



# 2 Levenscyclusanalyse, aanpak, kenmerken en beperkingen

LCA vereist een bepaalde aanpak, heeft bepaalde kenmerken en kent uiteraard beperkingen. De methode heeft, ook internationaal gestandaardiseerd, enkele onderdelen die in beginsel bij elke LCA voorkomen: vaststelling van doel en reikwijdte, inventarisatie, effectbeoordeling en interpretatie. LCA als proces is een in de tijd en in maatschappelijke context uitgevoerde reeks van werkzaamheden waarin iteratie en terugkoppeling belangrijke elementen zijn. Daarbij is het van groot belang steeds te onderkennen welke maatschappelijke actoren in dit proces betrokken zijn. Dit aspect wordt in § 2.1 kort aangegeven. De methodische onderdelen komen in de daaropvolgende paragrafen achtereenvolgens aan de orde. In samenhang daarmee komen de beperkingen eveneens voor het voetlicht. Na bestudering van Hoofdstuk 2 resulteert inzicht in de methodische opbouw van LCA. De formuleringen in dit hoofdstuk en in de rest van dit boek zijn zoveel mogelijk in overeenstemming met de in Nederland geldende normen (zie Appendix 1).

## 2.1 Inleiding

LCA is het analysegereedschap om het totaal van milieu-effecten verbonden met een bepaald product in kaart te brengen. Dit analysegereedschap wordt in een maatschappelijke context gebruikt. De maatschappelijke context bepaalt voor welke analyse dit gereedschap gebruikt gaat worden. De analyse moet goed zijn in relatie tot de beoogde toepassing. Voor een goede analyse is een goede vraagstelling vereist. Er dient dus veel aandacht te worden gegeven aan het onderdeel “vaststelling van doel en reikwijdte” van de LCA in wording (zie § 2.2). Immers, zonder een goede vraag is een goed antwoord niet mogelijk. Verder moet de maatschappelijke context zo scherp mogelijk bepaald worden. De maatschappelijke context zijn alle bij een LCA betrokken maatschappelijke actoren, zowel tijdens als na het opstellen ervan. Te denken valt aan overheid, bedrijfsleven, consumenten en milieu-organisaties met elk hun belangen en belangenbehartiging. Zij zijn actief betrokken bij de realisatie van een LCA, bijvoorbeeld als opdrachtgever, of zij worden betrokken in de uiteindelijke effecten van een LCA (zie Hoofdstuk 3). Dit heeft gevolgen voor de informatie-

inwinning, die garanties moet bieden voor onbevooroordeeldheid. Immers, de georganiseerde kartonindustrie zal anders tegen melkverpakking aankijken dan de kunststofindustrie, die wellicht geneigd is toekomstig hergebruik van kunststoffen gunstig in te schatten. LCAs komen ook in het vizier als het gaat om het vaststellen van beleidslijnen over producten, en dus over productsystemen. Een ministerie kan zich bijvoorbeeld de vraag stellen of wegwerp-verpakkingen bevordert en statiegeldsystemen vermeden dienen te worden. De overheid stelt zich ook regelmatig de vraag welke transportmiddelen voor publieke investeringen in aanmerking komen en welke niet. De milieu-effecten van de transportmiddelen in kwestie spelen een rol in deze beslissingen. Uit het voorgaande volgt, dat de in Hoofdstuk 1 genoemde overgang van een LCA op deelproductniveau (linnen kettingkast versus kunststoffen kettingkast) naar een LCA op het niveau van een functievervulling (fiets versus openbaar vervoer) een vervolg kan krijgen naar beleidsmatige keuzen van overheid en bedrijfsleven. Hoe “wijder” een LCA, hoe meer maatschappelijke actoren en dus maatschappelijke belangen, in het geding zijn. De maatschappelijke context van een LCA dient dus zo zorgvuldig mogelijk te worden bepaald.

Het uitvoeren van een LCA houdt zich met de kop en de staart van de keten bezig (Figuur 1.1) en met alles wat daartussen van belang is. LCA is in beginsel een vaste methode, maar met een uitvoering van geval tot geval verschillend. Die uitvoering van een LCA volgt zo veel en zo fijn mogelijk uit afgesproken doel en reikwijdte (zie § 2.2). Uitgangspunt is, dat tijdens de uitvoering de betrokken maatschappelijke actoren overeenstemming houden over doel en reikwijdte. Belangrijk is de vaststelling dat al bij het begin van een LCA gekeken wordt naar de implicaties van de LCA-resulaten. De laatste zin onthult een wezenlijk kenmerk van de LCA. Bij het begin van de activiteiten kijkt men al naar een mogelijk resultaat en probeert men daarmee al aan het begin rekening te houden. Het voorgaande laat zich verhelderen met het volgende voorbeeld. Een stad aan de rivier heeft een nieuwe oeververbinding nodig. Natuurlijk kunnen de civiel ingenieurs uitrekenen hoe sterk de brugliggers moeten zijn of hoe diep de tunneldelen afgezonken dienen te worden. Voor een juiste dimensionering van de capaciteiten van de oeververbinding in termen van aantallen fietsers, voetgangers en auto's per uur per richting is het ook noodzakelijk te kijken naar de effecten van de nieuwe verbinding op de verkeersstromen. Een nieuwe verbinding zal als regel leiden tot een daling van verplaatsingstijden in tal van relaties en dus in een groter verkeersaanbod dan op grond van de grootte van de te verbinden stadsdelen te verwachten zal zijn. De bouwers en planners van de nieuwe verbinding moeten dus opnieuw, itererend, de capaciteiten van de verbinding berekenen en zijn dus bij voorbaat al betrokken in een iteratie en verwaarlozing. Het mogelijk verkeersaanbod van een dorp tien kilometer stroomopwaarts kan waarschijnlijk wel verwaarloosd worden, maar niet dat uit een villawijk drie kilometer ten noorden van de toekomstige oeververbinding. Het grote gevaar is hier natuurlijk onterechte verwaarlozingen: de verbinding blijkt al spoedig te klein. Bij LCA worden eventuele verwaarlozingen of simplificerende veronderstellingen natuurlijk steeds vergeleken met de beschikbare gegevens over het productsysteem in onderzoek. Het grote voordeel is beperking van onderzoekstijd en een betere benutting van de beschikbare informatie.

Modelmatig heeft een LCA een vast stramien. Elk van deze onderdelen komt in afzonderlijke paragrafen hierna aan de orde. Onderdeel EEN betreft het formuleren van een precieze vraagstelling op basis van de definitie van een enkele hoofdkeuzen in overeenstemming met de betrokken maatschappelijke actoren. Voor onderdeel EEN is de afstemming met alle belanghebbenden zeer belangrijk. Onderdeel TWEE omvat de ketendefiniëring en de gegevensverzameling en gegevensselectie (milieu-ingrepen en toerekening van ingrepen). Onderdeel DRIE behelst de vertaling van ingrepen naar milieu-effecten en de eventuele sommering van deze effecten. Onderdeel VIER vergelijkt en rangschikt, naargelang de ingewikkeldheid van de LCA in wording, de uitkomsten van onder-deel DRIE. In onderdeel VIER volgt dan de voorlopig definitieve uitspraak over het onderzochte product. De voorlopigheid van deze uitspraak komt voort uit de beperkingen die gelden voor de LCA in kwestie, waarover in onderdeel EEN keuzen zijn gemaakt. Deze onderdelen zijn in wisselwerking met elkaar verbonden (zie Figuur 2.1).

EEN	Vaststelling van Doel en Reikwijdte	Goal and Scope Definition
		↓
TWEE	Inventarisatie	Inventory Analysis
		↓
DRIE	Effectbeoordeling	Impact Assessment
		↓
VIER	Interpretatie	Interpretation

*Figuur 2.1. Modelmatige opzet van een LCA.*

De uitvoering van een LCA is een activiteit die zich over een vrij lange tijd kan uitstrekken. Bij de uitvoering is een voortdurende terugkoppeling van groot belang. Deze leidt immers tot een voortdurende bijstelling en correctie van de gegevens en uitkomsten, wat weer van belang is voor de uiteindelijke kwaliteit van de LCA-resultaten. In dit hoofdstuk wordt verder uitsluitend ingegaan op de methodische opzet, waarbij getracht wordt de kenmerken en de beperkingen voor het voetlicht te brengen.

**Vraag 2.1** Waarom correspondeert de inhoudelijke opzet van een LCA niet exact met de uitvoering ?

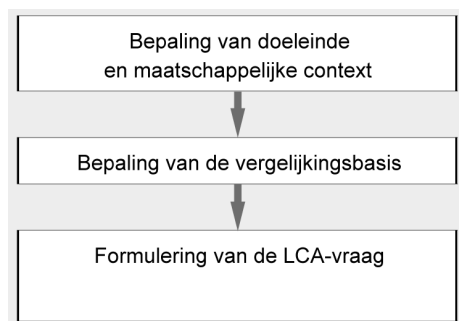
## 2.2 Vaststelling van Doel en Reikwijdte

Een LCA wordt bijna altijd gevraagd. Bijgevolg is er een opdrachtgever en een LCA-onderzoeker die de opdracht uitvoert. In het onderdeel “Doel en Reikwijdte” wordt

duidelijk wat de LCA-onderzoeker feitelijk gaat doen. De doeleinden of oogmerken van de opdrachtgever zijn voor de uitvoerder uitgangspunt voor het formuleren van de operationele onderzoeksvraag. Een operationele LCA-vraag geeft concreet aan welk antwoord onder welke praktische condities gewenst is. Zo'n vraag krijgt dat antwoord door vergelijking van geschikt gekozen alternatieven. In dit onderdeel wordt ook het doeleinde van de opdrachtgever getransformeerd in de operationele LCA-onderzoeksvraag. De formulering van zowel doeleinde als LCA-vraag moet dus veel aandacht krijgen.

De maatschappelijke context zijn alle actoren die bij de uitvoering van een LCA en bij de resultaten van de LCA in kwestie betrokken zijn. De LCA-vraag moet voor *alle* actoren relevant, helder en éénduidig zijn. Daarbij is het in elke samenwerking, en dus ook tussen die van opdrachtgever en uitvoerder, vaak zo dat wat voor de één volkomen helder en eenduidig is, voor de ander dubbele betekenissen draagt. Slechts eenduidige vragen leiden tot de mobilisatie van de vereiste expertise en data nodig voor vergelijkende studies. De transformatie van doeleinde naar operationele LCA-vraag verloopt via drie stappen (zie Figuur 2.2):

- i. bepaling van doeleinde en maatschappelijke context,
- ii. bepaling van de vergelijkingsbasis voor de LCA-vraag,
- iii. formulering van de LCA-vraag.



Figuur 2.2. Transformatie van doeleinde naar operationele LCA-vraag.

### 2.2.1 Bepaling van doeleinde en maatschappelijke context

De opdrachtgever heeft een bepaald doeleinde voor ogen. Soms wordt een LCA gevraagd bij beslissingen over te vervaardigen producten: linnen kettingkasten versus kettingkasten van kunststof ABS. De resultaten van LCA zijn dan vaak bedoeld voor intern gebruik van de opdrachtgever. In een ander geval moeten de resultaten van LCA ook buiten de kring van de opdrachtgever gebruikt worden. Bijvoorbeeld, het door de opdrachtgever vervaardigde product is milieuvriendelijker dan op de markt beschikbare alternatieven, of de overheid heeft voor een bepaalde sector van het bedrijfsleven een milieukeur ingevoerd. De laatste twee voorbeelden impliceren extern, dat is buiten de kring van de formele opdrachtgever, gebruik van de LCA-resultaten. Altijd, bij zowel intern als extern bedoeld gebruik van de LCA-resultaten, is een nadere bepaling van de maatschappelijke context gewenst. Het is altijd te

overwegen, dat resultaten van een “interne” LCA betrouwbaarder worden, indien deze voor onafhankelijke (externe) onderzoekers toetsbaar zijn. Het is belangrijk om de actoren en hun belangen helder in het vizier te krijgen alvorens een LCA te starten. Alleen dan kan bereikt worden dat de resultaten van de LCA-studie relevant zijn.

**Vraag 2.2** Waarom is het verschil tussen intern en extern gebruik van belang?

Bij extern gebruik van de LCA-resultaten moeten eindver-/gebruikers steeds expliciet gezien worden als deel van de maatschappelijke context. Dit kunnen natuurlijk consumenten zijn, verenigd in consumentenorganisaties, maar ook producenten die het voor LCA onderzochte product of dienst weer gebruiken voor de vervaardiging van andere producten of diensten. Zij vormen uiteindelijk de doelgroep of het marktsegment waarop de LCA in kwestie zich richt. Een markt wordt in economische zin gedefinieerd als de ontmoeting van vraag en aanbod. Voor LCA wordt deze definitie geconcretiseerd met tijd, plaats, aard van productie en consumptie. Op deze wijze wordt het marktsegment gekarakteriseerd.

**Vraag 2.3** Op welke marktsegmenten zou een LCA over verlichting zich kunnen richten?

Inzicht in het doeleinde en in de maatschappelijke context is noodzakelijk voor het formuleren van de LCA-vraag, maar ook voor het bestuur en beheer (“management”) van de LCA-opdracht. Vaak zijn de belangrijke actoren vertegenwoordigd in de groep die de LCA in uitvoering, aanstuurt en beheert. Voor het bepalen van doeleinde en maatschappelijke context is vragen en doorvragen, gesteund door een zintuig voor kritiek en samenhang, erg belangrijk. Hierbij worden ook wel technieken uit de beleidsanalyse gebruikt (zie Bras-Klapwijk, 1999). Uitgangspunt is dan dat maatschappelijk handelen van actoren, en dus ook van opdracht-gevers, geleid wordt door algemeen aanvaarde motieven (“*mijn bedrijf moet winst maken*”) en vooral door rationeel inzicht (“*mijn bedrijf kan slechts duurzaam winst maken als alle effecten van het bedrijfsmatig handelen op zijn minst bekend en maatschappelijk aanvaard zijn*”). De eerste stap van het onderdeel “Vaststelling van Doel en Reikwijdte” bestaat dus uit het bepalen van doeleinde en maatschappelijke context, alsmede het bepalen van de organisatie van de betreffende LCA. Met dat laatste wordt LCA als maatschappelijk proces gedefinieerd.

### ***2.2.2 Bepaling van de vergelijkingsbasis: functionele eenheid, referentiestroom en oplossingsruimte***

LCAs zijn meestal vergelijkende studies. Het centrale probleem is dat het aantal te vergelijken alternatieven zeer groot kan zijn. Om zinnige uitkomsten te krijgen is meestal selectie en beperking noodzakelijk. Hiervoor worden drie begrippen gebruikt die in elke LCA-studie een centrale rol spelen: functionele eenheid, referentiestroom en oplossingsruimte. De functionele eenheid en de referentiestroom zijn gekoppeld. Deze drie begrippen worden hieronder nader toegelicht.

Gebruikers van producten zijn in het algemeen niet geïnteresseerd in die producten zelf, maar in de functies die deze producten kunnen vervullen. De functie van de

wasmachine is het krijgen van schone kleren. De *functionele eenheid* definieert kwantitatief de functievervulling van een product. Door deze voor een reeks van productalternatieven gelijk te nemen fungeert de functionele eenheid als een vergelijkingsbasis van de LCA in kwestie. De functionele eenheid is voor alle in het onderzoek betrokken productalternatieven natuurlijk gelijk, maar elk productalternatief heeft een verschillende concrete realisatie voor die functionele eenheid. Om de productalternatieven te kunnen vergelijken, moet eerst bekend zijn hoeveel energie en materialen nodig zijn om een functionele eenheid te vervullen. Hiervoor is inzicht in het betreffende consumptieproces vereist. In het *consumptieproces* realiseert de functionele eenheid zich. Neem als voorbeeld wassen in Figuur 2.3, waarin de in- en uitstromen van de huishoudwas staan. De capaciteit van een huishoudwasmachine is meestal 5 kg droog wasgoed. Gemiddeld is een huishoudwas 3 kg per keer. De ingaande stromen hiervoor zijn in de figuur aangegeven. Als we de functionele eenheid in dit voorbeeld gelijk stellen aan 3 kg schone was, dan heet het totaal aan ingaande stromen nodig voor het realiseren van die functionele eenheid de *referentiestroom*. Het concept van de functionele eenheid is daarom zo aantrekkelijk, omdat het niet alleen verschillen aan het daglicht brengt in het gebruik van de verschillende alternatieven, maar via de referentiestroom ook verschillen in vervaardiging: de referentiestromen zijn dan verschillend (zie hiervoor ook § 2.3).



Figuur 2.3. In- en uitgaande stromen van een consumptieproces.

Het totaal van de ingezette producten, energie en materialen heet in één woord referentiestroom. Ofwel: een referentiestroom is de hoeveelheid producten (grondstoffen, energie, product-onderdelen) nodig voor de uiteindelijke functievervulling van het gekozen productalternatief (“A reference flow is a quantified amount of product(s), including product parts, necessary for a specific product system to deliver the performance described by the functional unit”, Weidema et al, 2001). Per definitie omvat de referentiestroom slechts het totaal van de ingezette producten, energie en materialen binnen het bestudeerde productsysteem. De voor dit productsysteem nodige milieu-ingrepen worden dus *niet* tot de referentiestroom gerekend. Een nadeel van de hier gegeven definitie is, dat gedetailleerde gegevens nodig zijn van het consumptieproces, zoals wel duidelijk blijkt uit het gegeven voorbeeld. Daarom wordt de term referentiestroom in LCA-literatuur ook wel gedefinieerd als de functievervulling voor een bepaald productalternatief. In het voorgaande voorbeeld dus het krijgen van 3 kg schone was, of bij het productalternatief voor verlichting “de gloeilamp” een bepaalde tijd gloeilamplicht (deze definitie van referentiestroom zal in dit boek niet gevolgd worden). Een voordeel van de eerste definitie is, dat in een vroeg stadium van een LCA-studie duidelijk wordt in welke verhoudingen productalternatieven in vergelijking komen. Deze verhouding blijkt vaak cruciaal voor het

vaststellen van de rangorde van deze alternatieven aan het einde van de LCA in uitvoering.

Hoe vindt men in een concreet geval de functionele eenheid? Bij LCA-bureau komt een verzoek binnen voor een LCA voor twee vormen van verlichting voor een administratieve werkplek: gloeilampen en tl-buizen. De aanpak is erop gericht parameters zo te kiezen, dat de functionele eenheid inderdaad een corresponderend getal is. Een vergelijking tussen gloeilampen en tl-buizen kan gemaakt worden door gelijkstelling van één van de volgende vier:

- i. aantal branduren
- ii. elektriciteitsverbruik in kWh
- iii. lichtopbrengst vermenigvuldigd met kWh-verbruik
- iv. aantal branduren met bepaalde lichtopbrengst

De functie is verlichting: licht van een gewenste lichtsterkte op een administratieve werkplek gedurende een bepaalde tijd, zeg 10.000 uren. De vergelijking wordt dus gemaakt op basis van punt iv. De gestandaardiseerde functieervulling van een product wordt gegeven door de functionele eenheid. Voor elke LCA dient de functionele eenheid steeds opnieuw gedefinieerd te worden. Deze definities dienen steeds te voldoen aan:

- i. omschrijving van de functie van het product in kwestie
- ii. een getal voor gebruiksduur of hoeveelheid
- iii. omschrijving van gewenste kwaliteit
- iv. omschrijving van gewenste omstandigheden

**Vraag 2.4** Geef de functionele eenheid in de vergelijking tl-buis/gloeilamp, voldoet deze aan de gestelde eisen? Geef vervolgens voor het alternatief tl-buis de referentiestromen volgens de twee hiervoor gegeven definities van referentiestroom.

Is de functieervulling van een product eenduidig? Het antwoord is neen, omdat een product verschillende functies tegelijk kan vervullen. Een voor de hand liggend voorbeeld is de auto, een transportmiddel voor personen, maar ook voor goederen en tevens een afscherming in de openbare ruimte (Illich,1973). Bij de kwantificering van de functieervulling wordt veelal het accent gelegd op de hoofdfunctie, in dit geval het vervoer van personen. Daarnaast elimineert het kwantitatieve karakter van de functionele eenheid veelal de non-kwantificeerbare functies van een product uit de vergelijking. De rangorde van de overblijvende kwantitatieve functies wordt vastgesteld in overleg met de bij de LCA in kwestie betrokken maatschappelijke actoren. Of, en in welke hoedanigheid non-kwantificeerbare functies toch in een LCA dienen te worden betrokken, vereist voortdurend overleg en akkoord met deze actoren.

Het aantal mogelijke alternatieven voor een product kan zeer groot zijn. Mogelijke alternatieven worden steeds bedacht vanuit de functieervulling van het product in onderzoek. Voor een door mensen aangedreven voertuig kunnen we natuurlijk denken aan de fiets. Niets verhindert ons het aantal wielen uit te breiden tot drie of vier, of een aanhangertje in de beschouwing te betrekken. Mogelijke alternatieven kunnen zowel bestaand als virtueel zijn. Hierbij wordt veelal het huidige product of dienst als nul-

alternatief genomen. De beperking komt voort uit de gegeven noodzakelijke kenmerken i t/m iv van de functionele eenheid en de mogelijke alternatieven moeten passen bij het marktsegment van de LCA in kwestie. De vier kenmerken en het beoogde marktsegment markeren de grenzen van het gebied waarbinnen mogelijke alternatieven gezocht worden. Dit gebied heet *de oplossingsruimte*. Nieuwe alternatieven kunnen door de technische ontwikkeling daar een plaats vinden. Bij het formuleren van de vier kenmerken is de functie van producten voor consumenten of gebruikers essentieel. De oplossingsruimte is dus het totaal van alternatieven waarvoor de genoemde kenmerken gelden binnen het gekozen marktsegment.

Vaak is het vinden van alternatieven geen probleem. Ze zijn er in een groot aantal. Bij productvernieuwing worden soms virtuele productalternatieven gegenereerd. Het is dan handig te extrapoleren vanuit de kenmerken i t/m iv. Soms worden ook nieuwe functies bedacht voor bestaande producten: een omgekeerde aquariumbak is een kleine kweekkas voor plantenstekken. Mogelijkheden voor recycling en hergebruik van bestaande producten worden vaak onvoldoende betrokken in de bepaling van de oplossingsruimte (recycling = terugbrengen van het product in de keten van grondstof tot product en hergebruik = zelfde of andere toepassing van product of van zijn onderdelen). Zo werd in een LCA voor verpakkingen de mogelijkheid van de recycling van een fles van de kunststof PET ten onrechte buiten beschouwing gelaten (de Baere et al, 1994).

**Vraag 2.5** Waarom is het van belang om in de uiteindelijke LCA-rapportage aan te geven welke alternatieven niet tot de oplossingsruimte van de LCA in kwestie gerekend werden ?

### 2.2.3 Eenheidsproces en reikwijdte: formulering van de operationele LCA-vraag

In de vorige subparagrafen zijn al enkele beperkingen aangegeven. Een LCA die voldoet aan het gekozen marktsegment is reeds enigszins beperkt in ruimte en tijd. De reikwijdte van een LCA omvat de volgende beperkingen:

- i. het beschouwde productsysteem (zie § 1.3),
- ii. ruimte van productie en consumptie,
- iii. tijd van productie en consumptie,
- iv. aard van productie en consumptie (het marktsegment).

De beperkingen van grootte, ruimte en tijd worden hieronder nader belicht. Elk productsysteem kan worden beschouwd als een keten van geschakelde subsystemen. De schakeling komt tot stand doordat de productie van het ene subsysteem dient als begin voor het opvolgende subsysteem. De keten wordt gegeven door een stroomschema (Engels: flow sheet, zie Figuur 1.1). Voor de reikwijdte van een LCA komt het erop aan een geschikte keuze te maken van de subsystemen die in de vergelijking worden betrokken. Veel subsystemen voor veel producten zijn gelijk. Een beperking wordt gevonden door bij het vergelijken overeenkomstige onderdelen voor elk alternatief gemeenschappelijk te nemen en alleen te kijken naar optredende verschillen. De toeleidende bedrading van spaarlampen en van gloeilampen kan bij

vergelijking van deze twee, omdat de vereiste stroomsterkten van gelijke orde zijn, buiten beschouwing blijven. Dit heet *stroomlijnen*. Het inzicht in de opbouw van de in Figuur 1.1 geschetste keten wordt vergemakkelijkt door de introductie van het begrip *eenheidsproces* (Engels: unit process, zie voor het gebruik ervan in de metallurgie Rosenquist, 1983). Eenheidsprocessen zijn de kleinste onderdelen (=subsystemen) van een productsysteem. Het consumptieproces is een voorbeeld van een eenheidsproces. Productsystemen zijn onvermijdelijk complex, vaak tientallen eenheidsprocessen. Voor het bepalen van de grenzen van een LCA is het dus van groot belang op een gepaste wijze te simplificeren. Als de gehele keten voor een bepaald product bekend is (zie § 2.3), dan kan in een eerste benadering schattenderwijs worden nagegaan, welke subsystemen weggelaten kunnen worden binnen de waarschijnlijke foutenmarge van de LCA-uitkomsten. Voordurende voorzichtigheid en iteratieve schattingen zijn hierbij nodig. LCAs zijn in de regel vergelijkend. Daarom kunnen subsystemen die gemeenschappelijk voor de bestudeerde mogelijkheden weggelaten worden. Ook hier is voortdurende voorzichtigheid geboden. Als bijvoorbeeld afval weer als grondstof gaat dienen, dan treden dus ook verschillen op in de keten van grondstof tot product.

Een LCA relevant voor het heelal en van de schepping tot het einde der tijden is ondenkbaar en onbestaanbaar. De ruimtelijke grenzen spelen op verschillende manieren een rol bij LCAs. De vervaardiging van producten vraagt veelal ruimtelijk zeer uitgebreide voorzieningen, evenals trouwens vaak het gebruik. Het marktsegment waar de LCA zich op richt, is gekarakteriseerd door ruimte en tijd. De vergelijking van gloeilampen en tl-buizen geeft in een land met waterkrachtcentrales wellicht andere uitkomsten dan in een land waar de verbranding van fossiele brandstoffen de belangrijkste bron van elektriciteit is. Daarom moet voor elke LCA de locatie van het gebruik en/of de productie bepaald worden. Zelfs indien de emissies naar water, bodem en lucht voor de verschillende productalternatieven per functie-nele eenheid gelijk zouden zijn, dan nog kunnen de gevolgen in een woestijn, een gebied met veel wind of in een gebied met veel oppervlaktewater, geheel verschillend zijn. De ruimtelijke begrenzingen van een LCA kunnen dus van groot belang zijn. Wat betreft tijd gelden er soortgelijke overwegingen. De tijd heeft maar één richting en gaat maar voort. LCAs zijn dus bijna per definitie afhankelijk van de tijdsperiode waarin ze gemaakt zijn. Zich ontwikkelende technologieën leiden tot andere eenheidsprocessen en dus tot verschillende uitkomsten van vergelijkingen. Dit leidt tot verschillen in uitkomsten tussen verleden, heden en toekomst. Naast ruimte en tijd is aard van productie en consumptie genoemd. Het consumentengedrag is gedeeltelijk beschreven met het beschouwde marktsegment. Het feitelijke gebruik van een product kan afwijkend zijn van wat de fabrikant verwacht: consumenten doseren bijvoorbeeld wasmiddelen niet altijd overeenkomstig de aanwijzingen op de verpakking. Producten worden vervaardigd met een scala van verschillende technologieën. Bij de bepaling van Doel en Reikwijdte worden hierover beslissingen genomen op basis van de bekende doeleinde van de LCA in kwestie. Is deze een vergelijking tussen verschillende vormen van bestaande producten, dan is uitgaan van een gemiddelde zowel in technologie als in gebruik waarschijnlijk verstandig. Bij een toekomst-

gericht doeleinde dienen moderne vormen van technologie en gebruik, bijvoorbeeld doseersystemen, meer aandacht te krijgen.



*Figuur 2.4. Activiteiten voor het opstellen van de operationele LCA-vraag.*

De gedachtegang tot hier toe in § 2.2.3 staat schematisch in Figuur 2.4. Bij het bepalen van de reikwijdte gaat het om de begrenzing van de LCA. Niet alle onderdelen van de modelmatige opzet van een LCA zullen altijd door een opdrachtgever gevraagd worden. Eventuele beperkingen die hieruit volgen, zullen ook gevolgen hebben voor de formulering van de *operationele LCA-vraag*.

**Vraag 2.6** Waarom moeten plaats en tijd per onderdeel van de keten worden vastgelegd?

**Vraag 2.7** Wat is het hier impliciet gehanteerde criterium bij het bepalen van de reikwijdte ?

**Vraag 2.8** Noem minimaal drie redenen voor de tijdsafhankelijkheid van LCAs.

In het voorgaande zijn verschillende aspecten behandeld die voor het formuleren van de operationele LCA-vraag van belang zijn: doeleinde en maatschappelijke context, functionele eenheid en reikwijdte. Stel, een punt op de keten van grondstof tot afdanking A1, A2, .....An, dan kan het model van de operationele LCA-vraag in het algemeen als volgt geformuleerd worden:

Bepaal/vergelijk voor de gekozen functionele eenheid van een gegeven product/dienst te leveren voor een gedefinieerd marktsegment in een bepaalde land/streek voor een bepaalde periode de milieu-effecten van punt A1 tot punt An in de keten van grondstof tot afdanking.

**Vraag 2.9** Formuleer een operationele LCA-vraag voor verlichting van een administratieve werkplek door gloeilampen en tl-buizen.

## 2.3 Inventarisatie

De toepassing van de wetten van behoud van massa en energie is overheersend in dit deel van LCA. In de Engelstalige literatuur wordt dit deel ook wel aangeduid met LCI (= Life-Cycle Inventory). Voor elk onderdeel van het onderzochte productsysteem gelden uiteraard deze behoudswetten. Het te onderzoeken productsysteem wordt opgevat als een aaneenkoppeling van afzonderlijke eenheidsprocessen. Uitdrukkelijk worden gebruik, hergebruik, verbruik en afvalverwerking gezien als eenheidsprocessen deelsmakend van het te onderzoeken product-systeem (zie Figuur 1.3). De koppeling van de afzonderlijke eenheidsprocessen komt tot stand doordat de **uit**-kant (Engels: output) van het ene eenheidsproces de **in**-kant (Engels: input) van het opvolgende proces is.

Tijdens de ontwikkeling van de LCA als vakgebied heeft zich een bepaald internationaal aanvaard spraakgebruik ontwikkeld. De Appendix Definities van begrippen geeft hiervan een overzicht. De begrippen die een rol bij de inventarisatie spelen en nog niet aan de orde zijn geweest, worden hierna geïntroduceerd (zie Figuur 2.5). LCA is nog in volle ontwikkeling. Daarom zijn deze begrippen (nog) niet volstrekt strikt te definiëren. De wisselwerkingen van het productsysteem met het milieu heten milieu-ingrepen. Aan de in-kant van het productsysteem zijn deze ingrepen de onttrekkingen van grondstoffen, inclusief energiedragers. Aan de uit-kant zijn zij de emissies naar water, bodem en lucht, zoals in water oplosbare afvalstoffen, asresten en gassen zoals kooldioxyde. Deze ingrepen kunnen gerelateerd zijn aan een eenheidsproces of, voor een productsysteem, gesommeerd worden over de afzonderlijke eenheidsprocessen. De uitwisselingen tussen de gekoppelde eenheidsprocessen binnen het productsysteem heten *economische stromen*, omdat zij veelal gepaard gaan met geldstromen. Deze geldstromen ontstaan doordat de eenheidsprocessen uitgevoerd worden door maatschappelijke organisaties, die de uitwisselingen in het algemeen onderhouden door geldelijke transacties. De geldstroom is veelal tegengesteld aan de ermee corresponderende economische stroom, behalve bij heffingen op afval. Men betaalt dan voor de verwerking van het terbeschikking gestelde afval. Soms is ook de geldstroom tussen twee eenheidsprocessen nul: de consument stort zijn afvalglas gratis in de glasbak en de gratis huisaanhuis-bladen verdwijnen gratis in de papierbak.

Het productsysteem als een logische aaneenkoppeling van eenheidsprocessen is in een eenvoudig geval een stroomschema (zie Figuur 1.1). Er is bijna geen weg van grondstof naar productafval zonder invoegingen. Bijna elk productsysteem heeft aanhaken aan andere productsystemen. Een paperclip bestaat uit staaldraad die verchromd of geplastificeerd wordt. In de keten moet dus ergens het verchromen of het plastificeren aangehaakt worden. Dit betekent dat het beeld van de keten voor een productsysteem te eenvoudig is. Het productsysteem is een vertakte keten, *de procesboom*.

Het doel van de inventarisatie is om met de functionele eenheid als basis voor de referentiestromen van de verschillende productalternatieven (zie §2.2) de milieu-

ingrepen te verzamelen in een ingreep-tabel. In de rijen van deze tabel staan dan de gesommeerde ingrepen aan de in-kant en de uit-kant van het onderzochte productsysteem en in de kolommen staan de verschillende referentiestromen. De volgende vragen moeten tijdens de inventarisatie een antwoord krijgen:

- i. Wat is voor elke referentiestroom de procesboom als de logisch aaneenkoppeling van eenheidsprocessen?
- ii. Welke zijn voor elk eenheidsproces de milieu-ingrepen?
- iii. Hoe worden deze ingrepen toegerekend aan een referentiestroom?
- iv. Welke zijn voor elke referentiestroom per saldo de milieu-ingrepen?

Begrip	Definitie
Eenheidsproces	Kleinste processtap met in-kant en uit-kant waarvoor in LCA-onderzoek gegevens worden verzameld
Procesboom	Grafische weergave van de logische aaneenkoppeling van eenheidsprocessen tot verkrijging van de referentiestroom van het onderzochte productsysteem
Milieu-ingreep voor productsysteem	Grondstoffen, ruimtebeslag, energiedragers uit milieu naar eenheidsproces of productsysteem
Milieu-ingreep vanuit productsysteem	Emissies (zoals vast afval, in water oplosbare stoffen en afvalgassen) naar milieu uit eenheidsproces of productsysteem
Economische stroom	In- of Uitstroom van materie en/of energie van of naar een eenheidsproces van of naar een ander eenheidsproces binnen productsysteem
Functionele eenheid	Kwantiteit (getal + geschikte eenheid) van functievervulling door het gekozen productsysteem
Consumptieproces	Eenheidsproces binnen productsysteem waarin de eindgebruiker de instroom omzet in een uitstroom van afgedankte producten
Referentiestroom	Hoeveelheid producten (inclusief onderdelen en energie) binnen het bestudeerde productiesysteem voorafgaand aan consumptieproces nodig voor en corresponderend met de functionele eenheid

*Figuur 2.5. Begrippen voor de inventarisatie.*

### 2.3.1 Procesboom

Het doel van het opstellen van een procesboom is het verkrijgen van een voldoende overzicht van alle relevante eenheidsprocessen die gekoppeld leiden tot het product in onderzoek. Hiervoor wordt het ketenperspectief gehanteerd. Daarbij is het consumptieproces uitgangspunt. Welke eenheidsprocessen zijn door energie- en materiaalstromen verbonden met het consumptieproces, eraan voorafgaand en erop volgend? Het begin van het antwoord op deze vraag komt voort uit de analyse, fysisch en chemisch, van het product en uit kennis van de technologie toegepast bij de vervaardiging en afvalverwerking ervan. Hiermee start de inventarisatie. Voor *elk* product betrokken in het vergelijkende LCA-onderzoek, wordt een procesboom geconstrueerd. Elk eenheidsproces van die procesboom heeft milieu-ingrepen. Het totaal hiervan zijn de milieu-ingrepen van het productsysteem (zie ook Figuur 1.3). Een indicatie van de eenheidsprocessen na consumptie krijgt men door te denken aan de verwerking van het afgedankte product.

Het antwoord op de vraag uit de vorige alinea is in beginsel oneindig in aantal en variatie. Immers, de al genoemde paperclip is gemaakt van staal. Dat staal komt uit een staalfabriek. Die staalfabriek werd ooit gebouwd van beton, bakstenen en staal, die op hun beurt vervaardigd zijn, en aan zo'n eenmaal begonnen reeks komt geen einde. Beperking is dus geboden. Deze beperking is als volgt te realiseren. De milieu-ingrepen voortkomend uit het gebruik van de kapitaalgoederen worden in evenredigheid toegerekend aan de referentie-stroom van het productalternatief in onderzoek. De veronderstelling is, dat deze verwaarloosbaar klein zijn ten opzichte van de milieu-ingrepen van die eenheidsprocessen die daadwerkelijk resulteren in het onderzochte productalternatief. Eenvoudiger en toegespitst op de paperclip: niet de fabricage van het staal van de paperclip wordt verwaarloosd, maar wel de slijtage van de staalfabriek voor het verkrijgen van dat stukje staal. De beperking kan ook via een marginale benadering: wat zijn de extra activiteiten die plaats vinden om de functie te vervullen. In veel gevallen zijn de kapitaalgoederen reeds aanwezig en is er geen sprake van extra productie van kapitaalgoederen, ergo de marginale milieu-ingrepen voortkomend uit de benutting van kapitaalgoederen kan nul gesteld worden. Beide benaderingen resulteren in een belangrijke vereenvoudiging vooraf van de te construeren procesboom. Het resultaat voor de geplastificeerde paperclip geeft Figuur 2.6.

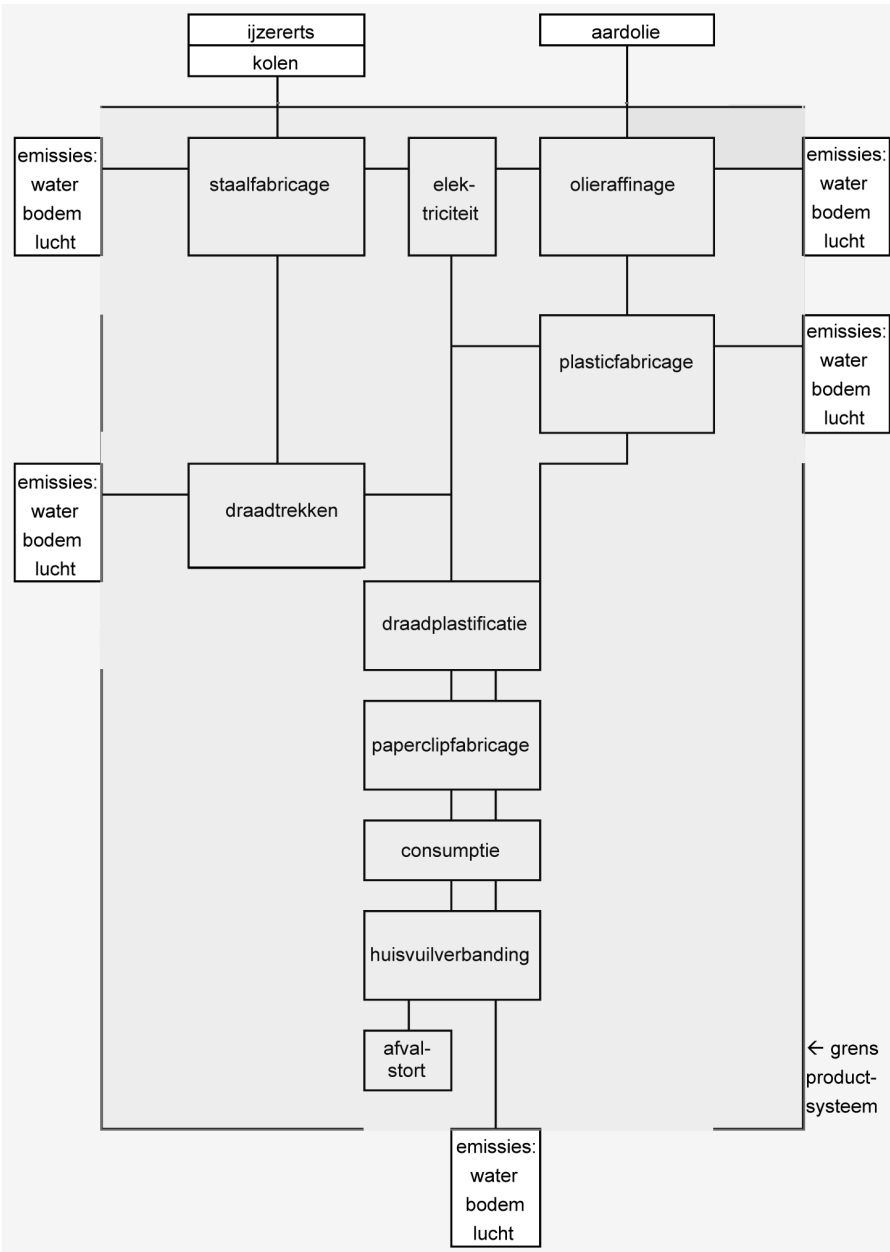
**Vraag 2.10** Bedenk een situatie waarin de kapitaalgoederen zeker niet geïgnoreerd mogen worden.

**Vraag 2.11** Bedenk een situatie waarin een eenheidsproces geheel verwaarloosd mag worden.

### **2.3.2** *Verzameling van gegevens voor de eenheidsprocessen uit de procesboom*

De verzameling van gegevens gaat hand in hand met het opstellen van de procesboom. Zoals bij de procesboom is bij de gegevensverzameling het product als materiële drager van het consumptieproces het begin. De fysische en chemische analyse van het product in onderzoek levert informatie over de aard en de hoeveelheden van de toegepaste stoffen. Kennis van de vervaardigingstechnologie geeft inzicht over de voor het product bereikte materiaalbenutting. Een paperclip uit draad vervaardigd heeft een materiaalbenutting voor het toegepaste staaldraad van 100 % indien de paperclip vervaardigd kan worden uit draad van de uiteindelijke dikte van de paperclip. De materiaalbenutting van een asje met een diameter van 5 mm te maken uit een cilinder van 10 mm in ronde doorsnede is daarentegen slechts maximaal 25 %.

**Vraag 2.12** Laat het voorgaande in een berekening zien.



Figuur 2.6. Procesboom van eenheidsprocessen voor paperclips.

Uitgangspunt zijn natuurlijk de behoudswetten van massa en energie, die tevens de mogelijkheid van voortdurende controle geven. De verzamelde getallen moeten steeds betrekking hebben op de te verkrijgen functionele eenheid van de onderzochte referentie-stroom. Bijvoorbeeld, voor Figuur 2.6 is het uitgangspunt dat de massabalans en de energiebalans kloppend zijn. Voor elk eenheidsproces wordt deze massa- en energiebalans opgemaakt. De verschillende eenheidsprocessen leveren en

vragen juist die hoeveelheden nodig voor de referentiestroom van het product-alternatief in onderzoek. Om deze hoeveelheden uit te rekenen, worden zogenaamde *schaalfactoren* gebruikt. Immers, de literatuurgegevens van van al die afzonderlijke eenheidsprocessen zijn natuurlijk niet precies toegespitst op elke specifieke referentiestroom. Deze schaalwaarden komen aan de orde in § 2.3.3. Ook eventuele verwevenheden met andere productsystemen worden met de behoudswetten als randvoor-waarde verdisconteerd met schaalwaarden. Voor elk eenheidsproces in de procesboom wordt verzameld de grootte van de milieu-ingrepen. Soms worden de eenheidsprocessen uitgevoerd met specifieke plaatsbepaalde grondstoffen. Gemiddelde waarden uit de literatuur zijn dan principieel niet adequaat. De elektriciteits-productie voor de aluminiumfabriek bij Delfzijl is gebaseerd op aardgas en die voor de aluminiumfabriek in Vlissingen is gebaseerd op kernenergie. Gegevens van één van deze aluminiumbedrijven kunnen dus niet representatief zijn voor de gemiddelde milieu-ingrepen van een kilo aluminium betrokken op de wereldmarkt. Of een middeling op basis van de gemiddelde verdeling van elektriciteitsbronnen van toepassing is of niet, wordt bepaald door de uitkomsten van de vaststelling van Doel en Reikwijdte. Zo ja, dan kunnen in het algemeen generieke gegevens uit de open literatuur gebruikt worden. Zo nee, dan dienen plaatsgebonden gegevens verzameld te worden in overeenstemming met Doel en Reikwijdte, zoals eerder vastgesteld.

De variatie van materialen in producten is zeer groot. Toch is het zo, dat in een groot deel van de producten een betrekkelijk klein deel van de beschikbare materialen aanwezig is. De meeste producten worden immers vervaardigd uit gangbare materialen als staal of aluminium in zijn verschillende legeringen, of uit een beperkt aantal kunststoffen. Voor de gangbare materialen en voor de gangbare vormen van energie nodig voor de productie zijn op basis van gangbare technologieën de milieu-ingrepen van de betreffende eenheidsprocessen uitgerekend. De resultaten van deze berekeningen worden gegeven per gangbare hoeveelheidsmaten, bijvoorbeeld een bepaalde emissie naar lucht per 1000 kg staal. Zoals gezegd, kan het aantal eenheidsprocessen in een procesboom groot zijn. Een beperking kan men krijgen door aggregatie van de gegevens van de verschillende eenheidsprocessen. Elektriciteit kan verkregen worden uit verschillende eenheidsprocessen: via aardgas, aardolie, steenkool, waterkracht, kernenergie en windenergie. Indien deze oorsprongen in een concreet geval bekend zijn, bijvoorbeeld elektriciteit in Nederland in de jaren 1990–2000, kunnen de hiermee samenhangende milieu-ingrepen gesommeerd worden tot één eenheidsproces: productie van een bepaalde hoeveelheid kWh. Dit wordt dan gebruikt als eenheidsproces in de procesboom van het product in LCA-onderzoek. De beschikbaarheid van dergelijke “basis”-eenheidsprocessen betekent een belangrijke vereenvoudiging en versnelling van het LCA-onderzoek.

De verzameling van gegevens stuit op enkele problemen, die van invloed kunnen zijn op de nauwkeurigheid van de uiteindelijke uitkomsten van de inventarisatie. Deze problemen worden hieronder kort aangeduid.

### **De technologische ontwikkelingen**

Technologische vernieuwing of voortgaande uitputting van ertsen (de kopermijnen van Koning Salomo zijn allang gesloten) kunnen leiden tot de noodzaak gegevens te actualiseren. Anderzijds is het zo, dat de bereidingswijze van een metaal als aluminium al 125 jaar niet wezenlijk veranderd is: de energiebehoefte van het winnen van aluminium is in die periode slechts marginaal gedaald. Dit is niet verwonderlijk gezien de door de natuur gegeven stabiliteit van het oxyde dat als grondstof dient voor aluminium. Daarentegen heeft de fabricage van staal sinds de Tweede Wereldoorlog grote veranderingen ondergaan, zodat technologische kentallen voor staal eerder gedateerd kunnen zijn dan die voor aluminium. Voor de verkrijging van een stof of van een product kunnen verschillende methoden gangbaar zijn met elk specifieke milieu-ingrepen. De onderzoeker moet dan nagaan of het onderzochte product berust op specifieke technologieën of juist berust op een “gemiddelde” voortbrenging met verschillende technologieën. Hieruit resulteert een handelwijze analoog aan die als gegeven in de eerste alinea van deze subparagraaf. Een foutenschatting op basis van de onnauwkeurigheid van de minst betrouwbaar geachte gegevens kan een indicatie geven van de significantie van deze variaties voor het geheel van de procesboom.

### **De gekozen grenzen van het productsysteem**

Deze beperking is gemaakt op grond van de overweging dat de productie/consumptie van de marginale extra hoeveelheid nodig voor de functionele eenheid geen extra slijtage en vervanging van de ingezette hoeveelheid kapitaalgoederen vooronderstelt. Anders gezegd: de productie van 10.000 paperclips extra maakt nog niet een nieuwe staalfabriek nodig. Op grond van een soortgelijke overweging worden veelal ook processen met een zeer lange tijdshorizon, bijvoorbeeld de deponie van allerlei reststoffen, niet meegenomen bij de constructie van een procesboom van een product in LCA-onderzoek. Voortdurende verificatie van deze verwaarlozingen is uiteraard gewenst in het licht van de nauwkeurigheid van de ter beschikking staande gegevens voor de overige onderdelen van de procesboom.

### **Het negeren van essentiële randapparatuur of van essentiële hulpstoffen in het consumptieproces**

Veel producten hebben geen functieervulling zonder de aanwezigheid van andere producten. Een paperclip is zinloos zonder vellen papier. Een lamp is zinloos zonder armaturen en elektriciteitssnoeren. Een fiets kan niet zonder smeerolie en een wegennet. Hier helpt, dat LCA-onderzoek veelal vergelijkend is. Een lamp en een tl-buis hebben beide armaturen en snoeren nodig en in eerste benadering vallen deze uit de vergelijking. De startcondensator kan op deze wijze gezien niet uit de vergelijking gemist worden: hij is essentieel en van dezelfde orde van grootte als de tl-buis in onderzoek. De smeerolie van de fiets kan verwaarloosd worden als de fiets wordt vergeleken met andere vormen van transport. Elk geval zal steeds op eigen karakteristieken moeten worden onderzocht.

### **De faalkans van het product in onderzoek en de efficiëntie van de consumptie**

De efficiëntie van het consumptieproces wordt gegeven door het aantal producten dat nodig is voor de vervulling van de functionele eenheid: al het aardse is onvolkomen en kan falen. Voor de functievervulling zijn dan meer producten nodig dan op grond van de enkele stuks verwacht zou worden. Deze faalkans en de afwijking van de efficiëntie van 100% moet vergeleken worden met de nauwkeurigheid van de inmiddels verzamelde gegevens. Het voorbeeld in de volgende vraag is illustratief.

**Vraag 2.13** Flessen en kartonnen pakken worden vergeleken als verpakking voor melk. Stel, uit onderzoek blijkt dat één op de duizend flessen breekt tijdens transport, tegenover één lekkend pak op de honderdduizend pakken. Voor welke procesboom heeft dit consequenties ?

### **De betrouwbaarheid en nauwkeurigheid van literatuurgegevens**

LCA-onderzoek is vergelijkend onderzoek en baseert zich in belangrijke mate op gegevens uit (semi)-publieke bronnen. Deze gegevens zijn bijna per definitie gedateerd. Technologie-varianties (waaronder varianties in materiaalspecificaties of varianties in tradities van materiaaltoepassingen of technologie-toepassingen), varianties in regelgeving van overheden en normeringsinstellingen kunnen leiden tot varianties in nauwkeurigheid en validiteit van beschikbaar komende gegevens.

### **Het consumentengedrag**

De ene consument zal ter verkrijging van de zelfde functionele eenheid functievervulling een grotere consumptie vertonen dan de andere. Sommige mensen wijken systematisch af van de voorgeschreven dosering van de door hen gebruikte wasmiddelen (“*wat meer, want dat is zeker genoeg!*”), zodat op grond van individuele verbruiksverschillen meer of minder producten nodig zijn dan op grond van aantallen individuen te verwachten zijn. Dit verschil in gedrag tussen consumenten moet vergeleken worden met de nauwkeurigheid van de inmiddels verzamelde gegevens.

De uiteindelijke rapportage bevat vanzelfsprekend bibliografische verwijzingen van de voor de het LCA-onderzoek gebruikte referenties en een discussie over de representativiteit van de ter beschikking staande informatie met het oog op de technologie, regio en tijdsperiode. Op basis hiervan wordt inzicht gegeven in de betrouwbaarheid en nauwkeurigheid van de verwerkte gegevens. Deze discussie omvat ten minste een indicatie van de mate van aggregatie van de gebruikte gegevens, bijvoorbeeld elektriciteit uit verschillende bronnen (aardolie, aardgas, kolen of kernenergie) al of niet samengevoegd gebruikt. Ter maximalisatie van de betrouwbaarheid en nauwkeurigheid van LCA-uitkomsten zijn de volgende richtlijnen in de praktijk van het LCA-onderzoek naar voren gekomen:

- i. De gegevens dienen aan te sluiten bij de tijdsperiode van de operationele LCA-vraag.
- ii. De gegevens dienen aan te sluiten bij het geografisch bereik van het LCA-onderzoek.
- iii. De gegevens dienen representatief te zijn voor de relevante eenheidsprocessen in de procesboom.

### 2.3.3 Bepaling van de ingreep tabel; toerekening door substitutie of verdeling

Uit de gegevens over de materiaalbenutting is bekend hoeveel van de verschillende stoffen voor de voortbrenging van de corresponderende referentiestromen nodig waren. De gegevens voor eenheidsprocessen gelden vaak voor standaardhoeveelheden, bijvoorbeeld elektriciteitsverbruik per 1000 kg staal. De hoeveelheden in referentiestromen komen hier meestal niet mee overeen. Voor één procesboom wordt deze referentiestroom op basis van evenredigheid vertaald in hoeveelheden van de in- en uitstromen van de eenheidsprocessen. Een voorbeeld illustreert deze handelwijze. De referentiestroom van 10.000 uren gloeilamplicht impliceert consumptie van 10 gloeilampen. Als gegeven is dat voor 1000 gloeilampen 30 kg koper nodig is, dan is er voor 10 stuks 0,3 kg nodig. De factor 0,01 heet de *schaalfactor SF*. Analoog worden alle onderdelen van de procesboom afgewerkt. Met deze schaalfactoren laten ook de milieu-ingrepen zich berekenen. Als bekend is dat per 1000 gloeilampen een bodememissie optreedt van 20 gram koper, dat is voor de referentiestroom in dit voorbeeld deze bodememissie op 0,2 gram koper te stellen. De veronderstelling van deze redenering is, dat de grootten van de milieu-ingrepen, emissies, behoeften aan energie en grondstoffen van alle eenheidsprocessen evenredig zijn met die voor geproduceerde standaardhoeveelheden. Dus, bij wijze van voorbeeld: de energie-behoefte van een kleine hoeveelheid koper is evenredig met die voor de standaardhoeveelheid.

Voor elk eenheidsproces in de procesboom is nu te berekenen hoe groot de milieu-ingrepen zijn, uitgaande van de veronderstelde geldigheid van de schaalfactoren SF. Deze milieu-ingrepen worden per productalternatief gesommeerd. Dit uiteindelijke resultaat van de inventarisatie heet de *ingreep-tabel* (zie Figuur 2.7). Hiermee is het principe van de werkwijze beschreven. Toch is een belangrijk aspect nog ongenoemd. Dit is de toerekening van een eenheidsproces met verschillende producten, terwijl tot nu toe is verondersteld dat een eenheidsproces slechts één product levert.

Milieu-ingreep : Grondstoffen	Grootte + eenheid
Aardolie	12 kg
Kopererts	4 kg
Aardgas	1 kg
Zand	100 kg
Milieu-ingreep : Emissies	Grootte + eenheid
Kooldioxyde naar lucht	120 kg
Zwaveldioxyde naar lucht	0,6 kg
Koper naar bodem	0,02 kg

Figuur 2.7. Ingreep tabel voor de referentiestroom van 10.000 uur licht met 10 gloeilampen.

Het begrip eenheidsproces lijkt eenduidig en eenvoudig. Deze eenvoud geldt slechts als het eenheidsproces slechts één in-stroom en slechts één uit-stroom heeft. Deze eenheidsprocessen bestaan bij wijze van uitzondering. Veelal worden eenheids-

processen gedeeld met andere productsystemen. Chloor kan gebruikt worden voor de productie van kantoormapjes uit de kunststof polyvinylchloride en kan worden verkregen door de elektrolyse van keukenzout die chloor en loog voortbrengt. Het loog vindt een toepassing als afbijtmiddel in de verfindustrie. De milieu-ingrepen en de inzet van materialen en energie zijn dus niet aan de chloorverkrijging alleen toe te rekenen, maar ook aan die van het loog. Deze situatie treedt op bij alle eenheidsprocessen die synchroon verschillende producten of afval voortbrengen of bij simultane afvalverwerking en productie. Voor de bedoelde toerekening zijn verschillende benaderingen gangbaar. Hiervan worden de aanpak van de substitutie- en de verdelingsmethode (Engels: substitution and partitioning method) besproken, terwijl een indicatie van andere toerekeningsmethoden wordt gegeven.

Gemeenschappelijk hebben deze methoden als uitgangspunt dat de verhoudingen van de voortgebrachte co-producten bekend zijn. Specifiek voor de *substitutiemethode* geldt als uitgangspunt dat voor elk co-product een onafhankelijk enkelvoudig eenheidsproces met bijbehorende economische stromen denkbaar is om daarmee de milieu-ingrepen voor elk co-product onafhankelijk te definiëren (zie Figuur 2.8). Zo wordt er voor het hiervoor genoemde loog verondersteld dat een afzonderlijk loogproductieproces bekend is. Dit proces wordt verondersteld vermeden te zijn: het chloor/loog proces heeft dit immers al voortgebracht. Het vermeden proces krijgt een negatieve schaalfactor.

	<b>Principe</b>	<b>Opmerking</b>
Substitutie	De co-producten komen voort uit een verondersteld enkelvoudig vermeden eenheidsproces en zijn daarmee onafhankelijk van het eenheidsproces in kwestie te definiëren.	Negatieve schaalfactor voor vermeden proces
Verdeling	Splitting van eenheidsproces in een aantal fictieve eenheidsprocessen die elk slechts één van de co-producten voortbrengt onder uitsluiting van co-producten van andere eenheidsprocessen	Massa-balans gaat op voor betrokken eenheidsproces

*Figuur 2.8. Uitgangspunten van de substitutie- en van de verdelingsmethode.*

Het volgende voorbeeld illustreert de aanpak van de substitutiemethode. Na controle de uitgangspunten wordt gekeken welke co-producten uit de bestudeerde procesboom in andere procesbomen voorkomen en omgekeerd: welke co-producten uit die andere procesbomen gebruikt kunnen worden in de procesboom die onderzocht wordt. De productie van chloor voor de PVC-mapjes impliceert bijvoorbeeld, dat er ook loog voor de verfindustrie wordt geproduceerd via de elektrolyse van keukenzout. Uit onafhankelijke bronnen is bekend dat per kilo geproduceerd chloor ongeveer één kilo loog ontstaat (Tötsch et al, 1992). In feite wordt daarmee vermeden het gebruik van een productieproces dat alleen loog voortbrengt, en dus ook de milieu-ingrepen van dit proces. Om die reden worden de milieu-ingrepen van de electrolyse verminderd met de milieu-ingrepen van het vermeden productieproces voor loog. Stel dat de hier aangeduide afzonderlijke milieu-ingrepen bekend zijn, dan kan voor de milieu-ingrepen *MI* voor het verkrijgen van chloor geschreven worden:

$$MI_{el}^{Cl} = 2MI_{el} - 1MI^{loog} \quad (2.1)$$

met

$MI_{el}^{Cl}$  = milieu-ingrepen van de productie van 1 kg chloor via electrolyse van zout

$MI_{el}$  = milieu-ingrepen van de productie van 1 kg aan producten

$MI^{loog}$  = milieu-ingrepen van 1 kg loog via afzonderlijke loogproductie

**Vraag 2.14** Verklaar de 2 en de -1 uit bovenstaande formule.

**Vraag 2.15** Stel dat verf het hoofdproduct is en het benodigde loog via het electrolyseproces geproduceerd wordt. Stel de formule voor de milieu-ingrepen van loog op door rekening te houden met het uitgespaarde chloorproductieproces. Kan de waarde van deze milieu-ingrepen negatief worden?

**Vraag 2.16** Stel, de helft van het co-product loog is voor elke beschouwde procesboom onbruikbaar en wordt dus gekwalificeerd als milieu-ingreep, bij welke hierboven gedefinieerde milieu-ingrepen dient deze hoeveelheid opgeteld te worden ?

De uitgangspunten van de *verdelingsmethode* staan eveneens in Figuur 2.8. De milieu-ingrepen voor een eenheidsproces worden toegerekend in evenredigheid aan de bekende producten ervan. In feite wordt het eenheidsproces gesplitst in evenzovele enkelvoudige eenheidsprocessen als er te onderscheiden producten zijn. De basis voor deze toerekening wordt mede gevormd door de basale scheikundige of fysische vergelijkingen die het eenheidsproces beschrijven. Dat houdt in dat de milieu-ingrepen van de verschillende nuttige co-producten worden toegerekend op basis van de relatieve verkregen hoeveelheden. Bij een verdeling op basis van reactieverhouding wordt gekeken naar de verhouding van het aantal chloormoleculen ten opzichte van de loogmoleculen. Overigens vindt de verdeling meestal plaats op massa-basis. Toerekening op basis van warmte te verkrijgen door verbranding (verbrandingsenthalpie) wordt vaak gebruikt voor de vervaardiging van koolwaterstoffen zoals de co-productie van etheen, propaan en butaan uit olie/nafta, omdat deze grootheid de energetische waarde van deze producten representeert. Een andere mogelijkheid van toerekening is om, bijvoorbeeld, alle chloor-bevattende emissies alleen aan chloor toe te rekenen, chloor is fysisch gezien immers de enige veroorzaker van deze emissies. Als methode is deze aanpak natuurlijk ook in andere gevallen toe te passen. Voor een stikstofoxyde-reactor worden alle emissies van stikstof-oxyde alleen aan de geproduceerde hoeveelheid stikstofoxyde toegerekend. Tot slot worden ook wel economische parameters gebruikt om de milieu-ingrepen toe te rekenen. De verhouding van de verkoopprijzen van chloor en loog op de markt laten zien welk product in economische zin de hoofdveroorzaker is van de electrolyse en bijbehorende milieu-ingrepen. De keus voor de basis van toerekening (massa, volume, molmassa) dient expliciet gerapporteerd te worden. Figuur 2.9 laat zien dat de uitkomsten van deze toerekening (in dit geval voor de elektrolyse van keuzenzout) kunnen verschillen.

Toerekeningsbasis	Milieu-ingrepen van electrolyse toegerekend aan chloor in %
Massa	47
Molmassa	25
Economische waarde	36
Chlooremisatie aan chloor	100

Figuur 2.9. Variatie van toerekening (Bras-Klapwijk, 1999).

**Vraag 2.17** Welke methode heeft de voorkeur voor het bepalen van de milieu-ingrepen van chloor voor de kantoormapjes en waarom?

Een belangrijk punt van de substitutiemethode is de aandacht voor de economische verwevenheid van procesbomen. Een praktisch nadeel is dat alternatieve routes om het co-product te maken lang niet altijd bestaan of niet meer bestaan. Bovendien gaat de methode er vanuit dat de vraag naar een co-product gelijk blijft als de vraag naar de andere co-producten afneemt. Dit zal meestal niet het geval zijn. Afneming van de vraag naar chloor zorgde in het verleden vaak voor prijsstijgingen voor loog, waardoor de vraag naar loog afnam. Bij de verdelingsmethode is een sterk punt dat deze zich richt op slechts één procesboom. Bovendien is de som van de milieu-ingrepen van de fictieve eenheidsprocessen gelijk aan de milieu-ingrepen van het feitelijke proces. Problematisch voor beide methoden is de keuze van de verdelingsbasis (zie Figuur 2.10). De toepassing van de massabalans geeft in het algemeen een controle-mogelijkheid. Eventuele afwijkingen mogen niet groter zijn dan de bekende onnauwkeurigheden in de gegevens. De massabalanscontrole geldt in beginsel niet voor de substitutie. Toch geeft de massabalansexercitie daar wel enig inzicht in de grootte van de veronderstelde alternatieve procesbomen. Intuïtief moet deze passen bij de orde van grootte van de primair bestudeerde procesboom. In de uiteindelijke rapportage vereisen de gemaakte keuzen speciale verantwoording.

	Sterk	Zwak
Substitutie	Verwevenheid van procesbomen van geheel verschillende producten	Voronderstelt bestaan van en kennis van alternatieve procesbomen. Veranderingen in vraag naar co-product, bijvoorbeeld door prijsstijgingen, blijven buiten beschouwing.
Verdeling	Eenvoud: slechts één procesboom en massa-balans kloppend	Interacties met andere procesbomen blijven buiten beschouwing.

Figuur 2.10. Methodes van toerekening: substitutie en verdeling.

Nadat de toerekening voor alle eenheidsprocessen uit de onderzochte procesboom is uitgevoerd, kunnen per procesboom en dus per referentiestroom de milieu-ingrepen gesommeerd worden. In het geval van toerekening ontstaat de ingreep-tabel, analoog aan die van Figuur 2.7, dus *na* de toerekening. Deze tabel na toerekening vergelijkt de milieu-ingrepen voor de verschillende referentiestromen. De ingrepen zijn de rijen en de referentiestromen de kolommen van deze tabel.

**Vraag 2.18** Eerst wordt vastgesteld welke eenheidsprocessen in de procesboom worden opgenomen, daarna worden de ingrepen kwantitatief toegerekend. Waarom is iteratie tussen de kwalitatieve en kwantitatieve vraagstelling noodzakelijk?

**Vraag 2.19** Welke grootheden worden primair beïnvloed door de keuze van toerekeningsmethode?

### 2.3.4 Model, keuzen en interpretaties

De procesboom is uiteraard een model, dat geabstraheerd is van de werkelijke, in ruimte en tijd verdeelde, vervaardiging van een product. Zoals in sommige situaties het wapen van het argument, het argument der wapenen niet kan vervangen, vervangt een model nooit de werkelijkheid, laat staan dat een model de werkelijkheid echt vangt. Het opstellen van een model geeft daarentegen wel inzicht in het totaal der eenheidsprocessen en kan een antwoord geven op de vraag welk eenheidsproces essentieel is. Een ander belangrijk aspect van de modellering is het bepalen via de referentiestroom van de schaalfactoren waarmee bekende eenheidsprocessen in de keten worden “ingeplugd”. De veronderstellingen van deze “inplugging”, zoals lineariteit tussen bijvoorbeeld elektriciteitsverbruik en productie van een bepaalde stof of grootheid, dienen in het licht van de gewenste nauwkeurigheid van de LCA in studie, steeds opnieuw getoetst te worden.

Inventarisatie berust in wezen op toepassing van de klassieke behoudswetten op een ensemble bepaald door de grenzen van het onderzochte productsysteem. Inventarisatie vereist ook het maken van keuzen. Bij deze keuzen is het professionele oordeel van de LCA-onderzoeker belangrijk. Enkele van deze keuzen worden hierna aangeduid. Zoals de keus om de energie-inhoud van de referentiestroom in onderzoek niet te sommeren, maar steeds te presenteren naar de aard van de energiebronnen, aardgas, aardolie, kernenergie, windenergie, zonne-energie, of waterkracht. Voor de marginale kWh is op basis van de wet van behoud van energie de oorsprong niet relevant, maar voor het milieu wel degelijk en daarom voor de ingreep-tabel. Ten tweede, de keuze van de toerekeningsmethode (substitutie of verdeling). Hiervoor draagt ook de LCA-onderzoeker een persoonlijke verantwoordelijkheid, omdat ook deze keuze niet afdoende is te baseren op een natuurwetenschappelijke aanpak. Dit geldt ook voor de keuze van de analysegrootheden. Richtsnoer bij deze laatste twee keuzen kan zijn de wens veranderingen die de milieu-ingrepen verkleinen, in kaart te brengen. Gewoonlijk gaat men bij productanalyse uit van massa. Toerekeningen, productanalyses van eenheidsprocessen zijn dan ook op massa gebaseerd. De geldswaarde kan in de relaties tussen eenheidsprocessen een belangrijke factor zijn. Soms zijn volumina als maatstaf erg belangrijk. Piepschuim als verpakking heeft een lage relatieve dichtheid, maar een groot soortelijk volume. De keuze tussen volume, geld of massa als analysegrootheden kan niet op natuurwetenschappelijke gronden gedaan worden. Hierin zijn afzonderlijke beslissingen nodig. Over deze kwesties dient toetsbaar, op basis van argumenten, gerapporteerd te worden. Analyse en rapportage van de

verzamelde gegevens kunnen vaak niet als losstaande activiteiten gezien worden. De analyse is mede afhankelijk van de operationele LCA-vraag en deze analyse bepaalt mede de eindrapportage (zie § 2.5).

De effecten van *afwenteling* (zie Hoofdstuk 1) worden zichtbaar in de ingreep-tabel, het resultaat van LCI. Het is van belang dit afwentelingseffect zo expliciet mogelijk in de rapportage te vermelden. De ingreep-tabel geeft het ge/verbruik van de natuurlijke hulpstoffen, het energieverbruik en de gespecificeerde emissies (vast, vloeibaar, gasvormig) naar water, bodem en lucht. Een ingreep-tabel kan wel circa 300 verschillende emissies bevatten. Op de ingreep-tabel gebaseerde conclusies gelden slechts voor de onderzochte en bestudeerde procesboom binnen het vooraf gedefinieerde kader. De interpretatie van deze resultaten dient ook tot dit kader beperkt te blijven. Vaak bestaat de neiging deze kaders te overstijgen om bijvoorbeeld de bewering te lanceren dat staal milieu-vriendelijker is dan aluminium, of vice versa, gebaseerd op een vergelijking van stalen drankblikjes met aluminium soortgenoten. Dit soort conclusies zijn per definitie niet te rechtvaardigen op basis van deze inventarisaties, die om zeggingskracht te hebben altijd gebonden zijn aan de kaders waarbinnen zij zijn uitgevoerd. Buiten het kader van een LCI staat de verandering van het gebruik van een bepaald product als gevolg van veranderingen in dat product. Transportmiddelen worden lichter, waardoor het gebruik ervan als gevolg van lagere exploitatiekosten toeneemt. Deze zogenaamde weeromstuit-effecten (Engels: rebound effects) treden op in de luchtvaart, maar ook in de massamotorisering. De milieu-ingrepen van een bepaalde referentiestroom kunnen in omvang zo gering zijn in vergelijking met die van een andere, dat het maatschappelijk gebruik een geheel andere wending neemt. De spaarlamp is zo energie-zuinig dat tuinverlichting maatschappelijk aanvaardbaar wordt, casu quo wegens bescherming van persoonlijk bezit, maatschappelijk noodzakelijk wordt geacht.

**Vraag 2.20** Noem een mogelijk effect van massa-vermindering dat niet op basis van een LCI voorspeld kan worden en absoluut buiten het kader van een LCA valt.

## 2.4 Effectbeoordeling

Milieu-ingrepen leiden tot milieu-effecten, zoals al in § 1.3 is aangegeven. Milieu-ingrepen zijn de fysische of chemische onttrekkingen of toevoegingen aan het milieu. Alleen al door het aantal van de door de mens in omloop gebrachte stoffen is het aantal van de milieu-ingrepen schier eindeloos. Al deze milieu-ingrepen resulteren uiteindelijk in een effect op het milieu. De ingrepen kunnen zowel elk afzonderlijk een effect hebben, maar verschillende ingrepen kunnen bijdragen tot hetzelfde milieu-effect. De emissie van stikstofoxyden en die van zwaveloxyden dragen beide bij tot de verzuring van de regen als milieu-effect, zoals die tot uiting komt in een verandering van de zuurgraad (pH) van de neerslag. In het hier gegeven voorbeeld vervult de zuurgraad de rol als indicator van het milieu-effect verzuring. Een milieu-effect is dus door een menselijk handelen geïnduceerde kwantificeerbare verandering in een

milieu-compartiment (water, bodem, lucht), die bepaald kan worden door een geschikt gekozen indicator te meten als functie van de tijd. In het gegeven voorbeeld is het milieu-effect de verzuring van de regen met de pH als indicator.

Het doel van de effectbeoordeling is tweeledig. Ten eerste, in het vizier krijgen welke milieu-effecten het gevolg zijn van de bij de LCI geconstateerde milieu-ingrepen (zie § 2.3). Ten tweede het bepalen van de grootte van deze milieu-effecten opdat een oordeel gegeven kan worden over welke milieu-effecten voor de beschouwde referentiestromen doorslaggevend zijn. De milieu-compartimenten water, bodem en lucht kunnen worden beschreven met abiotische (niet-levende aspecten) en biotische milieufactoren (levende organismen in het bedoelde compartiment). De veranderingen van deze milieu-factoren zijn in feite de te meten of te verwachten milieu-effecten. Volgens het raamwerk uit de ISO-norm 14042 bestaat de effectbeoordeling uit vijf onderdelen: twee onderdelen die voor elke LCA op dezelfde wijze ingevuld kunnen worden, selectie en classificatie, en drie onderdelen die voor elke LCA in studie opnieuw uitgevoerd dienen te worden: karakterisering, normalisatie en weging. De *generieke* onderdelen selectie en classificatie maken gebruik van de in de ISO-norm 14042 gestandaardiseerde categorieën en modellen en worden niet voor elk LCA-onderzoek opnieuw uitgevoerd. In deze onderdelen komt slechts verandering door voortgaand onderzoek en ontwikkelingswerk. De *bijzondere* onderdelen worden wel voor elke LCA-studie opnieuw uitgevoerd en zo veel mogelijk toegespitst op de LCA in uitvoering.

### **Algemeen**

- i. selectie: selectie van effectcategorieën, indicatoren, en karakteriseringsmodellen,
- ii. classificatie: toewijzing van de ingrepen aan effectcategorieën,

### **Bijzonder**

- iii. karakterisering: modellering van de ingrepen binnen de effectcategorieën,
- iv. normalisatie: vergelijking van de resultaten voor de effectcategorieën met een gekozen referentiebasis,
- v. weging: vaststelling van een rangorde van de alternatieven op basis van het relatieve gewicht van de verschillende milieu-effecten

Door de milieu-ingrepen toe te wijzen aan een beperkt aantal *effectcategorieën* kan het hiervoor genoemde oordeel gevormd worden, ondanks het veelal zeer grote aantal milieu-ingrepen. De onderdelen i t/m v worden hieronder nader behandeld. De onderdelen i en ii betreffen vooral de vraag naar de indeling van de effecten en gaan vooraf aan de stappen iii, iv en v, waarin de grootte van de effecten voor de beoordeling wordt bepaald en geëvalueerd.

## **2.4.1 Indeling van de milieu-effecten: selectie van effectcategorieën en karakteriseringsmodellen**

Zoals gezegd, milieu-ingrepen geven milieu-effecten. Deze effecten kunnen op zich weer andere milieu-effecten impliceren. De enkele ingreep kan een keten van effecten

tot gevolg hebben. Er bestaat een gewoonte om in de volgorde van optreden van deze effecten te spreken van 1ste, 2de, 3de ....n-de orde effecten. Voor één ingreep in een causaal verband met de daaruit volgende gevolgen heet deze keten de milieu-effectketen (zie Figuur 1.4). De emissie van verzurende stoffen leidt tot verzuring als milieu-effect, deze verzuring geeft vegetatie-veranderingen, die weer kunnen leiden tot veranderingen van de fauna in een bepaald gebied. Veelal hebben verschillende milieu-ingrepen synchroon verschillende effecten, die niet noodzakelijkerwijs in een enkelvoudige keten met elkaar causaal verbonden zijn.

Voor de effectbepaling wordt eerst nagegaan in welke effectcategorie zich mogelijk effecten van de onderzochte milieu-ingreep kunnen voordoen, alsmede het bepalen van het antwoord op de vraag welke effecten uiteindelijk in het onderzoek worden betrokken. Hiertoe dienen vragen als: wordt verzuring mee bestudeerd, of wordt biodiversiteitsverandering als effect meegenomen? Bovendien wordt nagegaan, waar in de keten van effecten van de 1ste, 2de, of nde orde de plaats van de effectbeoordeling gekozen wordt. In de praktijk zijn er twee soorten van aanpak: de *mid point-methode* en de *end point-methode*. Bij de *mid point-methode* liggen de effectcategorieën ongeveer halverwege de milieu-effectketen, bij de *end point-methode* liggen die juist aan het einde. De effectcategorieën van mid point zijn ook de in Nederland veel gebruikte categorieën uit Figuur 2.11. In de anno 2002 gangbare bewoordingen van het Nederlandse milieubeleid heten deze categorieën milieu-thema's.

<b>In-kant effecten</b>	<b>Uit-kant effecten</b>
Uitputting van abiotische grondstoffen	Broeikaseffect
Uitputting van biotische grondstoffen	Aantasting van de ozonlaag
Ruimtebeslag	Humane toxiciteit
	Verzuring
	Vermesting
	Stank, lawaai
	Fotochemische smogvorming
	Ioniserende straling

Figuur 2.11. Enkele effectcategorieën.

De *end point-methode* richt zich juist op de uiteindelijke gevolgen voor de mens en ecosystemen (een ecosysteem is een samenhangend geheel van levensvormen in samenhang met biotische en abiotische milieufactoren). Deze gevolgen heten ook wel milieu-schade. De term schade draagt op zich een subjectieve lading. Belangrijke categorieën van *end point* zijn menselijke gezondheid, materiële welvaart en ecosysteemkwaliteit. De *eindpuntsbenadering* vereist inzicht in verbanden tussen ingreep en uiteindelijke effecten. Deze verbanden zijn vaak nog onvoldoende bekend. In de praktijk van het LCA-onderzoek zal daarom de *midpuntsaanpak* een voorkeur hebben. In lijn hiermee zijn de in Nederland gepubliceerde handleidingen gebaseerd op de *midpuntsaanpak*. De keuze tussen deze twee wijzen van aanpak kan niet langs deductief logische lijnen gemaakt worden en dient in de uiteindelijke LCA-rapportage beargumenteerd te worden verantwoord. Ondanks de genoemde voorkeur voor de *midpuntsaanpak* en het onvoldoende inzicht tussen ingreep en uiteindelijke effecten is op de *eindpuntmethode* gebaseerd de *eco-indicator*. Dat is een kwantitatieve maat voor

de *uiteindelijke* milieu-effecten van een product. Deze eco-indicator, speelt een rol bij het ontwerpen van producten (zie Hoofdstuk 4).

De uiteindelijke toewijzing van een stel milieu-ingrepen aan verschillende effectcategorieën op basis van een gemeenschappelijke indicator heet *classificatie*. De tot heden verkregen ervaringen hebben geleid tot een ISO-lijst van effectcategorieën. Deze lijst speelt in de praktijk van het LCA-onderzoek een belangrijke rol: de ISO-effectcategorieën worden gebruikt om de mogelijke effecten van de te onderzoeken ingrepen in onder te brengen. De effecten in een bepaalde effectcategorie hebben een gemeenschappelijke *indicator*. Een milieu-ingreep wordt dus uiteindelijk vertaald in de verandering van een indicator. Die vertaling is niet een vanzelfsprekendheid met eenvoudige regels. Hoe groot en wat de aard van die verandering is, kan alleen gezegd worden op basis van een grote hoeveelheid kennis en inzicht over deze vertaling. Voorbeelden zijn de modellen die het broeikaseffect beschrijven als functie van emissies of zeespiegel-verandering als functie van emissies. Deze modellen en theoriën vallen als onderwerp buiten de LCA-aanpak, maar LCA-onderzoekers maken zoveel mogelijk gebruik van deze modellen en inzichten bij het maken van deze vertalingen. In commercieel verkrijgbare LCA-programmatuur zijn deze modellen en theoriën verwerkt. Een *karakteriseringsmodel* geeft monocausaal het verband tussen een ingreep en de bijbehorende verandering van de indicator van de geselecteerde effectcategorie. Voor sommige effecten bestaan verschillende modellen en de keuze van de modellen, indien beschikbaar, wordt bepaald door de reikwijdte en vraagstelling van de LCA in studie. Een voorbeeld is het al genoemde broeikasmodel, waarmee de bijdrage van een groot aantal broeikasgassen, ergo milieu-ingrepen, aan het broeikaseffect met infraroodabsorptie door de aardatmosfeer als indicator wordt voorspeld en berekend. Voor het overgrote deel van de praktijk van het LCA-onderzoek kunnen deze karakteriseringsmodellen als gegeven worden beschouwd. Indien zou blijken dat onderdelen van deze modellen van belang voor een specifiek LCA-onderzoek niet beschikbaar zijn, dan moeten de betrokken LCA-actoren hierover in consensus afzonderlijke beslissingen nemen. Vaak is de kennis van de relaties tussen ingrepen en effecten onvolledig. Schattenderwijs worden op basis van fysische en chemische wetmatigheden relaties tussen ingrepen en effecten gelegd. Bijvoorbeeld, een fabriek loost koelwater op een rivier. Uit het te meten temperatuurverschil tussen afgewerkt koelwater en rivier en uit de debietverhoudingen tussen het afgewerkte koelwater en de rivier kan een schatting gemaakt worden van de effecten van de ingreep.

**Vraag 2.21** Welke indicator zou u hier gebruiken voor de achteruitgang van de waterkwaliteit?

**Vraag 2.22** Welk kenmerk heeft de zuurgraad als indicator voor de opwarming niet?

Karakteriseringsmodellen geven dus het verband tussen ingrepen en de verandering van de indicator van een bepaalde effectcategorie. De toewijzing van milieu-ingrepen op basis van een gemeenschappelijke indicator heet, zoals gezegd, *classificatie*. Voor elke effectcategorie wordt een geschikte indicator gekozen. Een geschikte indicator

heeft de volgende kenmerken: *i.* kwantificeerbaar, *ii.* directe fysische relatie met “zijn” effecten in de betreffende effectcategorie, *iii.* representatief voor “zijn” effecten in de betreffende effectcategorie. De zuurgraad van grondwater is een goede indicator voor de verzuring van de bodem, maar niet voor het effect van lokale opwarming, hoewel dan nog aan twee van de drie kenmerken wordt voldaan. De indicator voor een bepaalde categorie is voor alle ingrepen, cq. effecten in die categorie gemeenschappelijk. Indien een kwantitatief meetbare indicator niet beschikbaar mocht zijn, dan kan wellicht in voorkomende gevallen een kwalitatieve indicator gevonden worden. De kwantificeerbare veranderingen van de abiotische en biotische milieufactoren laten zich in de praktijk van het LCA-onderzoek onderbrengen in een beperkt aantal effectcategorieën. Ligt het aantal ingrepen vaak in de orde van grootte van 100 tot 1000, de orde van grootte van de effectcategorieën is tien (Udo de Haes et al, 1999b). In een concreet LCA-onderzoek zullen lang niet alle categorieën relevant blijken te zijn. De hier gegeven reductie maakt uiteindelijk de LCA als vergelijking mogelijk.

De hierboven weergegeven gedachtengang kan worden samengevat in de volgende zinnen. Classificatie sorteert milieu-ingrepen naar effectcategorie. Het verband tussen ingreep en effect wordt gelijk genomen aan de relatie tussen ingreep en verandering van de indicator van de door de classificatie vastgestelde effectcategorie. De kwantitatieve beschrijving van deze relatie heet het karakteriseringsmodel. Figuur 2.12 illustreert de uiteindelijke overgang van ingreep naar indicatorverandering van de effectcategorie. De classificatie verbindt dus ingrepen met de karakteriseringsmodellen. Deze classificatie gebeurt als regel op basis van ISO 14042. De bij deze figuur behorende vragen 2.23 en 2.24 laten als denkoefening zien hoe ingrepen verbonden kunnen worden met effectcategorieën.

## 2.4.2 Grootte van de milieu-effecten: karakterisering, normalisatie en weging

### Karakterisering

Het karakteriseringsmodel relateert de ingreep aan de verandering van de indicator. Het volgende heeft als uitgangspunt dat de marginale ingreep  $m$  via een constante  $Q$  lineair samenhangt met de grootte  $S$  van de indicatorverandering:

$$S = Q m \quad (2.2)$$

In Figuur 2.11 bleek dat ingrepen verschillende effecten kunnen hebben. Er bestaan geen monocausale verbanden tussen ingrepen en effecten, hoogstens bij wijze van uitzondering. Dit betekent dat de effecten in een bepaalde categorie van verschillende ingrepen afkomstig kunnen zijn, en dat één ingreep aan meerdere categorieën kan bijdragen. Daarom wordt verg. 2.3 bij voorkeur in de gesommeerde vorm gegeven:

$$S_i = \sum_j Q_{ij} \times m_j \quad (2.3)$$

Hierin is  $m_j$  de milieu-ingreep per referentiestroom,  $Q_{ij}$  de karakteriseringsfactor, die de bijdrage van de ingreep  $j$  aan de score voor effectcategorie  $i$  geeft.

Ingrepen	Classificatie ISO-14042	Karakteriseringsmodellen	Effectcategoriën: veranderingen van gemeenschappelijke indicatoren
Kooldioxyde-emissie naar lucht		GWP = aardopwarmingspotentie	Broeikaseffect
Methaan-emissie naar lucht		SAP = bodemverzuringspotentie	Verzuring
Kwik-emissie naar bodem			
Stikstofoxyden-emissie naar lucht		HTP = humane toxiciteitspotentie	Humane Toxiciteit
Ruimtebeslag		SpsVar = biologische soortenrijkdom	Biodiversiteit
Fosfaat-emissie naar water			

Figuur 2.12. De relatie tussen ingreep en verandering van indicator van een effectcategorie.

**Vraag 2.23** Classificeer, bij wijze van oefening, de ingreep ruimtebeslag op een van de in Figuur 2.12 gegeven effectcategoriën.

**Vraag 2.24** Het broeikaseffect is een 1ste-orde-effect van de kooldioxyde-emissie naar lucht. Welk van de in Figuur 2.12 genoemde effecten komt als 2de-orde effect voor deze emissie in aanmerking?

De ingreep  $m$  per referentiestroom heeft meestal als grootte massa en als eenheid kg, dit zijn immers voor een belangrijk deel de onttrekkingen van grondstoffen en de uitstoot van vervuilende stoffen. De veranderingen van de indicator voor een bepaalde effectcategorie worden meestal niet rechtstreeks uitgedrukt in de eenheden van die indicator. De reden hiervoor is dat de indicatoren uiteraard kwantitatief meetbaar zijn, maar vaak niet lineair te relateren zijn aan de emissies, denk bijvoorbeeld aan de  $pH$ . De grootte  $S$  wordt dan beschouwd als de score van de betreffende ingreep op de indicator en wordt in veruit de meeste gevallen gegeven als de verhouding van de verandering van de indicator tot die veroorzaakt door een emissie van een referentiestof. Deze verhouding is de constante  $Q$ . Bijvoorbeeld, in de karakteriseringsmodellen voor het broeikas-effect is de score van het gas kooldioxyde maatgevend, omdat dit een sleutelrol speelt in het mechanisme ervan. De karakteriseringsfactor  $Q$  voor kooldioxyde is dus per definitie 1. De score van een andere ingreepstof op de zelfde indicator wordt uitgedrukt door de karakteriseringsfactor  $Q$  ervan uit te drukken in de karakteriseringsfactor van de referentiestof, met als eenheid [kg referentiestof/kg ingreepstof].

Waarom deze op het eerste gezicht ingewikkelde omweg? Het antwoord hierop is de uitvoering van de somming (2.4): de scores voor een bepaalde effectcategorie worden steeds in dezelfde eenheid uitgedrukt, namelijk [kg van betreffende referentiestof]. Het resultaat van deze somming heet het milieuprofiel voor de betreffende referentiestroom, zie Figuur 2.13 voor een voorbeeld.

Effectcategorie	Gesommerde scores	Referentie stof	Equivalente eenheden
Abiotische uitputting	800	antimoon	kg antimoon
Broeikas-effect	2300	kooldioxyde	kg CO <sub>2</sub>
Humane toxiciteit	1.200.000	dichloorbenzeen	kg dichloorbenzeen
Verzuring	10.000	zwaveldioxyde	kg SO <sub>2</sub>
Fotochemische smog	0,2	etheen	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub>

Figuur 2.13. Milieuprofiel voor de referentiestroom 10.000 uur gloeilamplicht.

### Normalisatie

Al het meten en verwachten van veranderingen berusten op het vastleggen van een referentiesituatie. Op aarde verlopen alle processen als functie van de tijd. Voor een bepaald jaar kan de wereldscore voor een bepaalde effectcategorie gesteld worden op:

$$T_i = \sum_j Q_{ij} \times M_j \quad (2.4)$$

waarbij  $M_j$  de omvang van ingreep  $j$  is in het beginjaar (in voorkomende gevallen kan ook een andere tijdsperiode als beginperiode genomen worden, of een deel van de aarde als vergelijkingsgebied),  $T_i$  de totaalscore voor effectcategorie  $i$ , en  $Q_{ij}$  de karakteriseringsfactor. De eenheid van  $M_j$  is voor de meeste ingrepen [kg/jaar]. Heet

het referentiejaar het normalisatiejaar, dan geeft de wereldomvang in dat jaar de normalisatiebasis:

$$N_i = \frac{S_i}{T_i} = \frac{\sum_j Q_{ij} \times m_j}{\sum_j Q_{ij} \times M_j} \quad (2.5)$$

De score  $N_i$  is de genormaliseerde score voor effectcategorie  $i$ . Deze is op te vatten als de tijd die nodig is om de bijdragen uit de onderzochte referentiestroom aan deze effectcategorie te laten ontstaan, gegeven de score in een bepaald gebied en tijdsperiode; in dit geval aarde en jaar. Rapportage van  $N_i$  vereist dus vermelding van basisperiode en basisgebied.

**Vraag 2.25** Wat is de eenheid van  $N_i$ ?

**Vraag 2.26** Wat is het voordeel van  $N_i$ ?

### Weging

Na de normalisatie hebben de scores voor alle geselecteerde effectcategorieën dezelfde eenheid en kunnen ze worden ingezet om de rangorde van de onderzochte alternatieven te bepalen. Als een alternatief in alle effectcategorieën de laagste score heeft, dan is reeds zonder weging aannemelijk dat deze de laagste integrale milieubelasting heeft. In andere gevallen is het voor het bepalen van de rangorde van de alternatieven noodzakelijk om verschillen in waardering van de milieu-effecten expliciet te maken. Met andere woorden: wat zijn preferenties van de beoordelaar? De beoordelaar moet de verschillende milieu-effecten ten opzichte van elkaar wegen. Heeft een lagere emissie van broeikasgassen de voorkeur boven een lagere emissie van verzurende stoffen? Deze weging wordt in grote mate beïnvloed door normatieve standpunten, een objectieve weging of oordeelsvorming is niet mogelijk (zie § 3.5). Niettemin hebben feiten en informatie hier veel invloed. De beoordelaar zal bij het bepalen van zijn of haar preferenties bijvoorbeeld rekening houden met de ernst van de schade aan het milieu, de gevolgen voor de menselijke gezondheid, de kosten om deze schade achteraf op te ruimen, de mate van onherstelbaarheid van de schade of de maatschappelijke preferenties in zijn land. Weging is dus gerelateerd aan de werkelijkheid en niet volstrekt arbitrair.

Weging van de milieu-effecten wordt veel toegepast in LCA-studies. De effecten worden bij elkaar opgeteld tot een milieu-index  $W$  die staat voor de integrale milieubelasting van een referentiestroom. Omdat men niet alle milieu-effecten even sterk wil laten mee tellen, worden de genormaliseerde effectscores  $N_i$  vermenigvuldigd met weegfactoren  $w_i$ :

$$W = \sum_i w_i \times N_i \quad (2.6)$$

Weging wordt meestal toegepast op de scores na normalisatie, maar het is ook mogelijk om weging toe te passen op niet genormaliseerde scores. De formule wordt dan:

$$W = \sum_i w_i \times S_i$$

Deze formulering is echter niet zonder problemen, omdat de weegfactoren dan zowel het verschil in belang als het verschil in de mate waarin het probleem wereldwijd voorkomt, moet weergeven.

Toepassing van weging heeft als vooronderstelling dat minimalisering van de milieu-index  $W$  gewenst is. De implicatie van de vooronderstelling is dat sommige hoge scores door het toekennen van lage weegfactoren uitgeruild of gecompenseerd kunnen worden met sommige lage scores met hoge weegfactoren. Alleen dan is het berekenen van een milieu-index  $W$  mogelijk: de milieu-effecten worden als uitruikbaar gezien. De wegingsmethode die in LCAs gebruikt wordt, is ontleend aan een beslismethode genaamd kwantitatieve multicriteria-analyse.

**Vraag 2.27** Geef de dimensie van de weegfactoren voor vergelijking (2.6) waarin weging wordt toegepast op genormaliseerde effectscores.

Als het principe van uitruikbaarheid niet gehanteerd wordt, kunnen scores niet wederkerig gecompenseerd worden. De beoordelaar kan van mening zijn dat een bepaald milieu-effect niet boven een bepaalde waarde mag komen, bijvoorbeeld de kans op doden moet kleiner dan  $10^{-6}$  zijn. De beoordelaar hanteert dan een grensregel. De vergelijking (2.6) kan dus alleen gebruikt worden wanneer men geen grensregel hanteert, of wanneer alternatieven aan deze grensregel voldoen.

De formule voor weging is simpel, maar vereist de aanwezigheid van weegfactoren. In de praktijk is er geen sprake van consensus over de grootte van de weegfactoren. Dit komt omdat verschillende methoden gebruikt worden om weegfactoren te construeren, bijvoorbeeld op basis van de politieke doelstellingen, maatschappelijke preferenties, de kosten van het bestrijden van de schade aan het milieu of de grootte van de gezondheidseffecten. Soms dienen inzichten uit de kwantitatieve multicriteria-analyse om panels van deskundigen of leken een samenhangend stel weegfactoren te laten opstellen. Daarnaast worden deze soms afgeleid uit overheids-doelstellingen, verzekeringspremies of andere maatschappelijke opvattingen over de ernst van milieuproblemen. Omdat er geen algemeen aanvaarde weegfactoren beschikbaar zijn, is in internationaal verband afgesproken dat bij openbare vergelijkingen van referentiestromen de weging van de milieu-effecten achterwege blijft (zie de betreffende ISO-norm). Weging vooronderstelt interactieve betrokkenheid van de relevante maatschappelijke actoren en een transparante rapportage. In een enkel geval wordt gekozen voor een kwalitatieve evaluatie. Deze vereist het expliciet maken van de normatieve uitgangspunten van de beoordelaar.

**Vraag 2.28** De methode van uitruilbare gewogen scores heet de kwantitatieve multicriteria-analyse. Waarom is een kwantitatieve multicriteria-analyse alleen mogelijk als de beoordelaar het principe van uitruikbaarheid hanteert?

## 2.5 Interpretatie

De operationele LCA-vraag kan op basis van de resultaten uit § 2.4 beantwoord worden voor alle in die vraag genoemde randvoorwaarden. Daarmee zou dan de LCA-studie te beëindigen zijn, omdat het antwoord op de operationele LCA-vraag als zodanig een belangrijk resultaat is. In veel gevallen zal dit primaire antwoord onmiddellijk leiden tot nieuwe vragen naar de consequenties van dit primaire antwoord voor product- en ontwerpkeuzen, of voor het te voeren beleid door bijvoorbeeld een overheidsorganisatie. Bovendien kunnen de verkregen resultaten aanleiding zijn om de operationele vraag nader te bestuderen. Tenslotte is LCA vooral een optelsom van iteratieve activiteiten. Daarom worden in het onderdeel “Interpretatie” de resultaten van de inventarisatie en de effectbeoordeling nader besproken, mede in het licht van de oorspronkelijk geformuleerde operationele LCA-vraag. Dit vereist reflectie over deze resultaten. Wat is de feitelijke betekenis ervan? Kunnen die resultaten de operationele LCA-vraag wel beantwoorden? Welke zijn de structurele en statistische onnauwkeurigheden? Bij die structurele onnauwkeurigheden behoren ook die als gevolg van de tijdens de LCA gemaakte keuzen, zoals bij de allocatie. De beantwoording van die vragen leidt uiteindelijk tot de formulering van de LCA-eindconclusies. Tijdens de interpretatie zijn drie soorten activiteiten te onderscheiden: de *analyse* van de tot dan verkregen resultaten, de *formulering* van conclusies en eventuele aanbevelingen en de *evaluatie* van deze conclusies in het licht van de oorspronkelijke LCA-vraag in termen van foutenmarges en onzekerheden. De interpretatie als onderdeel van de LCA-methodologie is nog volop in ontwikkeling. Het volgende is dan ook te beschouwen als een voorlopige beschrijving.

### 2.5.1 Analyse

De aggregatie van gegevens tijdens de effectbeoordeling leidt onvermijdelijk tot een verlies aan betekenis van de onderliggende gegevens. Het doel van de analyse tijdens de interpretatie is door een slimme behandeling aan de geaggregeerde gegevens betekenis te geven. Voor deze exploratie van de gegevens zijn recentelijk enkele technieken beschreven (Heijungs et al, 2000). De *analyse* van de LCA-resultaten richt zich vooral op de bijdragen van de afzonderlijke eenheidsprocessen aan de scores voor de gerapporteerde effectcategorieën, maar ook op de effecten van kleine variaties van de ingangsgegevens op de LCA-uitkomsten. Met deze technieken (zie Figuur 2.14) worden de verzamelde gegevens geëxploreerd. Omdat het uitvoeren van een LCA veelvuldig iteratief gebeurt, kunnen deze technieken ook toegepast worden op het niveau van de inventarisatie, de karakterisering, normalisatie en de weging. Uit de inventarisatie is inmiddels duidelijk geworden welke *fouten en onzekerheden* de ingangsgegevens vertonen. Geen enkel kwantitatief gegeven is vrij van stochastische

variatie. *Het* energieverbruik van een gloeilamp bestaat niet. De bepaling van de onnauwkeurigheid kan vaak gebeuren door gegevens te verzamelen als een steekproef, waaruit via bekende statistische technieken het gemiddelde en standaarddeviatie te halen zijn, waarmee betrouwbaarheidsintervallen te bepalen zijn. Lang niet altijd is deze benadering mogelijk, bijvoorbeeld door te kleine aantallen gegevens. Schattingen van onnauwkeurigheid kunnen ook worden verkregen door gerichte metingen te doen. Aanvullende veronderstellingen zijn dan vaak nodig. Voor een grootheid zijn bijvoorbeeld twee extreme waarden bekend. Bij wijze van veronderstelling kan het gemiddelde genomen worden halverwege deze extremen. Soms is het helemaal onmogelijk zelfs maar een schatting van de onnauwkeurigheid te doen. Toch is het ook in die gevallen wenselijk aan de LCA in studie vergelijkende uitspraken te verbinden. De in Figuur 2.14 aangeduide technieken bieden hiervoor een begin. Bij dit gebruik geldt altijd dat de uitkomsten van LCA, en dus ook de uitspraken over de ingrepen vanuit het beschouwde productsysteem en de eventuele verdeling van de bijdragen hieraan afkomstig van de verschillende eenheidsprocessen, nooit nauwkeuriger kunnen zijn dan de nauwkeurigheid van de oorspronkelijke gegevens. Een kopie geeft nu eenmaal nooit een mooiere afdruk. Bij de presentatie van kwantitatieve uitkomsten van deze analysetechnieken moet men zich dus behoeden voor een teveel aan decimalen, waarvan de significantie nooit groter kan zijn dan die van de ingangsgegevens.

<b>Techniek</b>	<b>Basis</b>	<b>Voorbeeld</b>
Zwaartepunts-analyse	Aandeel van de eenheidsprocessen in de verschillende milieu-ingrepen	Fractie van de CO <sub>2</sub> -emissie ten gevolge van de elektriciteitsproductie
Storingsanalyse = kleine variaties	Welke marginale variatie van welke ingangskant aan welk eenheidsproces geeft de grootste of kleinste variatie van welke emissies	Vergroting van de inzet van elektriciteit geeft uiteindelijk een vergroting van de CO <sub>2</sub> -emissie met 2 %
Onzekerheids-analyse	Invoergegevens statistisch te kenschetsen met gemiddelde en standaarddeviatie	Doorrekenen van deze statistische variaties in de emissie-uitkomsten op basis van statistische calculatiemethoden. Resultaat(bijvoorbeeld): verwachte CO <sub>2</sub> -emissie met gemiddelde en standaarddeviatie
Comparitie-analyse	Vergelijking van de LCA-uitkomsten voor de verschillende productalternatieven	Rangordebepaling door de kleinste score van elk productalternatief op één te stellen en de overige scores in vermenigvuldigingsfactoren van één.

*Figuur 2.14. De exploratieve analysetechnieken.*

De *zwaartepuntsanalyse* geeft inzicht in het aandeel van de verschillende eenheidsprocessen in het totaal van de score in een bepaalde effectcategorie. Het gaat daarbij om de afzonderlijke bijdragen van grondstofwinning, productie, consumptie, afdanking, transport en recycling. Dit inzicht kan leiden tot een herontwerp van processen en/of producten. Per referentiestroom en per eenheidsproces kunnen de bijdragen aan de verschillende effectcategorieën verzameld worden. Op deze wijze

kan blijken dat transport een dominante bijdrage aan de verzuring geeft, binnen het kader van de gestelde operationele LCA-vraag. Deze analyse dient ook ter opsporing van vergissingen. Als voor een LCA van koelkasten zou blijken dat de vervaardiging van kunststoffen een dominante bijdrage aan een van de effectcategorieën zou leveren, dan is dat een gerede aanwijzing voor een correctie of een hernieuwde iteratie. Deze analyse kan ook leiden tot een beter inzicht welke stoffen, en in welke mate, betrokken zijn bij de onderzochte effectcategorieën. Als voorbeeld: de verzuringscore van een bepaald productsysteem kan geanalyseerd worden in termen van de verschillende eenheidsprocessen (elektriciteitsproductie, product-fabricage, consumptie en afvalverwerking), maar ook in termen van de verschillende stoffen: stikstofoxyden, koolstofoxyden, of de mate waarin deze stoffen elk afzonderlijk met een eenheidsproces verbonden zijn (de verzuring door de elektriciteitsproductie als gevolg van de daarbij geëmitteerde koolstofoxyden).

De *storingsanalyse* onderzoekt welke verandering van een ingangsparameter tot welke verandering leidt van de uiteindelijke milieu-ingrepen of van de scores op de verschillende effect-categorieën. Voor deze analyse is principieel niet nodig de onzekerheid van de ingangsparameter te kennen. Van belang is alleen maar na te gaan welke verandering van een ingangsparameter leidt tot welke verandering van welke uitgangsparameter. Zodoende wordt de gevoeligheid van de uiteindelijke resultaten voor kleine veranderingen van de uitgangsparameters onderzocht. De mate waarin deze veranderingen optreden wordt uitgedrukt met de *multiplier M*: dat is de uitgangsverandering gedeeld door de ingangs-verandering. In veel gevallen zal gelden:  $-1 < M < +1$ . Als  $|M| \gg 1$ , dan impliceert dat dat een kleine ingangsverandering een grote verandering van het uitgangsgegeven oplevert. De eerste reactie is dan, kijken of er geen vergissingen in het spel zijn. Daarna het onderzoeken van de mogelijkheid tot verbetering van de betrokken eenheidsprocessen. Mocht blijken dat een vermindering van de elektriciteitsproductie met 1 % leidt tot een vermindering van de emissie van koolstofoxyden met 4 % (ergo  $M = 4$ ), dan lijkt dus een nader onderzoek van de efficiëntie van de elektriciteitsproductie voor de hand te liggen. De *storingsanalyse* geeft dus aan welke afwijkingen nadere bestudering vergen. Echter, een procesboom kan zeer vele eenheidsprocessen bevatten, zodat het uitvoeren van een dergelijke analyse veel rekentijd kan vragen.

De *onzekerheidsanalyse* gaat ervan uit dat de waarden van de ingangsparameters statistisch verdeeld zijn en dus te karakteriseren zijn met statistische grootheden als gemiddelde en standaarddeviatie. Een procesboom bevat in het algemeen zeer veel eenheidsprocessen. Met zogenaamde Monte Carlo-computersimulaties is het mogelijk willekeurig waarden te trekken uit de statistisch verdeelde waarden van de ingangsparameters. Met deze waarden worden de scores op de verschillende milieu-effectcategorieën opnieuw uitgerekend. De veronderstelling is nu, dat de uitkomsten van die simulaties wederom statistisch verdeeld zullen zijn. Op deze wijze krijgt men een indicatie van de spreiding van deze uitkomsten en dus van hun onzekerheid. Het zal duidelijk zijn, dat deze simulaties veel rekentijd vereisen. Een nadeel is ook, dat deze methode als zodanig geen onderscheid kan maken in het relatieve belang van een

afzonderlijke parameter. Wellicht is de onttrekking van kopererts voor de productie van cv-radiatoren wel heel erg onbelangrijk.

Een LCA is bijna per definitie vergelijkend. De *comparitie-analyse* geeft aan de laagste score of kleinste ingreep de waarde één en drukt de overige scores of ingrepen hierin uit. Zo ontstaat vanzelf een rangorde. De comparitie-analyse is dus handig voor de uiteindelijke beantwoording van de operationele LCA-vraag voor verschillende productalternatieven, maar zegt niets over fouten en onzekerheden in de waarden van de ingangs- en uitgangsgegevens.

Deze analysetechnieken kunnen worden gebruikt in verschillende omstandigheden, zie Figuur 2.15. Zwaartepunts- en storingsanalyse zijn niet gebonden aan het aantal te onderzoeken alternatieven en kunnen dus voor *alle* in Figuur 2.15 genoemde gebruikscondities van toepassing zijn. Zodra onzekerheidsschattingen beschikbaar zijn of er meerdere alternatieven in het onderzoek zijn betrokken, kunnen daarnaast de in Figuur 2.15 genoemde analysetechnieken in toepassing komen.

	<b>Één productalternatief in LCA-onderzoek</b>	<b>Meerdere product- alternatieven in LCA-onderzoek</b>
<b>Geen onzekerheids-schattingen beschikbaar</b>	Zwaartepuntsanalyse Storingsanalyse	Comparitie-analyse Zwaartepuntsanalyse Storingsanalyse
<b>Wel onzekerheids-schattingen beschikbaar</b>	Onzekerheidsanalyse Zwaartepuntsanalyse Storingsanalyse	Comparatie-analyse Onzekerheidsanalyse Zwaartepuntsanalyse Storingsanalyse

Figuur 2.15. De exploratieve analysetechnieken en hun gebruikscondities.

## 2.5.2 Conclusies en evaluaties

De *conclusies* worden geformuleerd aan het einde van de interpretatie. Voor de formulering hiervan wordt de geformuleerde operationele LCA-vraag als uitgangspunt genomen. De uitkomsten van de toegepaste analysetechnieken worden gebruikt uiteraard met inachtneming van de gebleken onnauwkeurigheden. De te formuleren conclusies voldoen aan de eisen van toetsbaarheid in het licht van de in de betreffende LCA gebruikte kwantitatieve gegevens.

De *evaluatie* van de conclusies bestaat in feite uit twee delen. Een belangrijk onderdeel is een beschouwing van de onzekerheden of onnauwkeurigheden van de bereikte conclusies. Hierin kunnen twee soorten onderscheiden worden. De structurele of systematische onnauwkeurigheden en de toevallige of stochastische onnauwkeurigheden, die al naar voren zijn gekomen bij de onzekerheidsanalyse. De structurele onnauwkeurigheden hangen vaak samen met de keuzen van de LCA-onderzoeker. Te denken valt aan de keuze van functionele eenheid (is voor de functionele eenheid van koffie drinken variant plastic bekertjes gekozen voor één of twee plastic bekertjes, omdat één beker onvoldoende vingerbescherming biedt tegen de hete koffiedrank) of aan de keuze van toerekeningsmethoden (substitutie of verdeling,

zie § 2.3). Een ideale LCA bevat een evaluatie van de conclusies op basis van deze structurele onzekerheden en op basis van een statistische foutenbeschouwing. Bij de laatste staat natuurlijk de vraag centraal of de uit de comparitie-analyse voortkomende rangorde statistisch significante verschillen oplevert, met andere woorden of de rangorde statistisch significant is in een bepaald betrouwbaarheidsinterval. Een ander onderdeel van de evaluatie is de terugkoppeling naar de geformuleerde operationele LCA-vraag uit het betreffende onderzoek. Kan deze vraag nu inderdaad als beantwoord worden beschouwd? In de rapportage worden bij de evaluatie eventuele kwalitatieve onzekerheden vermeld. Bijvoorbeeld, dat men voor West-Europese gegevens niet beschikbaar waren. Of, dat men bij een vergelijking van referentiestromen voor vrieskisten vergelijkbare gegevens voor koelkasten heeft gebruikt. Deze kwalitatieve onzekerheden dienen gebaseerd te zijn op adequate argumentatie: vrieskisten en koelkasten berusten op gelijke fysische principes.

**Vraag 2.29** Voor een LCA over melkverpakkingen komen de volgende twee conclusies in aanmerking; welke van de twee is beter toetsbaar?

1. Statiegeld-verpakking is milieuvriendelijker dan weggooi-verpakking.
2. In het lopende decennium is voor Nederland de totaalscore op de onderzochte effectcategorieën van polycarbonaat liter-verpakkingen kleiner dan die van glazen liter-verpakkingen van melk.

### 2.5.3 Een praktijkvoorbeeld: buitenrioleringen van PVC, beton of gres

De uiteindelijk te bereiken conclusies kunnen in belangrijke mate afhangen van de toegepaste vooronderstellingen of ook wel van de op basis van deze vooronderstellingen gehanteerde waarden voor essentiële gegevens. Het hier volgende praktijkvoorbeeld is hiervan een illustratie.

Buitenrioleringen worden in Nederland vervaardigd uit verschillende materialen: de kunststof polyvinylchloride (PVC), beton of gres, een soort aardewerk. De afvalverwerking van PVC via vuilverbranding levert een gevaar op van emissies van dioxines, een groep stoffen waarvan vele zeer giftig voor de mens en andere levende organismen zijn. Deze omstandigheid vormt op zich een voldoende reden om toepassingen van PVC te vergelijken met mogelijke alternatieven. In 1995 verschenen twee LCA-studies, in opdracht van de Federatie van Kunststofleidingssystemen (FKS, 1995) en van de Vereniging van Producenten van Betonleidingssystemen (VPB, 1995). De resultaten van deze studies zijn niet gegeven in milieuprofielen, die de gesommeerde scores op een bepaalde effectcategorie zou geven uitgedrukt in dezelfde eenheid: kg van betreffende referentiestof, maar als een soort ingreep-tabel, waarbij per onderdeel het totaal van de ingrepen bepaald is. Voor de ingrepen naar water en naar lucht worden bij het FKS-onderzoek inmiddels verouderde grootheden gebruikt. De kritische lucht- en waterhoeveelheid geven aan de hoeveelheden lucht cq. water nodig om het totaal van verontreinigingen door emissies naar lucht en water beneden de stellen normwaarden te houden. Om de totale energie-inhoud voor de functionele

eenheid te kennen wordt de ingreep van de benodigd veronderstelde oliewinning vertaald in energie en opgeteld bij de overige energiebehoeften. Het voordeel hiervan is dat in de vergelijking wordt betrokken de energie-inhoud van de functionele eenheid, een praktisch vaak toegankelijk gegeven, dat rechtstreekse vergelijking van productalternatieven mogelijk maakt.

### LCA-opzet door de Federatie van Kunststofleidingssystemen

De functionele eenheid was 1 meter buitenrioolbuis (inclusief afsluiters) met een inwendige diameter van 30 cm met een gebruiksduur van 40 jaar met vier alternatieven:

- PVC 3-lagen: een binnen- en buitenwand uit nieuw PVC en een tussenlaag uit hergebruikt PVC. Deze drielagen buis bestaat voor 50 massa% uit hergebruikt PVC.
- Type gres A met een wanddikte van 2,8 cm.
- Type gres B met een wanddikte van 3,7 cm.
- Beton met een wanddikte van 10 cm

De levensduur van deze alternatieven is identiek gesteld. De LCA strekt zich uit van grondstofwinning tot en met afval. Omdat de PVC drielagen-buis voor een deel bestaat uit hergebruikt PVC en de materialen uit de betonnen en gres buizen voor hergebruik in aanmerking komen, zijn de milieu-ingrepen van afvalverwerking (retour-transport en processen om materialen weer geschikt te maken voor hergebruik) toegerekend: voor het PVC-hergebruik aan de PVC-drielagenbuis en voor beton en gres aan de buizen van beton en gres. Het hergebruik van de materialen uit de buizen van beton en gres wordt in het FKS-onderzoek onvolledig verondersteld, met een onbekend percentage.

### LCA-uitkomsten door de Federatie van Kunststofleidingssystemen

De FKS-studie gaat uit van een verwerkingsenergie voor beton (doseren, mengen, verdichten) van 1,1 MJ/kg (Ref. VPB). De FKS-studie geeft milieu-profielen per meter buis voor de aangegeven alternatieven (in de tabel is het alternatief Type Gres B wegens de vergelijking met de resultaten van de VPB-studie weggelaten).

Onderdeel	PVC 3-lagen	Gres A 28 mm	Beton	Weegfactor milieu-effect	Opmerking
Energieverbruik (MJ)	340	670	410	0,35	
Kritische luchthoeveelheid (10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> )	6300	10.600	8100	0,20	
Kritische waterhoeveelheid (dm <sup>3</sup> )	2000	170	180	0,20	
Afvalvolume (cm <sup>3</sup> )	4500	9600	18.800	0,20	
Uitputting (kg)	3,0	0,5	1,6	0,05	
Totaalscore	2700	4300	5500		in arbitraire eenheden

- Vraag 2.30** De verwerkingsenergie voor beton bedraagt 1,1 MJ/kg; dit betekent dat de eerste decimaal achter de komma nog significant is. De onnauwkeurigheid is dan waarschijnlijk 0,05 MJ/kg. Veronderstel dat de hiermee overeenkomende onnauwkeurigheid ook geldt voor de energiegegevens in de bovenstaande tabel, bepaal dan de foutenmarge van deze gegevens.
- Vraag 2.31** Aannemend dat de relevante berekeningen goed zijn uitgevoerd, evenals dat de weegfactoren goed zijn gekozen, geef dan uw conclusie over de positie van PVC 3-lagen buis in de FKS-tabel in vergelijking met de onderzochte alternatieven vòòr en na de bepaling van de totaalscore met de aangegeven weegfactoren.
- Vraag 2.32** Met welke weegfactoren is de rangorde van PVC 3-lagen en Gres A om te draaien ?

### **LCA-opzet door de Vereniging van Producenten van Betonleidingsystemen**

De functionele eenheid was 1 meter buitenrioolbuis (inclusief afsluiters) met een inwendige diameter van 30 cm met een gebruiksduur van 40 jaar met als alternatieven:

- PVC drielagen: zoals bij de LCA van FKS
- PVC volwandig: uitsluitend nieuw PVC, en dus geen verwerking van her te gebruiken PVC
- Type A gres met een wanddikte van 2,8 cm.
- Beton met een wanddikte van 10 cm.

De levensduur van deze alternatieven is identiek gesteld. De LCA strekt zich uit van grondstofwinning tot en met afval. Als toerekeningsregel werd hier gehanteerd: de milieu-ingrepen van hergebruiksprocessen werden verdeeld over de buizen die afgedankt worden en de buizen of andere producten die uit het gerecycleerde materiaal gemaakt worden op basis van een economische verdeelsleutel. Het hergebruik werd op 100 % gesteld.

### **LCA-uitkomsten door de Vereniging van Producten van Betonleidingsystemen**

De samengenomen uitkomsten van dit onderzoek worden hieronder gegeven in het bijgaande milieuprofiel. Deze zijn volgens de in de vorige paragrafen aangegeven methoden gekarak-teriseerd, genormaliseerd en uiteindelijk getotaliseerd in de in de tabel aangegeven eenheden. De verwerkingsenergie voor beton is volgens de VPB-studie 0,12 MJ/kg. De scores in de onderstaande tabel zijn ongewogen.

Onderdeel	Eenheid	PVC 3-lagen	PVC volwandig	Gres A	Beton
Grondstoffen	10 <sup>-10</sup> jr	0,0066	0,013	0,0012	0,0003
Energie	MJ	380	580	450	220
Emissies naar water en lucht	10 <sup>-10</sup> jr	0,64	0,90	0,32	0,22
Afval					
-gewoon	kg	0,9	1,8	-	0,6
-gevaarlijk	kg	0,1	0,1	0,1	< 0,1

**Vraag 2.33** De verwerkingsenergie voor beton bedraagt hier 0,12 MJ/kg; dit betekent dat de tweede decimaal achter de komma nog significant is. De onnauwkeurigheid is dan waarschijnlijk 0,005 MJ/kg. Veronderstel dat de hiermee overeenkomende onnauwkeurigheid ook geldt voor de gegevens in de bovenstaande tabel, bepaal dan de foutenmarge van deze gegevens.

**Vraag 2.34** Geef uw conclusie over de positie van PVC 3-lagen buis in de VBP-tabel in vergelijking met de onderzochte alternatieven vòòr en na de bepaling van de totaalscore met de weegfactoren zoals gebruikt in de FKS-tabel, waarbij de weegfactoren voor de emissies naar water en lucht gesommeerd tot 0,40 mogen worden.

**Vraag 2.35** Welke uitgangsgrootheid is in de vergelijking van de FKS-resultaten met de VBP-resultaten naar uw mening doorslaggevend? Hoe groot is naar uw schatting op grond van de hier ter beschikking staande gegevens de onzekerheid van de kwantitatieve waarde van deze grootheid?

### Slotopmerking

Uit de hierboven gegeven voorbeelden blijkt dat vooronderstellingen een merkbare invloed kunnen hebben op de rangordebepaling die als conclusie volgt in een LCA-onderzoek. De conclusie van het FKS-onderzoek was: “*De geaggregeerde resultaten tonen voor wat betreft de belangrijkste elementen van de milieubelasting aan dat de materialen min of meer gelijkwaardig zijn*”, terwijl de VPB-conclusie luidde “*Vergelijking van de milieumaten van de LCA voor de betonnen buis met die van pendants in PVC en gres leidt tot de conclusie dat op alle milieumaten beton het beste scoort*”. De confrontatie van verschillende LCA-onderzoeken leidt onvermijdelijk tot een vergroot inzicht in de werkelijk optredende factoren die de onderlinge rangorde van producten bepalen. Na het vaststellen van de gesommeerde scores op de internationaal aanvaarde effectcategorieën kan een zwaartepuntsanalyse aangeven of het energieverbruik door de opeenvolgende eenheidsprocessen inderdaad de voor de uitkomst van de LCA over rioleringsbuizen de doorslaggevende factor is. Het voorgaande relativeert uiteraard het belang van de conclusies verkregen in onderzoeken door en namens belanghebbende organisaties. De rol van maatschappelijke actoren in de uitvoering van LCAs komt nader voor het voetlicht in Hoofdstuk 3.