,8-TCDD (dioxine)		1.400	
	<i>polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's)</i>			
		anthraceen	2,0	
	benz(a)anthraceen	18		
	benzo(b)fluorantheen	160		
	benzo(k)fluorantheen	40		
	benzo(ghi)peryleen	140		
	benzo(a)pyreen	40		
	chryseen	18		
	dibenzo(a,h)anthraceen	33		
	fenanthreen	2,1		

formule	stofnaam	ECA	ECT*
	fluorantheen	6,2	
	fluoreen		5,9
	indeno(1,2,3,c,d)pyreen	91	
	naftaleen		0,31
	pyreen	7,5	
<i>niet-gehalogeneerde alifatische koolwaterstoffen</i>			
NH <sub>2</sub> COCH <sub>2</sub> CH <sub>2</sub>	acrylamide		1,3
CH <sub>3</sub> CO <sub>2</sub> C <sub>4</sub> H <sub>9</sub>	n-butylacetaat		0,14
NH <sub>2</sub> CO(C <sub>4</sub> H <sub>9</sub> ) <sub>2</sub>	dibutylamide		0,56
NH <sub>2</sub> CO(C <sub>3</sub> H <sub>7</sub> ) <sub>2</sub>	dipropylamide		0,53
(NH <sub>2</sub> CO) <sub>2</sub> C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>	etheendiamide		0,29
C <sub>4</sub> H <sub>4</sub> O	furaan		0,32
	isobutylalcohol	→ methylpropanol	
(CH <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> CH <sub>2</sub> OH	methylpropanol		0,56
C <sub>3</sub> H <sub>3</sub> NOS <sub>2</sub>	rhodamine (4-thioxo-4-thiazolidone)		6,3
	ruwe olie	0,050	
	trypan blue (kleurstof)		0,67
<i>gehalogeneerde alifatische koolwaterstoffen</i>			
NH <sub>2</sub> COCH <sub>2</sub> Cl	chlooracetamide		250
	chlooralkanen		
CHCl <sub>3</sub>	trichloormethaan (chloroform)	0,17	
CCl <sub>4</sub>	tetrachloormethaan	0,007.4	
(CH <sub>2</sub> Cl) <sub>2</sub>	1,2-dichloorethaan	0,000.94	
CH <sub>3</sub> CCl <sub>3</sub>	1,1,1-trichloorethaan	0,002.8	
C <sub>2</sub> Cl <sub>6</sub>	hexachloorethaan	0,14	
CH <sub>3</sub> CHClCH <sub>2</sub> Cl	1,2-dichloorpropaan		0,24
	chlooralkenen		
C <sub>2</sub> HCl <sub>3</sub>	trichlooretheen	0,046	
C <sub>2</sub> Cl <sub>4</sub>	tetrachlooretheen (perchlooretheen)	0,020	11
CH <sub>2</sub> ClCHCl	1,3-dichloorpropeen	0,083	
C <sub>2</sub> H <sub>3</sub> ClOCClCH <sub>2</sub>	2-chloorethylvinylether		1,4
	perchlooretheen	→ tetrachlooretheen	
<i>bestrijdingsmiddelen</i>			
	aldicarb	3,1	290
	aldrin	83	1.400
	arasan		3,7
	atrazin	5,0	150
	azinfos-ethyl	100	

formule	stofnaam	ECA	ECT*
	azinfos-methyl	100	200
	benomyl		1.400
	bentazon		33
	benzeenhexachloride (BHC)	→ hexachloorcyclohexaan	1.400
	BHC	→ hexachloorcyclohexaan	200
	bifenthrin	910	
	bupirimaat		11
	calciumcyanamid		9,1
	captafol	33	2,0
	captan	19	4,8
	carbendazim	5,0	5,0
	carbofuran		250
	chloorcholinechloride	→ chloormequat	20
	chloordaan	100	230
	chloordimeform		20
	chloorfeninfos		0,77
	chloormequat		2,5
	chloorpyrifos		910
	cumafos	2.000	0,8
	cypermethrin	250	3,7
	2,4 D (2,4-dichloorfenoxiazijnzuur)	0,25	370
	dasanit	250	400
	DDD	1,3	9,1
	DDE	1,3	11
	DDT	1,3	112
	decamethrin	→ deltamethrin	
	deltamethrin	1.000	5,1
	demeton	14	2.900
	demeton-S-methyl-sulfoxyde	→ oxydemetonmethyl	
	dialifos		7,7
	diazinon	50	1.400
	3,3-dichloorbenzidine	10	
	1,4-dichloorfenoxiazijnzuur	→ 2,4-D	
	dichloorvos	2.000	13
	dieldrin	83	900
	dimetilan		0,80
	dinoseb	200	
	disulfoton	3,8	910
	DNOC	15	48
	dymid		4,0
	endosulfan	100	150
	endrin	53	2.000
	ethiofencarb		3,8

formule	stofnaam	ECA	ECT*
	ethyl-parathion	→ parathion-ethyl	
	fenitrothion	100	200
	fenmidfan		5,9
	fensulfothion		200
	fenthion	250	
	fentinverbindingen (algemeen)	20	
	fentin-acetaat	20	37
	folpet		2,9
	foraat		2.000
	foxim	50	
	heptachloor	12	2.000
	heptachloor-epoxide	12	
	hexachloorbutadien	11	
	γ-hexachloorcyclohexaan (γ-HCH; lindaan)	2,5	1.300
	isobenzan		5.000
	isodrin	170	
	kaliumbromaat		2,6
	kaliumdichromaat		2,4
	koper-oxichloride		12
	leptofos		20
	lindaan	→ γ-hexachloorcyclohexaan	
	linuron	20	
	malathion	67	25
	mancozeb		2,9
	maneb	1,1	2,9
	MCPA (monochloorfenoxiazijnzuur)	17	
	MCPP	→ mecoprop	
	mecoprop (MCP)	25	
	mercaptodimethur		7,7
	methamidofos		59
	metham-natrium	290	
	methaphenamifos		3,1
	methidathion		280
	methomyl		400
	methyl-parathion	→ parathion-methyl	
	mevinfos	1.000	7,7
	mexacarbaat		34
	monochloorfenoxiazijnzuur	→ MCPA	
	monochloornitrobenzeen	0,10	
	monocrotofos		13
	NaDDC		0,080
	natriumchloraat		1,5



formule	stofnaam	ECA	ECT*
	oxamyl	2,4	11
	oxydemeton-methyl	53	
	paraquat		5,9
	parathion-ethyl	250	1.400
	parathion-methyl	8,3	200
	pentachloornitrobenzeen	3,2	
	permethrin	710	
	phoraat	→ foraat	
	propachloor	59	
	propoxur		220
	pyrazofos	2.100	
	simazin	1,0	
	2,4,5-T		20
	TBTO	63	
	terbufos		250
	tetrachloorvinfos		50
	thiofeen		0,63
	thiram	63	2,9
	trematan		0,40
	triadimefon		3,7
	triazofos	200	8,3
	tributyltinoxyde en -zouten	250	
	trichlooracetaat (TCA)		9,1
	trichloorfon	1.000	14
	trifenyl-tinverbindingen	→ fentilverbindingen	
	trifluarin	5,0	
	zineb	0,63	1,5
	zinofos		2.900

\* Waarden zijn berekend voor een standaardbodem met 10% organisch materiaal en 25% lutum (Kamerstukken II, 1987).

Ecotoxicologische classificatiefactor voor terrestrische ecosystemen (ECT) in kg bodem·mg<sup>-1</sup> stof resp. ecotoxicologische classificatiefactor voor aquatische ecosystemen (ECA) in m<sup>3</sup> water·mg<sup>-1</sup> stof. Bronnen: zie achtergronden §3.3. Berekening van de effectscore voor aquatische toxiciteit gaat volgens

$$\text{aquatische ecotoxiciteit (m}^3\text{)} = \text{ECA (m}^3 \cdot \text{mg}^{-1}\text{)} \times \text{emissie naar water (mg)} \quad (\text{B.6})$$

Berekening van de effectscore voor terrestrische toxiciteit gaat volgens

$$\text{terrestrische ecotoxiciteit (kg)} = \text{ECT (kg} \cdot \text{mg}^{-1}\text{)} \times \text{emissie naar bodem (mg)} \quad (\text{B.7})$$

Let op: emissies in mg, niet in kg!

## B.2.5 Fotochemische oxydantvorming

TABEL B.7. Classificatiefactoren voor de effectscore oxydantvorming.

formule	verbinding	POCP	spreiding
<i>alkanen</i>			
	methaan	0,007	0,000-0,030
	ethaan	0,082	0,020-0,300
	propaan	0,42	0,160-1,240
	n-butaan	0,41	0,150-1,150
	i-butaan	0,315	0,190-0,590
	n-pentaaan	0,408	0,090-1,050
	i-pentaaan	0,296	0,120-0,680
	n-hexaan	0,421	0,100-1,510
	2-methylpentaan	0,524	0,190-1,400
	3-methylpentaan	0,431	0,110-1,250
	2,2-dimethylbutaan	0,251	0,120-0,490
	2,3-dimethylbutaan	0,384	0,250-0,650
	n-heptaan	0,529	0,130-1,650
	2-methylhexaan	0,492	0,110-1,590
	3-methylhexaan	0,492	0,110-1,570
	n-octaan	0,493	0,120-1,510
	2-methylheptaan	0,469	0,120-1,460
	n-nonaan	0,469	0,100-1,480
	2-methyloctaan	0,505	0,120-1,470
	n-decaan	0,464	0,080-1,560
	2-methylnonaan	0,448	0,080-1,530
	n-undecaan	0,436	0,080-1,440
	n-duodecaan	0,412	0,070-1,380
—	alkanen (gemiddeld)	0,398	0,114-1,173
<i>gehalogeneerde koolwaterstoffen</i>			
	methylcyclohexaan	—	—
	methyleenchloride	0,010	0,000-0,030
	chloroform	—	—
	methylchloroform	0,001	0,000-0,010
	trichloorethyleen	0,066	0,010-0,130
	tetrachloorethyleen	0,005	0,000-0,020
	allylchloride	—	—
—	gehalogeneerde koolwaterstoffen (gemiddeld)	0,021	0,003-0,048
<i>alcoholen</i>			
	methanol	0,123	0,090-0,210
	ethanol	0,268	0,040-0,890
	i-propanol	—	—

formule	verbinding	POCP	spreiding
	butanol	—	—
	i-butanol	—	—
	ethyleenglycol	—	—
	propyleenglycol	—	—
	but-2-diol	—	—
	dimethylether	—	—
	methyl-t-butylether	—	—
	ethyl-t-butylether	—	—
—	alcoholen (gemiddeld)	0,196	0,065-0,550
<i>ketonen</i>			
	aceton	0,178	0,100-0,270
	methyl-ethylketon	0,473	0,170-0,800
	methyl-i-butylketon	—	—
—	ketonen (gemiddeld)	0,326	0,135-0,535
<i>esters</i>			
	methylacetaat	0,025	0,000-0,070
	ethylacetaat	0,218	0,110-0,560
	i-propylacetaat	0,215	0,140-0,360
	n-butylacetaat	0,323	0,140-0,910
	i-butylacetaat	0,332	0,210-0,590
—	esters (gemiddeld)	0,223	0,120-0,498
<i>ethers</i>			
	propyleenglycolmethyleenether	—	—
	propyleenglycolmethyletheracetaat	—	—
—	ethers (gemiddeld)	—	—
<i>olefinen</i>			
	ethyleen	1,000	1,000-1,000
	propyleen	1,030	0,750-1,630
	1-buteen	0,959	0,570-1,850
	2-buteen	0,992	0,820-1,570
	1-penteen	1,059	0,400-2,880
	2-penteen	0,930	0,650-1,600
	2-methyl-1-buteen	0,777	0,520-1,130
	2-methyl-2-buteen	0,779	0,610-1,020
	3-methyl-1-buteen	0,895	0,600-1,540
	isobuteen	0,643	0,580-0,760
	isoprene	—	—
—	olefinen (gemiddeld)	0,906	0,650-1,498

formule	verbinding	POCP	spreiding
<i>acetylenen</i>			
	acetyleen	0,168	0,100-0,420
<i>aromatische stoffen</i>			
	benzeen	0,189	0,110-0,450
	tolueen	0,563	0,410-0,830
	o-xyleen	0,666	0,410-0,970
	m-xyleen	0,993	0,780-1,350
	p-xyleen	0,888	0,630-1,800
	ethylbenzeen	0,593	0,350-1,140
	1,2,3-trimethylbenzeen	1,170	0,760-1,750
	1,2,4-trimethylbenzeen	1,200	0,860-1,760
	1,3,5-trimethylbenzeen	1,150	0,740-1,740
	o-ethyltolueen	0,668	0,310-1,300
	m-ethyltolueen	0,794	0,410-1,400
	p-ethyltolueen	0,725	0,360-1,350
	n-propylbenzeen	0,492	0,250-1,100
	i-propylbenzeen	0,565	0,350-1,050
—	aromatische stoffen (gemiddeld)	0,761	0,481-1,285
<i>aldehyden</i>			
	formaldehyde	0,421	0,220-0,580
	acetaldehyde	0,527	0,330-1,220
	propionaldehyde	0,603	0,280-1,600
	butyraldehyde	0,568	0,160-1,600
	i-butyraldehyde	0,631	0,380-1,280
	valeraldehyde	0,686	0,000-2,680
	acroleïne	—	—
	benzaldehyde	-0,334	(-0,820)-(-0,120)
—	aldehyden (gemiddeld)	0,443	0,079-1,263
—	koolwaterstoffen (gemiddeld)	0,377	0,194-0,808
—	non-methaan koolwaterstoffen (gemiddeld)	0,416	0,195-0,799

*Photochemical ozone creation potential (POCP)* ten opzichte van ethyleen, gebaseerd op drie scenario's en 9 dagen: Bondsrepubliek-Ierland, Frankrijk-Zweden en Verenigd Koninkrijk. De spreiding is gebaseerd op drie scenario's en 11 dagen. Bron: United Nations - Economic Commission for Europe, 1991: *Protocol to the convention on long-range transboundary air pollution concerning the control of emissions of volatile organic compounds or their transboundary fluxes*. Geneva. De berekening van de effectscore voor fotochemische oxydantvorming gaat volgens

$$\text{oxydantvorming (kg)} = \text{POCP} \times \text{emissie naar lucht (kg)} \quad (\text{B.8})$$

## B.2.6 Verzuring

TABEL B.8. Classificatiefactoren voor de effectscore verzuring.

formule	stofnaam	AP
SO <sub>2</sub>	zwaveldioxyde	1,00
NO	stikstofmonoxyde	1,07
NO <sub>2</sub>	stikstofdioxyde	0,70
NO <sub>x</sub>	stikstofoxyden	0,70
NH <sub>3</sub>	ammoniak	1,88
HCl	zoutzuur	0,88
HF	waterstoffluoride	1,60

*Acidification potential* (AP) ten opzichte van SO<sub>2</sub>, gebaseerd op de potentiële hoeveelheid H<sup>+</sup> per eenheid massa ten opzichte van dezelfde grootte voor SO<sub>2</sub>. De berekening van de effectscore voor verzuring gaat volgens

$$\text{verzuring (kg)} = AP \times \text{emissie naar lucht (kg)} \quad (\text{B.9})$$

## B.2.7 Vermesting

TABEL B.9. Classificatiefactoren voor de effectscore vermisting.

formule	stofnaam	NP
NO	stikstofmonoxyde	0,20
NO <sub>2</sub>	stikstofdioxyde	0,13
NO <sub>x</sub>	stikstofoxyden	0,13
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	nitraat	0,10
NH <sub>3</sub>	ammoniak	0,35
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	ammonium	0,33
N	stikstof	0,42
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	fosfaat	1,00
P	fosfor	3,06
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	—	1,34
CZV	chemisch zuurstofverbruik (gemeten als O <sub>2</sub> )	0,022

*Nutrition potential* (NP) ten opzichte van PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, gebaseerd op de gemiddelde samenstelling van biomassa C<sub>106</sub>H<sub>263</sub>O<sub>110</sub>N<sub>16</sub>P, ten opzichte van fosfaat. De berekening van de effectscore voor vermisting gaat volgens

$$\text{vermesting (kg)} = NP \times \text{emissie (kg)} \quad (\text{B.10})$$

## B.2.8 Stank

TABEL B.10. Classificatiefactoren voor de effectscore luchtstank.

formule	stofnaam	GDL
	azijnzuur	0,061
	ammoniak	1,0
	butanal (butyraldehyde)	0,000.84
	butaanzuur (boterzuur)	0,000.35

formule	stofnaam	GDL
	1-butanol	0,077
	2-butanon	0,68
	n-butylacetaat	0,031
	butylacrylaat	0,001.5
	n-butylpropionaat	0,086
	chloorbenzeen	1,0
	decaline	2,8
	dichloormethaan	640
	diethylamine	0,09
	dimethylamine	0,001.4
	1,2-dimethylbenzeen (o-xyleen)	0,78
	1,3-dimethylbenzeen (m-xyleen)	0,54
	1,4-dimethylbenzeen (p-xyleen)	0,52
	ethanal (aceetaldehyde)	0,000.27
	ethaanthiol (ethylmercaptaan)	0,000.044
	ethanol	0,64
	ethylacetaat	2,1
	ethylacrylaat	0,000.82
	2-ethyl-5,5-dimethyl-1,3-dioxaan	0,000.005.6
	ethylbutyraat	0,000.03
	ethylthioethaan (diethylsulfide)	0,001.4
	fenol	0,039
	isopentylacetaat (iso-amylacetaat)	0,075
	isopropylbenzeen (cumeen)	0,073
	isopropylpropionaat	0,32
CS <sub>2</sub>	kooldisulfide	0,18
	methanal (formaldehyde)	0,49
	methaanthiol (methylmercaptaan)	0,000.24
	methanol	73
	methylacetaat	22
	methylamine	0,001.2
	3-methylbutaanzuur (isovaleriaanzuur)	0,000.22
	methyldithiomethaan	0,001.5
	methylmethacrylaat	0,63
	4-methylpentanon-2 (methylisobutylketon, MIKB)	0,69
	o-cresol (2-methylfenol)	0,001.8
	m-cresol (3-methylfenol)	0,000.57
	p-cresol (4-methylfenol)	0,000.18
	2-methylpropaanzuur (isoboterzuur)	0,005
	2-methylpropanol-1 (isobutanol)	0,035
	2-methylpropeen (isobuteen)	15
	methylacrylaat	0,01
	methylpropionaat	3,5

formule	stofnaam	GDL
	methylthiomethaan (dimethylsulfide)	0,000.3
	pentanal (valeraldehyde)	0,002.4
	propanal (propionaldehyde)	0,003.5
	propaanzuur (propionzuur)	0,005.2
	2-propanon (aceton)	72
	2-propenal (acroleïne)	0,069
	pyridine	0,12
	styreen (vinylbenzeen)	0,068
	tetrachlooretheen (per)	8,3
	tereftaloyldichloride	0,003.2
	tolueen	3,8
	trichlooretheen (tri)	3,9
	1,1,1-trichloorethaan	5,3
	trimethylamine	0,000.26
	1,2,4-trimethylbenzeen	0,14
	1,3,5-trimethylbenzeen (mesityleen)	0,18
H <sub>2</sub> S	waterstofsulfide	0,000.43

Geurdrempel voor lucht (GDL) in mg·m<sup>-3</sup>. Bron: Roos, C., 1989: *Vooronderzoek financiële consequenties van een geurbelevingsnorm*. MT-TNO, rapport nr. 88-230. Berekening van de effectscore luchtstank gaat volgens

$$\text{luchtstank (m}^3\text{)} = \frac{\text{emissie naar lucht (mg)}}{\text{GDL (mg} \cdot \text{m}^{-3}\text{)}} \quad (\text{B.11})$$

Let op: emissies in mg, niet in kg!

## BIJLAGE C

# GLOSSARIUM EN AFKORTINGEN

In deze bijlage worden de belangrijkste begrippen verklaard. Daarnaast is een lijst met de gebruikte afkortingen opgenomen.

## C.1 Glossarium

Dit glossarium bevat een lijst met de meest voorkomende termen die bij de methode voor milieugerichte levenscyclusanalyses van produkten van belang zijn. Alleen de termen die in dit rapport zijn gedefinieerd, of die in dit rapport een enigszins andere of specifiekere betekenis hebben, zijn vermeld.

### **aantasting**

Achteruitgang van de kwaliteit van het milieu die niet rechtstreeks aan uitputting of verontreiniging kan worden toegeschreven.

### **abiotische grondstof (niet-vernieuwbare grondstof)**

Grondstof die als niet-levend en daardoor als niet-zelfvernieuwend wordt beschouwd. Voorbeelden van abiotische grondstoffen zijn zinkerts en aardolie.

### **afval**

Materiaal dat in een economisch proces gevormd wordt en dat geen positieve economische waarde heeft. (Op andere plaatsen noemt men een nevenprodukt met een lage waarde of lage bijdrage in de totale opbrengst soms ook afval.) Er valt een onderscheid te maken tussen te verwerken afval (dat nog in de economie verwerkt wordt) en finaal afval (dat in het milieu terecht komt).

### **algeheel omgeslagen toerekening**

Vorm van toerekening waarbij alle bijstromen die niet op een causale manier aan hoofdstromen zijn toe te rekenen omgeslagen worden over deze hoofdstromen. De toerekening kan op fysieke of op economische gronden berusten.

### **betrouwbaarheidsanalyse**

Eén van de twee analyses die in stap 4.2 gemaakt worden. Hierbij wordt de onzekerheid van de gegevens wat betreft processen, milieumodellen, etc. verwerkt tot een oordeel over de betrouwbaarheid van het resultaat.

### **bijstromen**

Alle stromen van en naar een economisch proces die niet het doel van een proces vormen, en dus toegerekend moeten worden. Dit zijn de milieustromen en de economische stromen met een negatieve waarde.

### **biotische grondstof (vernieuwbare grondstof)**

Grondstof die als levend en daardoor als zelf-vernieuwbare wordt beschouwd. Voorbeelden van biotische grondstoffen zijn regenwoud en olifanten.



**causale toerekening**

Vorm van toerekening waarbij met behulp van chemische wetten getracht wordt bepaalde bijstromen (emissies e.d.) op causale gronden aan bepaalde hoofdstromen toe te rekenen.

**classificatie**

De derde component van een levenscyclusanalyse, waarin de bijdrage van de milieuingrepen aan de potentiële milieueffecten plaatsvindt door middel van een modelberekening.

**classificatiefactor**

Resultaat van de modellering van milieueffecten die het effect ten gevolge van één eenheid milieuingreep weergeeft.

**component**

Eén van de vijf hoofdonderdelen van de structuur van de milieugerichte levenscyclusanalyse. Iedere component (doelbepaling, inventarisatie, classificatie, evaluatie en verbeteranalyse) levert een zelfstandig bruikbaar resultaat (→ milieumaat) en vereist specifieke deskundigheid.

**coproductie (MO proces)**

Productieproces met meer dan één verhandelbare uitstroom.

**deelprocesboom**

Procesboom waarbij een bepaalde hoofdprocesgroep „uivergroot is”, zodat bv. de details van de elektriciteitsvoorziening zichtbaar worden.

**doelbepaling**

De eerste component van een levenscyclusanalyse, waarin de functionele eenheid wordt gespecificeerd en de produktgroep wordt afgebakend.

**economische stroom**

De stroom van een economisch proces naar een ander proces van goederen, materialen, diensten, energie, afval, etc. waar in die andere processen (dus binnen de economie) iets mee gebeurt.

**economisch proces**

Opzettelijke transformatie van of tot goederen, waarmee een financiële waarde gemoeid is.

**effectscore**

Getal dat de potentiële bijdrage van een proces, groep processen of produktsysteem aan een gekozen milieueffect weergeeft.

**emissie**

Uitstoot van het produktsysteem naar het milieusysteem van chemische of van fysische grootheden (stoffen, warmte geluid, etc.).

**evaluatie**

De vierde component van een levenscyclusanalyse, waarin de vergelijkende beoordeling van verschillende produktsystemen of de onderlinge afweging van de ongelijksoortige potentiële milieueffecten plaatsvindt.

**finaal afval**

Vast afval dat op een stortplaats ligt en niet verder verwerkt wordt.

**format**

De schematische structuur volgens welke de kwantitatieve procesgegevens weergegeven (en eventueel verwerkt) worden.

**functionele eenheid**

De specificatie van de (niet-materiële) functie van een produkt(systeem), als basis voor de selectie van één of meer produkten die deze functie kunnen vervullen.

**gecombineerde afvalverwerking (MI proces)**

Afvalverwerkingsproces waarbij meer dan één produkt of materiaal tegelijkertijd wordt verwerkt.

**gesloten-lus recycling**

Vorm van recycling waarbij het produktsysteem dat het afval levert het al dan niet opgewerkte afval opnieuw kan gebruiken.

**genormaliseerde effectscore**

Effectscore die door deling gerelateerd is aan de omvang van het betreffende effect zoals dat in een bepaald gebied gedurende een bepaalde tijdperiode op grond van hetzelfde classificatiemodel voorspeld wordt.

**genormaliseerd milieuprofiel**

Milieuprofiel dat bestaat uit de genormaliseerde effectscores.

**gevoeligheidsanalyse**

Een analyse waarbij het resultaat van een berekening geanalyseerd wordt op zijn gevoeligheid voor kleine veranderingen in de aannames, of voor variatie binnen het veronderstelde geldigheidsbereik van de aannames. Hieronder vallen ook wijzigingen in de procesgegevens.

**grondstof**

Materiaal dat in het milieu aanwezig is en dat hieraan onttrokken kan worden door middel van een economisch proces. Er valt een onderscheid te maken in abiotische en biotische grondstoffen.

**hoofdstromen**

Alle stromen van en naar een economische proces die het doel van dat proces vormen, en waar dus aan toegerekend moet worden. Dit zijn de economische stromen met een positieve waarde.

**ingreep tabel (ecobalans, milieubalans)**

De lijst met door economisch handelen aan het milieu onttrokken en naar het milieu afgevoerde entiteiten, die direct aan een produktsysteem gerelateerd zijn en potentieel invloed op het milieu hebben.

**inventarisatie**

De tweede component van een levenscyclusanalyse waarin, een zo veel mogelijk geobjectiveerde en verantwoorde analyse plaatsvindt van de milieuingrepen die behoren bij de voor de functionele eenheid van een produkt benodigde processen.

**levenscyclus (levensketen)**

Het geheel van alle processen die noodzakelijk zijn om een produkt de in de functionele eenheid gespecificeerde functie te laten vervullen. Fasen in de levenscyclus zijn productie, gebruik en verwerking na afdanking, inclusief de afvalverwerking uit deze fasen.

**levenscyclusanalyse (LCA)**

Zie omvattende levenscyclusanalyse en milieugerichte levenscyclusanalyse.

**marginale analyse**

Eén van de twee technieken van de verbeteranalyse. Met een marginale analyse worden procesgegevens waarbij een kleine verandering veel invloed op het milieuprofiel heeft opgespoord, omdat hier een efficiënte manier van produktverbetering kan liggen.

**meervoudig proces**

Een proces waarbij meer dan één economisch waardevol goed (produkt, materiaal, dienst, energie, afval met positieve waarde) geleverd wordt. Er kan een onderscheid gemaakt worden tussen coproductie, gecombineerde afvalverwerking en recycling.

**milieucompartiment**

Eén van de drie verschillende domeinen in het milieu, te weten lucht, water en bodem.

**milieueffect**

De doorwerking van een milieuingreep binnen het milieusysteem.

**milieugerichte levenscyclusanalyse (LCA)**

Gedeelte van een (omvattende) levenscyclusanalyse, waarbij alleen de gevolgen voor het milieu in beschouwing worden genomen.

**milieuindex**

Het met een kwantitatieve weging verkregen getal dat de mate van schadelijkheid van een produkt voor het milieu weergeeft.

**milieuingreep**

De fysieke wisselwerking tussen een produktsysteem en het milieusysteem, in termen van onttrekkingen van grondstoffen, emissies van stoffen naar de verschillende milieucompartimenten, het ruimtebeslag van afval en installaties, etc.

**milieustroom**

De stroom naar een proces vanuit het milieu of vanuit een proces naar het milieu van grondstoffen, emissies en dergelijke.

**milieumaat**

Eén van de uitkomsten van een milieugerichte levenscyclusanalyse. Milieumaten zijn de uitkomsten van alle vijf componenten: de doelbepaling levert produkteigenschappen (zoals levensduur), de inventarisatie levert de ingreep tabel en een aantal geaggregeerde grootheden (zoals het energiegebruik), de classificatie levert het milieuprofiel dat bestaat uit een aantal effectscores (zoals verzuring), de evaluatie levert een milieuindex of een oordeel, en de verbeteranalyse levert aangrijpingspunten voor (her)ontwerp. Bij de overdracht van produktinformatie dient alle informatie betrekking te hebben op het niveau van één component.

**milieuproces**

De gebeurtenissen in het milieusysteem, die bijvoorbeeld het lot (accumulatie, uitspoeling, etc.) en de werking van een verontreinigende stof bepalen.

**milieuprofiel (milieubalans, ecoprofiel, ecobalans)**

De lijst met de effectscores op alle milieueffecten behorende bij de levenscyclus van het onderzochte produkt.

**milieusysteem**

Het milieu inclusief alle processen die er in het milieu spelen.

**multicriteria-analyse (MCA; multicriteria-evaluatie)**

In de levenscyclusanalyse bruikbaar als methode om de weging van de effectscores al dan niet geformaliseerd te structureren.

**normering**

Relatering van alle effectscores uit het milieuprofiel van een functionele eenheid aan de omvang van diezelfde effectscores in een bepaald gebied gedurende een bepaalde tijd. Dit leidt tot het genormaliseerde milieuprofiel, bestaande uit genormaliseerde effectscores.

**omslagpunt**

In de evaluatie van de validiteit (stap 4.2) bepaalde waarde van een gekozen grootheid waarbij een resultaat (bv. het verschil tussen de milieuindex van produkt A en produkt B) omklapt. De gekozen grootheid kan bv. een ontbrekende classificatiefactor zijn.

**omvattende levenscyclusanalyse**

Beschouwing over één of meer aspecten van een produkt, proces, etc., waarbij de gehele levenscyclus van het onderzochte in de beschouwing voorkomt, en verschillende aspecten (bv. milieu, kosten en veiligheid) worden betrokken.

**onttrekking**

Gebruik door een produktsysteem van materialen die rechtstreeks uit het milieu komen (→ grondstoffen).

**open-lus recycling (to proces)**

Recycling waarbij primaire en secundaire toepassing in een verschillend produktsysteem plaatsvindt.

**overzichtsprocesboom**

Procesboom waarbij alleen de hoofdgroepen van relevante processen, zoals winning grondstoffen, energievoorziening, assemblage, transport, gebruik, onderhoud en afdanking aangegeven zijn.

**proces**

Een gebeurtenis die hetzij in het produktsysteem (→ economisch proces), hetzij in het milieusysteem (→ milieuproces) plaatsvindt.

**procesboom**

Grafische voorstelling van de met elkaar verbonden economische processen die te zamen de levenscyclus van een produkt vormen.

**produkt**

Een in principe verhandelbaar (materieel) goed of een dienst, voortkomend uit een economisch proces en toegepast of toepasbaar in een ander economisch proces.

**produktsysteem**

Het geheel van processen, met stromen van goederen en diensten die bijdragen aan de totstandkoming van de levenscyclus van een functionele eenheid. Het produktsysteem omvat dus de gehele levenscyclus.

**recycling**

Proces of groep processen, waarbij afval uit een produktsysteem verzameld en/of verwerkt worden, zodat er een nuttige toepassing in hetzelfde (→ gesloten-lus recycling) of in een ander produktsysteem (→ open-lus recycling) gevonden kan worden.

**standaardmodel**

De wijze waarop in deze handleiding de milieueffecten gemodelleerd worden.

**stap**

Onderdeel van een component van een milieugerichte levenscyclusanalyse. In iedere stap vindt een bepaalde afgeronde handeling plaats.

**systeemgrens**

De afbakening tussen een systeem (produktsysteem, milieusysteem, etc.) en een ander systeem.

**toerekening**

Een stap (2.3) in de LCA waarin wordt bepaald hoe de milieuingrepen van een meervoudig proces over de verschillende procesfuncties verdeeld worden. Er is een onderscheid tussen causale toerekening en algeheel omgeslagen toerekening.

**uitputting**

Het gevolg van onttrekkingen uit het milieu van niet-vernieuwbare grondstoffen of van onttrekkingen van vernieuwbare grondstoffen in een hoger tempo dan aanwas plaatsvindt.

**validiteitsanalyse**

Eén van de twee analyses van stap 4.2. In de validiteitsanalyse wordt de invloed van keuzen en aannames op het resultaat bestudeerd.

**verbeteranalyse**

Component van een levenscyclusanalyse die alleen doorlopen wordt als de analyse produktverbetering als doel heeft. De verbeteranalyse geeft aangrijpingspunten voor herontwerp van het produkt en van de betrokken processen, voor inzet van andere materialen, etc.

**verschilanalyse**

Een levenscyclusanalyse waarbij het accent ligt op de verschillen tussen bepaalde produktalternatieven.

**verontreiniging**

Het gevolg van emissies naar het milieu van onafbrekbare stoffen of van emissies.

**zwaartepuntsanalyse**

Eén van de twee technieken voor de verbeteranalyse. In de zwaartepuntsanalyse tracht men de „ultieme oorzaken” voor een slecht milieuprofiel op te sporen.

**C.2 Afkortingen**

ADI	<i>acceptable daily intake</i>
ALI	<i>annual limit of intake</i>
AP	<i>acidification potential</i>
AVI	afvalverbrandingsinstallatie
BDF	<i>biotic depletion factor</i>
B&G	Bureau Brand- en Grondstoffen
CFK	chloorfluorkoolwaterstof
CML	Centrum voor Milieukunde Leiden (onderdeel van RUL)
DGM	Directoraat-Generaal Milieubeheer (onderdeel van VROM)
ECA	ecotoxicologische classificatiefactor voor aquatische ecosystemen
ECT	ecotoxicologische classificatiefactor voor terrestrische ecosystemen
ETP	<i>ecotoxicity potential</i>
GDL	geurdrempel voor lucht
GWP	<i>global warming potential</i>
GFT	groente-, fruit- en tuinafval
HCB	humaan-toxicologische classificatiefactor voor bodem

HCL	humaan-toxicologische classificatiefactor voor lucht
HCW	humaan-toxicologische classificatiefactor voor water
HTP	<i>human toxicity potential</i>
IBC	isoleren, beheersen, controleren
IBPC	Industrie, Bouw, Producten, Consumenten (onderdeel van DGM)
IMET	Instituut voor Milieu- en Energietechnologie (onderdeel van TNO)
LCA	levenscyclusanalyse
MCA	multicriteria-analyse
m.e.r.	milieueffectrapportage
MER	milieueffectrapport
NMP	Nationaal Milieubeleidsplan (1990-1994)
NOEC	<i>no observed effect concentration</i>
NOH	Nationaal Onderzoekprogramma Hergebruik van Afvalstoffen
NOVEM	Nederlandse Maatschappij voor Energie en Milieu BV
NP	<i>nutrification potential</i>
ODP	<i>ozone depletion potential</i>
p.m.	<i>pro memoria</i>
POCP	<i>photochemical ozone creation potential</i>
RDF	<i>refuse derived fuel</i>
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne
RMNO	Raad voor het Milieu- en Natuuronderzoek
RUL	Rijksuniversiteit Leiden
SI	<i>Système International des Unités</i>
SR	(Directie) Stoffen en Risicobeheersing (oude naam van IBPC)
TCL	toelaatbare concentratie in lucht
TDI	<i>tolerable daily intake</i>
TMTC	<i>terrestrial maximum tolerable concentration</i>
TNO	Nederlandse Organisatie voor Toegepast Natuurwetenschappelijk Onderzoek
VOS	vluchtige organische stof
VRM	(Ministerie van) Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer