Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling/RIZA

Aan

Contactpersoon L. Breedveld	Doorkiesnummer 0320-298491
Datum 6 maart 2001	Bijlage(n) RIZA werkdocument 2000.187X
Ons kenmerk -	Uw kenmerk -

Onderwerp
Afstemmen van milieu- en economische afwegingen met als voorbeeldcase IBA's en riolering in het buitengebied

Geachte mevrouw/mijnheer,

Hierbij ontvangt u een rapport over de resultaten van een studie naar de afstemming van beslissingsondersteunende methoden op het gebied van milieu en economie. Dit onderzoek maakt deel uit van een onderzoeksprogramma van Rijkswaterstaat naar de Organisatie & Instrumentarium voor het waterbeheer (WONS O&I).

Binnen het waterbeheer worden dagelijks beslissingen genomen waarbij milieu en kosten een rol spelen. De vraag is daarbij op welke wijze een verantwoorde afweging kan worden gemaakt en welke aspecten wel/niet kunnen worden meegenomen. Steeds vaker bestaat de wens om naast het 'locale milieu', ook de milieueffecten over de gehele levenscyclus van producten en diensten in beschouwing te nemen en deze af te zetten tegen de jaarlijkse kosten. Voor het in beeld brengen van de milieuaspecten kan gecombineerd gebruik worden gemaakt van een risico-analyse (RA t.b.v. locale milieueffecten) en een milieugerichte levenscyclusanalyse (LCA t.b.v. generieke milieueffecten), terwijl voor de kosten een zogenaamde Life Cycle Costing methode (LCC) kan worden benut.

Deze methoden zijn echter min of meer los van elkaar ontwikkeld, waardoor mogelijke methodische verschillen omtrent de systeemafbakening (wat kan leiden tot een scheve vergelijkingsbasis) niet ondenkbaar zijn. In dit rapport zijn beslissingsondersteunende methoden op het gebied van milieu en economie (LCA/LCC maar ook RA) naast elkaar beschouwd en nader op elkaar afgestemd. Aan de hand van de case 'IBA's en riolering' is dit geïllustreerd.

De primaire doelstelling van het project is de methodiekontwikkeling en -afstemming. Geconcludeerd kan worden dat de beschreven methoden op bijna alle methodische punten goed op elkaar kunnen worden afgestemd. Alleen het tijdaspect blijft

Postbus 17 8200 AA Lelystad
Zuiderwagenplein 2 8224 AD Lelystad
www.riza.nl

Telefoon (0320) 29 84 11
Telefax 0320-298373
E-mail l.breedveld@riza.rws.minvenw.nl

Bereikbaar vanaf station NS met buslijn 3, 14, 143, 154 en Interliner 315

problematisch. Een kostenanalyse (LCC) is in principe dynamisch terwijl een milieuanalyse (LCA) vrijwel altijd statisch is. Desalniettemin heeft het project een afwegingsmethodiek opgeleverd voor de besluitvorming omtrent technologiekeuzes op basis van de criteria milieu en economie. Een interessant punt hierbij is de combinatie van een LCA en een RA voor het in beeld brengen van zowel generieke als locale milieueffecten (als aanbeveling kan het gecombineerde gebruik van LCA en RA nader worden onderzocht).

De case betrof de afweging rondom het aanleggen en aansluiten van riolering voor woonhuizen in het buitengebied en het alternatief hiervoor: de individuele behandeling van afvalwater (IBA). In de case is aandacht besteed aan de volgende aspecten:

- het maken van milieuhygiënische en financiële analyses voor de onderbouwing van keuzes tussen IBA systemen onderling.
- idem voor de onderbouwing van de keuze tussen IBA en riolering.

Met de uitgewerkte methoden (LCA/LCC/RA) is als nevenproduct enige onderbouwing aangeleverd op basis waarvan mede kan worden geanticipeerd op toekomstige keuzes omtrent huishoudelijke afvalwaterlozingen in het buitengebied. Deze keuzes zelf maken vanwege het sterke lokatie-specifieke karakter (bijv. afstand tot riolering, kwetsbaarheid ontvangend oppervlaktewater) geen onderdeel uit van dit project. De betrokken instanties (provincie, gemeente, waterschap) zijn zelf hiervoor verantwoordelijk, maar zouden wel gebruik kunnen maken van de gepresenteerde methodiek.

De studie is in opdracht van het RIZA uitgevoerd door het Centrum voor Milieukunde Leiden (CML) van de Universiteit Leiden en het ingenieursbureau Witteveen & Bos. Hierbij is een zinvolle inbreng geleverd door een methodische begeleidingscommissie en een beleidsmatige begeleidingscommissie.

De verwachting is dat dit project een impuls kan zijn voor een verdere methodische afstemming van economische- en milieuhygiënische analyses. Mocht u vragen en/of commentaar hebben ten aanzien van dit project, of wilt u bezien of u de geschetste methode ook voor uw specifieke situatie kunt toepassen, dan kunt u contact met mij opnemen.

Hoogachtend,

Leo Breedveld

Methodologische Afstemming LCC/LCA
met als cases IBA en Riolering

RIZA werkdocument 2000.187X

December 2000

Auteurs:
René Kleijn (CML-SSP)
Gjalt Huppes (CML-SSP)
Nicoline Wrisberg (CML-SSP)
Peter Hermans (Witteveen+Bos)

CML
Centrum voor Milieukunde

Witteveen + Bos
water
infrastructuur
milieu
bouw

Inhoudsopgave

Lijst van figuren **3**

Lijst van tabellen **4**

Voorwoord **5**

Samenvatting **7**

1 Inleiding **15**

1.1 Doelstelling 15
1.2 Vraagstelling & Leeswijzer 15

2 Randvoorwaarden en systeemvergelijking **19**

2.1 Algemene randvoorwaarden 19
2.1.1 Nieuw versus wijzigen bestaand 19
2.1.2 Generieke vs. specifieke vraag 19
2.1.3 Verschilanalyse versus met/zonder vergelijking 20
2.2 Randvoorwaarden waarin LCA en LCC verschillen 20
2.2.1 Integrale versus functionele analyse 20
2.2.2 Modelleringsopzet, steady state vs. tijdgespecificeerd 21

3 Vergelijkingsbasis (FU) **23**

4 Opzet kostenbepalingsmethode **25**

4.1 Opzet van de kostenbepalingsmethode: de theorie 25
4.1.1 Maatschappelijke kosten en baten 25
4.1.2 Beheerssystemen 26
4.1.3 Kosten voor wie? 27
4.1.4 Kosten en baten van actoren 27
4.1.5 Generiek of tailor made 28
4.1.6 Kosten en baten: waar 28
4.1.7 Kosten en baten: wanneer 28
4.1.8 Disconteringsvoet en toekomstige marktprijzen 29
4.2 Samenvatting praktische opzet van een LCC wanneer deze is afgestemd op een LCA 29

5 Opzet milieueffecten bepalingsmethode **35**

5.1 Empirische analyse: Impact categorieën versus dose-response modellering 35
5.2 Empirisch analyse: Ongelijksoortigheid in ruimte 37
5.3 Empirisch analyse: Ongelijksoortigheid tijdsspecificatie 37
5.4 Empirisch analyse: Gevoeligheidszones in lokale milieueffecten versus risico analyse 38
5.5 Normatief analyse: Keuze van waarderingsmethode 40
5.6 Milieurisico's 41

6 Onzekerheden **43**

7 Evaluatieopzet 45

7.1 Functierealisatie versus optimale budgetbesteding 45

7.2 Praktische invulling van de multi-criteria analyse 47

8 Conclusies en aanbevelingen 49

9 Referenties 51

Bijlage 1: Uitgangspunten en berekeningen voor het voorbeeld van afvalwaterzuivering 53

Bijlage 2: Samenvatting van de resultaten van het rekenvoorbeeld 65

Lijst van figuren

Figuur 1: LCA-scores op verschillende milieuthema's van alternatieven voor afvalwaterzuivering voor huizen in het buitengebied..... 10

Figuur 2: Gewogen totaalscore LCA van alternatieven voor afvalwaterzuivering voor huizen in het buitengebied..... 11

Figuur 3: Samenvatting van de LCC scores van alternatieven voor afvalwaterzuivering voor huizen in het buitengebied op basis van verschillende uitgangspunten voor de berekeningen..... 11

Figuur 4: Totale milieuscore (gewogen LCA/RA) versus LCC kosten voor verschillende afvalwaterzuiverings-opties voor woonhuizen in het buitengebied voor een fictief ongevoelig gebied. 13

Figuur 5: Schematisch weergave van te maken keuzen en leeswijzer. 16

Figuur 6: Spreiding in de tijd van marktgerelateerde kosten en van milieuinterventies en milieueffecten. 29

Figuur 7: Welke kosten, voor wie: een overzicht van opties 32

Figuur 8: Voorbeeldresultaat van gemiddelde kosten en annuïteiten voor verschillende afvalwaterzuiveringsopties..... 33

Figuur 9: Opties voor modellering in LCA Impact Assessment met een onderscheid tussen empirische en normatieve methoden. 35

Figuur 10: Resultaat van de LCA Impact Assessment met voor het voorbeeld afvalwaterzuivering middels IBA's gemodelleerd en geaggregeerd tot milieubeleidsthema's/impact categorieën. 36

Figuur 11: Gewogen LCA-score voor verschillende afvalwaterzuiveringsopties op basis van de CML 2000 Impact Assessment en NOGEPA panel weegfactoren. 41

Figuur 12: Eco-efficiëntie van verschillende afvalwaterzuiveringsopties voor een hypothetisch ongevoelig gebied, hoe steiler de lijn van de situatie zonder zuivering omlaag loopt hoe eco-efficiënter een optie is. 45

Figuur 13: Eco-efficiëntie van verschillende afvalwaterzuiveringsopties voor een hypothetisch gevoelig gebied, hoe steiler de lijn van de situatie zonder zuivering omlaag loopt hoe eco-efficiënter een IBA is..... 46

Figuur 14: het modelsysteem voor de vergelijking van IBA met rioolaansluiting..... 57

Figuur 15: Voorbeeld van de kosten in de tijd van verschillende afvalwaterzuiveringsopties..... 60

Figuur 16: Procesboom IBA vergelijking..... 62

Figuur 17: LCA-scores op verschillende milieuthema's van alternatieven voor afvalwaterzuivering voor huizen in het buitengebied..... 66

Figuur 18: Gewogen totaalscore LCA van alternatieven voor afvalwaterzuivering voor huizen in het buitengebied. 67

Figuur 19: Gewogen totaalscore LCA met een alternatieve impact assessment methodiek: de Ecoindicator 95. 67

Figuur 20: Genormaliseerde scores met een alternatieve Impact Assessment methode, de EcoIndicator 95. 68

Figuur 21: Samenvatting van de LCC scores van alternatieven voor afvalwaterzuivering voor huizen in het buitengebied op basis van verschillende uitgangspunten voor de berekeningen..... 68

Figuur 22: Totale milieuscore (gewogen LCA/RA) versus LCC kosten voor verschillende afvalwaterzuiveringsopties voor woonhuizen in het buitengebied voor een fictief gevoelig gebied. 70

Figuur 23: Totale milieuscore (gewogen LCA/RA) versus LCC kosten voor verschillende afvalwaterzuiveringsopties voor woonhuizen in het buitengebied voor een fictief ongevoelig gebied. 71

Lijst van tabellen

Tabel 1: Samenvatting van methodische keuzen ten aanzien van randvoorwaarden en systeemvergelijking. 8

Tabel 2: Samenvatting van methodische keuzen te aanzien van de kostenanalyse. 8

Tabel 3: Samenvatting van de methodische keuzen ten aanzien van de milieueffecten bepalingsmethode..... 9

Tabel 4: Modeleringsopzet als functie van de beslissingssituatie. 30

Tabel 5:Uitdrukken van overall kosten en baten van systeemkeuzen..... 31

Tabel 6: Default lijst van LCA impact categorieën. 37

Tabel 7: Resultaat van een zwaartepuntsanalyse voor de totale gewogen LCA milieuscore van de rwzi als voorbeeld..... 43

Tabel 8: Standaard vorm van informatie voor een multi-criteria analyse. 47

Tabel 9: Een multicriteria analyse in het afvalwaterzuiveringsvoorbeeld voor een hypothetisch gevoelig buiten gebied.. 48

Tabel 10: Kentallen septic tank en drie verschillende IBA systemen. 54

Tabel 11: Berekening geloosde vracht in het effuent op basis van de samenstelling van huishoudelijk afvalwater (Witteveen + Bos, 2000) en het zuiveringsrendement van de IBA's..... 56

Tabel 12: Materiaalgebruik rwzi..... 58

Tabel 13 Gebruik hulpstoffen bij rwzi. 59

Tabel 14 Materiaalgebruik riolering. 59

Tabel 15: Kentallen kosten riool/rwzi systeem..... 59

Tabel 16: Een multicriteria analyse voor afvalwaterzuivering in een gevoelig buitengebied.. 69

Tabel 17: Een multicriteria analyse voor afvalwaterzuivering in een ongevoelig buitengebied..... 70

Voorwoord

In het onderhavige project is onderzocht of de milieukundige analyses en de economische analyses zoals LCA en LCC beter op elkaar kunnen worden afgestemd. De LCA methode is een milieugerichte analyse van de levens cyclus van een product of dienst terwijl de LCC methode een economische analyse van de levenscyclus van een product of dienst betreft. Eerder is door het Instituut voor Toegepaste Milieu Economie (TME) in opdracht van het RIZA een verkennende studie uitgevoerd naar de afstemming tussen beide methoden (RIZA werkdocument 99.107X: *Life Cycle Costing, A survey of methods to account for financial and external life cycle costs in water management)*. Hierbij werden een aantal knelpunten geconstateerd, die de aanleiding vormden voor de onderhavige studie aan de hand van een praktische case.
De primaire doelstelling van het project is de afstemming tussen economische- en milieu-analyses, waarbij de case als illustratie voor de te maken keuzes dient. Het project geeft geen direct antwoord op de vraag in de case: "Riolering of IBA's?" Het antwoord hierop blijkt sterk af te hangen van lokatie-specifieke factoren. Wel kan de case dienen als rekenvoorbeeld, dat provincies, gemeentes en waterschappen kan ondersteunen bij het maken van soortgelijke afwegingen.

Als case voor dit project is gekozen voor de afweging rondom het aanleggen en aansluiten van riolering voor woonhuizen in het buitengebied en het alternatief hiervoor: de individuele behandeling van afvalwater (IBA). De case is vooral gekozen in verband met het actuele karakter van de problematiek.

Het project is uitgevoerd in opdracht van het RIZA door drs. R. Kleijn, dr. G. Huppes en dr. N. Wrisberg van het CML van de Universiteit Leiden en ir. P. Hermans van Witteveen & Bos. Hierbij is een belangrijke inbreng geleverd door een methodische begeleidingscommissie[1] en een beleidsmatige begeleidingscommissie.[2]
RIZA verwacht met dit project een impuls te hebben gegeven aan de methodische afstemming van economische- en milieu-analyses en beide werelden dichter bij elkaar te hebben gebracht. Daarnaast is er naar gestreefd een instrument te leveren om de problematiek van het maken van verantwoorde keuzen, bijvoorbeeld met betrekking tot het afvalwatervraagstuk van woonhuizen in het buitengebied, verder te helpen ontwikkelen.

Mocht u vragen hebben over en/of commentaar op dit project, of wilt u bezien of de geschetste methodiek ook voor uw specifieke situatie toepasbaar is, dan kunt contact opnemen met dhr. P. Kuiper van het RIZA.

Leo Breedveld/Ab Dirkzwager
RIZA

[1] De methodische begeleidingscommissie bestond uit: dr. J.J. Bouma (Erasmus Uiverstiteit), drs. J. Bouma (RIZA), drs. L. Breedveld (RIZA, voorzitter), ing. P.J.C. Kuiper (RIZA, secretaris), drs. E. Lindeijer (TNO).
[2] De beleidsmatige begeleidingscommissie bestond uit: ir. A.S. Beenen (Rioned), ir. J.W. Bloemkolk (RWS), mr. R.A. Bouwer (IPO), mevrouw. L. Buijsman (Unie van Waterschappen), ing. F. Debets (Van Hall Instituut Business Centre), ir. A.H. Dirkzwager (RIZA, voorzitter), drs. E. Ten Elshof (VNG), de heer J.G. Van Engelenhoven (Waterway B.V.), de heer S. Kuin (Gemeente Heerhugowaard), ing. P.J.C. Kuiper (RIZA, secretaris), de heer P.J.C. Martens (Nati, brancheorganisatie voor IBA producenten), ir. G. Martijnse (VROM), ing. B.J. Weener (Waterschap Rijn en IJssel).

Samenvatting

Binnen het waterbeheer worden dagelijks beslissingen genomen waarbij de criteria kosten en milieueffecten een rol spelen. Om afwenteling van kosten en milieueffecten te voorkomen wordt daarbij, indien relevant, de gehele levenscyclus van producten en diensten in beschouwing genomen. Om de milieueffecten over de gehele levenscyclus systematisch te kunnen analyseren is de Milieugerichte Levenscyclusanalyse (Life Cycle Assessment, LCA[3]) ontwikkeld. Om de kosten over de gehele levenscyclus te kunnen bepalen is de zogenaamde Life Cycle Costing (LCC[4]) ontwikkeld. In beide analyse instrumenten wordt aangehaakt bij de methoden en technieken die gebruikelijk zijn in de disciplines waaruit ze voortkomen. Verder zijn beide methoden min of meer los van elkaar ontwikkeld. Als gevolg hiervan is een aantal belangrijke methodische verschillen ontstaan. In dit rapport zijn de belangrijkste methodische keuzes geïnventariseerd en is bekeken hoe LCC en LCA beter op elkaar kunnen worden afgestemd.

De doelstelling van het project is tweeërlei:

1. Methodiekontwikkeling LCC/LCA voor milieuhygiënische en economische afwegingen met afstemming van uitgangspunten (functionele eenheid/systeemafbakening) en locatie - en tijdsaspecten.
2. Het leveren van een bijdrage aan duurzame oplossingen (in termen van milieu en economie) voor de ondersteuning van de besluitvorming ten aanzien van de afvalwaterproblematiek van woonhuizen in het buitengebied.

Als case voor dit project is dus gekozen voor de afweging rondom het aanleggen en aansluiten van riolering voor woonhuizen in het buitengebied en het alternatief hiervoor: de individuele behandeling van afvalwater (IBA). De case is gekozen in verband met het actuele karakter van deze problematiek.

Dit onderzoek geeft als eindresultaat een keuze-methodiek, gebaseerd op de criteria milieueffecten, kosten, en milieurisico's en geïllustreerd aan de hand van een rekenvoorbeeld omtrent IBA systemen en riolering. Het geeft geen antwoord op de vraag: IBA of riolering, omdat locatie-specifieke omstandigheden (zoals afstand tot de riolering, kwetsbaarheid van het ontvangend oppervlaktewater) hierbij veelal doorslaggevend zullen zijn.
In algemene zin biedt de keuze-methodiek een integraal afwegingskader voor de beoordeling van technologie keuzes, waarbij naast generieke milieu- en economische afwegingen ook locale milieukwaliteits eisen kunnen worden meegenomen.

Methodologische afstemming LCA/LCC
Uit de inventarisatie blijkt dat LCA en LCC op veel punten verenigbaar zijn. De belangrijkste eis is dat de methodische keuzen die gemaakt worden bij het uitvoeren van analyses op elkaar worden afgestemd. In de praktijk komt het er in de meeste gevallen op neer dat de LCC wordt aangepast aan de uitgangspunten van de LCA. Dit wordt veroorzaakt doordat de LCC tot nu vaak is ingevuld met een traditionele kosten-analyse waarin de levenscyclus gedachte niet altijd is verwerkt.
De geïnventariseerde methodische punten die afstemming behoeven zijn opgesplitst in *randvoorwaarden & systeemvergelijking*, *opzet kostenbepalingsmethode* en de *opzet van de milieueffecten bepalingsmethode*. De belangrijkste methodische keuzes zijn samengevat in Tabel 1, Tabel 2 en Tabel 3.

[3] LCA staat hier voor milieugerichte levenscyclus analyse, waarbij de potentiële milieueffecten van een product gedurende de gehele levenscyclus in kaart worden gebracht.
[4] Bij de life cycle costing methode worden de kosten en opbrengsten van een product over de gehele levenscyclus in beeld gebracht. Als ook maatschappelijke kosten (bijvoorbeeld natuurwaarden e.d.) worden meegenomen is er sprake van een maatschappelijke (of externe) LCC, anders spreekt men over een financiële LCC. Voor dit project is een financiële LCC uitgevoerd.

Tabel I: Samenvatting van methodische keuzen ten aanzien van randvoorwaarden en systeemvergelijking.

		dient de keuze in beide tools gelijk gemaakt te worden ?	*is de methodische keuze in beide tools vrij ?*	*aanpassing tools mogelijk ?*	*keuze in het voorbeeld van afvalwaterzuivering*	*paragraaf*	*blz.*
1	*In beide tools kan een totaal nieuwe situatie als uigangspunt worden genomen of te wijzigen bestaande situatie.*	ja	ja	-	gekozen voor een nieuwe situatie	2.1.1	19
2	*In beide tools kan een vraag worden beantwoord met die een zekere algemene geldigheid heeft (generieke vraag) en een vraag die op een specifieke situatie betrekking heeft.*	ja	ja	-	gekozen voor een generieke vraag	2.1.2	19
3	*In LCC wordt vaak gewerkt met de met/zonder vergelijing terwijl in LCA juist de verschilanalyse als uitgangspunt wordt genomen.*	ja	nee	ja	gekozen voor de met/zonder vergelijking	2.1.3	20
4	*Uitgangspunt LCC is de integrale systeembenadering terwijl in de LCA wordt uitgegaan van de functiegerichte benadering.*	ja	nee	ja/nee	geen keuze nodig	2.2.1	20
5	*In LCC wordt vaak gewerkt met een tijdsgespecificeerde opzet terwijl in LCA vrijwel altijd de steady state benadering wordt gekozen als basis voor de modellering.*	ja	nee	nee	gekozen voor een *steady state* benadering	2.2.2	21

Tabel 2: Samenvatting van methodische keuzen te aanzien van de kostenanalyse.

		keuze in het voorbeeld van afvalwaterzuivering	*paragraaf*	*blz.*
1	*Welke maatschappelijke kosten en baten worden meegenomen?*	alleen directe welvaartseffecten en veranderingen in alternatieve kosten	4.1.1	25
2	*Welk beheerssysteem wordt gekozen voor de verschillende systemen: overheidsuitvoering via belastingen, overheidsuitvoering met betaling voor diensten of private uitvoering ?*	privaat gefinancierde IBA's, rwzi/riool uitgevoerd door overheidsbedrijf met betaling voor verleende diensten	4.1.2	26
3	*Voor welke personen, instanties en bedrijven worden de kosten meegenomen ?*	alleen de kosten voor bewoners en overheid worden meegenomen	4.1.3	27
4	*Welke kosten en baten voor actoren worden meegenomen ?*	- kapitaalslasten en directe uitgaven - indirecte effecten zoals omzetderving en naamsverlies blijven buiten beschouwing	4.1.4	27
7	*Worden voor de kosten berekening Tailor made methoden ontwikkeld of worden generieke methoden gebruikt ?*	er wordt alleen gebruik gemaakt van generieke methoden	4.1.5	28
5	*Worden kosten ruimtelijk gedifferentieerd ?*	kosten worden niet ruimtelijk gedifferentieerd anders dan naar de locatie van de hoofdactoren	4.1.6	28
6	*Worden kosten en baten in de tijd gespecificeerd ?*	kosten worden globaal in de tijd gespecificeerd	4.1.7	28
8	*Wordt er gewerkt met een disconteringsvoet en zo ja met welke ?*	er wordt gewerkt met een disconteringsvoet van 5% en van 10%	4.1.8	29

Tabel 3: Samenvatting van de methodische keuzen ten aanzien van de milieueffecten bepalingsmethode

		keuze in het voorbeeld van afvalwaterzuivering	*paragraaf*	*blz.*
1	*Wordt er gewerkt met impact categorieën of met dose-response modellering ?*	er wordt gewerkt met impact categorieën	5.1	35
2	*Wordt er rekening gehouden met de ongelijksoortigheid in ruimtelijke specificatie in de impact categorieën ?*	er wordt geen rekening gehouden met ongelijksoortigheid in ruimtelijke specificatie	5.2	37
3	*Wordt er rekening gehouden met de ongelijksoortigheid in specificatie in de tijd in de impact categorieën ?*	er wordt geen rekening gehouden met ongelijksoortigheid in specificatie in de tijd en is gekozen voor een *steady state* benadering	5.3	37
4	*Wordt gebruik gemaakt van ruimtespecifieke karakterisatiefactoren of wordt er naast de LCA een risicoanalyse uitgevoerd ?*	er wordt een risicoanalyse uitgevoerd naast de LCA.	5.4	38
5	*Worden de milieueffecten onder een noemer gezet en zo ja welke methode wordt hiervoor gehanteerd ?*	de milieueffecten zijn onder een noemer gezet met behulp van de NOGEPA weegfactoren	5.5	40
6	*Hoe specifiek dient de risicoanalyse te zijn ?*	omdat is gekozen voor een generieke situatie kan worden volstaan met gemiddelde risico's	5.6	41

De uitkomst van dit onderzoek is niet één combinatietool maar een benadering die voor specifieke situaties beide hoofdaspecten, milieu en economie, zo goed mogelijk op elkaar aan laat sluiten. In dit rapport ligt de focus daarbij op het voorbeeld dat ter illustratie is gebruikt: de beoordeling van technische opties voor de verwerking van huishoudelijk afvalwater van woonhuizen in het buitengebied. De uitkomsten zullen echter een bredere methodische betekenis hebben: in principe is de bestudeerde afstemming bruikbaar voor de beoordeling van technologieën en technologiekeuzes, echter niet voor de beoordeling van locatiekeuze en/of de optimalisatie van budgetbestedingen.

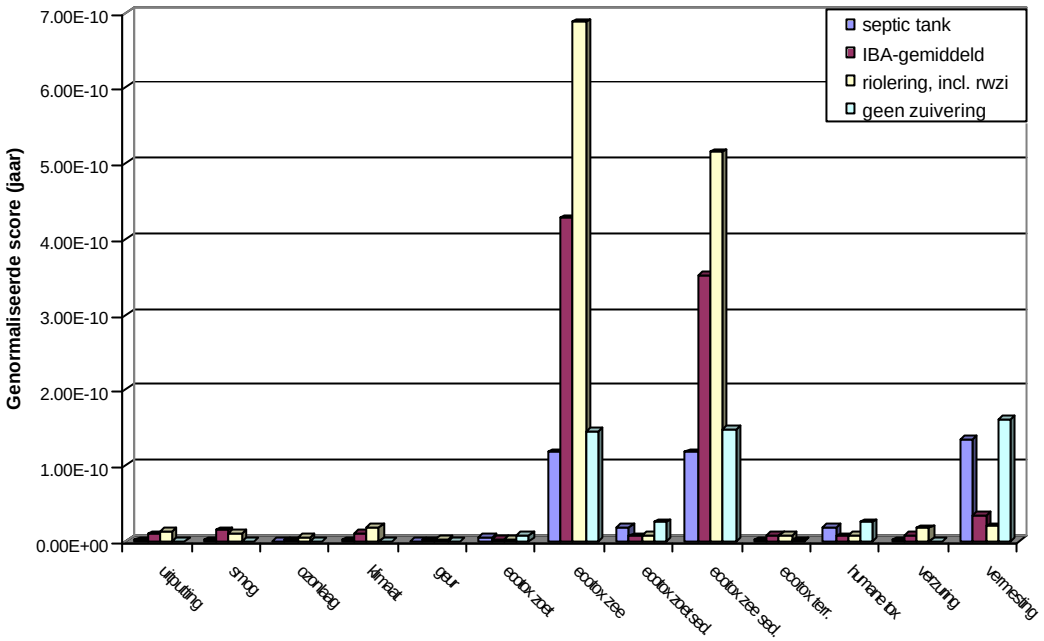
Het rekenvoorbeeld: de case IBA versus riolering

In deze studie is gebruik gemaakt van een rekenvoorbeeld dat betrekking heeft op besluitvorming rondom de afvalwaterzuivering van woonhuizen in het buitengebied. De achtergronden van de methodische keuzen die hierbij zijn gehanteerd zijn te vinden in het hoofdrapport. Verder is voor de technische beschrijving en de specificatie van de kosten van de verschillende afvalwaterzuiveringssystemen gebruik gemaakt van gegevens zoals deze zijn aangeleverd door het RIZA, Witteveen & Bos, aangevuld met kennis en ervaring aanwezig bij de leden van de begeleidingscommissie. Op basis van de resultaten van dit rekenvoorbeeld kunnen geen conclusies worden getrokken ten aanzien van specifieke besluitvormingsituaties omdat lokale en andere specifieke omstandigheden de resultaten sterk kunnen beïnvloeden.

In het rekenvoorbeeld is voor een gekozen modelsysteem een vergelijking gemaakt tussen verschillende alternatieven voor afvalwaterzuivering voor woonhuizen in het buitengebied. De in beschouwing genomen alternatieven bestonden uit een aantal IBA-systemen en de aansluiting, via drukriolering, op het vrij verval riool. De alternatieven zijn met elkaar vergeleken op milieuaspecten middels een LCA, en op kosten middels een LCC. Verder is globaal gekeken naar de lokale milieurisico's van de verschillende alternatieven. In totaal zijn in dit voorbeeld 5 alternatieven meegenomen: septic tank; actief slib IBA; submerged bed IBA; helofyten filter IBA; en aansluiting op vrij verval riool via drukriolering.

Resultaten milieu-analyse (LCA)

In Figuur 1 worden de resultaten gegeven voor de vergelijking van de drie hoofdopties: septic tank, IBA (gemiddeld) en riolering (inclusief RWZI). Aangezien wordt uitgegaan van een met/zonder vergelijking zijn deze opties afgezet tegen de situatie zonder zuivering (nul-optie).

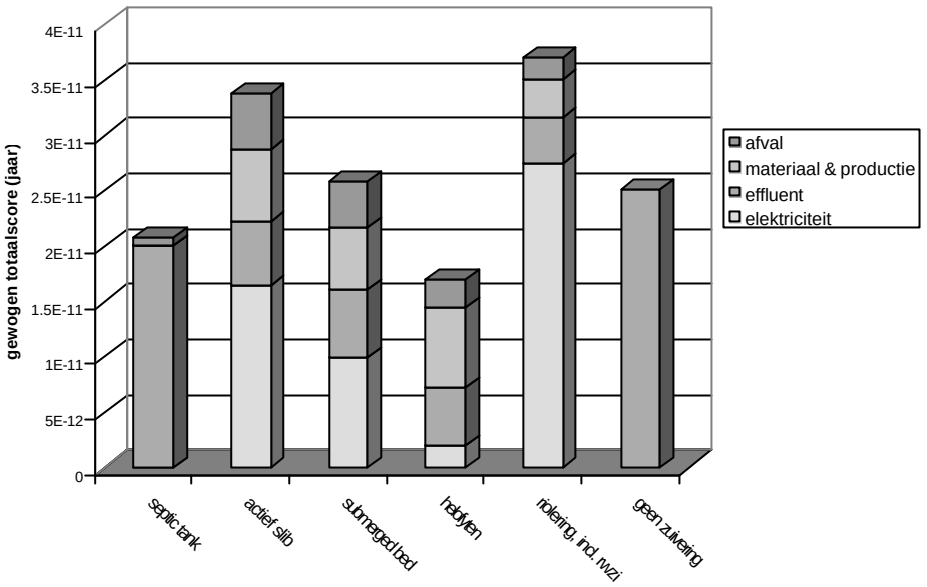


Figuur 1: LCA-scores op verschillende milieuthema's van alternatieven voor afvalwaterzuivering voor huizen in het buitengebied. Het gaat hier om een illustratie die is gebaseerd op een aantal methodische keuzen die ook anders gemaakt kunnen worden.

De scores op de ecotoxiciteit in zout water en zout water sediment blijken dominant te zijn (zie figuur 1). Dit komt door de emissie van met name seleen, barium, vanadium en een aantal zware metalen wat is gekoppeld aan het gebruik van elektriciteit. Aangezien de optie 'aansluiting op de riolering' het grootste elektriciteits-verbruik met zich mee brengt (via drukriolering) scoort dit alternatief het hoogst op deze thema's. De IBA's gebruiken relatief minder energie en scoren lager terwijl de septic tank, die geen elektrische onderdelen kent, het best scoort, beter nog dan het nul-alternatief zonder zuivering. Dit laatste wordt veroorzaakt door het feit dat een klein deel van de score op deze thema's wordt veroorzaakt door metalen die aanwezig zijn in het effluent.
Verder heeft ook het thema vermesting een relatief hoge score. Dit wordt veroorzaakt door de lozing van stikstof en fosfaat met het effluent. De nul-optie zonder zuivering scoort hier vanzelfsprekend het slechtst gevolgd door de septic tank die ten opzichte van de riolering en IBA een relatief laag zuiveringsrendement kent. Aansluiting op de riolering scoort op het thema vermesting het meest gunstig.

In Figuur 2 zijn de resultaten te zien wanneer de scores op de thema's uit Figuur 1 gewogen worden opgeteld. Er bestaat op dit moment geen algemeen geaccepteerde methode om de scores op de verschillende thema's gewogen bij elkaar op te tellen. In de praktijk wordt deze laatste stap van de LCA dan ook vaak achterwege gelaten en wordt het eindresultaat van de LCA gevormd door een plaatje als Figuur 1. Ter illustratie is hier een weging uitgevoerd met weegfactoren die in ander kader zijn vastgesteld (NOGEPA[5] weegfactoren op basis van een panelweging). Het is opvallend dat de nul-situatie zonder zuivering relatief goed scoort. Zoals reeds hierboven is opgemerkt wordt dit met name veroorzaakt door de milieubelasting die het gevolg is van het gebruik van elektriciteit die natuurlijk afwezig is in de situatie zonder zuivering. Hierbij moet worden bedacht dat het gaat om de uitkomsten van de LCA en er dus nog geen speciale aandacht is besteed aan lokale problemen die optreden als gevolg van lozingen van al dan niet gezuiverd effluent.

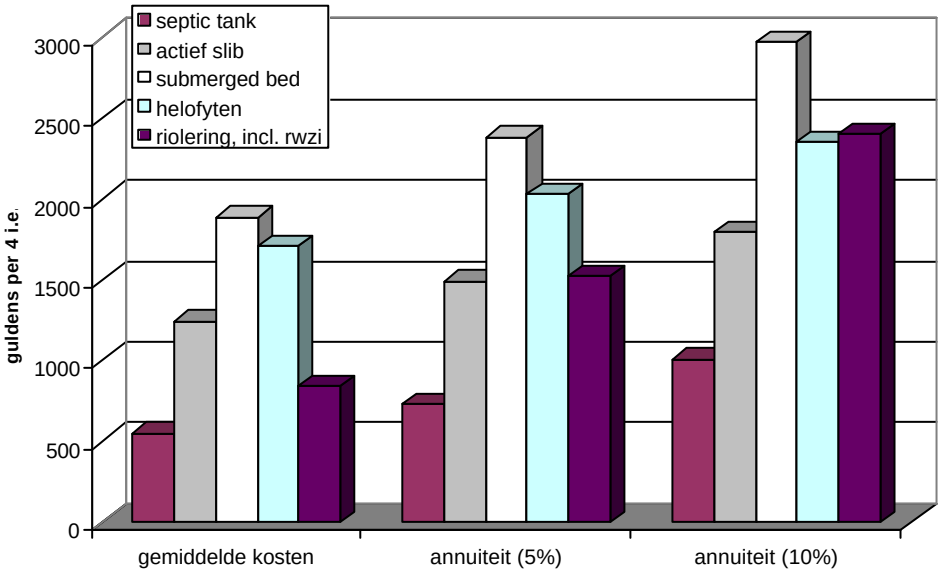
[5] In het kader van het milieuconvenant tussen de overheid en de Nederlandse Olie- en Gas Exploitatie en Productie Organisatie (NOGEPA), zijn in 1996/1997 d.m.v. panelweging weegfactoren op gesteld Deze weegfactoren zijn hier gebruikt



Figuur 2: Gewogen totaalscore LCA van alternatieven voor afvalwaterzuivering voor huizen in het buitengebied. Het gaat hier om een illustratie die is gebaseerd op een aantal methodische keuzen die ook anders gemaakt kunnen worden.

Resultaten kostenanalyse (LCC)

In Figuur 3 worden de resultaten van de LCC berekeningen samengevat. Er zijn drie varianten gebruikt voor de berekeningen van de systeemkosten: gemiddelde kosten en twee annuïteiten (5 en 10 %). Uit het plaatje wordt duidelijk dat in deze voorbeeldberekening het submerged bed de hoogste kosten per i.e. met zich mee brengt gevolgd door het helofytenfilter. De score van riolering hangt af van de gekozen berekeningsmethode: de gemiddelde kosten zijn heel laag maar wanneer gerekend wordt met een annuïteit van 10% worden de systeemkosten van riolering veel hoger. Dit heeft te maken met het feit dat de investeringskosten bij riolering relatief hoog zijn terwijl de jaarlijkse kosten relatief laag blijven. Bij het helofytenfilter is het omgekeerde aan de hand. De septic tank is in alle gevallen het goedkoopste alternatief.



Figuur 3: Samenvatting van de LCC scores van alternatieven voor afvalwaterzuivering voor huizen in het buitengebied op basis van verschillende uitgangspunten voor de berekeningen. Het gaat hier om een illustratie die is gebaseerd op een aantal methodische keuzen die ook anders gemaakt kunnen worden.

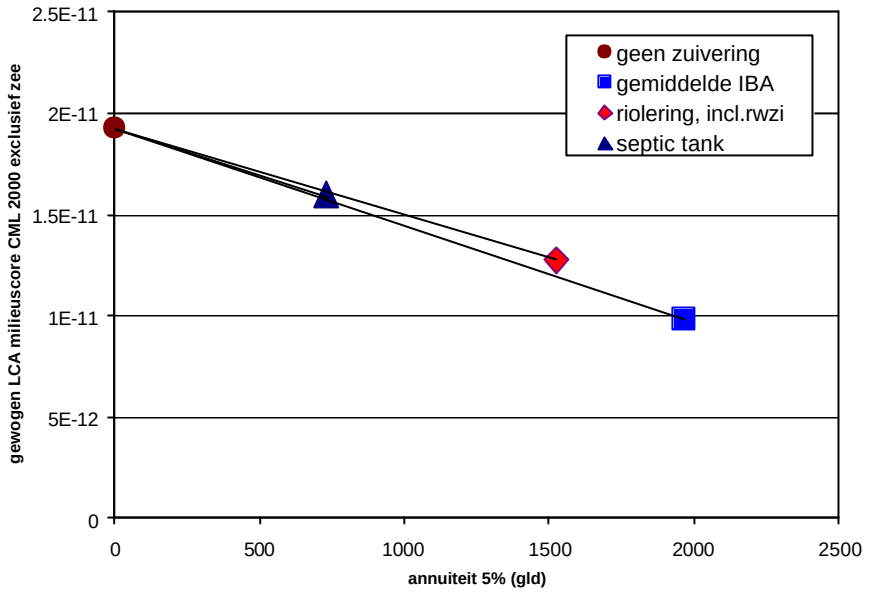
Risicoanalyse
Voor het voorbeeld is geen complete risicoanalyse uitgevoerd. Wel is het duidelijk dat voor de risicoanalyse de lokale emissies van belang zijn, in dit geval de emissies via het effluent. Voor de risicoanalyse is er dus een belangrijk verschil tussen de verschillende IBA opties en het alternatief van aansluiting op de riolering. Aangezien in deze studie geen ruimte was voor het uitvoeren van een complete risicoanalyse is als indicatie voor de lokale risico's gebruik gemaakt van de LCA score op vermesting. Een voorbeeldresultaat van de risicoanalyse staat weergegeven in de evaluatie.

Resultaten Evaluatie
In Tabel 4 zijn de resultaten te zien van een multi-criteria analyse die gebruikt zou kunnen worden in de evaluatie. In dit geval is een analyse uitgevoerd met gelijke weegfactoren voor LCA, LCC en risicoanalyse hetgeen zou kunnen gebeuren in het geval van een relatief ongevoelig gebied (in een kwetsbaargebied kan een aan de risicoanalyse een hoge weegfactor worden toegekend). In dit voorbeeld scoren de IBA en riolering qua milieu relatief goed ten opzichte van de nul-optie en de septic tank. Verder scoren IBA en riolering overall gezien vrijwel gelijk. De overall scores liggen in het algemeen niet ver uit elkaar voor deze vier opties.

Tabel 4: Een multicriteria analyse voor afvalwaterzuivering in een ongevoelig buitengebied. Het gaat hier om een illustratie die is gebaseerd op een groot aantal keuzes die ook anders gemaakt kunnen worden.

	eenheid	**Gewicht**	**Septic Tank**	**Gemiddelde IBA**	**riolering**	**zonder zuivering**
score						
LCA	jaar		$2.07\ 10^{-11}$	$2.55\ 10^{-11}$	$3.70\ 10^{-11}$	$2.51\ 10^{-11}$
LCC	gulden		732	1967	1524	0
Risicoanalyse	-		$1.35\ 10^{-10}$	$3.45\ 10^{-11}$	$1.92\ 10^{-11}$	$1.61\ 10^{-10}$
naar 1 genormaliseerd						
LCA	-	1	0.56	0.69	1.00	0.68
LCC	-	1	0.37	1.00	0.77	0.00
Risicoanalyse	-	1	0.84	0.21	0.12	1.00
gewogen						
LCA	-		0.56	0.69	1.00	0.68
LCC	-		0.37	1.00	0.77	0.00
Risicoanalyse	-		0.84	0.21	0.12	1.00
Totaalscore milieu & economie			1.77	1.90	1.89	1.68
Totaalscore milieu			1.40	0.90	1.12	1.68

In Figuur 4 worden de totale milieuscores uit Tabel 4 afgezet tegen de LCC kosten hetgeen een indicatie geeft van de eco-efficiëntie (milieuwinst per gulden) van de verschillende opties. Uit figuur 4 blijkt dat alle opties ongeveer even eco-efficiënt zijn (lijnen zijn even stijl). De IBA is in dit voorbeeld de duurste optie maar levert ook de minste milieubelasting, gevolgd door riolering en septic tank.



Figuur 4: Totale milieuscore (gewogen LCA/RA) versus LCC kosten voor verschillende afvalwaterzuiverings-opties voor woonhuizen in het buitengebied voor een fictief ongevoelig gebied.

Conclusies

Geconcludeerd kan worden dat LCA en LCC op een groot aantal punten beter op elkaar kunnen worden afgestemd, hetgeen in dit geval een bruikbare keuze methodiek heeft opgeleverd voor de besluitvorming rond afvalwaterlozingen voor woonhuizen in het buitengebied. Voor deze afstemming dienen randvoorwaarden en uitgangspunten op een vergelijkbare manier te worden gekozen. Desondanks blijven er toch twee methodische knelpunten bestaan:

- in een LCC wordt uitgegaan van een integrale systeembenadering terwijl in een LCA wordt uitgegaan van een functionele analyse (in dit rekenvoorbeeld bleek dit knelpunt nauwelijks van invloed);
- in LCC wordt vaak gewerkt met een tijdsgespecificeerde, dynamische opzet terwijl in LCA vrijwel altijd de *steady state* benadering wordt gekozen als basis voor de modellering (in dit rekenvoorbeeld is ervoor gekozen dit knelpunt te laten bestaan, de LCA is *steady state*, de resultaten van de LCC zijn uitgedrukt in gemiddelde kosten (*steady state*) en in twee annuïteiten (dynamisch)).

Voor de overige geïnventariseerde aspecten (zie tabel 1 en tabel 2) blijken LCA en LCC verenigbaar te zijn. De belangrijkste eis is dat de methodische keuzen die gemaakt worden bij het uitvoeren van analyses op elkaar worden afgestemd. In de praktijk komt het er in de meeste gevallen op neer dat de LCC wordt aangepast aan de uitgangspunten van de LCA. Dit wordt veroorzaakt doordat de LCC tot nu vaak is ingevuld met een traditionele kostenanalyse waarin de levenscyclus gedachte niet altijd is verwerkt.

Uit het rekenvoorbeeld en de bijbehorende voorbeeldberekeningen die zijn gemaakt voor afvalwaterzuivering in het landelijk gebied, blijkt dat de keuze voor een bepaalde optie sterk afhangt van de uiteindelijke afweging tussen lokale milieurisico's, LCA-score en LCC-kosten. Een andere factor die van groot belang is bij de keuze tussen IBA's en riolering is het antwoord op de vraag of de emissies via regulier effluent uit RWZI's worden meegewogen als lokaal milieurisico. De uitkomsten zijn daarnaast afhankelijk van de technische gegevens die gebruikt worden bij de berekeningen en de methodische uitgangspunten die worden gekozen. Wanneer specifieke gegevens worden gebruikt kan de methodiek echter praktisch bruikbare input leveren voor een specifieke besluitvormingssituatie. Een generiek antwoord op de vraag: IBA of Riolering is dus niet gegeven: dat is maatwerk. Echter, een keuze methodiek, die algemene overwegingen over technologiekeuzen combineert met lokale milieukwaliteitseisen, is nu voor handen.

1 Inleiding

Binnen het waterbeheer moeten beslissingen worden genomen waarbij de criteria kosten en milieueffecten een rol spelen. Om afwenteling van kosten en milieueffecten te voorkomen wordt daarbij steeds vaker de gehele levenscyclus van producten en diensten in beschouwing genomen. Om de milieueffecten over de gehele levenscyclus systematisch te kunnen analyseren is de Milieugerichte Levenscyclusanalyse (Life Cycle Assessment, LCA) ontwikkeld. Om de kosten over de gehele levenscyclus te kunnen bepalen is de zogenaamde Life Cycle Costing (LCC) ontwikkeld. In beide analyse instrumenten wordt aangehaakt bij de methoden en technieken die gebruikelijk zijn in de disciplines waaruit ze voortkomen. Verder zijn beide methoden min of meer los van elkaar ontwikkeld. Als gevolg hiervan is een aantal belangrijke methodische verschillen en knelpunten ontstaan waar men bij het RIZA tegenaan is gelopen binnen het kader van het thema Integrale afweging van het WONS O&I onderzoeksprogramma. De knelpunten zijn echter gevonden in cases waarbij de LCC werd toegepast op een case waarvoor LCA reeds had plaatsgevonden. In dit rapport is bekeken in hoeverre een afstemming tussen beide methodieken voor aanvang van de analyse aan deze knelpunten tegemoet kan komen. De methodische discussie die in dit project centraal staat wordt geïllustreerd aan de hand van een concreet voorbeeld. Als voorbeeld is gekozen voor de integrale afweging rondom het aanleggen en aansluiten van riolering voor woonhuizen in het buitengebied en het alternatief hiervoor: de individuele behandeling van afvalwater (IBA).

1.1 Doelstelling

Het uiteindelijke doel van dit rapport is te komen tot een betere afstemming van LCC met LCA, of breder geformuleerd: van economische analyse en milieuanalyse. De studie heeft zich met name gericht op LCA en LCC maar de resultaten kunnen ook worden gebruikt bij de afstemming van andere typen economische en milieu-analyses. Zo speelt in dit rapport de lokale risico-beoordeling ook een bescheiden rol.

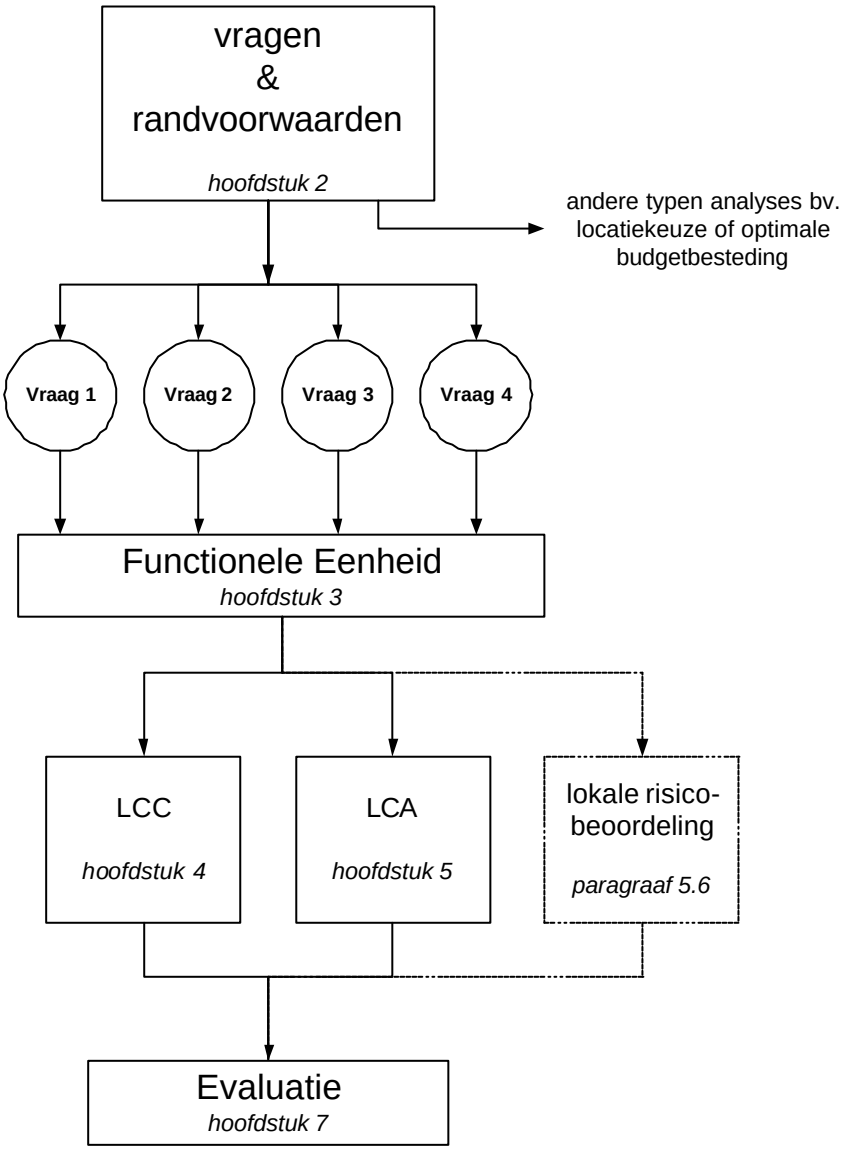
In dit rapport is nog geen sprake van concrete afstemming maar van verkenning van de verschilpunten en de mogelijke oplossingen daarvoor. Het blijkt dat er in een gecombineerde economische- en milieuanalyse zeer veel punten zijn waarop keuzen gemaakt moeten worden. Daarbij is vaak niet één keuze de juiste maar bestaat er een scala van in principe zinvolle mogelijkheden die, afhankelijk van de te beantwoorden vraag, kunnen worden gekozen. De keuze hangt ten dele af van de keuzen in uitgangspunten en de in concrete situaties bestaande randvoorwaarden, zie Hoofdstuk 2. In de praktijk zijn de keuzen voor economische analyse en milieuanalyse onderling vaak niet compatibel, binnen de gebruikelijke varianten van deze analyses. Deze keuzepunten zijn in dit rapport op een globale manier geanalyseerd. De technische aspecten van de verschillende analyses zijn echter nog vergaand buiten beschouwing gebleven. Zo is bijvoorbeeld de milieumodellering aangestipt in termen van het LCA type, terwijl binnen zowel de milieu- als de economische analyse uitvoerige discussies bestaan, zoals over de mate van locatiegebondenheid van de modellering, en het tijdskarakter ervan, lopend van dynamisch en tijdsintegrerend, tot steady state.

De uitkomst van dit onderzoek is daarom niet één combinatietool maar een benadering die voor specifieke situaties beide hoofdaspecten, milieu en economie, zo goed mogelijk op elkaar aan laat sluiten. In dit rapport ligt de focus daarbij op het voorbeeld dat ter illustratie is gebruikt: de beoordeling van technische opties voor de verwerking van huishoudelijk afvalwater van woonhuizen in het buitengebied. De uitkomsten zullen echter een bredere methodische betekenis hebben dan alleen die toepassing; ook de discussies zijn daarom verder methodisch toegelicht. Het toepassingsbereik blijft wel beperkt: het gaat om de beoordeling van technologieën en technologiekeuzen, niet om de beoordeling van locatiekeuze of om optimale budgetbesteding.

1.2 Vraagstelling & Leeswijzer

In Figuur 5 is een globaal overzicht gegeven van de te volgen stappen. Eerst dient de onderzoeksvraag in algemene termen gedefinieerd te worden. In het hier gekozen voorbeeld zou deze algemene vraag kunnen luiden: *Op de markt zijn op dit moment verschillende IBA systemen verkrijgbaar, welk systeem is het beste voor afvalwaterbehandeling in het buitengebied ten aanzien van de criteria milieu en kosten en is ten aanzien van deze criteria een aansluiting op het riool niet te prefereren ?* Voordat deze vraag nader kan worden uitgewerkt in een aantal concrete onderzoeksvragen zullen een aantal randvoorwaarden moeten worden gekozen. Zo zal moeten worden gedefinieerd wat precies met milieu wordt bedoeld: gaat het hier slechts om de lokale

milieueffecten of wil men ook de milieueffecten van de productie van benodigde materialen en energie en het geproduceerde afval mee wegen, met andere woorden: heeft de milieu-analyse betrekking op de gehele levenscyclus van het product ? Een andere algemene vraag die beantwoord dient te worden is bijvoorbeeld of de bestaande situatie met reeds aanwezige voorzieningen als uitgangspunt wordt genomen of dat de analyse dient te gelden voor een geheel nieuwe situatie. Immers als een huis reeds beschikt over een IBA systeem zullen de kosten van een aansluiting op het riool relatief hoog zijn ten opzichte van het geval van een geheel nieuw huis waarbij nog geen afvalwaterbehandeling plaats vindt. Dit type randvoorwaarden wordt verder besproken in Hoofdstuk 2. Deze randvoorwaarden spelen een cruciale rol in de afstemming tussen milieu- en economische analyse, ten eerste omdat deze in de verschillende typen analyses vaak verschillend worden gekozen en ten tweede omdat ze vaak van doorslaggevende betekenis zijn voor de uitkomst van de analyse.



Figuur 5: Schematisch weergave van te maken keuzen en leeswijzer.

Nadat de randvoorwaarden voor het beantwoorden van de globale onderzoeksvraag zijn ingevuld dient eerst de vraag te worden beantwoord of LCA en LCC wel de juiste instrumenten zijn om dit type vraag te beantwoorden. Wanneer het bijvoorbeeld gaat om de locatiekeuze voor een bepaalde installatie zullen LCA en LCC niet de meest aangewezen instrumenten zijn maar ligt een m.e.r.-achtige benadering meer voor de hand. Pas daarna is het zinvol om een aantal concrete

onderzoeksvragen te formuleren zoals bijvoorbeeld: *Welke IBA is ten opzichte de aspecten milieu en kosten te verkiezen boven de anderen voor een nieuw te bouwen huis in het buitengebied wanneer de milieueffecten over de gehele levenscyclus in beschouwing worden genomen* (eventueel aangevuld met andere randvoorwaarden). Zoals hiervoor is aangegeven heeft deze studie zich met name gericht op de afstemming tussen LCC en LCA. Voor dit type studie zal voor iedere onderzoeksvraag een functionele eenheid worden bepaald als basis voor de verdere berekeningen en analyse. In dit voorbeeld is de Functionele eenheid bijvoorbeeld: *De verwerking van huishoudelijk afvalwater van 1 woonhuis in het buitengebied (4 i.e.) gedurende 1 jaar*. Deze functionele eenheid wordt dan vervolgens gebruikt als basis voor de LCA en LCC. Binnen de LCA en LCC zullen dan nog een aantal methodische keuzen moeten worden gemaakt. Zo moet binnen de economische analyse worden bepaald welke kosten worden meegenomen: worden de kosten voor alle actoren meegenomen of slechts voor een bepaalde groep en hoe wordt omgegaan met het feit dat kosten op verschillende momenten in de tijd optreden? Dergelijke vragen komen aan de aan orde in Hoofdstuk 4. Voor de milieuanalyse moeten keuzen worden gemaakt ten aanzien van vragen als: hoe worden milieueffecten die op verschillende momenten in de tijd plaats vinden tegen elkaar afgewogen en in hoeverre wordt rekening gehouden met de plaats waarop een emissie plaats vindt. Deze vragen komen aan de orde in Hoofdstuk 5.

Tenslotte zal in de Evaluatie een integraal eindoordeel moeten worden geveld over de verschillende opties waarbij zowel de uitkomsten van de milieu- als van de economische analyses worden meegewogen. Er zijn verschillende technieken, vaak gebaseerd op multi-criteria analyse, voorhanden die bruikbaar kunnen zijn in de evaluatie. Deze Evaluatie is het onderwerp van Hoofdstuk 7. Voor zover dit mogelijk en informatief is zal de gemaakte keuze aan de hand van het voorbeeld 'afvalwaterzuivering in het buitengebied' worden toegelicht.

2 Randvoorwaarden en systeemvergelijking

Zoals reeds in Hoofdstuk 1 is aangegeven zal voordat overgegaan kan worden tot het beantwoorden van een bepaalde vraag eerst een aantal randvoorwaarden moeten worden gekozen. Bij de systeemvergelijking kan een aantal verschillende uitgangspunten worden gekozen, in relatie tot de doelen en randvoorwaarden. Subtiel lijkende verschillen in formuleringen kunnen tot grote verschillen in systeemdefinitie en ook grote verschillen in uitkomsten leiden. In dit hoofdstuk zullen de belangrijkste randvoorwaarden worden besproken. Doel van de analyse is een keuze tussen verschillende systemen te helpen onderbouwen.

2.1 Algemene randvoorwaarden

2.1.1 Nieuw versus wijzigen bestaand

Beschrijving en discussie
Een belangrijke randvoorwaarde voor systeemvergelijking hangt samen met aard van het te nemen besluit. Gaat het om een bestaande situatie waarin een mogelijke wijziging wordt aangebracht, of om een geheel nieuwe situatie waarin alle opties gelijkwaardig naast elkaar staan? Wordt uitgegaan van een bestaande situatie waarop mogelijk een wijziging wordt aangebracht, dan kan er een asymmetrie ontstaan tussen de beide alternatieven. In het voorbeeld ontstaat een dergelijke asymmetrie wanneer voor een bestaand huis in het buitengebied waar reeds een IBA aanwezig is de vraag wordt gesteld of aansluiting op het riool niet ter prefereren zou zijn. In dat geval bestaat de functievervulling (afvalwaterzuivering) al en wordt de bestaande installatie overbodig gemaakt. Er zou dan moeten worden overgegaan tot ontmanteling van de bij een woning aanwezige IBA installatie om over te gaan op een aansluiting op het riool. De kosten voor de bestaande installatie zijn dan al gemaakt. Voor de bewoners kan deze keuze toch voordelig zijn als de onderhouds- en vervangingskosten van de eigen IBA vermeden kunnen worden. Bij de zuiveraars kan er echter een ondercapaciteit ontstaan waarna de uitbreidingskosten over alle gebruikers omgeslagen moet worden; uit algemene middelen moeten worden aangevuld; of ten koste gaat van winst en toekomstige investeringen.

Afstemming LCC / LCA
In zowel LCC als LCA kunnen zowel de volledig nieuwe als een te wijzigen bestaande situtatie verder worden uitgewerkt. Het spreekt voor zich dat in een gecombineerde studie voor de LCC en voor de LCA dezelfde uitgangspunten moeten worden gehanteerd.

Te maken keuze
In het voorbeeld gaat het om een afweging tussen een nieuwe aansluiting op een riool met daarop volgende rwzi, versus aansluiting op een of meer nieuwe IBA's. In deze situatie dienen de additionele kosten en baten van riool plus rwzi volledig in beschouwing genomen te worden en vergeleken te worden met de volledige kosten en baten van verschillende IBA's. Meer algemeen kan gesteld worden dat verschillende systeemdefinities logisch volgen uit de keuze voor wijziging in een bestaande situatie versus aanleg in een volledig nieuwe situatie.

2.1.2 Generieke vs. specifieke vraag

Beschrijving en discussie
Een tweede belangrijke randvoorwaarde voor het beantwoorden van de vragen wordt bepaald door de definitie van de reikwijdte van het onderzoek: gaat het om een keuze over technologieën die in het algemeen geldig moet zijn in heel Nederland of wordt de afweging per regio of misschien zelfs per specifieke situatie gemaakt? In het eerste geval zullen de berekeningen worden gebaseerd op een standaard systeem waarbij gebruik gemaakt is van algemeen geldende gegevens. In het laatste geval zullen de berekeningen worden gebaseerd op een specifiek systeem waarbij gebruik gemaakt is van gegevens die slechts geldig zijn voor deze specifieke situatie. Een tussenoplossing zou kunnen zijn dat een aantal klassen van situaties wordt onderscheiden op basis van onder andere de dichtheid van bebouwing.

Afstemming LCC/LCA
Ook bij deze keuze is er geen verschil tussen LCC en LCA. In beide analyses kan zowel een generieke als een specifieke vraag centraal staan. Bij een gecombineerde studie moet de keuze die gemaakt wordt in het LCC deel natuurlijk wel weer gelijk zijn aan de keuze in het LCA deel.

Te maken keuze
Afhankelijk van de reikwijdte van de studie dient een keuze gemaakt te worden voor de geldigheid van de conclusies: dienen ze algemeen geldend te zijn voor heel Nederland, voor een specifieke situatie of, als tussenoplossing, voor een bepaald type of een bepaalde klasse situaties (zie ook paragraaf 5.4 en 5.6).

2.1.3 Verschilanalyse versus met/zonder vergelijking

Beschrijving en discussie
Een derde randvoorwaarde voor systeemvergelijking betreft de vraag of een verschilanalyse tussen twee alternatieven wordt gemaakt of dat voor elk alternatief afzonderlijk een vergelijking met/zonder ("with/without") wordt gemaakt. Wanneer er slechts twee alternatieven zijn kan de analyse beperkt worden tot verschilpunten, wat de systeemdefinitie sterk kan vereenvoudigen, in de mate waarin er overeenstemmende onderdelen zijn. Bij grotere aantallen alternatieven wordt de paarsgewijze vergelijking al gauw onoverzichtelijk, met name als de keuze afhangt van een multi-criteria analyse. Ook de met/zonder analyse gaat impliciet uit van een alternatief waarmee wordt vergeleken. Dit alternatief is echter geen reëel alternatief maar een hypothetisch vergelijkingsalternatief waarin geen rioolverwerking plaats vindt. Een nadere keuze is dan of in de 'zonder' situatie wel of niet lozingen plaats vinden. Deze keuze lijkt simpel maar heeft een aantal onverwachte implicaties omdat niet makkelijk is aan te geven wat in de 'zonder' situatie nu precies constant blijft. Wanneer het gaat om een vergelijking van alternatieve investeringsmogelijkheden zou het niet-investeren gezien kunnen worden als consumeren. In de meeste besluitvormingssituaties lijkt dit niet zinvol. Over de 'zonder situatie' bestaat geen duidelijkheid. Bij het niet vervullen van een functie is het impliciete alternatief daarom niet zo eenduidig bepaald. Behoren de interne afvoerleidingen in de woning bij een IBA? Ligt die systeemgrens bij riool + rwzi gelijk? Gaat IBA samen met intern waterhergebruik in de woning en het gebruik van regenwater als vervanging van leidingwater? Hangt de systeemgrens af van een alternatief dat wel in beschouwing is genomen maar in feite irrelevant is in de keuze, zoals een chemisch toilet?

Afstemming LCC/LCA
In een economische analyse is het gebruikelijk om een met/zonder vergelijking te maken. Bij een LCA wordt vaak juist gekozen voor een verschilanalyse. De keuze voor de een of de ander levert echter zowel voor LCC als LCA geen grote methodologische problemen op. Bij een gecombineerde studie moet de keuze die gemaakt wordt wel consequent te worden doorgevoerd in beide analyses.

Te maken keuze
Bij de keuzen in relatie tot het afvalwaterbehandeling voorbeeld gaat het zowel om zeer ongelijksoortige systemen als om grotere aantallen alternatieven. Gekozen wordt daarom voor de met/zonder vergelijking. In Figuur 12 en Figuur 13 wordt een voorbeeld gegeven van de met/zonder vergelijking waarbij zonder is gedefinieerd als de situatie zonder afvalwaterzuivering. De systeemgrens wordt gelegd bij die onderdelen die bij alle redelijkerwijze in beschouwing te nemen alternatieven gelijk zijn; deze vallen buiten het systeem.

2.2 Randvoorwaarden waarin LCA en LCC verschillen

2.2.1 Integrale versus functionele analyse

Beschrijving en discussie
Er zijn twee hoofdbenaderingen te onderscheiden die samenhangen met twee besluitvormingssituaties, die beide de kosten of milieueffecten in "gehele levenscyclus" in beschouwing nemen. De eerste is de *integrale systeemanalyse* en gaat uit van de aantrekkelijkheid van de alternatieven als zodanig, waarbij het systeem als geheel met alle daaruit voortvloeiende functies naar het complete scala van hun effecten wordt beschouwd (er vindt geen allocatie plaats).

Wanneer in het voorbeeld een vergelijking wordt gemaakt tussen het installeren van IBA's en het aansluiten op het riool zullen in deze benadering alle functies van beide opties moeten worden meegenomen. De IBA kent maar een functie namelijk het zuiveren van afvalwater. Het rwzi systeem kent een aantal bescheiden nevenfuncties zoals de productie van energie via biogas en van meststof via het slib.

De tweede benadering wordt hier de *functionele analyse* genoemd en vergelijkt een specifieke functie en beschouwt alleen de bij die functie behorende effecten (er vindt wel een allocatie plaats). In het voorbeeld staat de functie 'afvalwaterzuivering' dan centraal en wordt het deel van de kosten en milieueffecten dat betrekking heeft op de productie van energie uit biogas en de productie van meststoffen uit rwzi-slib buiten beschouwing gelaten.

Deze hoofdindeling laat nog in het midden welke kosten, voor wie, in beschouwing worden genomen. Zo passen in de integrale systeemanalyse zowel de *'cost of ownership'* methoden, die zuiver private kosten voor alleen de besluitnemer in ogenschouw nemen, als "*kosten-baten analyse'* benaderingen die maatschappelijke kosten en baten in ogenschouw nemen. Op de verschillende kostenbenaderingen zal in Hoofdstuk 4 nader worden ingegaan.

Afstemming LCC/LCA
Het gebruikelijke uitgangspunt voor een LCC analyse is de integrale systeembenadering: het systeem wordt in zijn geheel in beschouwing genomen en het hele scala van kosten wordt meegenomen ongeacht de plaats binnen het systeem waar deze optreden.

Het meest gebruikelijke uitgangspunt voor de LCA is de functiegerichte benadering: een functie van het systeem wordt centraal gesteld en alle milieueffecten worden gerelateerd aan deze ene functie. Wel wordt binnen de LCA soms systeemuitbreiding toegepast om het allocatieprobleem op te lossen. Deze systeemuitbreiding betekent in de praktijk dat er naast de ene centrale functie van het systeem andere functies worden toegevoegd. Deze systeemuitbreiding is echter vrijwel altijd partieel en de functiegerichte benadering blijft dan ook het uitgangspunt.

Te maken keuze
Afhankelijk van de besluitvormingssituatie is de integrale benadering of de functiegerichte benadering te prefereren. Voor het voorbeeld van afvalwaterzuivering zijn de functieverschillen tussen de alternatieven zeer beperkt. Het betreft de coproductie van energie en materialen uit een afvalwaterzuiveringsinstallatie. Het aandeel in de toegevoegde waarde van deze coproductie is zo beperkt dat in dit voorbeeld de keuze niet gemaakt hoeft te worden omdat de keuze een verwaarloosbare invloed zal hebben op het eindresultaat.

2.2.2 Modelleringsopzet, steady state vs. tijdgespecificeerd

Beschrijving en discussie
Deze randvoorwaarde betreft de opzet van de modellering. De zeer fundamentele keuzen die hier spelen zijn meestal niet expliciet en worden vaak niet systematisch gemaakt. LCA-modellering betreft normalerwijze voor het *Inventory* gedeelte een soort steady state model. Daarin wordt aangegeven hoe het stukje van de in beschouwing genomen wereld er op lange termijn uit zou zien, uitgaande van gelijkblijvende proceskarakteristieken. In de economisch georiënteerde benaderingen zoals kosten-batenanalyse en *cost-of-ownership* analyse gaat het echter meestal om een gespecificeerde tijdsreeks van kosten en baten. Daaruit wordt vervolgens een netto-contante waarde berekend op basis van een disconteringsvoet (of er wordt een 'interne rentevoet' berekend, die meestal tot vergelijkbare uitkomsten leidt).

Om de levenscyclus benadering voor milieueffecten en kosten, en de kosten-baten benadering vergelijkbaar te maken moeten beide op dezelfde modelleringsgrondslag berekend worden. Dit kan door de kosten uit te drukken als lange termijn jaarlijkse evenwichtskosten, of door de milieueffecten in de tijd te specificeren en te "disconteren". Beide opties zijn conceptueel nog maar beperkt doordacht. Voor jaarlijkse kosten, bijvoorbeeld, moeten de investeringen worden omgerekend naar een jaarlijks bedrag. Dit kan op basis van een deling door de verwachte levensduur (economisch of technisch) of door een omrekening naar jaarlijkse kosten op basis van een annuïteit, als omgekeerde discontering.

Discontering van milieueffecten is ethisch zeer omstreden omdat door discontering toekomstige milieueffecten minder zwaar tellen dan huidige.

Afstemming LCC/LCA
In een economische analyse is het gebruikelijk om te kiezen voor een tijdgespecificeerde opzet terwijl in de LCA milieuanalyse een steady state benadering gebruikelijk is.

Te maken keuze
De hoofdkeuze in modelleringsopzet is die tussen tijdsgespecificeerde systemen en steady state achtige systemen. Deze keuze lijkt nu nog niet op een conceptueel heldere wijze mogelijk. Geaccepteerd moet worden dat met incongruente systemen wordt gewerkt bij het specificeren van milieueffecten en effecten in termen van marktgerelateerde kosten en baten, als een derde weg. Een heldere weergave waar in een studie met de ene of met de andere modelleringswijze wordt gewerkt is een minimumeis. Voor het afvalwaterzuivering voorbeeld lijkt de keuze voor steady state de meest relevante, omdat ook een "kostendekkende huishoudensbijdrage" voor riool plus rwzi berekend moet kunnen worden.

3 Vergelijkingsbasis (FU)

Aangezien bij de randvoorwaarden gekozen is voor een functionele benadering (2.2.1) is voor het uitvoeren van de LCA/LCC een keuze nodig voor een bepaalde functionele eenheid (*Functional Unit* of FU). Deze FU wordt binnen de analyse gebruikt als een eenduidige vergelijkingsbasis. In het geval van een vergelijking tussen melkpakken en melkflessen zou de functionele eenheid gedefinieerd kunnen worden als: het verpakken van 1000 liter melk. Om deze functionele eenheid te kunnen leveren zijn in een systeem gebaseerd op melkpakken 1000 pakken nodig terwijl in een systeem met meermalige flessen, wanneer de flessen honderd maal zouden kunnen worden hergebruikt, kan worden volstaan met 10 flessen. De keuze voor een bepaalde FU is natuurlijk sterk afhankelijk van de randvoorwaarden (zie Hoofdstuk 2) zoals deze worden gekozen.

In het geval van het behandelen van afvalwater voor huizen in de buitengebieden ligt de keuze voor een bepaalde functionele eenheid niet direct voor de hand. Wanneer het gaat om de vergelijking van verschillende IBA systemen zou gekozen kunnen worden voor een systeem met een bepaalde capaciteit bijvoorbeeld: de verwerking van huishoudelijk afvalwater van één woonhuis.
In dat geval wordt echter geen rekening gehouden met de verschillen in levensduur tussen de verschillende installaties. Om dit verschil erin te brengen kan deze definitie worden aangevuld met een tijdseenheid. De FU zou daarmee kunnen luiden:

De verwerking van huishoudelijk afvalwater van 1 woonhuis in het buitengebied (4 i.e.) gedurende 1 jaar.

Voor de vergelijking van een systeem gebaseerd op IBA's met een systeem gebaseerd op riolering is een andere FU nodig. Een riolering bestaat immers uit onderdelen die specifiek bestemd zijn voor een bepaalde woning terwijl andere, meer centrale onderdelen functioneel zijn voor verschillende woningen in hetzelfde gebied. In dit geval zijn er twee mogelijkheden voor de definitie van de FU:

- er wordt gestart vanuit het deel van het systeem dat nodig is voor een individueel huis waarbij een bepaald percentage van de rest van het systeem wordt opgeteld;
- er wordt een bepaalde modelregio gedefinieerd met een bepaald aantal woningen op een bepaalde afstand tot elkaar en een bepaalde afstand tot een centrale riolering. Vervolgens worden de resultaten terug gerekend naar die van 1 woonhuis.

Deze laatste mogelijkheid is wat praktischer en zal daarom worden gebruikt in het voorbeeld. De functionele eenheid blijft daarmee dus gelijk: de verwerking van huishoudelijk afvalwater van 1 woonhuis (4 i.e.) gedurende 1 jaar.

Om een goede vergelijking te kunnen maken is het van belang om de verschillende onderdelen van het systeem te scheiden. Belangrijke onderdelen zijn o.a.:

Voor IBA:
- de IBA
- de leidingen binnenshuis naar de IBA
- de leidingen buitenshuis voor overstort en/of lozing effluent uit de IBA
- de verwerking van IBA slib

Voor het riool:
- de leidingen binnenshuis naar de rioolaansluiting
- rioleringsleidingen naar het huis vanaf een hoofdleiding van de riolering
- extra benodigde rwzi capaciteit

In het geval dat er wordt gekozen voor een volledige monetarisering (met de daaraan verbonden problemen, zie 5.5) om de afweging tussen milieu en economie te maken is een keuze voor een functionele eenheid geheel overbodig geworden. In het voorbeeld van afvalwaterzuivering zal echter niet worden gekozen voor een volledige monetarisering.

4 Opzet kostenbepalingsmethode

In dit hoofdstuk zal in paragraaf 4.1 eerst de theoretische opzet van de kostenbepalingsmethode worden beschreven waarna in paragraaf4.2 de praktische opzet van een op LCA afgestemde LCC aan de orde zal komen.

4.1 Opzet van de kostenbepalingsmethode: de theorie

Bij de bepaling van kosten en baten is de hoofdvraag waarvoor de kosten en baten berekend dienen te worden (investeringsbeslissing, beleidsevaluatie, etc.). Een afgeleide vraag is voor wie de kosten en baten zijn en of kosten voor alle actoren worden meegenomen. Een tweede afgeleide vraag is om welke soorten kosten en baten het gaat. Kosten en baten worden in het algemeen ten opzichte van een referentieniveau vastgesteld. Welk referentieniveau relevant is hangt met de systeemdefinitie samen, zie Hoofdstuk 2. Er zal hier eerst worden ingegaan op de sociale kosten die, voor een gegeven technische beschrijving, onafhankelijk zijn van eigendomsverhoudingen en beheerssystemen. Vervolgens worden drie hoofdvarianten van beheerssystemen uitgewerkt. In aansluiting daarop worden methoden voor bepaling van private kosten voor betrokken personen, bedrijven en overheidsinstanties in hoofdlijnen uitgewerkt, met de daarbij te maken keuzen.

4.1.1 Maatschappelijke kosten en baten

De meest omvattende benadering is die waarbij de kosten en baten voor de maatschappij als geheel worden vastgesteld; dat zijn de maatschappelijke kosten en baten. Bij de kosten gaat het om alternatieve kosten, dat zijn de verloren gegane nuttige opbrengsten van de alternatieve aanwending van middelen. De baten bestaan uit vermeden kosten en uit directe nutseffecten voor individuen.
De methoden zijn vergaand uitgewerkt in de literatuur over de maatschappelijke kosten-baten analyse. Er wordt hier een onderscheid gemaakt tussen marktgerelateerde kosten en baten en de niet-marktgebonden kosten en baten, dat zijn de externe effecten. In hoeverre de niet-marktgebonden kosten en baten, met name milieueffecten, monetariseerbaar zijn is een punt dat de volle aandacht krijgt in (economisch) wetenschappelijke discussies. Daarbij gaat het niet alleen over verschillen in de te gebruiken waarderingsmethoden maar ook om de problematiek van het bepalen van de relevante externe effecten. Terwijl marktgebonden kosten en baten herkenbaar zijn gemaakt door prijzen zijn vele externe effecten goed waar te nemen. Als het bij externe effecten gaat om de aantasting van de natuur dan zijn deze effecten soms direct waarneembaar met een directe economische waarde (bijvoorbeeld de aantasting van de visstand). Maar vaak kunnen effecten op de natuur niet of slechts moeizaam worden waargenomen en hebben deze effecten slechts op de langere termijn een (negatieve) economische waarde (bijvoorbeeld het langzaam cumuleren van toxische stoffen in een waterbodem). Voorts kunnen deze negatieve effecten bij waardering moeilijk van elkaar worden gescheiden zonder dat er dubbeltellingen ontstaan. In deze studie wordt bij de behandeling van de LCC in hoofdzaak ingegaan op de marktgebonden kosten en baten. Zo worden de milieueffecten door een LCA geïnventariseerd maar worden deze niet integraal meegenomen in de LCC. De invulling van de LCC wijst derhalve op directe welvaartseffecten zoals dat ook bij de berekening van het Nationaal Inkomen gebeurt. Dit is een belangrijk uitgangspunt dat kritiek ondervindt op de wijze waarop welvaart wordt gemeten. Immers vervuiling van het milieu en de uitputting van natuurlijke hulpbronnen worden slechts partieel meegenomen. Door diverse wetenschappers zijn er in de afgelopen jaren verschillende methodes ontwikkeld om de welvaartsmeting voor de aantasting van het milieu te corrigeren. Hierbij doet zich echter een sterke schoolvorming voor en treden er vele praktische problemen op.

Bij de maatschappelijke kosten en baten (hier verder steeds marktgerelateerd) op basis van soortgelijke uitgangspunten van de berekeningen van het Nationaal Inkomen is het relatief duidelijk wat wel en niet meegeteld moet worden, los van eigendomsverhoudingen en beheerssystemen.

Basis voor de bepaling van de marktgebonden maatschappelijke kosten en baten vormen de transacties die feitelijk plaats vinden. Het gaat bij die transacties om de levering van goederen en diensten en de betalingen daarvoor. Om de maatschappelijke kosten en baten te berekenen dienen eerst de effecten van keuzen te worden vastgesteld. Het somtotaal van alle aangewende productiemiddelen vormen de totale kosten. De feitelijke of verwachte marktprijzen zijn uitgangspunt maar dienen in principe voor een aantal ongerechtigheden gecorrigeerd te worden. De belangrijkste correcties zijn die voor marktimperfecties en voor overdrachtsbetalingen.

Het corrigeren voor marktimperfecties is een buitengewoon lastige zaak omdat de prijzen vastgesteld moeten worden die zouden bestaan als er geen marktimperfecties zouden zijn. Dit is praktisch niet mogelijk. De overdrachtsbetalingen bestaan uit belastingen, subsidies, en retributies. Retributies zijn verplichte betalingen met een vastgelegd bestedingsdoel, zoals voor waterzuivering en rioolaansluiting.

Te maken keuze:
Bij de invulling van de LCC is de globale economische evaluatie van beheerssystemen voor collectieve voorzieningen het hoofddoel. Dit instrument dient voor specifieke toepassingen nader te worden gespecificeerd in overeenstemming met de desbetreffende context zoals de opvattingen en inzichten ten aanzien van de maatstaf voor welvaartsmeting.
In het voorbeeld van afvalwaterzuivering vormen alleen directe welvaartseffecten en veranderingen in alternatieve kosten de basis voor de bepaling van maatschappelijke kosten en baten. Deze principiële keuze is praktisch slecht uitvoerbaar. Daarom zijn de volgende vereenvoudigingen te hanteren:

- er wordt niet gecorrigeerd voor marktimperfecties;
- de correctie voor overdrachtsbetalingen betreft alleen belastingen, retributies en projectspecifieke subsidies;
- vennootschapsbelasting en overige subsidies worden niet verrekend;
- voor deze eenvoudige analyse wordt ook niet voor overige belastingen gecorrigeerd.

In het voorbeeld van afvalwaterzuivering zijn al deze vereenvoudigingen van toepassing.

4.1.2 Beheerssystemen

Bij de beheersystemen voor collectieve voorzieningen als centrale afvalwaterzuivering wordt uitgegaan van drie basisscenario's:

1. overheidsuitvoering met financiering uit retributies en belastingheffing
2. uitvoering door een overheidsbedrijf, met betaling voor de verleende diensten
3. private uitvoering met marktfinanciering.

In alle drie gevallen vindt de bouw van installaties plaats door privé bedrijven.

Bij overheidsuitvoering, zoals de huidige vormen van voorziening bij afvalwaterzuivering, vormen retributies de centrale financieringsbron. De opzet van de retributies bepaalt zo welke lasten door welke huishoudens betaald worden. Er bestaat een veelheid van retributiesystemen die elk tot een andere verdeling leiden. De omvang van het huishouden kan b.v. gemeten worden in aantallen (norm)kamers, aantallen personen, inkomen van het huishouden, leidingwaterverbruik. In huidige praktijk wordt uitgegaan van een (forfaitaire) hoeveelheid per dag uitgedrukt in inwonersequivalenten (i.e.) Een inwonersequivalent komt overeen met de hoeveelheid afvalwater van 1 persoon (136 g czv/dag). De actoren zijn de betrokken overheidsorganen en private huishoudens die aansluitkosten en zuiveringskosten betalen.

Bij uitvoering door een overheidsbedrijf met betaling voor verleende diensten is er in vergelijking met scenario 1 sprake van een directere relatie met geleverde diensten. Bij een kosten-dekkende prijsstelling betalen de betrokkenen naar rato van gebruik van de zuiveringsvoorziening en naar hun aandeel in de transportkosten naar de zuiveringsinstallatie.

Bij private uitvoering kan een onderscheid gemaakt worden naar uitvoering door een gespecialiseerd bedrijf (3a) of door de betrokkenen zelf (3b). Bij uitvoering door een gespecialiseerd bedrijf is de situatie vergelijkbaar met optie 2. Alleen zal een aantal kostenaspecten, zoals disconteringsvoet, verschillend behandeld worden en zullen er regels voor de prijsstelling door deze feitelijke monopolist gesteld moeten worden. Dergelijke regels zullen de verdeling van kosten en baten tussen bedrijven en privé-huishoudens bepalen.

Bij IBA's bestaat de mogelijkheid om de installaties volledig door de betrokkenen zelf te laten installeren, financieren en beheren, binnen door de overheid gesteld randvoorwaarden (bijv. certificering), zoals dit bijvoorbeeld ook voor verwarmingsinstallaties geldt. Dit kan zuiver individueel zijn of ook op het niveau van vereniging van eigenaren of van een buurt. Er zijn dan geen andere hoofdactoren betrokken!

Te maken keuze
De te maken keuze is geen methodische keuze maar een beleidskeuze; er zijn wel consequenties voor de verdelingsanalyse: wie draagt welke lusten en lasten. In het voorbeeld afvalwaterzuivering dat hier als illustratie wordt gebruikt is gekozen voor privaat gefinancierde IBA's. Het riool/rwzi systeem is op dit moment een voorbeeld van scenario 2: uitvoering door een overheidsbedrijf, met betaling voor verleende diensten.

4.1.3 Kosten voor wie?

Kosten en baten zijn echter ook altijd op de kortere of langere termijn voor- en nadelen voor personen of groepen van personen (natuurlijke personen) en rechtspersonen binnen de maatschappij. Algemene rechtvaardigheidsoverwegingen en specifieke inkomensverdelingsoverwegingen kunnen daarbij tot een keuze leiden die afwijkt van de netto-batenmaximalisatie of vergelijkbare criteria op maatschappelijk niveau. Het is daarom van belang hoe deze kosten en baten in de maatschappij verdeeld zijn. Hierbij moet ten eerste bedacht worden dat de optelling van kosten en baten van betrokken personen en rechtspersonen niet tot het netto maatschappelijk totaal leidt. Immers, wanneer de kosten van de rwzi opgeteld worden bij die van afvalwaterverwerking van huishoudens vindt een onterechte dubbeltelling plaats: een deel van de kosten van huishoudens vormen baten van de rwzi-beheerder. Ook kan een deel van de kosten uit algemene middelen gedekt worden die uit belastingbetalingen zijn verkregen. Het is dan onjuist om de belastingbetaling bij de budgetkosten te voegen; ook dan zou een dubbeltelling plaats vinden. Ten tweede hangt de verdeling van kosten en baten af van de eigendomsverhoudingen en de daarmee samenhangende financieringswijze, tezamen het beheerssysteem vormend, zie paragraaf 4.1.2.

Met het voorgaande zijn impliciet de gangbare uitgangspunten verwoord voor het uitvoeren van economische analyses. Zo wordt het `Pareto-criterium'[6] toegepast op de welvaart(sverandering) van individuen als gevolg van een keuze voor een beheerssysteem. Hierbij worden vigerende eigendomsrechten ten aanzien van het milieu als uitgangspunten beschouwd. Andere voorkeuren ten aanzien van milieugoederen en de eigendomsrechten van toekomstige generaties blijven buiten beschouwing. In deze studie wordt slechts geconstateerd dat economische analyses (en dus ook de in deze studie uitgevoerde LCC) worden uitgevoerd vanuit een hiervoor vastgestelde set van uitgangspunten.

Te maken keuze
De verdeling van kosten en baten kan worden gespecificeerd naar hoofdgroepen betrokkenen:
- de nationale overheid
- gemeenten
- waterschappen
- provincies
- overheidsbedrijven
- privé zuiveringsbedrijven
- privé huishoudens.

Leveranciers van intermediaire goederen en diensten blijven buiten beschouwing. In het voorbeeld van afvalwaterzuivering zijn alleen de kosten voor bewoners en overheid meegenomen.

4.1.4 Kosten en baten van actoren

Na het vaststellen van het doel van het meten van kosten en baten is het object waarvoor deze worden gemeten van belang. Bij de LCC gaat het om de economische analyse van een beheerssysteem door de overheid. Vanuit dit overheidsperspectief zijn de maatschappelijke kosten en baten van bijzonder belang. Hierbij zijn echter in de voorgaande paragraaf hoofdgroepen geselecteerd. Voor elk van deze hoofdgroepen worden de kosten en baten bepaald en het betreft derhalve slechts een partiele berekening van de maatschappelijke kosten en baten. Voor de berekening van de kosten van de geselecteerde hoofdgroepen dient te worden vastgesteld:
a. de activiteiten die aan de kosten ten grondslag liggen;
b. de aard van de opofferingen die door de kosten wordt weergegeven;
c. de wijze waarop de kosten worden gemeten.

[6] Bij het Pareto-criterium zijn alleen die handelingen toegestaan die tot een Pareto-verbetering leiden. Een Pareto-verbetering is een situatieverandering waarbij minstens een persoon er (naar eigen inzicht) op vooruit gaat en niemand er (naar eigen inzicht) op achteruit gaat.

Bij de evaluatie van de specifieke beheerssystemen betreft het een planningsvraagstuk, waarbij de kosten een weergave zijn van de opgeofferde waarde –eenheden voor een beheerssysteem. Deze kosten worden in geld uitgedrukt op basis van het “integrale kosten” concept. Derhalve worden alle kosten (“full cost”) meegenomen (directe en indirecte; variabele en vaste kosten).
Bij de kosten en baten voor direct betrokken personen en organisaties worden de uitgaven, inkomsten, en uitgespaarde uitgaven in de berekening meegenomen. Hoe deze bepaald worden vergt nadere keuzen.

Te maken keuze

- Kapitaalslasten en lopende directe uitgaven zijn altijd volledig opgenomen.
- De *costs of ownership*, in de keten en inclusief voorbereidende activiteiten en uiteindelijke sloop en sanering, zijn relevant. Overheads moeten toegerekend worden, evenals een aandeel in de lasten van *combined production*.
- Alle bedragen zijn inclusief belastingen, retributies en andere overdrachtsbetalingen. Aangezien in het voorbeeld van afvalwaterzuivering alleen de kosten voor bewoners en overheid worden meegenomen speelt dit daar niet .
- Tekorten bij overheden worden via algemene middelen aangevuld geacht; overschotten vloeien naar algemene middelen.
- Indirecte effecten die in beschouwing genomen worden in bijvoorbeeld Total Cost Accounting zoals bijvoorbeeld de omzetderving door naamsverlies, blijven buiten beschouwing; die managementinformatie voor bedrijven is in de context van een normatieve beschouwing over maatschappelijke kosten en hun verdeling niet van belang.

4.1.5 Generiek of tailor made

Bij de bepaling van verwachte kosten speelt kennis van technieken en markten een belangrijke rol. Neem de private kosten van een eigenaar/beheerder. Voor de operationalisatie is het bijvoorbeeld van belang welke toegang tot kapitaalmarkten relevant is om de juiste rentepercentages te kunnen bepalen (bedrijven kunnen geld lenen tegen een lager percentage dan particulieren); welke keuzen en veronderstellingen over levensduur en daarmee samenhangende onderhoudskosten gemaakt worden; en van welke toekomstige marktprijzen wordt uitgegaan. In situaties waarin kosten-batenberekeningen regelmatig gemaakt moeten worden is het van belang dergelijke keuzen te standaardiseren om een vergelijkbaarheid van uitkomsten te garanderen. Een dergelijke specificatie kan zo ver gaan dat hij specifiek is voor bepaalde toepassingsgebieden. Zo kan bijvoorbeeld de levensduur van bepaalde verfsystemen op zoutwater-sluisdeuren worden vastgelegd ten behoeve van optimalisatie van onderhoudssystemen voor deze deuren. De precisie en vergelijkbaarheid van analyses neemt daarmee toe maar zo ook hun complexiteit.

Te maken keuze
De keuze voor *tailor made* methoden van operationele economische waarderingsmethoden valt buiten de scope van dit project. In dit project worden alleen algemene methoden gegeven voor de bepaling van kosten en baten. Daar waar specifieke standaardmethoden zijn uitgewerkt, zoals in de VS voor de bepaling van de kosten van elektriciteitsproductie, kunnen deze worden toegepast.

4.1.6 Kosten en baten: waar

Het lijkt in het algemeen niet mogelijk te zijn de locatie van economische effectmechanismen en effecten ruimtelijk te specificeren, anders dan naar de locatie van de centrale actoren. Ook bij de maatschappelijke kosten en baten die niet financieel herkenbaar zijn in marktprijzen (de negatieve en positieve externe effecten) worden in de economische analyse niet meegenomen.

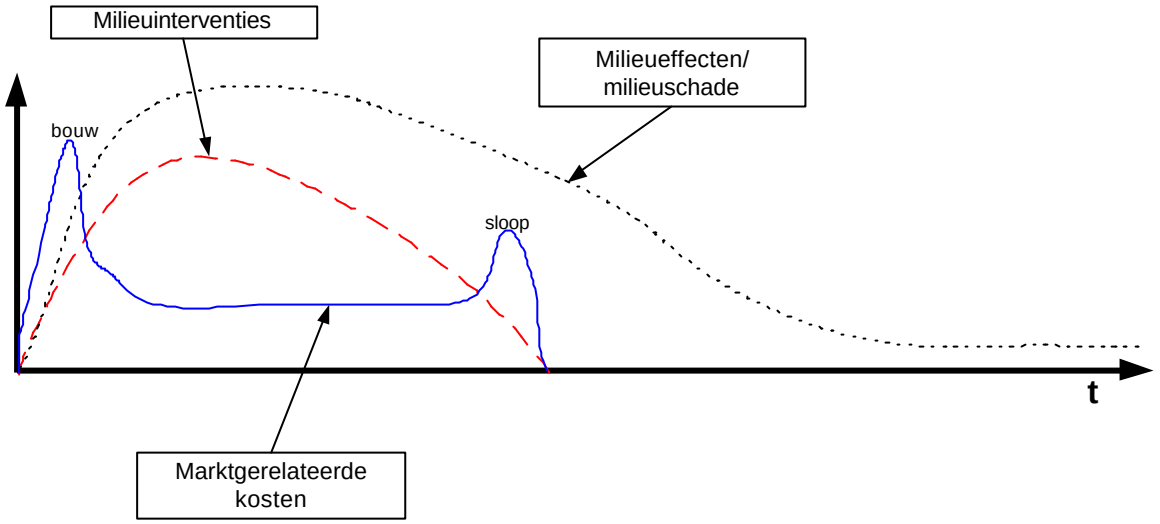
Te maken keuze
Kosten en baten worden niet ruimtelijk gedifferentieerd anders dan naar de locatie van hoofdactoren.

4.1.7 Kosten en baten: wanneer

Kosten en baten van een investering of besluit zijn gespreid in de tijd. De lastigheid is dat de marktegebonden kosten en baten verschillend in de tijd geplaatst zijn en dat de resulterende milieueffecten ten dele weer een geheel andere tijdsschaal lopen, tot aan het tijdsstip oneindig toe (zie Figuur 6). Het tijdstip van kosten en baten is essentieel omdat de resulterende getallen zo goed

mogelijk de preferenties van betrokken personen weer moeten geven, inclusief de voorkeur voor goede dingen liever eerder en slechte dingen later. In de LCA heeft men echter in hoofdzaak gekozen om van het tijdsaspect af te zien, via de steady state achtige opzet van de analyse. Ook optimalisatietechnieken zijn meestal comparatief-statische evenwichtsanalyses. Het combineren van beide typen analyseinstrumenten is daarom niet goed mogelijk op een geüniformeerde grondslag.

Te maken keuze
Kosten en baten worden ten minste globaal in de tijd gespecificeerd.



Figuur 6: Spreiding in de tijd van marktgerelateerde kosten en van milieuinterventies en milieueffecten.

4.1.8 Disconteringsvoet en toekomstige marktprijzen

Disconteringsvoet geeft de tijdspreferentie aan gecombineerd met een risicoinschatting van de toekomstige netto opbrengsten. In de disconteringsvoet kan ook met inflatieverwachtingen rekening worden gehouden. Voor grotere investeringsprojecten zal met meerdere disconteringsvoeten gewerkt moeten worden gezien de onzekerheden.

Te maken keuze
Sluit aan bij de conventies van het Europees Stelsel van Nationale en Regionale Rekeningen in de Gemeenschap (ESR95). Uitgegaan wordt van inflatievrije prijzen. Het Nederlandse ministerie van Financiën hanteert daarbij een disconteringsvoet van 4% voor het vaststellen van de waarde van activa van overheids- en semi-overheidsinvesteringen en bezittingen, inclusief meerderheidsbelangen in private ondernemingen. In het voorbeeld afvalwaterzuivering dat hier ter illustratie wordt gebruikt wordt gebruik gemaakt van een disconteringsvoet van 5% en van 10%.

4.2 Samenvatting praktische opzet van een LCC wanneer deze is afgestemd op een LCA

In de analyse van de kosten kan een onderscheid gemaakt worden tussen *specifieke* analyse van bepaalde opties op een bepaalde plaats en tijd en een *generieke* analyse van technologische opties zoals deze zouden kunnen functioneren in bepaalde vooralsnog ongespecificeerde situatie. In de specifieke analyse wordt de situatie zoals deze is als startpunt genomen en worden de kosten (en baten) van de keuze geanalyseerd zoals deze zich dynamisch in de tijd ontwikkelen nadat de beslissing is genomen. Voor een echte dynamische analyse is als startpunt een in plaats en tijd gespecificeerde concrete situatie nodig. Bij een generieke analyse van technologische opties, geabstraheerd van tijd en plaats, is een dynamische analyse moeilijk te realiseren. In die situatie kan worden volstaan met een relatief eenvoudiger comparartief-statische analyse. Deze kan worden ingevuld als een *steady state* analyse die aangeeft hoe het systeem zou functioneren als het 'voor eeuwig' zou bestaan of als een puntevenwicht. Deze laatste wijze van modelleren is hier niet relevant;

het gaat om het functioneren over de gehele levensduur. De *steady state* benadering is daarom voor generieke beslissingen de aangewezen manier van modelleren.Een aantal beperkt dynamische aspecten, zoals regelmatige patronen in de tijd, kunnen in deze *steady state* worden ingebracht. In de tijd herhalen bepaalde type kosten zich elk seizoen, elk jaar of elke paar jaar. In het voorbeeld van afvalwater behandeling gaat het dan bijvoorbeeld om de jaarlijkse kosten van onderhoud en de bouw- en sloop kosten aan het eind van de levensduur van een IBA.

Voor beslissingsondersteuning dient er altijd een referentiesituatie gespecificeerd te worden die de effecten weergeeft van een keuze ten opzichte van 'niet kiezen'. Er is hier een verschil tussen de generieke en de specifieke besluitvormingssituatie. In de specifieke situatie, zou de dynamische analyse een specifiek moment in de tijd als startpunt nemen zodat de situatie 'voor' en 'na' kan worden vergeleken. Daarnaast kunnen opties ten opzichte van elkaar worden vergeleken, bijvoorbeeld als een verschilanalyse. De *steady state* analyse, waarbij een specifiek startpunt ontbreekt, kan nooit de situatie 'voor' en 'na' weergeven maar slechts de situatie 'met' en 'zonder'. Er is dus behoefte aan een specifieke referentie voor de 'zonder' situatie. In het voorbeeld van afvalwaterzuivering is er voor gekozen voor om de situatie zonder enige vorm van zuivering als referentie te kiezen. In dat geval zijn er geen kosten voor de zuivering en wordt het afvalwater direct geloosd.

Tabel 4: Modeleringsopzet als functie van de beslissingssituatie.

Beslissingssituatie	***modelleringsopzet***	***relevantie voor het voorbeeld afvalwaterzuivering***
Generieke beslissingen: Technologie keuze	- comparartief-statisch, als *steady state* evenwicht	***base line***, zoals LCA
	- comparartief-statisch, als puntevenwicht	hier niet relevant
	- "dynamisch"	hier niet relevant (waarschijnlijk in geen enkel geval)
Specifieke beslissingen: Investeringsbeslissing	- comparartief-statisch, als *steady state* evenwicht	hier niet relevant (waarschijnlijk in geen enkel geval)
	- comparartief-statisch, as puntevenwicht	hier niet relevant
	- dynamisch	*base line*, niet hier

***Steady state* analyse**

Voor de milieugerichte levenscyclusanalyse is de comparartief-statische analyse van economische processen voornamelijk opgezet als een *steady state* analyse. Om tot een vergelijkbare analyse van de kosten te komen kan deze *steady state* benadering ook hier als uitgangspunt worden gebruikt. Voor de gegeven technologieën kan een tijdserie worden gespecificeerd met alle activiteiten die zichzelf in de steady state herhalen na constante tijdintervallen. Verschillen tussen de verschillende jaren herhalen zichzelf uiteindelijk. De economische analyse van de kosten kan op twee verschillende manieren worden opgezet. Ten eerste kunnen de kosten gespecificeerd worden en, als er ook baten zijn, netto kosten of baten, als een gemiddelde over de investering en onderhoud cycli. Deze gemiddelde kosten zijn echt tijdafhankelijk en kunnen direct vergeleken worden met jaarlijkse emissies naar en onttrekkingen van het milieu. Conceptueel gezien passen de gemiddelde jaarlijkse kosten goed binnen het raamwerk van budget analyse van overheidsorganisaties.

De tweede optie om een totaalbeeld te schetsen is om het tijdsaspect te gebruiken bij het genereren van op discontering gebaseerde kosten, waarbij rekening wordt gehouden met het tijdspatroon in de *steady state* analyse. Investeringen komen voor onderhoud en reparatie en verwijdering. De op discontering gebaseerde kosten zijn eenvoudig te verbinden aan andere typen van economische analyse, maar minder geschikt voor budget analyse. Er zijn drie standaard technieken om *steady state* kosten en baten te bepalen: als gedisconteerde *Nett Present Value* (NPV) gebaseerd op een bepaalde disconteringsvoet; als annuïteit die het oneindige gebruik van het systeem financiert; en, alleen als er kosten **en** baten zijn, de *internal rate of return* (met vergelijkbare maar meer grove maatregelen zoals pay-back time).

Gedisconteerde NPV is niet echt een valide optie in *steady state* analyse, omdat nog steeds een startpunt moet worden aangenomen. De annuïteit lijkt de meest relevante optie voor generieke analyse in het voorbeeld van afvalwaterzuivering.

Dynamische analyse
De dynamische analyse is gespecificeerd met de historische situatie als uitgangspunt. Het beschrijft de situatie zoals deze zich ontwikkelt nadat de beslissing is genomen. In een echte dynamische analyse kunnen de betreffende processen veranderen in de tijd als gevolg van technologische vooruitgang. Deze vooruitgang kan leiden tot additionele kostensoorten. Bijvoorbeeld toekomstige baten van technologische vooruitgang gaan verloren wanneer beslissingen worden genomen die de technologie voor lange termijn vastlegt. De waarde van het verloren gaan van de optie is dan een kostenelement. Een echte dynamische analyse van zich ontwikkelende technologieën gaat veel verder dan de normale standaard analyse en zou een aanzienlijke wetenschappelijke inspanning vergen. Dus zelfs wanneer een dynamische analyse wordt nagestreefd, zoals vaak het geval is, kan het nog steeds het beste zijn om te starten met comparatief-statische analyse en dan later wat dynamische elementen toe te voegen zoals de verborgen kosten van investeringen in nog niet afgeschreven kapitaallasten, of in het voorbeeld van afvalwaterzuivering ongebruikte overcapaciteit van een rwzi . Dit wordt hier verder uitgewerkt.

Tabel 5:Uitdrukken van overall kosten en baten van systeemkeuzen

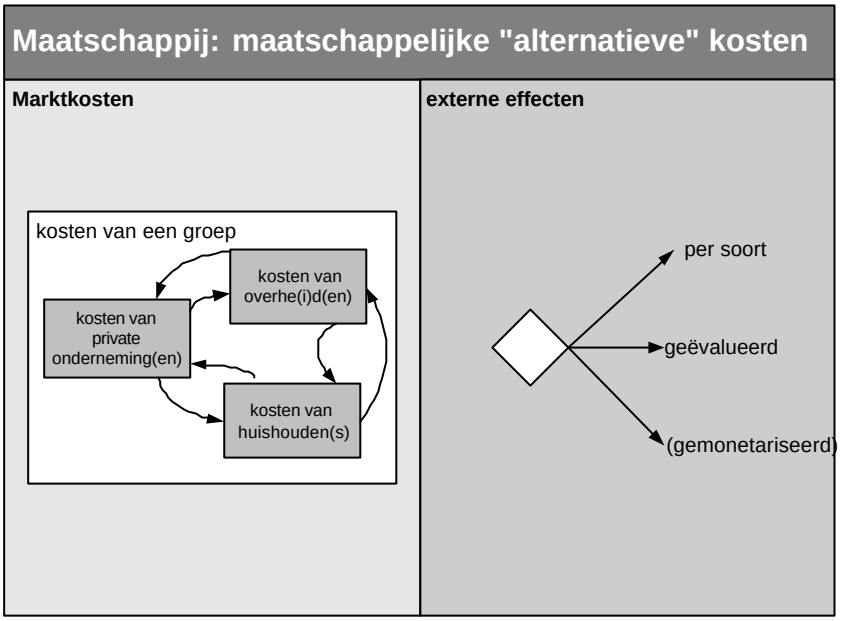
beslissingssituatie	***modelleringsopzet***	***overall kosten(/baten) maat***
generieke beslissingen	- comparartief-statisch, als *steady state* evenwicht	-gemiddelde jaarlijkse kosten -annuïteit - interne rentevoet -(verdisconteerde netto contante waarde)
	- comparartief-statisch, als puntevenwicht	---
	- "dynamisch"	---
specifieke beslissingen	- comparartief-statisch, als *steady state* evenwicht	---
	- comparartief-statisch, als puntevenwicht	---
	- dynamisch	-verdisconteerde netto contante waarde - interne rentevoet -(annuïteit) -(gemiddelde jaarlijkse kosten)

Welke kosten
Kosten kunnen gespecificeerd worden als budget uitgaven van een budgethouder. Als een investering gefinancierd is met een lening, is de rente over deze lening een kostenelement. Het concept van alternatieve kosten heeft een meer algemene toepasbaarheid in termen van verloren gegane baten. Wanneer deze wordt gemeten in termen van marktprijzen vindt er een impliciete discontering plaats. Evenwichtsprijzen reflecteren het tijdsaspect in termen van de kosten voor de lening voor de investering, als verloren gegane opbrengsten van een alternatieve investering. Dit begrip van alternatieve kosten wordt idealiter gebruikt in het voorbeeld van afvalwaterzuivering. Dit kostenbegrip heeft daarmee veel meer een sociale betekenis, als de waarde van alle verloren gegane baten waar ook ter wereld.

Directe kosten van leningen zijn hierbij niet inbegrepen aangezien de alternatieve kosten niet gespecificeerd zijn in tijd en er een aparte disconteringsstap wordt toegepast. Verder kunnen de kosten worden opgesplitst in marktgerelateerde kosten en externe effecten zoals kosten die niet tot uiting komen in marktprijzen. Hier is ervoor gekozen om milieueffecten niet te aggregeren in quasi markttermen. Daarmee worden de kosten beperkt tot marktgerelateerde kosten, zoals deze tot uiting komen in (mogelijk gecorrigeerde) marktprijzen. Dit is het type kosten dat in het voorbeeld van afvalwaterzuivering in beschouwing wordt genomen.

Kosten voor wie
Het meest simpele kostentype is wat men betaalt voor een product. Bij collectieve diensten zoals riolering zijn verschillende personen en organisaties betrokken bij de organisatie en betaling van de dienst. Kosten zijn dan de kosten van de groep waarbij onderlinge betalingen irrelevant zijn voor de groep als een geheel. De groep vormt een systeem waardoor alleen betalingen naar buiten als kosten worden gezien. Binnen de groep zijn er ook kosten voor de activiteiten behorende bij het in werking houden van de dienst.

De groep vormt een systeem waarbij alleen betalingen naar buiten gezien worden als kosten. Binnen de groep zijn er ook kosten omdat de activiteiten die binnen de groep plaats vinden en te maken hebben met het in gang houden van de een dienst zoals afvalwaterzuivering ook alternatieve kosten kunnen hebben. Het schoonmaken van de leidingen van een IBA gaat immers ten koste van vrije tijd of ten koste van de dienst die een doe-het-zelf klusje zou kunnen opleveren. Dergelijke kosten zijn alleen relevant voor private huishoudens. Dit punt zal verder alleen kwalitatief worden meegnomen.

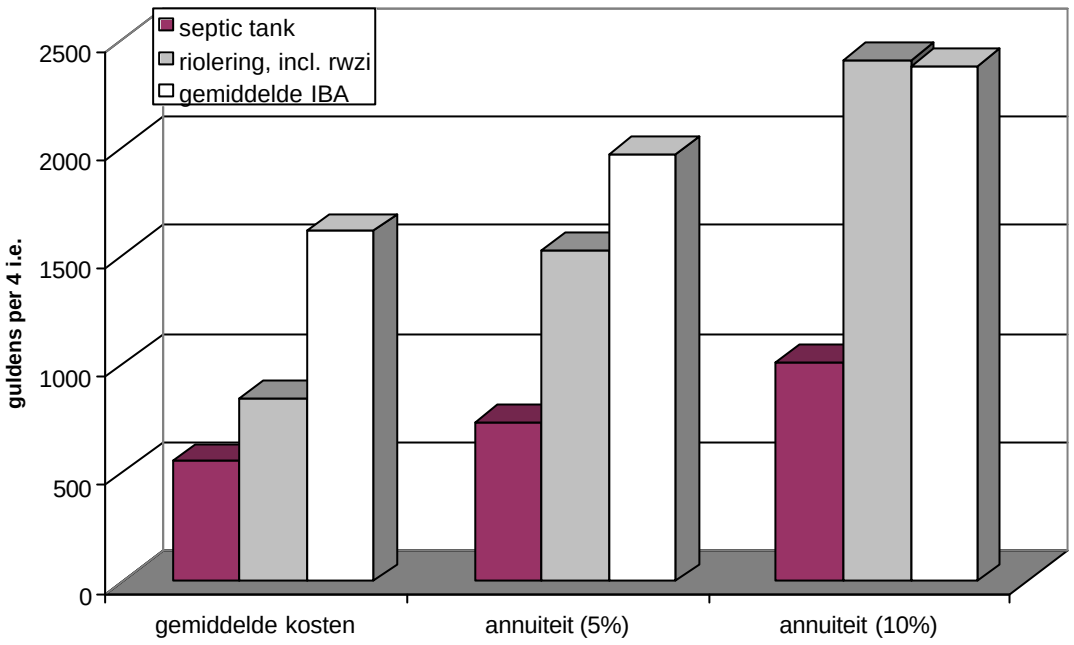


Figuur 7: Welke kosten, voor wie: een overzicht van opties

Samenvatting van de keuzen gemaakt voor de LCC in het voorbeeld van afvalwaterzuivering

- De vergelijking tussen IBA systemen met een collectieve riolering wordt gezien als een generieke vergelijking, waardoor echt dynamische analyse wordt uitgesloten.
- De gebruikte analyse is de comparatief-statische analyse, opgezet als een *steady state* analyse en is gericht op een 'met' en 'zonder' vergelijking
- Voor specifieke investeringen, kunnen een aantal additionele dynamische kostensoorten worden gespecificeerd. Een volledige dynamische analyse is in de praktijk niet mogelijk voor de analyse van investeringen op kleine schaal.
- De *overall* systeemkosten zijn gespecificeerd in termen van:
  - gemiddelde jaarlijkse kosten
  - annuïteit
- Milieuaspecten worden niet gemonetariseerd maar zijn onderdeel van een aparte analyse en worden gekwantificeerd per type effect en/of als een gewogen score. Kosten blijven hiermee beperkt tot marktgerelateerde alternatieve kosten
- De kosten worden uitgewerkt voor de belangrijkste betrokkenen, als een groep.
- De verschillende betrokkenen in de groep zijn: huishoudens, gespecialiseerde rioolwaterzuiveringsbedrijven en publieke organisaties betrokken bij de riolering.

In Figuur 8 wordt een voorbeeld gegeven van de resultaten van de LCC kostenberekening wanneer deze wordt toegepast binnen het voorbeeld van afvalwaterzuivering. In de figuur wordt duidelijk dat het als gevolg van het verschil in levensduur tussen IBA's en rwzi (10 tot 20 jaar voor IBA's en gemiddeld 30 jaar voor rwzi's) en het verschil in verhouding tussen operationele kosten en kosten van bouw en sloop, uitmaakt of er gerekend wordt met gemiddelde kosten of met annuïteiten. Hoe hoger het rentepercentage wordt gekozen hoe duurder de rwzi wordt ten opzichte van de IBA.



Figuur 8:Voorbeeldresultaat van gemiddelde kosten en annuïteiten voor verschillende afvalwaterzuiveringsopties. Het gaat hier om een illustratie die is gebaseerd op een groot aantal methodische keuzen die ook anders gemaakt kunnen worden.

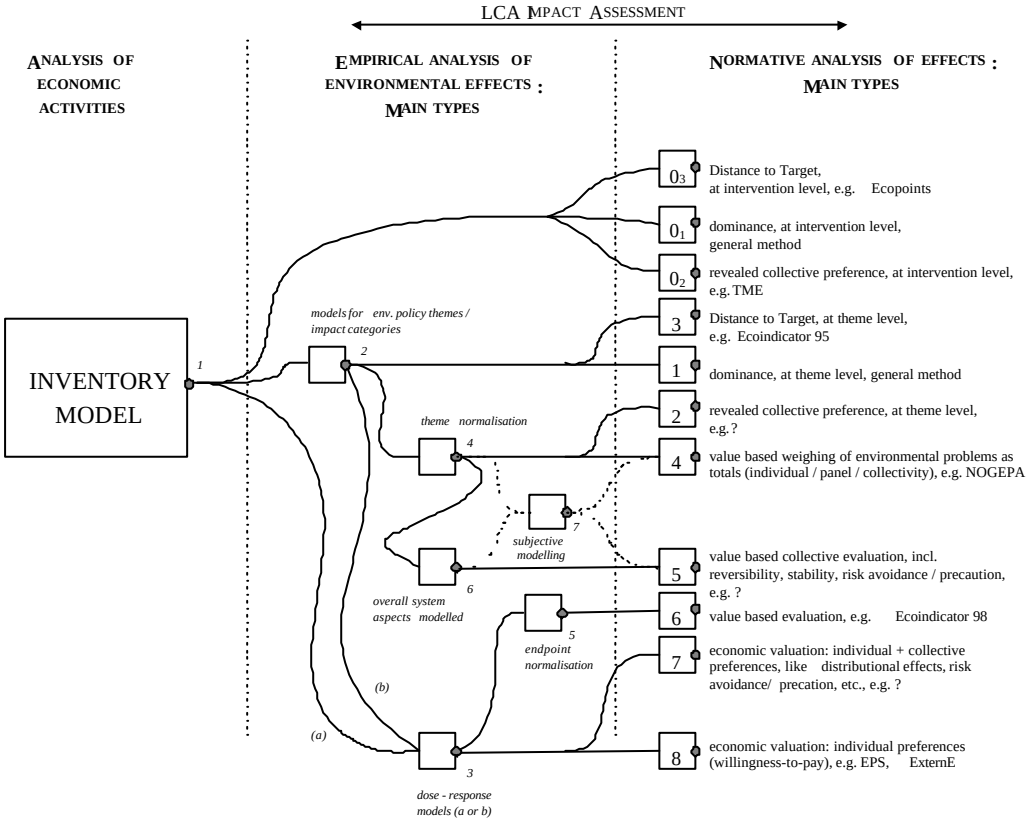
5 Opzet milieueffecten bepalingsmethode

Een LCA begint met het inventariseren van milieu-ingrepen, ook wel interventies genoemd, behorend tot het gedefinieerde systeem. Deze interventies bestaan voornamelijk uit emissies van bepaalde stoffen naar het milieu en onttrekkingen van bepaalde grondstoffen uit het milieu. De geïnventariseerde interventies worden vervolgens vaak in een inzichtelijker en relevantere vorm geordend. Dit gebeurt middels de LCA Impact Assessment. In de Impact Assessment worden emissies, onttrekkingen en andere interventies vertaald in (een set) milieuscores. Er kan een onderscheid worden gemaakt tussen empirische analyse en normatieve analyse, zie Figuur 9. Het empirische modelleerwerk resulteert in een set van milieuscores. Om tot een enkelvoudige milieuscore te komen is de introductie van normatieve elementen noodzakelijk omdat zeer verschillende milieueffecten, zoals bijvoorbeeld ecosysteem schade en menselijke gezondheid hiervoor geaggregeerd dienen te worden. In beide stappen van de analyse dienen methodische keuzen te worden gemaakt welke in de onderstaande paragrafen zullen worden toegelicht.

5.1 Empirische analyse: Impact categorieën versus dose-response modellering

Bij Impact Assessment spelen verschillende modellen een rol. Figuur 9 geeft een overzicht van de verschillende mogelijke modellen. Impact Assessment kan drie extreme vormen aannemen:

- interventies niet verder modelleren;
- het modelleren en aggregeren tot milieubeleidsthema's/impact categorieën (zie Figuur 10);
- verdere modellering tot het eindpunt van safeguard subjects zoals menselijke gezondheid en ecosysteem gezondheid.



Figuur 9: Opties voor modellering in LCA Impact Assessment met een onderscheid tussen empirische en normatieve methoden.

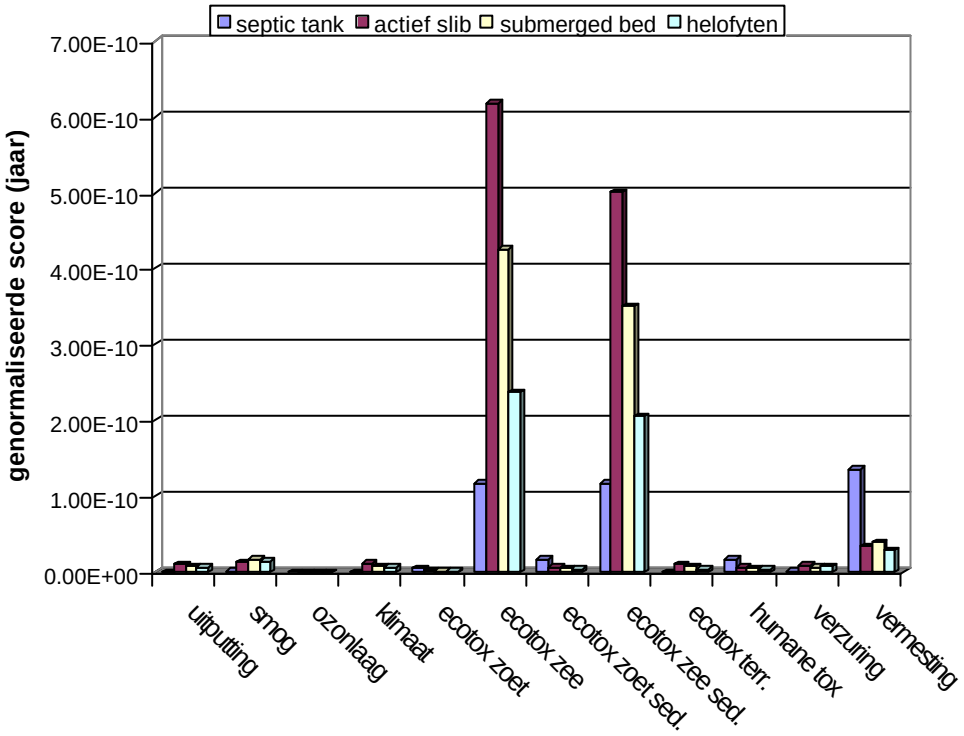
In het eerste extreme geval wordt de ingreep- of interventietabel die het resultaat is van de Life Cycle Inventory en bestaat uit een lange lijst (honderden) emissies en onttrekkingen niet verder geaggregeerd en direct gebruikt in de besluitvorming. Het spreekt voor zich dat een dergelijke lange lijst van interventies de besluitvorming niet erg vergemakkelijkt. In het tweede geval worden de emissies en onttrekkingen geaggregeerd op basis van hun potentiële bijdrage aan een beperkte lijst

milieuthema's (zie Figuur 10). De scores op deze milieuthema's worden dan vervolgens gebruikt in de besluitvorming.

In het derde geval, doormodelleren tot eindpunten van safeguard subjects, kan gebruik worden gemaakt van een dose-response-model (schade functie) of door gebruik van meer subjectieve kwantitatieve of kwalitatieve milieukundige informatie m.b.t. relaties naar eindpunten. De onzekerheid van dose-response modellering wordt, als gevolg van het toenemende aantal noodzakelijke schattingen en subjectieve analyses, groter naarmate men dichter naar het eindpunt toe modelleert. Wanneer gekozen wordt voor de eerste of tweede optie en stopt bij interventies of milieuthema's wordt de besluitvorming gecompliceerd door het relatief groot aantal milieuparameters (zie ook hoofdstuk 7). Er bestaat dus een wisselwerking tussen empirische onzekerheid en evaluerende complexiteit m.b.t. de keuze van de positie in de dose-response keten binnen de empirische analyse. Echter op dit moment ontbreekt binnen alle bestaande methoden om tot het eindpunt te modelleren de basis van informatie over hoe de score op eindpunten wordt afgeleid, of is deze ondoorzichtig.

De meest gangbare benadering in Nederland is de tweede optie ofwel de thema/impact categorieën benadering, waarin een aantal effectthema's gespecificeerd worden. Het overzicht van de SETAC impactcategorieën (Udo de haes, 1996 en Udo de Haes et al., 1999b) zijn weergegeven in Tabel 6.

Te maken keuze
De keuze is dus tussen de impactcategorieën- en de dose-response-benadering. Er is een algemene voorkeur voor de eerste benadering vanwege de bovengenoemde overwegingen. Als men de milieueffecten wenst te monetariseren, de externe kosten in LCC, heeft de dose-response aanpak de voorkeur. Het gebrek aan operationele modellen voor de dose-response aanpak, met name m.b.t. emissies naar water, geeft de impact categorieën benadering een belangrijk voordeel in het voorbeeld van afvalwaterzuivering.



Figuur 10: Resultaat van de LCA Impact Assessment met voor het voorbeeld afvalwaterzuivering middels IBA's gemodelleerd en geaggregeerd tot milieubeleidsthema's/impact categorieën. Het gaat hier om een illustratie die is gebaseerd op een groot aantal methodische keuzen die ook anders gemaakt kunnen worden. Verder is hier nog geen rekening gehouden met locatiegebonden milieueffecten die kunnen ontstaan als gevolg van het lozen van effluent.

5.2 Empirisch analyse: Ongelijksoortigheid in ruimte

Tabel 6 geeft de ongelijksoortigheid in ruimte van de verschillende impactcategorieën weer. Deze ongelijksoortigheid kan niet worden opgelost en er zijn twee opties hoe hiermee om te gaan:

- geen rekening houden met ongelijksoortigheid en wel streven naar het onder een noemer zetten van de verschillende impacts;
- wel rekening houden met ongelijksoortheid, en de impacts daardoor niet onder een noemer brengen. B.v. de indicatoren groeperen[7] naar de ruimtelijke impact: global-, regional- en local impacts.

Tabel 6: Default lijst van LCA impact categorieën.

Impact category	Spatial scope
A. Input related categories	
Extraction of abiotic resources	Global
Extraction of biotic resources	Global
Land use	
subcategory: Increase of land competition	Local
subcategory: Degradation of life support functions	Continental/regional/local
subcategory: Degradation of biodiversity	Continental/regional/local
B. Output related categories	
Climate change	Global
Stratospheric ozone depletion	Global
Human toxicity	Glob/continental/regional/local
Eco-toxicity	
subcategory: aquatic eco-toxicity	Glob/continental/regional/local
subcategory: terrestrial eco-toxicity	Glob/continental/regional/local
subcategory: sediment eco-toxicity	Glob/continental/regional/local
Photo-oxidant formation	Continental/regional/local
Acidification	Continental/regional/local
Nutrification	Continental/regional/local
Odour	Local
Noise	Local
Radiation	Regional/local
Casualties	Local
Waste heat	Local

Te maken keuze

Met betrekking tot ongelijksoortigheid van de ruimtespecificatie zijn er twee mogelijkheden; of rekening ermee houden of niet. Alleen het laatste geeft de mogelijkheid om de impacts onder een noemer te brengen. In het voorbeeld van afvalwaterzuivering is ervoor gekozen om geen rekening te houden met de ongelijksoortigheid van de ruimtespecificatie zodat de milieueffecten geaggregeerd kunnen worden tot een enkelvoudige milieuscore die onder andere nodig is voor het bepalen.van de eco-efficiëntie van verschillende opties.

5.3 Empirisch analyse: Ongelijksoortigheid tijdsspecificatie

Tot nu toe zijn verschillende impact categorieën gespecificeerd naar verschillende tijdshorizons. De inventory modelling in LCA is steady state modellering. Het lijkt dus ook voor de hand liggend om de impact assessment te modelleren als steady state (naar oneindigheid), zoals het geval is in toxiciteit modellering via multimedia modellen. Andere impact assessments zijn dynamisch en integreren over een oneindige tijd, als in het geval bij ozone depletion, of integreren over bepaalde tijdsperioden, zoals in het geval van global warming potential. Het uitgangspunt in kosten-batenanalyse (KBA) en LCC is anders. Hier wordt er niet geïntegreerd over tijd, maar gedisconteerd tot heden (zie ook 2.2.2).

Twee bezwaren tegen het gebruiken van oneindigheid als tijdshorizon is, dat men dingen die ver in de toekomst gebeuren even zwaar weegt als dingen die nu gebeuren en dat nieuwe technologieën in de

[7] Dit wordt als een mogelijkheid binnen de ISO richtlijnen voorgesteld

tussentijd het probleem opgelost zouden kunnen hebben. Een argument voor het gebruiken van oneindigheid is dat men daardoor voorkomt dat problemen worden afgewenteld naar de toekomst en daarmee passen bij een begrip als duurzaamheid. De impact categorieën die gebaseerd zijn op steady state kunnen niet zomaar dynamisch gemodelleerd worden en andersom. De oplossing voor dit probleem zou kunnen zijn, dat men kiest voor twee tijdsperioden: 100 jaar of oneindigheid als voorgesteld door Udo de Haes et al. (1999a). De gekozen aanpak dient tenminste zo consistent mogelijk te worden toegepast.

Het moet wel duidelijk zijn dat het tijdshorizon probleem zowel bij de inventory modelling als bij de impact assessment speelt. Een voorbeeld van de eerste is: met welke emissies houdt men rekening in een afvalstortplaats; emissies die binnen 100 jaar vrijkomen en/of na 100 jaar tot oneindigheid (alles komt vrij, eventueel na omvorming). Deze vraagstelling is m.n. belangrijk voor het verbrande zuiveringsslib dat naar een afvalstortplaats wordt afgevoerd en voor afgedankte IBA's/riolering. In het geval van impact assessment kan een verschil in gekozen tijdshorizon ook leiden tot een verschil in de uitkomst. Een voorbeeld is het geval van accumulatie van persistente stoffen in het milieu die op een gegeven moment tot het bereiken van de normen zal leiden – het moment waarop een norm bereikt wordt zou binnen of buiten een tijdshorizon van 100 jaar kunnen vallen.

Als men wenst aan te sluiten bij de LCC tijdsaanpak zijn er in principe twee mogelijkheden, die vooral betrekking hebben op de inventory:

- globaal tijdspad (0-50 jaar) met diskontering. Deze aanpak sluit heel goed aan bij KBA/LCC, maar stelt hoge eisen aan de inventory data, die moeten worden gelabeld met de tijd waarop ze plaats vinden. De complexiteit neemt toe met de complexiteit van het systeem;
- cumulatieve opdeling in de tijd. Dit vraagt dat er in de inventory data een onderscheid wordt gemaakt in interventies die plaats vinden op tijdhorizons van b.v. 5, 10, 20, 50, 100 jaar en oneindig. Deze aanpak maakt het mogelijk om verschillende weegfactoren te koppelen, een hogere voor de effecten die nu of binnen 10 jaar gebeuren en een lagere factor voor effecten die verder weg in de tijd plaats zullen vinden. Deze aanpak zou enigszins vergelijkbaar zijn met het disconteren van kosten zoals het gebeurt in de KBA en LCC.

Te maken keuze
De vraag is hoe om te gaan met de tijdsperiode waarop de inventory en de impact assessment betrekking heeft. Mogelijkheden zijn:

- steady state modellering en het aanhouden van een tijdshorizon, e.g. 100 jaar, waar steady state modellering niet mogelijk is
- globaal tijdspad (0-50 jaar) met discontering
- cumulatieve opdeling in de tijd

De laatse twee sluiten het best aan bij LCC modelling, maar stellen ook specifieke eisen aan de inventory data. De uiteindelijke keuze is afhankelijk van de randvoorwaarden (zie paragraaf 2.2.2). In het voorbeeld van afvalwaterzuivering is gekozen voor een steady state modellering omdat de andere opties nog niet operationeel zijn.

5.4 Empirisch analyse: Gevoeligheidszones in lokale milieueffecten versus risico analyse

De LCA methodiek behandelt onvermijdelijk de mogelijke (potentiële) milieueffecten en niet de daadwerkelijke effecten, ten gevolge van het gebrek aan tijdelijke en ruimtelijke specificatie.
Dus in geen van de impact assessment modellen gaat het om meetbare voorspellingen maar alleen om indicatoren van de relatieve ernst per thema, zodat bijvoorbeeld de relatieve ernst van ongelijksoortige sets van toxische emissies vergeleken kan worden. Dit maakt de LCA methodiek vooral geschikt voor regionale en globale milieu impacts. Lokale effecten kunnen bepaald worden, rekening houdend met de gevoeligheid van de betrokken gebieden, bijvoorbeeld door een indeling in gevoeligheidsklassen en een globale ruimtelijke specificatie van interventies. Voor effecten in de keten, die op regionaal of mondiaal niveau bepaald worden, is dit niet of slechts in beperkte mate mogelijk en relevant. Een ruimtelijke specificatie is relevant voor de impactcategorieën die in Tabel 6 cursief zijn aangegeven.

Een ruimtelijke specificatie van impact categorieën vereist dat ook de inventory data ruimtelijke gespecificeerd zijn. In de impact categorieën aanpak is dit in het algemeen niet het geval en kan derhalve leiden tot een onhanteerbare hoeveelheid gegevens. De enige impact assessment methode, waarbij een poging in deze richting ondernomen wordt is de Impact Pathway analysis zoals in Extern

E (http://externe.jrc.es/). In deze methodiek zijn alle (lucht) emissies gespecificeerd naar de regio waar zij optreden, een distributiemodel is toegevoegd en het aantal inwoners betreffende de verschillende concentraties is gespecificeerd.

Een LCA met ruimtelijke specificatie kan worden uitgevoerd op een van de volgende manieren:
- alleen inventory data worden ruimtelijk gespecificeerd;
- eerst wordt een “global” LCA uitgevoerd en een ruimtelijke specifieke impact assessment wordt alleen uitgevoerd voor de emissies met de grootste bijdragen;
- de ruimtelijke specificatie wordt alleen gedaan voor de voorgrondprocessen.

Er is heel weinig ervaring met ruimtelijke specificatie van de impactcategorieën. In de Deense EDIP methodiek wordt een ruimtespecifieke factor[8] voorgesteld Deze heeft een waarde tussen 0 en 1. Die is 0 als het zeer onwaarschijnlijk is dat er een effect zou optreden. Als er niets bekend is over de waarschijnlijkheid m.b.t. effecten wordt die op 1 gezet. Er bestaat de mogelijkheid om de factor te variëren tussen 0 en 1 voor meer of minder gevoelige gebieden. Opgemerkt dient te worden dat het gebruik van ruimtespecifieke factoren consequenties heeft voor de daaropvolgende normalisatie[9] en weging; deze zouden moeten worden aangepast. Het lijkt daarom verstandig om deze aanpak beperkt te gebruiken bijvoorbeeld in het kader van een gevoeligheidsanalyse.

In het voorbeeld van afvalwaterzuivering lijkt een beperking van de ruimtelijke specificatie tot de voorgrondprocessen voor de hand liggend. De meest actuele impact categorieën zijn: ruimtegebruik, humane toxiciteit, vermesting en ecotoxiciteit. Er zou met ruimtespecifieke factoren van de drie verschillende gevoeligheidszones bijvoorbeeld zeer kwetsbare, kwetsbare en niet-kwetsbare zones, kunnen worden gewerkt. Het probleem is echter dat er geen landelijk geaccepteerde definitie en systematiek is van deze drie typen zones[10]. Er wordt dus ook voorgesteld om alleen te differentiëren tussen (zeer) kwetsbare en niet-kwetsbare zones. Het vastzetten van de ruimtespecifieke factoren kan worden gebaseerd op het verschil in verwaarloosbare ((zeer) kwetsbare zones) en maximum toegestane (niet-kwetsbare zones) risico’s c.f. omgaan met risico’s.

Te maken keuze
Het is hier de vraag of er met ruimtespecifieke factoren, rekening houdend met verschillende gevoeligheden van gebieden, kan worden volstaan of dat een risicoanalyse nodig zou zijn. Een tussenoplossing is eerst de ruimte differentiatie in te voeren in een gevoeligheidsanalyse en afhankelijk van de uitkomsten hiervan een risicoanalyse uit te voeren. Deze keuze is vooral afhankelijk van de randvoorwaarden. Is het bijvoorbeeld een generieke of specifieke vraag (zie 2.1.2) ? Bij een generieke vraag kan worden volstaan met een LCA waarin gewerkt wordt met een aantal gevoeligheidszones voor milieueffecten. Dit in tegenstelling tot wanneer het gaat om een specifieke vraag. In dat geval zou gekozen kunnen worden voor de tussenoplossing.
Factoren die een rol spelen bij de concrete keuze zijn: wil men de feitelijke risico’s te weten komen of gaat het vooral over de relatieve afweging tussen verschillende systemen? Moet er specifiek rekening gehouden worden met de factoren die leiden tot het indelen in kwetsbare zones of kan men volstaan met het aangeven van een schatting van het verschil tussen kwetsbare en niet kwetsbare zones? Een voorbeeld van een moeilijke afweging betreffende een locatiespecifiek probleem is wanneer het gaat om een keuze tussen een IBA met afvoer *in* een natuurgebied of het aanleggen van een riool *door* ditzelfde natuurgebied. Wellicht is om deze vraag te beantwoorden een risico- analyse nodig.
In het voorbeeld van afvalwaterzuivering is er in principe voor gekozen om naast de LCA een generieke risicoanalyse uit te voeren voor de locale risico's die voortkomen uit de emissie van effluent uit IBA's en rwzi's en de overstort uit riool. In de praktijk heeft deze risicoanalyse echter slechts een beperkte invulling gekregen (zie paragraaf 5.6).

[8] De equivalentie factor wordt vermenigvuldigd met de ruimtespecifieke factor.
[9] Het aantal normalisatiefactoren neemt toe, evenredig aan het aantal regio’s.
[10] Kwetsbaarheid wordt in verband gebracht met de vgl. elementen:
- Functie van ontvangende medium
- Bij oppervlaktewater is het verdunnende vermogen van belang
- Bij bodem is de grondsoort van belang
- Hydrologie: Bodem: kwel vs. intrekgebieden; water: voedselrijk vs. bovenlopen

Het is niet mogelijk om deze elementen direct te modelleren in de huidige multi-media modellen.

5.5 Normatief analyse: Keuze van waarderingsmethode

De ongelijksoortige opzet van de effectmodellering bemoeilijkt een onderlinge waardering van deze effecten. De eerste vraag is daarom ook of er moet worden gestreefd naar het aggregeren tot een enkele milieuscore of dat men kan volstaan met een dominante analyse en/of een multi-criteria analyse in de eindevaluatie, waar naast een set van milieu-scores ook kostenaspecten en milieurisico's worden meegenomen om tot een preferentie te komen van een bepaald systeem.

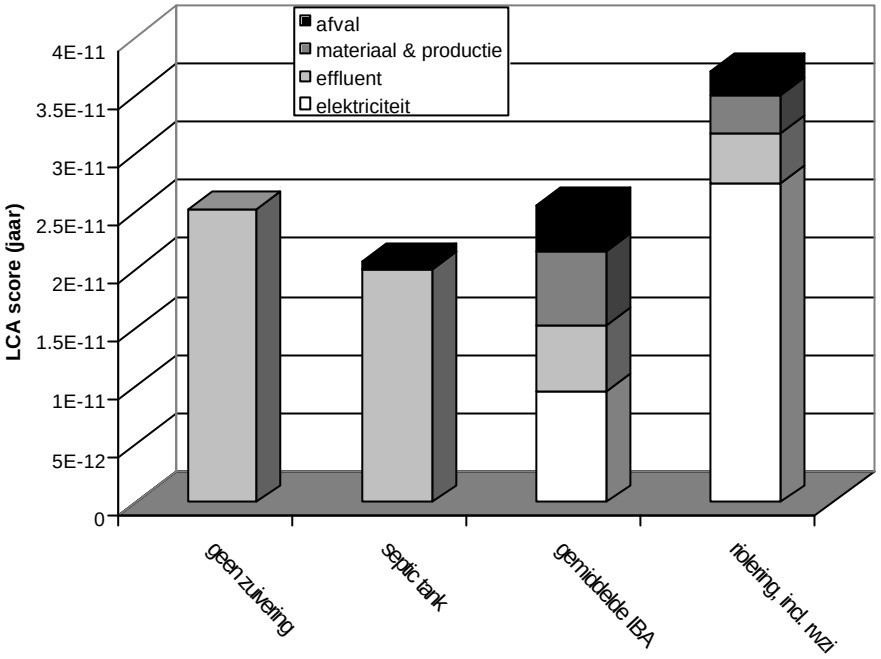
Voor de maatschappelijke waarderingsstap, die nodig is om de verschillende milieueffecten onder een noemer te brengen, bestaan vier principieel verschillende benaderingen (zie ook Figuur 9):

- *Revealed collective preferences*
  Hierbij worden de preferenties van de maatschappij vastgesteld. Probleem is dat op dit moment expliciete uitspraken over deze preferenties ontbreken. Wel is het mogelijk om uit gemaakte keuzen in het milieubeleid een impliciete waardering af te leiden. Een dergelijke revealed collective preference benadering zou het weegprobleem op kunnen lossen.
- *Distance to target*
  Bij deze methode is de afstand tot een bepaald beleidsdoel de basis voor de onderlinge weging van milieuproblemen. Deze benadering maakt geen onderlinge weging van de intrinsieke ernst van milieuproblemen, de intereffect weegfactor is gezet op 1. Andere beperkingen zijn de beperkte operationalisatie en een sterke afhankelijkheid van geografische locatie.
- *Waardegebonden evaluatie*, bijvoorbeeld met geoperationaliseerde duurzaamheidwaarden
  Deze benadering geeft aan waarom effecten belangrijk zijn. Een gekwantificeerde methode op basis van waarden ontbreekt. Wel zijn er kwalitatieve redeneringen waarmee per geval uitspraken gedaan kunnen worden. Meestal hebben die een voorwaardelijke karakter, in de zin van 'als dit effect minder belangrijk is dan dat, dan leiden de gegevens tot deze keuze'.
- *Monetarisering*
  De meeste monetariseringsmethoden zijn gebaseerd op individuele voorkeuren, zoals bereidwilligheid tot betalen (willingness to pay) in Extern E en EPS. Echter, ook revealed collective preference methoden kunnen worden uitgedrukt in monetaire eenheden.
- *Panel methode*
  In de Panel methode worden een groep mensen, deskundigen of betrokkenen of een combinatie van deze twee groepen, gevraagd om gewichten toe te kennen aan milieueffecten.

Voor alle vijf de benaderingen geldt dat de weegfactoren van bestaande methoden niet zonder meer kunnen worden overgenomen wegens onvolledigheid en vanwege het feit dat geen rekening wordt gehouden met verschillende schaalniveaus.

Te maken keuze

De eerste vraag die dient worden beantwoord is: is het nodig en wenselijk om de milieueffecten onder een noemer te zetten? Indien deze vraag met 'ja' is beantwoord is de vraag welke benadering de voorkeur heeft. Het is onvermijdelijk om de milieueffecten onder een noemer te zetten als men de overall eco-efficiëntie wenst uit te drukken (zie bijvoorbeeld Figuur 12). Wat betreft de waarderingsbenaderingen heeft de *revealed collective preference* aanpak en de waardegebonden evaluatie middels een Delphi procedure de voorkeur. Monetarisering van de milieueffecten sluit weliswaar goed aan bij de LCC aanpak, maar studies naar monetarisering van watereffecten zijn beperkt aanwezig. Bovendien zijn effecten op ecologische kwaliteiten naar hun aard lastig te vatten, in termen van individuele preferenties. Het is dan de vraag of het voordelen heeft om milieueffecten partieel te monetariseren. De *revealed collective preference* aanpak is op dit moment helaas niet operationeel. Daarom wordt in het voorbeeld gekozen voor de Panel methode die praktisch is ingevuld met de NOGEPA weegfactoren. In Figuur 11 is een voorbeeld te zien van een resultaat van totale aggregatie van LCA-scores. Het grote voordeel van aggregatie wordt meteen duidelijk: het vereenvoudigt de besluitvorming doordat de hoeveelheid informatie waarop deze besluiten moeten worden genomen sterk is gereduceerd. Verder kan andere informatie toegevoegd zoals in dit geval de bron van de milieueffecten: zit het met name in het elektriciteitgebruik of is het materiaalgebruik een belangrijke factor ? Uit het plaatje is af te lezen dat voor de rwzi het elektriciteitsgebruik belangrijk is terwijl het bij een gemiddelde IBA met name gaat om het materiaalgebruik. Deze informatie kan vervolgens ook worden gebruikt door de producenten van de IBA's en waterschappen zodat deze hun producten gericht kunnen verbeteren.



Figuur 11: Gewogen LCA-score voor verschillende afvalwaterzuiveringsopties op basis van de CML 2000 Impact Assessment en NOGEPA panel weegfactoren. Het gaat hier om een illustratie die is gebaseerd op een groot aantal methodische keuzen die ook anders gemaakt kunnen worden. Verder is hier nog geen rekening gehouden met locatiegebonden milieueffecten die kunnen ontstaan als gevolg van het lozen van effluent en overstort.

5.6 Milieurisico's

De verschillende afvalwaterbehandelingssystemen brengen verschillende risico's met zich mee. Het gaat dan met name om risico's ten gevolge van overstort en risico's ten aanzien van de door huishoudens gebruikte chemicaliën etc. Dergelijke risico's vallen uiteen in twee delen: het risico dat een bepaalde gebeurtenis (bv. overstort) plaatsvindt (incidentie) en de milieurisico's die verbonden zijn aan het optreden van deze gebeurtenis. Het eerste type risico zal voor de verschillende typen systemen moeten worden ingeschat op basis van technische specificaties. Voor het inschatten van het tweede type risico zal een milieurisicoanalyse nodig zijn. Hoe de risicoanalyse zal worden aangepakt is sterk afhankelijk van de vraag of het hier gaat om een algemene vraag of een vraag voor een specifieke situatie. In het eerste geval moeten de antwoorden geldig zijn voor een gemiddeld Nederlands milieu terwijl in het laatste geval rekening gehouden moet worden met specifieke lokale omstandigheden. Een heel algemene risicoanalyse zou kunnen plaatsvinden door gebruik van de Nederlandse versie van EUSES, bijvoorbeeld middels de equivalentiefactoren voor de toxiciteitsthema's uit de karakterisatie van de LCA. Een zeer eenvoudige locatiespecifieke risicoanalyse zou rekening houden met de concentratie in het medium en de verspreiding en fate van de stoffen op gespecificeerde locatie typen (bijvoorbeeld gevoeligheidsklassen). Dit zou kunnen worden ingevuld door een aantal relevante locatie typen te definiëren en de berekende milieu-concentratie van de verschillende stoffen in het effluent te vergelijken met de No-Effect Concentrations (NEC's). De risicoanalyse kan echter zo complex en compleet worden gemaakt als men nodig acht. Het gebruik van simpele verspreidingsmodellen zou een eerste stap in de richting van een meer complexe analyse kunnen zijn.

Te maken keuze

Hoe complex en compleet dient de benodigde risicoanalyse te zijn? Het antwoord op deze vraag is afhankelijk van de randvoorwaarden: betreft het een generiek situatie waarin de gemiddelde risico's in Nederland moet worden bepaald of gaat het over een specifieke situatie ? In het eerste geval kan worden volstaan met een grove risicoanalyse bijvoorbeeld gebaseerd op gevoeligheidsklassen in het tweede geval is een locatiespecifieke risicoanalyse op zijn plaats. In het voorbeeld is gekozen voor een generieke situatie en kan dus met een gemiddelde risico's worden volstaan.

6 Onzekerheden

In de concept versie van de nieuwe handleiding LCA is in het onderdeel Interpretatie veel aandacht besteed aan het achterhalen van, het analyseren van en het omgaan met onzekerheden en gevoeligheden in een LCA. Belangrijk daarbij is dat onderscheid wordt gemaakt tussen *validiteit* en *betrouwbaarheid*. De validiteit heeft betrekking op bepaalde methodische keuzen en de keuzen voor bepaalde data(bronnen) die binnen de analyse worden gemaakt en de vraag hoe deze zich verhouden tot het Doel en Reikwijdte van de studie. De betrouwbaarheid heeft betrekking op de waarschijnlijkheid dat de waarde van de data en modelparameters die worden gebruikt waar en/of correct zijn. Middels een gevoeligheidsanalyse kan de invloed van methodische en data keuzen op de eindresultaten van de studie worden bepaald. Om de invloed van de onzekerheden te bepalen kan gebruik gemaakt worden van een onzekerheidsanalyse.

Beide analyses kunnen zeer tijdrovend zijn wanneer ze in de meest complete vorm worden uitgevoerd. Aangezien het hier een simplified LCA betreft dient gefocust te worden op de belangrijkste keuzen en data. Om deze focus tot stand te brengen kan gebruik worden gemaakt van een zwaartepuntsanalyse en een *perturbation* analyse. Met de zwaartepuntsanalyse wordt de bijdrage van bepaalde (groepen) processen, stoffen etc. aan de totale milieu-score bepaald. Hiermee worden dus de voor het eindresultaat belangrijkste processen geïdentificeerd. Vervolgens zal voor deze procesgegevens een gevoeligheidsanalyse worden uitgevoerd. In Tabel 7 wordt een reëel voorbeeld gegeven van het resultaat van een zwaartepuntsanalyse. Uit de tabel wordt duidelijk dat de totale gewogen LCA-milieuscore voor 34% wordt bepaald door het gebruik van elektriciteit in de rwzi, voor 28% door elektriciteit die gebruikt wordt voor de drukriolering, voor 16% door het effluent van de rwzi etc.

Tabel 7: Resultaat van een zwaartepuntsanalyse voor de totale gewogen LCA milieuscore van de rwzi als voorbeeld

Proces	gewogen score	%
Elektriciteit middelspanning	$4.37\ 10^{-12}$	34
Elektriciteit laagspanning	$3.61\ 10^{-12}$	28
Effluent	$2.03\ 10^{-12}$	16
PVC productie	$1.35\ 10^{-12}$	11
PVC verbranding	$1.15\ 10^{-12}$	9

Het is echter mogelijk dat er processen zijn die met de gebruikte dataset relatief weinig bijdragen aan de milieu-score terwijl deze score wel heel gevoelig is voor veranderingen in de gegevens die voor deze processen worden gebruikt. Met een *perturbation* analyse wordt bepaald voor welke gegevens het eindresultaat van de studie het meest gevoelig is. Wanneer een gevoeligheidsanalyse wordt uitgevoerd is het het meest efficiënt om deze te richten op die gegevens waarvan met een zwaartepuntsanalyse of perturbation analyse is gebleken dat ze van groot belang zijn voor het eindresultaat. Wanneer in de toekomst de LCC methodiek is afgestemd op de LCA kan voor de LCC een vergelijkbare procedure worden gehanteerd om de belangrijkste variabelen te achterhalen en de gevoeligheid van de resultaten voor variaties en onzekerheden in deze variabelen te bepalen.

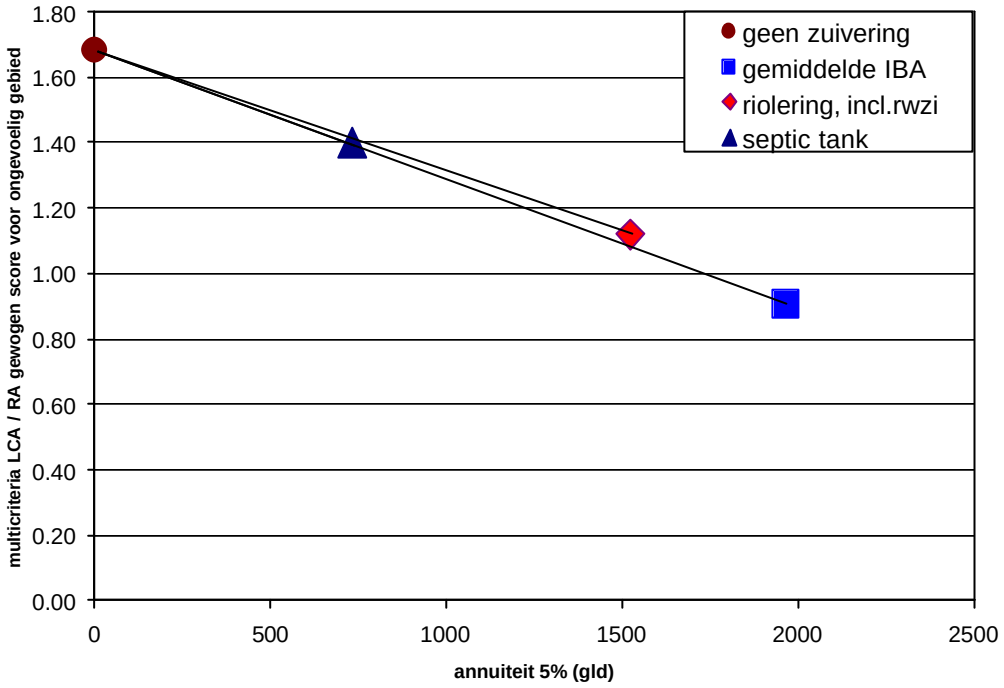
7 Evaluatieopzet

De randvoorwaarden functierealisatie versus optimale budget besteding speelt een belangrijke rol in de evaluatie. Eco-efficiëntie vormt de basis voor optimale budgetbesteding en multi-criteria analyse vormt de basis voor de keuze van een optimaal alternatief (zie paragraaf 7.1).

Bij het evalueren van alternatieven die effect hebben op de kosten en baten van verschillende actoren zijn er bij het streven naar optimale budgetbesteding bijkomende complicaties. Zo zijn er bij de economische analyse meerdere partijen waarbij er budgetbesteding plaatsvindt. Dit vraagt om optimalisatie van meerdere budgets. Met behulp van lineaire programmering kan dit optimalisatie vraagstuk worden opgelost. Hierbij is er sprake van meerdere doelvariabelen en wordt een eerste stap gezet in de richting van een multi-criteria analyse.

7.1 Functierealisatie versus optimale budgetbesteding

Deze randvoorwaarde betreft de besluitvormingssituatie. Gaat het om een optimale budgetbesteding of om een optimale functievervulling? In beide gevallen gaat het om het geheel van maatschappelijk relevante aspecten, maar de keuze kan een geheel andere zijn. Stel dat een vergaande mate van aggregatie van ongelijksoortige aspecten mogelijk is, zodat milieuaspecten en sociaal-economische aspecten elk in een indicator kunnen worden uitgedrukt. Met behulp van deze indicatoren kan de eco-efficiëntie van een alternatief berekend worden.

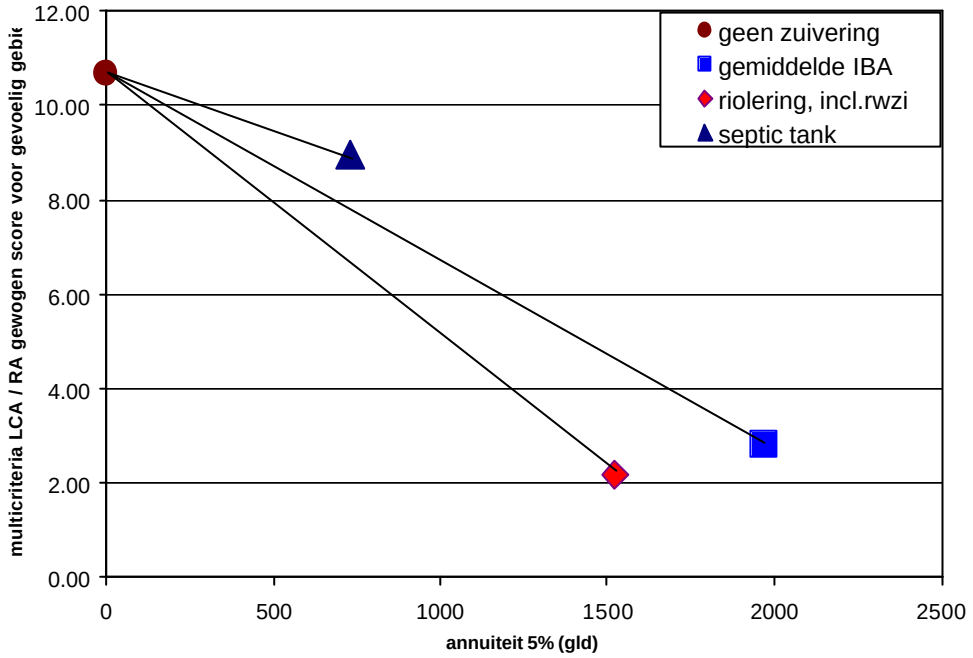


Figuur 12: Eco-efficiëntie van verschillende afvalwaterzuiveringsopties voor een hypothetisch ongevoelig gebied, hoe steiler de lijn van de situatie zonder zuivering omlaag loopt hoe eco-efficiënter een optie is. Het gaat hier om een illustratie die is gebaseerd op een groot aantal methodische keuzen die ook anders gemaakt kunnen worden. Verder is hier nog geen rekening gehouden met locatiegebonden milieueffecten die kunnen ontstaan als gevolg van het lozen van effluent en overstort.

Bij een optimale budgetbesteding staat het budget vast en wordt de milieudruk met dit beperkte budget zoveel mogelijk gereduceerd. De alternatieven worden geordend naar eco-efficiëntie en de meest eco-efficiënte alternatieven worden uitgevoerd totdat het budget is uitgeput. Daar waar alternatieven elkaar wel wederzijds uitsluiten wordt alleen het meest eco-efficiënte alternatief in de reeks opgenomen. Het gaat zo uiteindelijk alleen nog om elkaar niet wederzijds uitsluitende alternatieven. Bij een optimale functievervulling wordt een functievervulling, in het voorbeeld een bepaalde mate van zuivering van afvalwater, als referentie gekozen en worden alternatieven zo samengesteld dat ze globaal aan de functievervulling voldoen. De alternatieven sluiten elkaar wederzijds uit (zie hoofdstuk 7).

Een alternatief dat zowel goedkoper is als beter is voor het milieu wordt een *dominant alternatief* genoemd. Wanneer er zoals in Figuur 12 niet een dominant alternatief is, moet een afweging gemaakt worden tussen de alternatieven op basis van een trade-off tussen kosten en milieu. De functiebenadering leidt tot een keuze voor aansluiting op het riool met rwzi als markteffecten relatief zwaar tellen en voor een IBA als het milieu relatief zwaar telt. In dit voorbeeld is echter nog geen rekening gehouden met de lokale milieueffecten die kunnen ontstaan als gevolg van het gebruik van IBA's.

In Figuur 13 is een soortgelijke vergelijking gemaakt maar nu voor een hypothetisch gevoelig gebied op basis van kosten en milieuscores. In de figuur is te zien dat de gemiddelde IBA zowel qua kosten als qua milieuscore iets slechter scoort dan riolering. De septic tank is weliswaar een goedkope optie maar heeft een hoge milieubelasting.



Figuur 13: Eco-efficiëntie van verschillende afvalwaterzuiveringsopties voor een hypothetisch gevoelig gebied, hoe steiler de lijn van de situatie zonder zuivering omlaag loopt hoe eco-efficiënter een IBA is. Het gaat hier om een illustratie die is gebaseerd op een groot aantal methodische keuzen die ook anders gemaakt kunnen worden. Verder is hier nog geen rekening gehouden met locatiegebonden milieueffecten die kunnen ontstaan als gevolg van het lozen van effluent en overstort.

Te maken keuze

De besluitvormingssituatie moet gedefinieerd worden in termen van de doelstelling: functie-optimalisatie of optimale budgetbesteding. Eco-efficiëntie vormt de basis voor optimale budgetbesteding; multi-criteria analyse vormt in de praktijk veelal de basis voor de keuze van het optimaal alternatief. Voor de keuzen in relatie tot afvalwaterzuivering is vooralsnog niet duidelijk welke situatie de meest relevante is. In de situatie van functieoptimalisatie zal een expliciete trade-off vereist zijn. Immers, vaak zal een systeem dat duurder is in de aanschaf ook beter zijn voor het milieu.

7.2 Praktische invulling van de multi-criteria analyse

Bij functierealisatie is er een aantal verschillende factoren die een rol spelen bij de keuze van alternatieven. In ieder geval de functievervulling, milieueffecten (wel of niet onder een noemer gebracht) de milieurisico's en de kosten. Aangezien niet alle kosten en baten in dezelfde (monetaire) termen kunnen worden uitgedrukt is een absoluut oordeel over de zinvolheid van een alternatief niet mogelijk. Een onderbouwing van de keuze tussen alternatieven vergt een multi-criteria analyse, waarbij een afweging gemaakt wordt tussen de bovengenoemde criteria. Alleen wanneer een alternatief dominant is, zijnde beter in alle aspecten, kan de weging achterwege blijven. Dat is in het voorbeeld niet te verwachten. Het probleem is eenvoudig als het aantal criteria, dat ten grondslag ligt aan de beslissing, klein is.

Er bestaan veel verschillende vormen van multicriteria analyses[11]. Multicriteria analyse bestaat aan de ene kant uit een techniek voor het aggregeren van bepaalde preferenties voor een bepaald criterium en modellering van de preferenties aan de andere kant (zie ook de normatieve analyse in de impact assessment). Elementen die hier een rol spelen zijn: de mate van onzekerheid (zie hoofdstuk 6), thresholds effects (zie paragraaf 5.6), ongelijksoortigheid van tijdshorizon milieueffecten (zie paragraaf 5.3) en de rol van effecten die lopen via het buitenland (ruimtelijke aspect).

In de meest simpele vorm van multicriteria analyse zal de invloed van de verschillende attributen, inclusief de bovengenoemde aspecten verkend worden, zonder dat de besluitnemers informatie hebben over voorkeur of minimum eisen m.b.t. de attributen (zie Tabel 8). In de meeste multicriteria analyses wordt wel informatie van de besluitnemers over de attributen gebruikt. Deze informatie kan worden geformuleerd in de vorm van een gewicht (cardinal), relatief belang (ordinal) of in de vorm van een standaard minimum (standard).

Tabel 8: Standaard vorm van informatie voor een multi-criteria analyse.

Attributen	**Informatie mbt attributen** (standard, ordinal, cardinal)	**Alternatief A**	**Alternatief B**	**Alternatief C**
1. Functionaliteit (doelen) ….. **2. Milieu aspecten** locale milieu risico's global warming euthrophication …. **3. Eco-efficiency**				
4. Kosten maatschappelijke kosten _____ privé huishoudens bedrijven overheden …..				
5. Sociale aspecten ……				

In Tabel 9 is een voorbeeld gegeven van hoe het resultaat van een multicriteria analyse in het afvalwaterzuiveringsvoorbeeld eruit zou kunnen zien voor een hypothetisch gevoelig gebied. De scores van LCA, LCC en risicoanalyse zijn eerst genormaliseerd naar de hoogste score, vervolgens vermenigvuldigd met een weegfactor die het belang weergeeft dat wordt gehecht aan de uitkomsten van de verschillende analyses en daarna opgeteld tot een enkelvoudige score. In dit voorbeeld scoort de riolering plus rwzi het best gevolgd door de IBA. De gewichten die zijn toegekend aan de uitkomsten van de verschillende analyses en de uitkomst van de risicoanalyse zijn hier, tamelijk

[11] Een onderscheid kan worden gemaakt tussen drie typen multicriteria analyses: multiple attribute utility theory, outranking methods en interactive methods.

arbitrair, ingevuld voor een hypothetisch gevoelig gebied: de lokale milieueffecten zijn hier tien maal zo zwaar gewogen als de uitkomsten van LCA en LCC.

Tabel 9: Een multicriteria analyse in het afvalwaterzuiveringsvoorbeeld voor een hypothetisch gevoelig buiten gebied. Het gaat hier om een illustratie die is gebaseerd op een groot aantal methodische keuzen die ook anders gemaakt kunnen worden.

	eenheid	**Gewicht**	**Septic Tank**	**Gemiddelde IBA**	**riolering incl. rwzi**	**geen zuivering**
score						
LCA	jaar		$2.07\ 10^{-11}$	$2.55\ 10^{-11}$	$3.70\ 10^{-11}$	$2.51\ 10^{-11}$
LCC	gulden		732	1967	1524	0
Risicoanalyse	-		$1.35\ 10^{-10}$	$3.45\ 10^{-11}$	$1.92\ 10^{-11}$	$1.61\ 10^{-10}$
naar 1 genormaliseerd						
LCA	-	1	0.56	0.69	1.00	0.68
LCC	-	1	0.37	1.00	0.77	0.00
Risicoanalyse	-	10	0.84	0.21	0.12	1.00
gewogen						
LCA	-		0.56	0.69	1.00	0.68
LCC	-		0.37	1.00	0.77	0.00
Risicoanalyse	-		8.39	2.14	1.19	10.00
Totaalscore economie & milieu			9.32	3.83	2.97	10.68
Totaalscore milieu			8.95	2.83	2.19	10.68

Te maken keuze

Bij optimale budgetbesteding is de vraag of de milieueffecten al onder een noemer gebracht zijn en of de kostenaspecten op een vergelijkbare manier onder een noemer kunnen worden gebracht? In dat geval kan men vaak volstaan met het berekenen van de eco-efficiency (milieuwinst per gulden). Zo niet, is de vraag of een multicriteria analyse met informatie over de attributen wenselijk is. Bij functierealisatie is de vraag welke attributen van belang zijn bij de beslissing? Hoe moet informatie over attributen worden uitgedrukt: als standard, ordinal of cardinal? Wie moeten er bij worden betrokken als beslissingsnemer/stakeholders voor een dergelijk onderzoek naar de preferentie van attributen?

8 Conclusies en aanbevelingen

In de voorgaande hoofdstukken zijn de belangrijkste methodische keuzen binnen LCA en LCC geïnventariseerd en is bekeken in hoeverre deze tools beter op elkaar kunnen worden afgestemd. Op een aantal punten kunnen LCA en LCC vrij eenvoudig met elkaar worden gesynchroniseerd door in beide instrumenten een aantal randvoorwaarden en uitgangspunten op een vergelijkbare manier te kiezen. De twee belangrijkste knelpunten zijn:

- in een LCC wordt uitgegaan van integrale systeembenadering terwijl in een LCA wordt uitgegaan van een functionele analyse;
- in LCC wordt vaak gewerkt met een tijdsgespecificeerde, dynamische opzet terwijl in LCA vrijwel altijd de *steady state* benadering wordt gekozen als basis voor de modellering.

Voor de overige geïnventariseerde aspecten (zie Tabel I en Tabel 2) blijken LCA en LCC verenigbaar te zijn. De belangrijkste eis is dat de methodische keuzen die gemaakt worden bij het uitvoeren van analyses worden afgestemd op elkaar. In de praktijk komt het er in de meeste gevallen op neer dat de LCC wordt aangepast aan de uitgangspunten van de LCA. Dit wordt veroorzaakt doordat de LCC tot nu vaak is ingevuld met een traditionele kostenanalyse waarin de levenscyclus gedachte slechts zeer beperkt of soms zelfs helemaal niet is verwerkt.

Het verdient aanbeveling om de hier gepresenteerde methodische keuzen nader uit te werken voor een concrete locatie. Aan de hand van deze case kunnen dan een aantal richtlijnen worden opgesteld waaraan de LCC en LCA moeten voldoen wanneer kosten en milieueffecten over de gehele levenscyclus samen moeten worden meegewogen in een bepaalde beleidsbeslissing.

9 Referenties

Guinée, J., 1999. Danish-Dutch workshop on LCA methods, held on 16-17 September 1999 at CML, Leiden. Final report, 26-10-1999.

Udo de Haes, H.A., 1996. Towards a methodology for Life Cycle Impact Assessment. SETAC-Europe, September 1996.

Udo de Haes, H.A., O. Jolliet, G. Finnveden, M. Hauschild, W. Krewitt, R. Müller-Wenk, 1999a. Best avaialble practice regarding impact categories and category indicators in Life Cycle Assessment. Int. J. LCA 4 (2), p. 66-74.

Udo de Haes, H.A., O. Jolliet, G. Finnveden, M. Hauschild, W. Krewitt, R. Müller-Wenk, 1999b. Best avaialble practice regarding impact categories and category indicators in Life Cycle Assessment. Int. J. LCA 4 (2), p. 167-173.

Witteveen+Bos (2000a). IBA's en oppervlaktewater: gevolgen van verspreide gezuiverde lozingen van huishoudelijk afvalwater voor de lokale kwaliteit van beeksystemen. Witteveen+Bos, Deventer.

Bijlage 1: Uitgangspunten en berekeningen voor het voorbeeld van afvalwaterzuivering

Inleiding
In dit methodische rapport is ter illustratie van de verschillende methodische keuzen het voorbeeld gebruikt van rioleren en afvalwaterzuivering. De resultaten betreffende dit voorbeeld zijn gebaseerd op berekeningen die zijn uitgevoerd gebruik makende van de gegevens die in deze Appendix zijn gegeven. Ondanks dat de gegevens uit de praktijk afkomstig zijn en zoveel mogelijk de realiteit weergeven moet niet uit het oog worden verloren dat het voorbeeld hier alleen is gebruikt ter illustratie van de methodische afstemming tussen LCC en LCA. De berekeningen zijn immers gebaseerd op een aantal aannames/keuzen die in de praktijk ook anders gemaakt kunnen worden. Op basis van de gegevens die hier gepresenteerd worden kunnen dan ook geen conclusies worden getrokken ten aanzien van de milieueffecten en kosten van de verschillende afvalwaterbehandelingsopties.

Kentallen Septic Tank en IBA systemen
De uitgangspunten voor de berekeningen voor de Septic Tank en de IBA's zijn samengevat in Tabel 10. In deze tabel zijn de verschillende kostenposten beschreven voor de vier typen IBA's samen met kentallen die betrekking hebben op materiaalgebruik, energieverbruik, zuiveringsrendement en andere aspecten die voor de milieuanalyse van belang zijn. De gegevens zijn afkomstig van de fabrikanten van de verschillende systemen, RIZA en Witteveen+ Bos en zijn vastgesteld in overleg met de begeleidingscommissie van dit project. Verder is in Tabel 11 voor de verschillende IBA's de geloosde vracht in het effluent berekend. Een belangrijke algemene referentie, met name ook voor de kosten van de IBA's, die regelmatig wordt herzien is het Handboek Individuele Behandeling van Afvalwater (Van Hall Instituut Business Center, 1999). Verder zijn relevant: CIW 1999, Leidraad Riolering 1998 en van Leeuwen 1997.

Naast deze kwantitatieve uitgangspunten zijn er ook een aantal kwalitatieve uitgangspunten gehanteerd. Voor de materialen die gebruikt worden in de verschillende systemen is aangenomen dat deze na gebruik worden gestort of verbrand, afhankelijk van het materiaal: bouwmaterialen zoals beton, zand en grind worden gestort terwijl kunststof wordt verbrand. Voor het effluent is aangenomen dat het voor 100% op het oppervlaktewater wordt geloosd. In de praktijk zal een belangrijk deel worden geïnfiltreerd in de bodem maar omdat uiteindelijk ook dit kan leiden tot uitspoeling naar het oppervlaktewater is gekozen voor 100% emissie naar het oppervlaktewater. Voor het slib wat wordt geproduceerd is aangenomen dat dit wordt getransporteerd naar rwzi's en aldaar wordt bijgemengd bij het influent. Aangezien in dit voorbeeld alle systemen eenzelfde hoeveelheid slib produceren (zie Tabel 10) is dit verder buiten beschouwing gelaten. Ook zijn een aantal vereenvoudigingen aangebracht in de data. Zo is de elektromotor uitgedrukt als een halve kilo koper.

Tabel 10: Kentallen septic tank en drie verschillende IBA systemen.

		eenheid	septic tank 4-5 i.e.	actief slib 4 i.e.	submerged bed 5 i.e.	helofyten filter 4 i.e.
kosten van het systeem[12]						
	aanschaf	Dfl.	3400	5400	11200	6600
	aanleg/aansluiting	Dfl.	1000-4000	2000-5000	3000-8000	3000-4500
	exploitatie	Dfl./jaar	0	150	250	100
	onderhoud en reparatie	Dfl./jaar	200	300	400	300
	slibafvoer	Dfl./jaar	175	200	250	200
	sloop, incl. afvoer afvalstoffen	Dfl.	3000	3000	3000	700
levensduur		jaar	50	20	20	10
extra onderdelen						
	pomp (levensduur 10 j)	aantal	0	1	1	1
	septic tank				0.5	1
materiaal						
	beton	kg	5718			
	PE	kg		175		
	PVC	kg	7.5	7.5	7.5	34.5
	PET 30% glasfiber	kg			185	
	PP	kg			4	
	zand	kg				38500
	grind	kg				23700
	HDPE	kg				27
	keramiek, drainage buis	kg				300
electriciteitsverbruik		kWh/jaar	0	250	150	30
graafwerkzaamheden		relatieve maat	0.4	0.25	0.5	0.5
effluent		m3/4ie	220	220	220	220
slibproductie		m3/jr	1	0.6 - 1.2	0.6 - 1.2	1
Plaatsing & ruimtegebruik						
	plaatsing		ondergronds	ondergronds	ondergronds	aan oppervlakte
	ruimtegebruik	m2	0	0	0	25
toevoeging zouten P-verwijdering						
	FeCl3 of	kg/jr	0	16.7	16.7	16.7
	Al2(SO4)3 of	kg/jr	0	8	8	8
	Ca(OH)2	kg/jr	0	6.4	6.4	6.4
zuiveringsrendement						
	COD	%	43	90	93	90

[12] Voor een recent overzicht van de kosten van IBA installaties wordt hier verwezen naar het Handboek Individuele Behandeling van Afvalwater dat jaarlijks wordt gepubliceerd door het van Hall Instituut Business Center.

BOD	%	37	95	97	95
Kjeldahl-N	%	8	85	85	85
Ntot	%	4	55	45	65
Ptot	%	15	90	90	90
suspended solids	%	88	93	93	93
As	%	20	25	25	25
Cd	%	22	45	45	45
Cr	%	25	50	50	50
Cu	%	30	87	87	87
Hg	%	30	62	62	62
Ni	%	17	35	35	35
Pb	%	30	86	86	86
Zn	%	30	74	74	74
polycyclische aromaten	%	30	93	93	93
benzo(a)anthraceen	%	30	93	93	93
EOX	%	30	92.5	92.5	92.5
17b-oestradiol	%	5	75	75	75
17a-oestradiol	%	5	44	44	44
17a-ethinyl-oestradiol	%	5	20	20	20
oestron	%	5	66	66	66
sulfiet reducerrende clostridia	%	50	96	96	96
clostridia perfringens	%	50	96.5	96.5	96.5
thermotolerante bacteriën van de coli-groep	%	50	98.8	98.8	98.8
faecale streptococcen	%	50	98.8	98.8	98.8
F-specifieke RNA-fagen	%	50	99.5	99.5	99.5

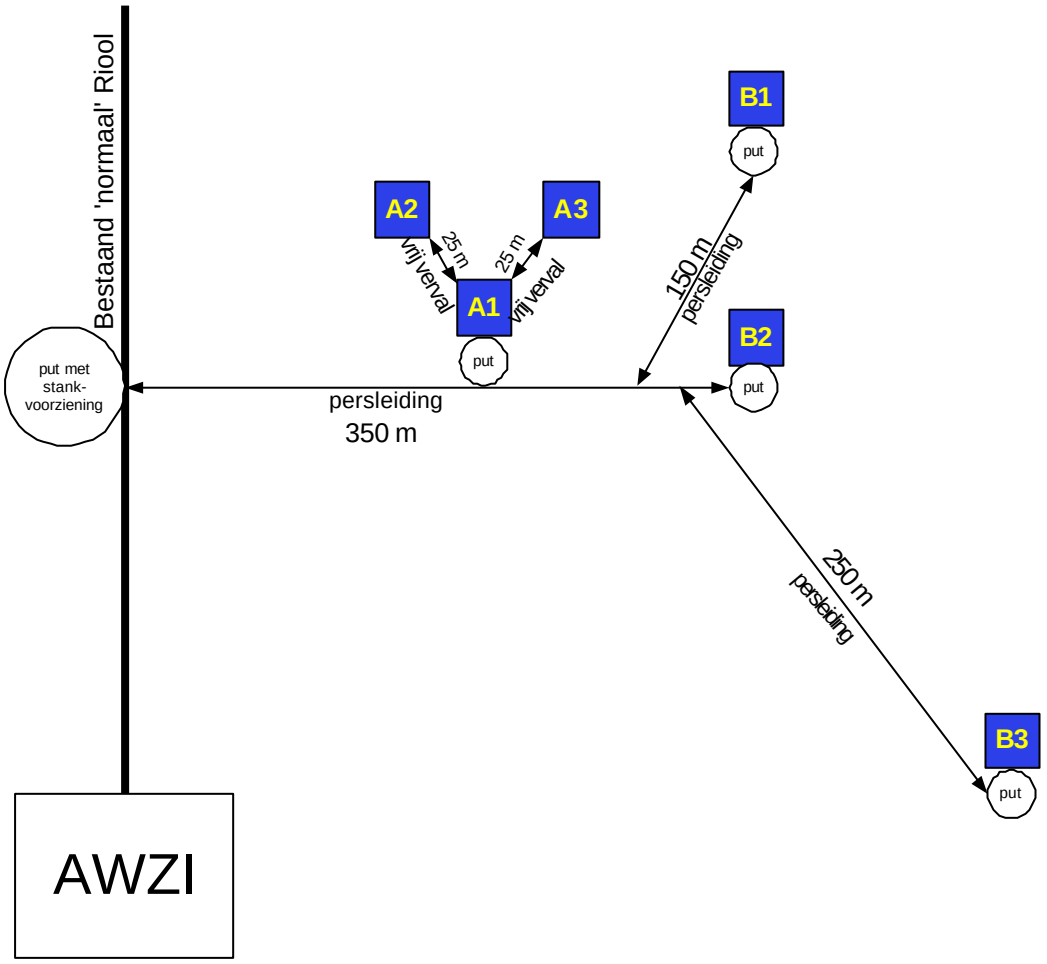
Het zuiveringsrendement van de verschillende systemen is weergegeven in percentages. Om deze om te rekenen in emissies naar oppervlakte water is gebruik gemaakt van een gemiddelde samenstelling van huishoudelijk afvalwater zoals gegeven in Tabel 11 (Witteveen + Bos, 2000).

Tabel 11: Berekening geloosde vracht in het effuent op basis van de samenstelling van huishoudelijk afvalwater (Witteveen + Bos, 2000) en het zuiveringsrendement van de IBA's.

	huishoudelijk	rendement zuivering					geloosde vracht				
	afvalwater	rwzi	septic tank	actief slib	submerged bed	helofyten filter	rwzi	septic tank	actief slib	submerged bed	helofyten filter
	$kg.jr^{-1}.ie^{-1}$	%	%	%	%	%	$kg.jr^{-1}.ie^{-1}$	$kg.jr^{-1}.ie^{-1}$	$kg.jr^{-1}.ie^{-1}$	$kg.jr^{-1}.ie^{-1}$	$kg.jr^{-1}.ie^{-1}$
COD	32.485	93.2	43	90	93	90	2.209	18.516	3.249	2.274	3.249
BOD	15.33	96.4	37	95	97	95	0.552	9.658	0.767	0.460	0.767
Kjeldahl-N	3.3215	94.5	8	85	85	85	0.183	3.056	0.498	0.498	0.498
Ntot	3.3215	84	4	55	45	65	0.531	3.189	1.495	1.827	1.163
Ptot	0.73	91	15	90	90	90	0.066	0.621	0.073	0.073	0.073
suspended solids	24.59	97.1	88	93	93	93	0.713	2.951	1.721	1.721	1.721
As	2.000E-04	25	20	25	25	25	1.500E-04	1.600E-04	1.500E-04	1.500E-04	1.500E-04
Cd	5.001E-05	45	22	45	45	45	2.750E-05	3.900E-05	2.750E-05	2.750E-05	2.750E-05
Cr	2.000E-04	50	25	50	50	50	1.000E-04	1.500E-04	1.000E-04	1.000E-04	1.000E-04
Cu	6.500E-03	87	30	87	87	87	8.450E-04	4.550E-03	8.450E-04	8.450E-04	8.450E-04
Hg	2.008E-05	62	30	62	62	62	7.629E-06	1.405E-05	7.629E-06	7.629E-06	7.629E-06
Ni	5.001E-04	35	17	35	35	35	3.250E-04	4.150E-04	3.250E-04	3.250E-04	3.250E-04
Pb	9.001E-04	86	30	86	86	86	1.260E-04	6.301E-04	1.260E-04	1.260E-04	1.260E-04
Zn	8.100E-03	74	30	74	74	74	2.106E-03	5.670E-03	2.106E-03	2.106E-03	2.106E-03
polycyclische aromaten	3.212E-04	93	30	93	93	93	2.248E-05	2.248E-04	2.248E-05	2.248E-05	2.248E-05
benzo(a)anthraceen	3.650E-06	93	30	93	93	93	2.555E-07	2.555E-06	2.555E-07	2.555E-07	2.555E-07
EOX	5.840E-04	92.5	30	92.5	92.5	93	4.380E-05	4.088E-04	4.380E-05	4.380E-05	4.380E-05
17b-oestradiol	1.387E-06	75	5	75	75	75	3.468E-07	1.318E-06	3.468E-07	3.468E-07	3.468E-07
17a-oestradiol	2.190E-07	44	5	44	44	44	1.226E-07	2.081E-07	1.226E-07	1.226E-07	1.226E-07
17a-ethinyl-oestradiol	2.190E-07	20	5	20	20	20	1.752E-07	2.081E-07	1.752E-07	1.752E-07	1.752E-07
oestron	3.577E-06	66	5	66	66	66	1.216E-06	3.398E-06	1.216E-06	1.216E-06	1.216E-06
sulfiet reducerrende clostridia	3.176E+10	96	50	96	96	96	1.270E+09	1.588E+10	1.270E+09	1.270E+09	1.270E+09
clostridia perfringens	2.701E+10	96.5	50	96.5	96.5	97	9.454E+08	1.351E+10	9.454E+08	9.454E+08	9.454E+08
thermotolerante bacteriën van de coli-groep	6.205E+12	98.8	50	98.8	98.8	99	7.446E+10	3.103E+12	7.446E+10	7.446E+10	7.446E+10
faecale streptococcen	4.672E+11	98.8	50	98.8	98.8	99	5.606E+09	2.336E+11	5.606E+09	5.606E+09	5.606E+09
F-specifieke RNA-fagen	8.395E+09	99.5	50	99.5	99.5	100	4.198E+07	4.198E+09	4.198E+07	4.198E+07	4.198E+07

Uitgangspunten bij het rwzi/riool systeem

Om een vergelijking mogelijk te maken tussen IBA's en het rwzi/rioolsysteem is gebruik gemaakt van een modelsysteem dat een aantal karakteristieke kenmerken bevat voor het buitengebied in Nederland. In de praktijk is iedere situatie natuurlijk weer anders en de uitkomsten van de berekening betreffende het modelsysteem hebben dan ook geen algemene geldigheid. Voor een beslissing in een concrete situatie dienen de uitgangspunten voor de berekeningen dan ook aangepast te worden aan dit specifieke geval. In Figuur 14 wordt een situatieschets gegeven van het modelsysteem. Het modelsysteem bestaat uit een groep woningen in het buitengebied die op verschillende afstanden van elkaar zijn gelegen. Bij iedere woning is een put aanwezig via welke de riolering in het huis is verbonden met de persleiding. A1 is met een persleiding verbonden met het centrale riool. A2 en A3 liggen dicht bij A1 en zijn middels vrij verval riool met A1 verbonden en hebben geen eigen put. B1, B2 en B3 liggen op grotere afstand van A1 en zijn middels persleidingen met A1 verbonden. Op het punt waar de persleiding wordt aangesloten op het normale riool wordt een extra put aangelegd om corrosie te voorkomen. Deze put wordt uitgerust met een extra (stank)voorzieningen. Dit is nodig omdat het afvalwater uit het buitengebied bestaat uit puur afvalwater terwijl het normale, vrijvervalsysteem typisch is uitgelegd op regenwaterafvoer. De concentraties van verontreinigingen in het afvalwater uit de persleiding is daarom veel groter dan die in het vrijvervalriool.



Figuur 14: het modelsysteem voor de vergelijking van IBA met rioolaansluiting

Toerekening van milieubelasting bestaande riolering
Vanaf het aansluitpunt wordt het afvalwater uit het buitengebied afgevoerd naar de rwzi. In principe zou de capaciteit van het bestaande riool moeten worden uitgebreid om de extra instroom uit het buitengebied te kunnen transporten. In de praktijk blijkt de bijdrage van de instroom uit het

buitengebied echter verwaarloosbaar te zijn wanneer als het gaat om extra kosten. De belangrijkste reden hiervoor is dat het vrijvervalriool is uitgelegd op regenwaterafvoer waardoor hydraulisch geen knelpunten ontstaan. Dit betekent dat er geen investeringen zijn in het vrijverval systeem voor de opvang van het water uit het buitengebied (Witteveen + Bos). Bovenstaande is een argument voor een lange termijn marginale benadering: aangezien de omvang van het vrijverval riool niet verandert als gevolg van het aansluiten van drukriool uit het buitengebied kan de milieubelasting die vast zit aan het vrijvervalriool buiten beschouwing worden gelaten.

Een andere benadering is de 'gemiddelde' benadering waarbij een deel van de milieubelasting gekoppeld aan het vrijvervalriool wordt toegerekend aan de woningen in het buitengebied. Het deel dat wordt toegerekend wordt dan gebaseerd op de verhouding tussen het aantal v.e. uit het buitengebied t.o.v. het aantal v.e. dat in totaal is aangesloten op dit vrijvervalriool.

Een derde mogelijkheid heeft te maken met een belangrijk uitgangspunt van de studie namelijk dat we uit zouden gaan van een nieuwe situatie. Wanneer deze nieuwe situatie niet alleen betrekking heeft op het buitengebied zelf maar ook op de omliggende stedelijke omgeving dan is het zeer waarschijnlijk dat in deze stedelijke omgeving sprake zal zijn van een gescheiden systeem (gescheiden opvang en afvoer van regenwater en afvalwater). In dat geval gaat de redenering dat bijdrage van het drukriool aan de totale doorstroom verwaarloosbaar klein is niet op. In het geval van een gescheiden systeem is de afvalwaterafvoer waarschijnlijk ook anders qua structuur en materiaal.

In het rekenvoorbeeld wordt ervoor gekozen om de bijdrage van het buitengebied aan het bestaande vrijverval riool te verwaarlozen.

Overstort
Bij een normaal stelsel dat voldoet aan de basisinspanning stort jaarlijks 40 mm over. Aangezien per jaar 785 mm neerslag valt, is dat 5% van het hemelwater (=schoon water, en nog geen afvalwater). In werkelijkheid stort een mengsel van hemelwater en rioolwater over. Veel waterschappen geven aan dat het verhard oppervlak van percelen gemiddeld maximaal 150 m² mag zijn. Dat betekent dat per perceel 150 m² x 785 mm = 118 m³ hemelwater wordt afgevoerd. Hiervan stort 40 mm (=40 mm x 150 m² = 6 m³) over. Gemiddeld bevat overstortend water 50 gram BZV/m³ (pieken 100 g BZV/m³). Per jaar per huishouden stort derhalve 50 x 6 = 300 gram BZV over. Een huishouden van drie personen produceert per jaar 3 (personen) x 54 (gram BZV pppd) x 365 (dag/jaar) = 59.130 gram BZV/jaar. Uit bovenstaande volgt dat 300/59130 * 100% = 0,5% van het afvalwater overstort is.

Kentallen
Voor het materiaalgebruik en het verbruik van hulpstoffen en energie is uitgegaan van de gegevens van STOWA 96-15, scenario 3 (denitrificatie plus defosfatering) (STOWA, 1996). In het STOWA rapport zijn op basis van levensduur van verschillende onderdelen van de rwzi schattingen gemaakt van de gemiddelde hoeveelheid afval per jaar die, in een steady state situatie, gelijk zijn aan de instromen die nodig zijn om de installatie te onderhouden. De resultaten van deze berekening zijn te vinden in Tabel 12 en Tabel 13.Verder wordt in de berekeningen voor de rwzi uitgegaan van een gemiddelde levensduur van 30 jaar. In de praktijk is het gebruikelijk om uit te gaan van een levensduur van 20 jaar voor het elektromechanische deel en 40 jaar voor het civieltechnische deel.

Tabel 12: Materiaalgebruik rwzi

	bouw (kg)	afval/jaar (kg)	afval (kg per ie)	levensduur
beton	16860000	676000	6.76	25
staal	44019	5290	0.0529	8
ws	692751	26600	0.266	26
rvs	15164	639	0.00639	24
kunststof	100	1.1	0.000011	91
gvk	60	0.55	0.0000055	109
baksteen	94920	2710	0.0271	35
mortel	26220	1380	0.0138	19
aluminium	212	61.1	0.000611	3
glas	12.5	0.43	0.0000043	29

Tabel 13 Gebruik hulpstoffen bij rwzi.

	per jaar	per ie
polymeer kg/j	7865	0.07865
FeCl3 kg/j	233400	2.334
olie kg/j	3000	0.03
compost	13000	0.13
elektriciteit kWh/j	3.91E+06	39.06
pomp energie afvalwatertransport (kWh/j)	2.60E+06	26

In Tabel 14 worden de kentallen voor het en materiaal- en elektriciteitsgebruik voor drukriolering gegeven.

Tabel 14 Materiaalgebruik riolering.

Persleiding	
PVC g/m (diameter 75 mm)	800
elektriciteit ($kWh.j^{-1}.km^{-1}$)	1500
Put	
beton (kg per put)	2000

In Tabel 15 worden de kentallen gegeven van de kosten van het riool/rwzi systeem die gebruikt zijn bij de LCC berekeningen.

Tabel 15: Kentallen kosten riool/rwzi systeem

rwzi			
	bouw	Dfl./i.e.	400
	totale exploitatie	Dfl./i.e./jaar	70
	sloop, incl. afvoer afvalstoffen	Dfl./i.e.	120
riolering inclusief put			
	150 meter persleiding	Dfl.	27500
	sloop	Dfl.	2800
	250 meter persleiding	Dfl.	31000
	sloop	Dfl.	3100
	350 meter persleiding	Dfl.	38500
	sloop	Dfl.	3850
extra put (normaal)		Dfl.	10000
extra put (+stankvoorziening)		Dfl.	10000
inspectiekosten put		Dfl./jaar	100
electricteitskosten persleiding		$Dfl.j^{-1}.km^{-1}$	330

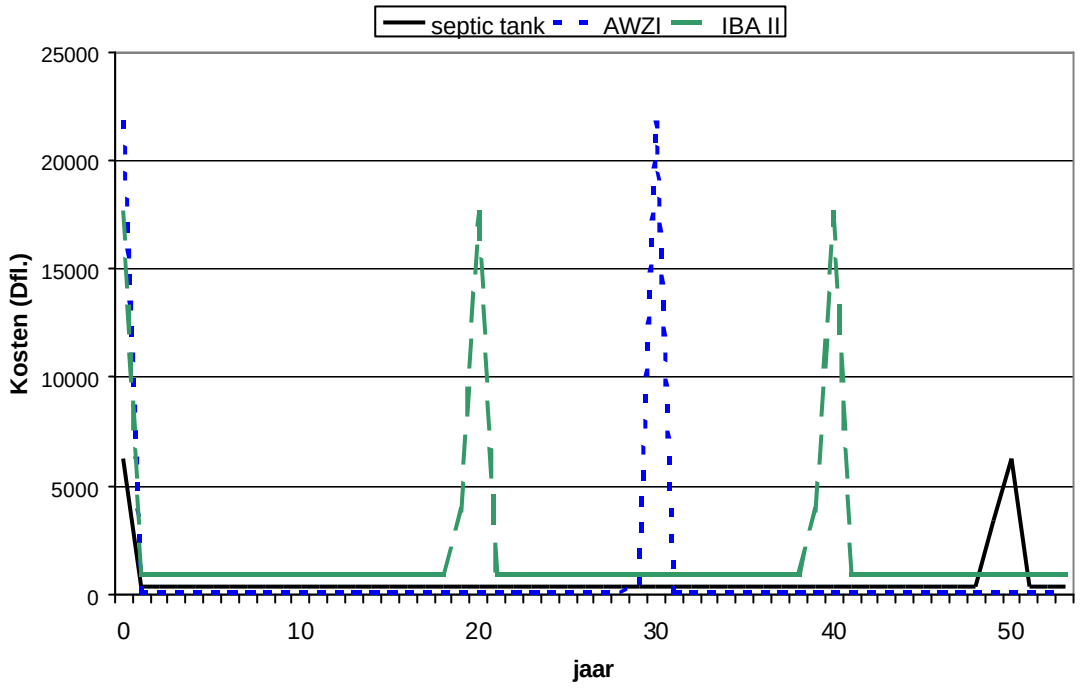
Het zuiveringsrendement en de emissies (geloosde vracht) van de rwzi zijn reeds gegeven in Tabel 11. Verder is aangenomen dat de er geen verschillen zijn tussen de slibproductie en -verwerking van IBA's (bijmenging bij voor de rwzi) en van de rwzi. De verwerking van het slib is in het rekenvoorbeeld is daarom buiten beschouwing gelaten.

Praktische invulling LCC in het voorbeeld (zie hiervoor ook bijlage 2)

De kwantitatieve uitgangspunten voor de berekening in de LCC zijn te vinden in de bovenste rijen van Tabel 10.

De kosten worden in eerste instantie gespecificeerd voor de groep actoren die de dienst afvalwaterzuivering uitvoeren: huishoudens, exploitanten van riolering, en exploitanten van rwzi's. Ten tweede dienen de sociale kosten gecorrigeerd te worden voor overdrachtsbetalingen omdat dit geen

kosten zijn in de zin van verloren gegane bruikbaarheid maar alleen de verdeling van de kosten beïnvloedt. Macro-economische worden niet in beschouwing genomen. Externe effecten worden alleen gespecificeerd naar type en, zover ze gemonetariseerd zijn, apart gehouden van (private) marktkosten.



Figuur 15:Voorbeeld van de kosten in de tijd van verschillende afvalwaterzuiveringsopties. De pieken in de tijd geven de sloop van de vernieuwing van de installatie aan en bestaan uit sloopkosten van de oude installatie en de bouwkosten van de nieuwe. Tussen deze pieken door bestaan de kosten uit de exploitatie en onderhoud.

Er zijn drie standaard maten voor de kosten: gemiddelde jaarlijkse kosten, gedisconteerde netto contante waarde en de annuïteit die alle kosten tot aan oneindigheid dekt. De gedisconteerde netto contante waarde wordt hier gebruikt als tussenstap om de annuïteit te berekenen.

Voor het bepalen van deze kosten is een specificatie nodig van de kostensoorten en een specificatie van de wiskunde die nodig is in de berekeningen. De kostensoorten zijn alle input van benodigde goederen en diensten, inclusief de input van arbeid binnen huishoudens. Voor de kwantificering van de benodigde arbeid voor het onderhoud van IBA's is uitgegaan van de benodigde tijd door een professioneel bedrijf. Voor alle elementen van de in beschouwing genomen systemen is de levensduur gespecificeerd.

De benodigde wiskunde is de volgende:

De gemiddelde jaarlijkse kosten worden gespecificeerd als het gemiddelde van alle jaarlijkse kosten over de gehele levensduur van het systeem. Aangezien is aangenomen dat het model waarin het systeem functioneert een *steady state* model is is dit ook een *steady state* gemiddelde:

$$AC = \frac{\sum_{t=1 \to n} C_t}{n}$$

waarin:

AC= gemiddelde kosten (average costs)
C_t= Kosten in jaar t
n= de levensduur van het systeem

Bij de berekening van de netto contante waarde wordt het startjaar als referentiejaar genomen. Inflatie is niet meegenomen in de prijzen. Berekeningen worden gemaakt met een disconteringsvoet (r) van 5% (0.05) en van10% (0.1). De netto contante waarde (NPV) van de kosten(C) zijn:

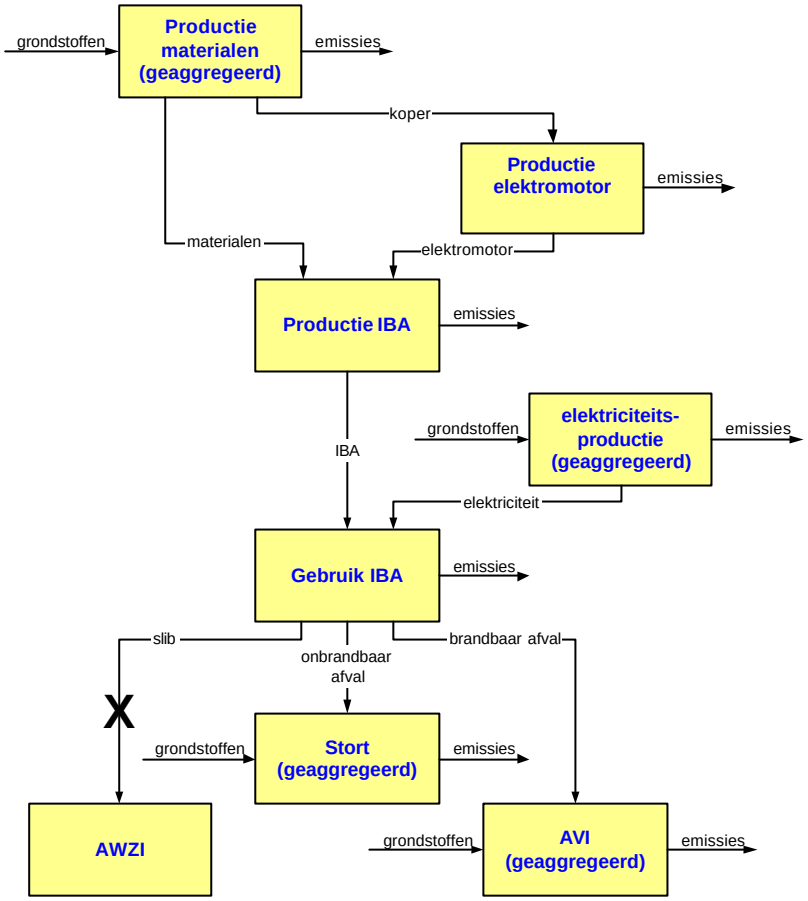
$$NPV = \sum_{t=1 \to \infty} C_t \cdot \frac{1}{1/(1+r)^t}$$

De annuiteit (A) is:

$$A = NPV \cdot r$$

Praktische invulling LCA in het voorbeeld
In deze paragraaf zullen de praktische uitgangspunten van de LCA worden beschreven. Het voert hier te ver om een compleet LCA rapport te schrijven en de uitgangspunten en berekeningswijze zullen daarom in gecomprimeerde vorm worden weergegeven. De LCA berekeningen zijn uitgevoerd met behulp van CMLCA, een computerprogramma dat is ontwikkeld bij het CML (http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/cmlca.html).

Zoals in Hoofdstuk 3 al is aangegeven is gekozen voor de functionele eenheid: *de verwerking van huishoudelijk afvalwater van 1 woonhuis in het buitengebied (4 i.e.) gedurende 1 jaar*. De procesboom zoals deze is gebruikt in de LCA berekeningen is weergegeven in Figuur 16. Voor de voorgrond-processen zoals de productie en het gebruik van IBA is gebruik gemaakt van de gegevens uit Tabel 10. Voor de materiaal- en elektriciteitsproductie en voor de afvalverwerkingsprocessen is gebruik gemaakt van de geaggregeerde procesgegevens uit de ETH database (Frischknecht et al., 1996). Geaggregeerd betekent hier dat gewerkt is met een proces voor bijvoorbeeld de productie van koper waarin alle voorligende processen zoals de mijnbouw in een enkelvoudig proces zijn samengevat.



Figuur 16: Procesboom IBA vergelijking

Voor de LCA Impact Assessment zijn verschillende methoden ontwikkeld. In het voorbeeld is gewerkt met de de Impact Assessment op basis van de meest recente factoren die door het CML ontwikkeld zijn in het kader van het project update van de LCA-methodiek (ook wel aangeduid met 'het LCA-2 project').

In deze methodiek overheersen de thema's ecotoxiciteit zeewater en zeewater sediment de andere scores. Dit wordt veroorzaakt door de emissies van zware metalen en andere elementaire emissies, met name Vanadium, Seleen, Barium en Nikkel, die vaak voor een groot deel afkomstig zijn uit de productie van elektriciteit.

Er is op dit moment een discussie omtrent het belang van de scores op zeewater en zeewater sediment in de nieuwe CML Impact Assessment. In een andere veel gebruikte methodiek voor Impact Assessment, de Ecoindicator 95, zijn geen aparte thema's voor zeewater ecotoxiciteit maar is er wel een apart thema voor zware metalen. De scores op zware metalen in de Ecoindicator 95 zijn zeer vergelijkbaar met de scores op ecotoxiciteit in zee, hetgeen eenvoudig te verklaren is omdat deze laatste scores volledig worden bepaald door zware metalen. Net als bij de CML 99 methode is zijn bij de Ecoindicator 95 vanadium en barium van groot belang, aangevuld met metalen als lood en cadmium.

De risicoanalyse

De risicoanalyse wordt in het voorbeeld gebruikt om de lokale milieueffecten, die geen plaats hebben in de LCA, een plaats te geven in de integrale afweging. De risicoanalyse heeft in dit geval alleen betrekking op de risico's als gevolg van de lozingen van het effluent. Recentelijk is door Witteveen + Bos een onderzoek uitgevoerd in opdracht van het Waterschap Regge en Dinkel (Witteveen + Bos, 2000) naar de invloed van IBA's op de lokale kwaliteit van het oppervlaktewater. In het onderzoek zijn

voor vier verschillende IBA's, dezelfde als gekozen in deze case plus een oxidatiebed/oxidatierotor, de concentraties in het effluent vergeleken met de streefwaarde en het MTR. Hierbij heeft men zich gericht op een aantal stoffen waarvan bekend is dat ze een probleem vormen in het landelijk gebied van Twente: fosfaat, enkele zware metalen en benzo(a)antraceen. Uit het onderzoek is gebleken dat het huishoudelijk afvalwater met een IBA alleen voor lood en chroom gezuiverd kan worden tot een niveau onder de streefwaarde. De concentraties van koper, nikkel, zink, stikstof en fosfaat in het effluent lagen zelfs boven het MTR. Verder is met behulp van modelsimulaties gekeken naar de invloed van verschillende afvalwaterbehandelingsscenario's op de waterkwaliteit van de Elsbeek en de Mosbeek. Uit de modelberekeningen bleek dat na uitvoering van de grp's de resterende IBA's de concentraties van probleemstoffen tot maximaal 25% verhogen. Wanneer wordt uit gegaan van een gemiddelde zomer en zuivering met IBA systemen wordt in de lokale wateren voor de onderzochte verontreinigingen het MTR niet overschreden. In een droge zomer kunnen de concentraties van fosfaat in het oppervlakte water en koper in het sediment het MTR echter overschrijden. Wanneer in hetzelfde gebied alleen septic tanks worden gebruikt zouden worden zijn de concentraties van fosfaat en koper 2 tot 3 keer zo groot. Verder wordt in het onderzoek gewezen op de hiaten ten aanzien van het zuiveringsrendement voor microverontreinigingen zoals bestrijdingsmiddelen, geneesmiddelen en hormonen.

Voor de vergelijking tussen de verschillende IBA's onderling zijn de verschillen in lokale risico's een op een gekoppeld aan de zuiveringsrendementen van de verschillende systemen. Deze zuiveringsrendementen ontlopen elkaar echter niet veel (Tabel 10) alleen de septic tank heeft een aanzienlijk lager rendement voor vrijwel alle verontreinigingen. De overige systemen verschillen alleen op Totaal Stikstof (IBA I 55%, IBA II 45% en IBA III 65%) en verder scoort het IBA II iets beter op COD en BOD.

Conclusie van het bovenstaande is dat het gebruik van septic tanks in het landelijk gebied tot overschrijding van de MTR's kan leiden en dat deze kans groter is dan wanneer andere IBA systemen worden toegepast. Verder scoort het IBA III relatief goed op de verwijdering van stikstof terwijl het IBA II relatief goed scoort op verwijdering van COD en BOD.

Referenties

CIW (1999). Individuele Behandeling van afvalwater IBA-systemen, Commissie Integraal Waterbeheer, 1999, Den Haag.

Frischknecht et al.(1996) Ökoinventare von Energiesystemen, Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den Einbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz, Schlussbericht der Projekte im Bereich "Umweltbelastung durch Energiesysteme", 3. Auflage 1996 (als CD en als gedrukte versie (ca. 2000 blz.) te verkrijgen) (te bestellen bij ENET, Administration und Vertrieb, Postfach 142, CH-3000 Bern 6, Fax: +41 31 352 77 56).

Leeuwen J. van (red.) (1997). Illustratieproces Duurzame Stedelijke Waterkringloop, Milieu-analyse van Varianten, Onderzoeksprogramma Duurzame Technologische Ontwikkeling.

Leidraad Riolering (1998). Module B4000-1: Individuele behandeling van afvalwater: IBA-systemen.

STOWA (1996). Het zuiveren van stedelijk afvalwater in het licht van duurzame milieuhgiënische ontwikkeling. Rapport nr. 96-15. 1996, Utrecht.

Van Hall Instituut Business Center (1999). Individuele Behandeling van Afvalwater, Handboek 1999.

Witteveen+Bos (2000). IBA's en oppervlaktewater: gevolgen van verspreide (gezuiverde lozingen van huishoudelijk afvalwater voor de lokale kwaliteit van beeksystemen. Witteveen+Bos, Deventer.

Bijlage 2: Samenvatting van de resultaten van het rekenvoorbeeld

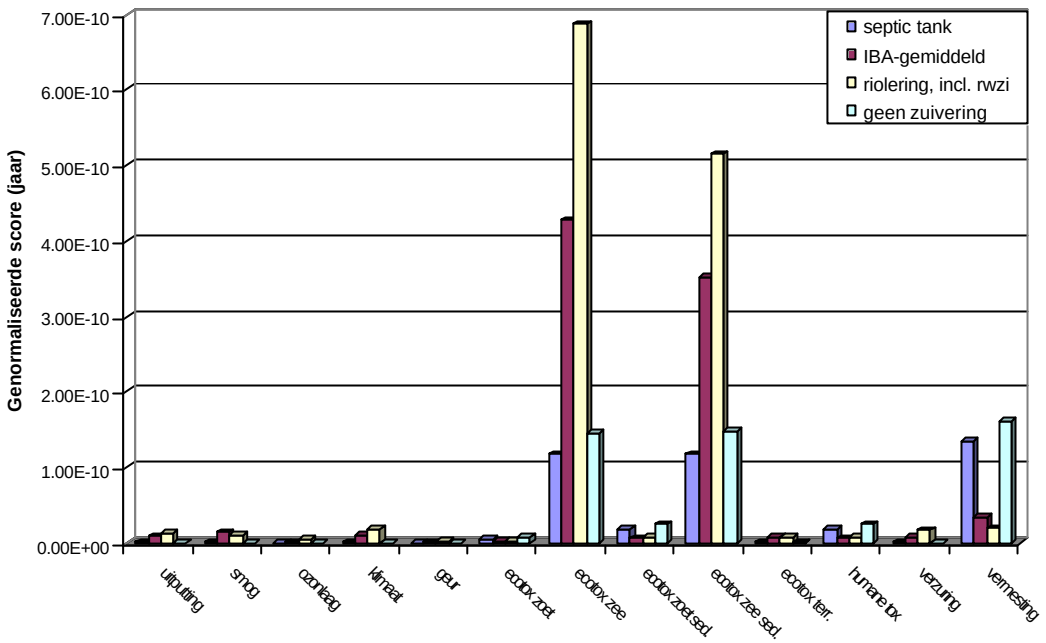
Inleiding
In de studie *Methodologische afstemming LCC/LCA* is gebruik gemaakt van een rekenvoorbeeld dat betrekking heeft op besluitvorming rondom de afvalwaterzuivering van woonhuizen in het buitengebied. De achtergronden van de methodische keuzen die hierbij zijn gehanteerd zijn te vinden in het hoofdrapport. Verder is voor de technische beschrijving en de specificatie van de kosten van de verschillende afvalwaterzuiveringssystemen gebruik gemaakt van gegevens zoals deze zijn aangeleverd door het RIZA en Witteveen+Bos. Op basis van de resultaten van dit rekenvoorbeeld kunnen geen conclusies worden getrokken ten aanzien van specifieke besluitvormingsituaties omdat lokale en andere specifieke omstandigheden de resultaten sterk kunnen beïnvloeden.

Korte omschrijving van het rekenvoorbeeld
In het rekenvoorbeeld is voor een gekozen modelsysteem een vergelijking gemaakt tussen verschillende alternatieven voor afvalwaterzuivering voor woonhuizen in het buitengebied. De in beschouwing genomen alternatieven bestonden uit een aantal IBA-systemen en de aansluiting, via drukriolering, op het vrij verval riool. De alternatieven zijn met elkaar vergeleken op milieuaspecten middels een LCA, en op kosten middels een LCC. Verder is globaal gekeken naar de lokale milieurisico's van de verschillende alternatieven. Een beschrijving van het modelsysteem en de technische uitgangspunten voor de berekeningen zijn te vinden in bijlage 1 van het rapport. De methodische uitgangspunten van de studie zijn te vinden Tabel 1 in de samenvatting van het hoofdrapport. In totaal zijn in dit voorbeeld 5 alternatieven meegenomen:

- septic tank
- actief slib IBA
- submerged bed IBA
- helofyten filter IBA
- aansluiting op vrij verval riool via drukriolering

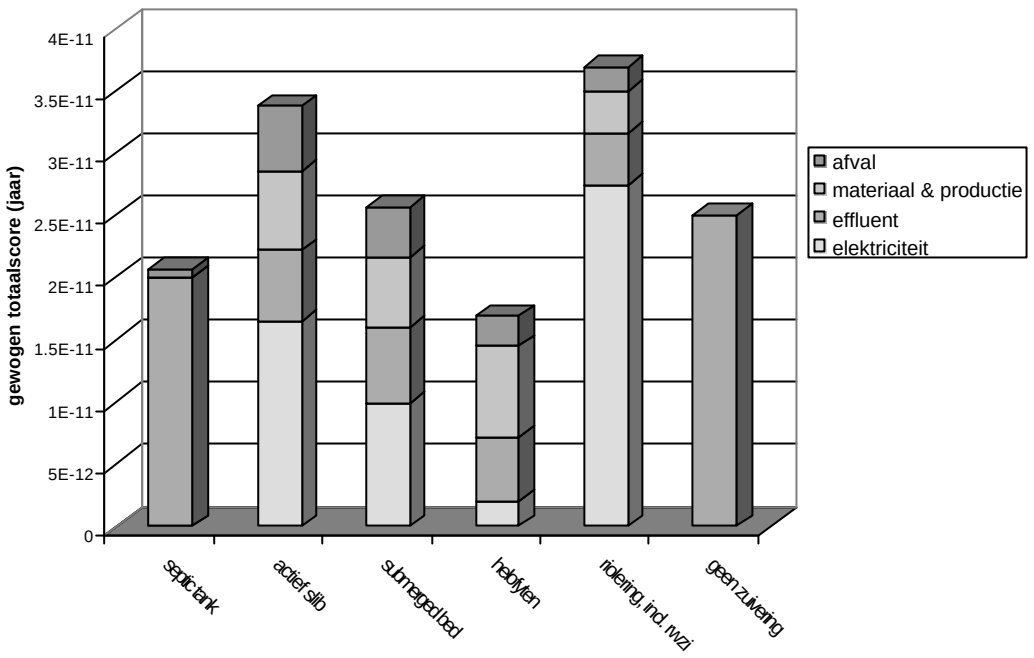
Resultaten LCA
In deze paragraaf worden de resultaten van de LCA weergegeven zoals deze op basis van de methodische uitgangspunten die gespecificeerd zijn in het hoofdrapport en de technische uitgangspunten die gegeven zijn in bijlage 1 kunnen worden berekend. In Figuur 17 worden de resultaten gegeven (genormaliseerde scores op milieuthema's) voor de vergelijking van de drie hoofdopties: septic tank, IBA (gemiddeld) en RWZI. Aangezien wordt uitgegaan van een met/zonder vergelijking zijn deze opties af gezet tegen de situatie zonder zuivering. Er vallen een paar zaken op. Ten eerste is duidelijk dat de scores op de ecotoxiciteit in zout water en zout water sediment veel groter zijn dan de scores op de andere thema's. Dit uiteindelijke oorzaak van deze hoge score is de emissie van met name seleen, barium, vanadium en een aantal zware metalen die gekoppeld is aan het gebruik van elektriciteit. Aangezien de optie 'aansluiting op de riolering' het grootste elektriciteitsverbruik met zich mee brengt (via drukriolering) scoort dit alternatief het hoogst op deze thema's. De IBA's gebruiken relatief minder energie en scoren lager terwijl de septic tank, die geen elektrische onderdelen kent, het best scoort, beter nog dan het nul-alternatief zonder zuivering. Dit laatste wordt veroorzaakt door het feit dat een klein deel van de score op deze thema's wordt veroorzaakt door metalen die aanwezig zijn in het effluent.

De tweede hoogste score is te vinden op het thema vermesting en wordt veroorzaakt door de lozing van stikstof en fosfaat met het effluent. De nul-optie zonder zuivering scoort hier vanzelfsprekend het slechtst gevolgd door de septic tank die ten opzichte van de riolering en IBA een relatief laag zuiveringsrendement kent. Aansluiting op de riolering scoort hier het best.

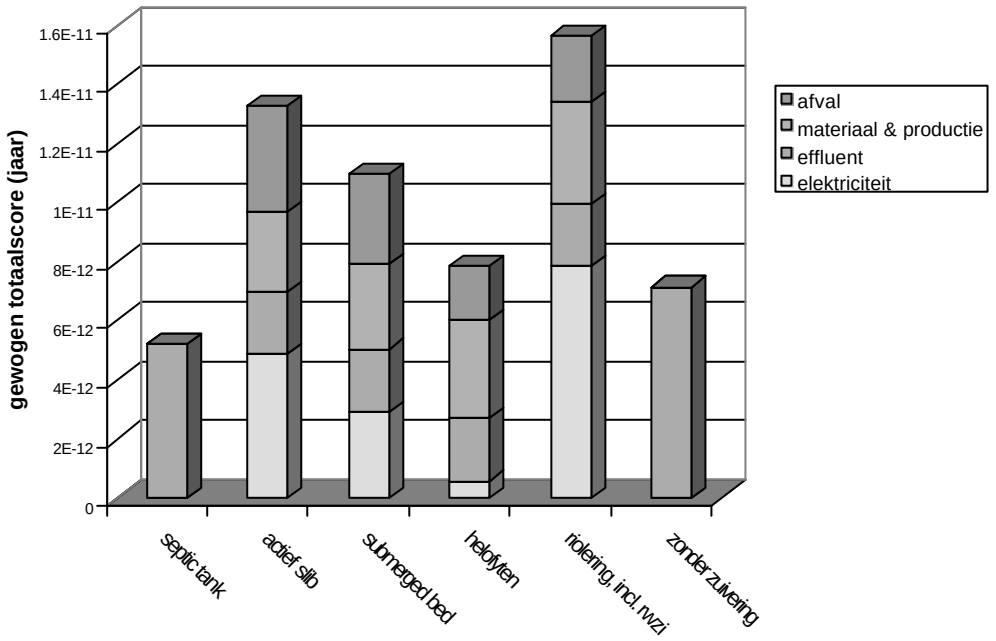


Figuur 17: LCA-scores op verschillende milieuthema's van alternatieven voor afvalwaterzuivering voor huizen in het buitengebied. Het gaat hier om een illustratie die is gebaseerd op een aantal methodische keuzen die ook anders gemaakt kunnen worden.

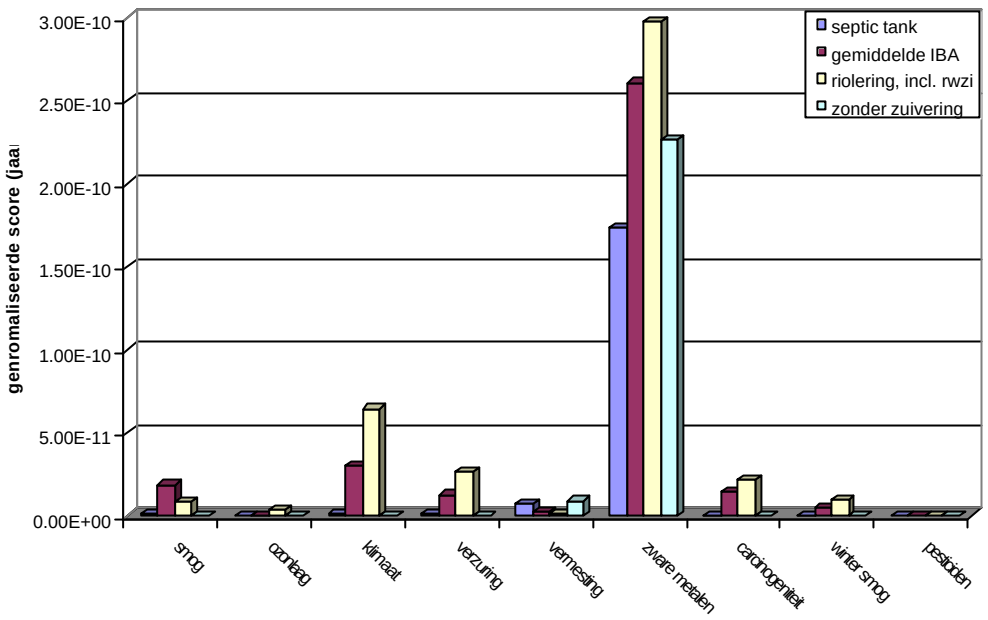
In Figuur 18 zijn de resultaten te zien wanneer de scores op de thema's uit Figuur 17 gewogen worden opgeteld. Er bestaat op dit moment geen algemeen geaccepteerde methode om de scores op de verschillende thema's gewogen bij elkaar op te tellen. In de praktijk wordt deze laatste stap van de LCA dan ook vaak achterwege gelaten en wordt het eindresultaat van de LCA gevormd door een plaatje als Figuur 17.Ter illustratie is hier een weging uitgevoerd met de aangepaste versie van de zogenaamde NOGEPA weegfactoren. Naast de gewogen totaalscore is in Figuur 18 ook aangegeven wat de bijdrage is van elektriciteitsverbruik, materiaalgebruik, effluent en afvalproductie in deze score. Ook hier is weer duidelijk dat het elektriciteitsverbruik bij de aansluiting op de riolering de belangrijkste bijdrage levert aan de totale score. De IBA's gebruiken wat minder elektriciteit maar scoren wat hoger op materiaalgebruik, afval en effluent. Het helofytenfilter heeft hier de laagste score ondanks een relatief hoge score op materiaalgebruik. In deze berekeningen is gebruikt gemaakt van de meest recente CML karakterisatie factoren. Het is opvallend dat de nul-situatie zonder zuivering relatief goed scoort. Zoals reeds hierboven is opgemerkt wordt dit met name veroorzaakt door de milieubelasting die het gevolg is van het gebruik van elektriciteit die natuurlijk afwezig is in de situatie zonder zuivering. Hierbij moet worden bedacht dat het gaat om de uitkomsten van de LCA en er dus nog geen speciale aandacht is besteed aan lokale problemen die optreden als gevolg van lozingen van al dan niet gezuiverd effluent. Omdat de uitkomst toch opvallend is als gevoeligheidsanalyse het geheel nog een keer doorgerekend met een alternatieve LCA Impact Assessment methodiek, de Ecoindicator 95 (Figuur 19 & Figuur 20). In grote lijnen blijft het beeld hetzelfde. Het belangrijkste verschil is dat septic tank en de nul-optie zonder zuivering relatief nog beter scoren en dat het belang van het elektriciteitsverbruik relatief minder is.



Figuur 18: Gewogen totaalscore LCA van alternatieven voor afvalwaterzuivering voor huizen in het buitengebied. Het gaat hier om een illustratie die is gebaseerd op een aantal methodische keuzen die ook anders gemaakt kunnen worden.



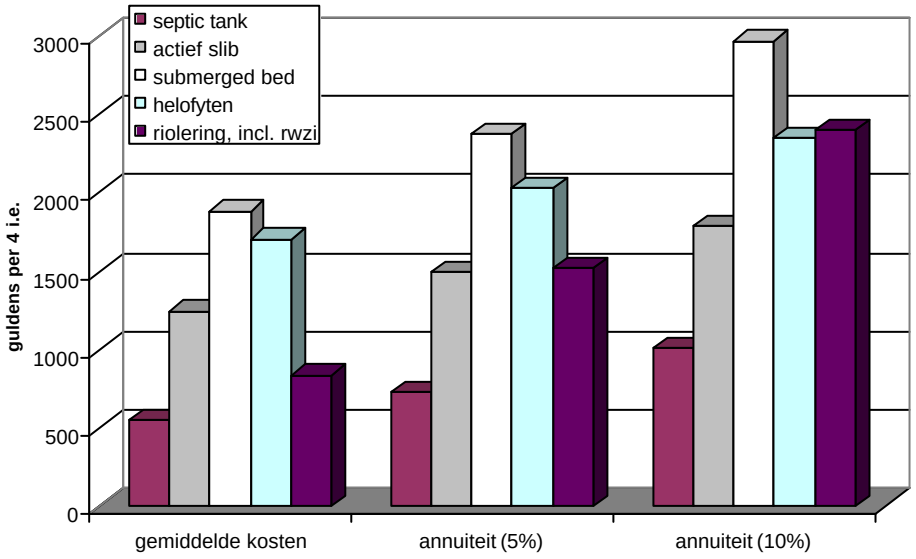
Figuur 19: Gewogen totaalscore LCA met een alternatieve impact assessment methodiek: de Ecoindicator 95.



Figuur 20: Genormaliseerde scores met een alternatieve Impact Assessment methode, de EcoIndicator 95.

Resultaten LCC

In deze paragraaf worden de resultaten van de LCA weergegeven zoals deze op basis van de methodische uitgangspunten die gespecificeerd zijn in het hoofdrapport en de technische uitgangspunten die gegeven zijn in bijlage 1 kunnen worden berekend. In Figuur 21 worden de resultaten van de LCC berekeningen samengevat. Er zijn drie varianten gebruikt voor de berekeningen van de systeemkosten: gemiddelde kosten en twee annuïteiten (5 en 10 %). Uit het plaatje wordt duidelijk dat, in deze voorbeeldberekening het submerged bed de hoogste kosten per i.e. met zich mee brengt gevolgd door het helofytenfilter. De score van riolering hangt af van de gekozen berekeningsmethode: de gemiddelde kosten zijn heel laag maar wanneer gerekend wordt met een annuïteit van 10% worden de systeemkosten van riolering veel hoger. Dit heeft te maken met het feit dat de investeringskosten bij riolering relatief hoog zijn terwijl de jaarlijkse kosten relatief laag blijven. Bij het helofytenfilter is het omgekeerde aan de hand. De septic tank is in alle gevallen het goedkoopste alternatief.



Figuur 21: Samenvatting van de LCC scores van alternatieven voor afvalwaterzuivering voor huizen in het buitengebied op basis van verschillende uitgangspunten voor de berekeningen. Het gaat hier om een illustratie die is gebaseerd op een aantal methodische keuzen die ook anders gemaakt kunnen worden. op basis van verschillende uitgangspunten.

Risicoanalyse
Voor het voorbeeld is geen complete risicoanalyse uitgevoerd. Wel is het duidelijk dat voor de risicoanalyse de locale emissies van belang zijn, in dit geval de emissies via het effluent. Voor de risicoanalyse is er dus een belangrijk verschil tussen de verschillende IBA opties en het alternatief van aansluiting op de riolering. Bij aansluiting op de riolering vindt er een emissie plaats op een centrale plaats, vaak een grote stroom. Wel vindt er bij een groot aanbod van hemelwater overstort plaats waarbij een deel van het ongezuiverde afvalwater direct op lokaal oppervlaktewater wordt geloosd. Wanneer IBA's worden geplaatst vinden er veel meer maar kleinere lozingen plaats op lokaal oppervlaktewater. Verder zijn er bij de IBA's onderling verschillen in het optimale zuiveringsrendement. Daarnaast zal dit optimale rendement niet altijd gehaald kunnen worden. In een risicoanalyse moet dus een afweging plaats vinden van de verschillende lokale emissies met effluent bij IBA's en de overstort bij RWZI's. Aangezien in deze studie geen ruimte was voor het uitvoeren van een complete risicoanalyse is als indicatie voor de lokale risico's gebruik gemaakt van de LCA score op vermesting. Deze score wordt voor alle alternatieven voor meer dan 90% bepaald door emissies van N en P via de lozing van effluent. In het alternatief riolering komt 91 % voort uit de lozing van het effluent van de RWZI en 4% uit de incidentele overstort. Er is dus discussie mogelijk over de vraag of de 91% van de emissie die plaats vindt vanuit de RWZI meegerekend moet worden bij de lokale milieurisico's van de rioleringsoptie. Voorlopig is deze emissie met regulier effluent gewoon meegenomen.

Resultaten Evaluatie
In Tabel 9 zijn de resultaten te zien van een multi-criteria analyse die gebruikt zou kunnen worden in de evaluatie. In dit geval wordt aan de risicoanalyse een weegfactor toegekend die 10 maal hoger is dan die voor de LCA en LCC hetgeen bijvoorbeeld zou kunnen gebeuren bij een gevoelig gebied. Uit de tabel wordt duidelijk dat de nul-optie van niet zuiveren het slechtste scoort gevolgd door de septic tank. Het verschil tussen IBA en riolering is minder groot maar valt uit in het voordeel van riolering. In Tabel 17 is eenzelfde analyse uitgevoerd maar nu met gelijke weegfactoren voor LCA, LCC en risicoanalyse hetgeen zou kunnen gebeuren in het geval van een relatief ongevoelig gebied. Nog steeds scoren IBA en riolering relatief goed ten opzichte van de nul-optie en de septic tank maar de verschillen worden kleiner. Verder scoren IBA en riolering in dit geval vrijwel gelijk.

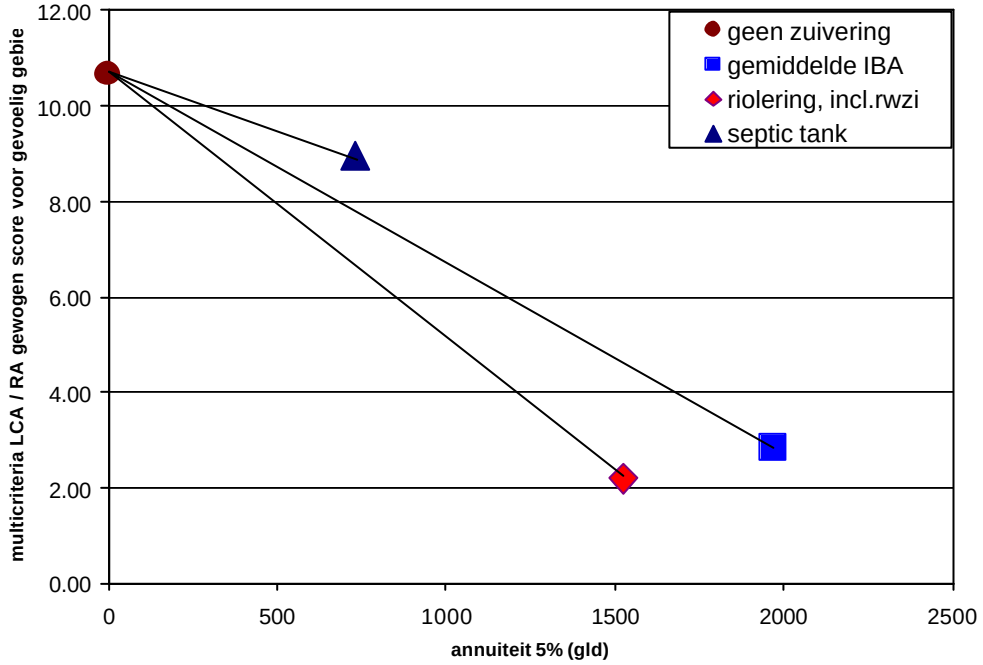
Tabel 16: Een multicriteria analyse voor afvalwaterzuivering in een gevoelig buitengebied. Het gaat hier om een illustratie die is gebaseerd op een groot aantal methodische keuzen die ook anders gemaakt kunnen worden.

	eenheid	**Gewicht**	**Septic Tank**	**Gemiddelde IBA**	**riolering**	**zonder zuivering**
score						
LCA	jaar		$2.07\ 10^{-11}$	$2.55\ 10^{-11}$	$3.70\ 10^{-11}$	$2.51\ 10^{-11}$
LCC	gulden		732	1967	1524	0
Risicoanalyse	-		$1.35\ 10^{-10}$	$3.45\ 10^{-11}$	$1.92\ 10^{-11}$	$1.61\ 10^{-10}$
naar 1 genormaliseerd						
LCA	-	1	0.56	0.69	1.00	0.68
LCC	-	1	0.37	1.00	0.77	0.00
Risicoanalyse	-	10	0.84	0.21	0.12	1.00
gewogen						
LCA	-		0.56	0.69	1.00	0.68
LCC	-		0.37	1.00	0.77	0.00
Risicoanalyse	-		8.39	2.14	1.19	10.00
Totaalscore economie & milieu			9.32	3.83	2.97	10.68
Totaalscore milieu			8.95	2.83	2.19	10.68

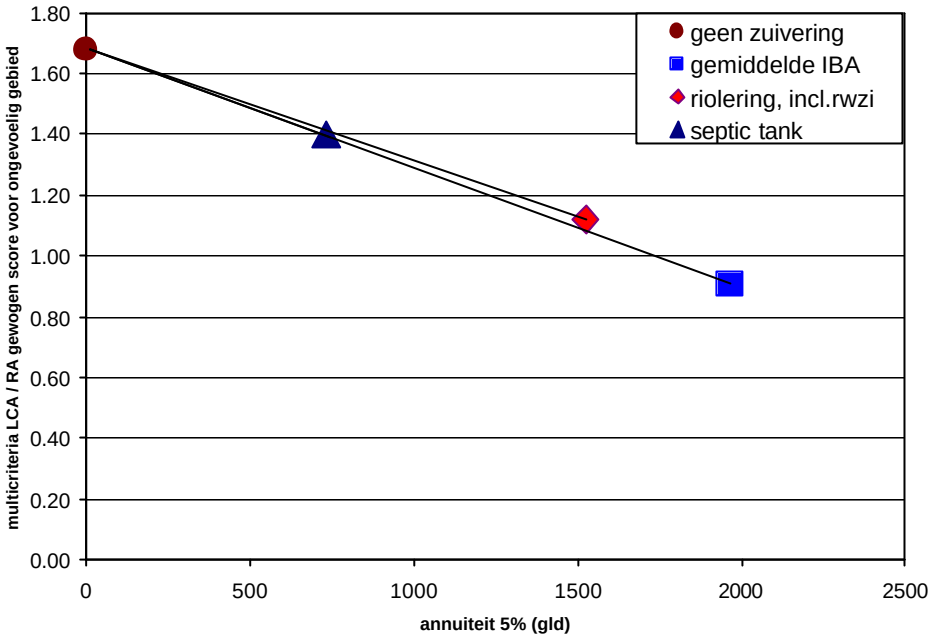
Tabel 17: Een multicriteria analyse voor afvalwaterzuivering in een ongevoelig buitengebied. Het gaat hier om een illustratie die is gebaseerd op een groot aantal methodische keuzen die ook anders gemaakt kunnen worden.

	eenheid	Gewicht	Septic Tank	Gemiddelde IBA	riolering	zonder zuivering
score						
LCA	jaar		$2.07\ 10^{-11}$	$2.55\ 10^{-11}$	$3.70\ 10^{-11}$	$2.51\ 10^{-11}$
LCC	gulden		732	1967	1524	0
Risicoanalyse	-		$1.35\ 10^{-10}$	$3.45\ 10^{-11}$	$1.92\ 10^{-11}$	$1.61\ 10^{-10}$
naar 1 genormaliseerd						
LCA	-	1	0.56	0.69	1.00	0.68
LCC	-	1	0.37	1.00	0.77	0.00
Risicoanalyse	-	1	0.84	0.21	0.12	1.00
gewogen						
LCA	-		0.56	0.69	1.00	0.68
LCC	-		0.37	1.00	0.77	0.00
Risicoanalyse	-		0.84	0.21	0.12	1.00
Totaalscore milieu & economie			1.77	1.90	1.89	1.68
Totaalscore milieu			1.40	0.90	1.12	1.68

In Figuur 22 en Figuur 23 worden de totale milieuscores uit Tabel 9 en Tabel 17 afgezet tegen de LCC kosten hetgeen een indicatie geeft van de eco-efficiëntie (milieuwinst per gulden) van de verschillende opties. Uit de figuren blijkt dat in dit voorbeeld bij het gevoelige gebied de keuze voor riolering het meest voor de hand ligt: het is de meest eco-efficiënte optie, is goedkoper dan een gemiddelde IBA en levert minder milieubelasting. In het ongevoelige gebied blijken alle opties ongeveer even eco-efficiënt te zijn (lijnen zijn even stijl). De IBA is in dit voorbeeld de duurste optie maar levert ook de minste milieubelasting, gevolgd door riolering en septic tank.



Figuur 22: Totale milieuscore (gewogen LCA/RA) versus LCC kosten voor verschillende afvalwaterzuiveringsopties voor woonhuizen in het buitengebied voor een fictief gevoelig gebied. Het gaat hier om een illustratie die is gebaseerd op een aantal methodische keuzen die ook anders gemaakt kunnen worden.



Figuur 23: Totale milieuscore (gewogen LCA/RA) versus LCC kosten voor verschillende afvalwaterzuiveringsopties voor woonhuizen in het buitengebied voor een fictief ongevoelig gebied. Het gaat hier om een illustratie die is gebaseerd op een aantal methodische keuzen die ook anders gemaakt kunnen worden.

Conclusies van het rekenvoorbeeld

In het kader van de methodische afstemming van LCA en LCC zijn een aantal voorbeeldberekeningen gemaakt voor afvalwaterzuivering in het landelijk gebied. De keuze voor een bepaalde optie blijkt sterk afhankelijk van de uiteindelijke afweging tussen lokale milieurisico's LCA-score en LCC-kosten. Een andere factor die van groot belang is bij de keuze tussen IBA's en riolering is het antwoord op de vraag of de emissies via regulier effluent uit RWZI's worden meegewogen als lokaal milieurisico. De uitkomsten zijn daarnaast afhankelijk van de technische gegevens die gebruikt worden bij de berekeningen en de methodische uitgangspunten die worden gekozen. Wanneer specifieke gegevens worden gebruikt kan de methodiek echter praktisch bruikbare informatie leveren voor een specifieke besluitvormingssituatie.