



Omstreden bestrijding

Een review van IVAM's
“LCA-quickscan
vergelijking onkruidbestrijdingsmethoden”
en van het gebruik van LCA's en quickscans

Reinout Heijungs



Colofon

Dit rapport is geschreven door Reinout Heijungs, Centrum voor Milieuwetenschappen, Universiteit Leiden, in opdracht van het Ministerie van Infrastructuur en Milieu.

Zaaknummer: 31079192

Contactgegevens auteur:

R. Heijungs

Centrum voor Milieuwetenschappen (CML)

Universiteit Leiden

Postbus 9518

2300 RA Leiden

telefoon 071-5277461

email: heijungs@cml.leidenuniv.nl

Contactgegevens opdrachtgever:

L.T. Florijn

Directie Duurzaamheid

Ministerie van Infrastructuur en Milieu

Plesmanweg 1-6

2597 JG Den Haag

telefoon 070-4561241

email: lukas.florijn@minienm.nl

Copyright © CML, Universiteit Leiden, 2013

Gegevens uit deze rapportage mogen worden overgenomen mits onder uitdrukkelijke bronvermelding. De auteur, CML en Universiteit Leiden aanvaarden geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Samenvatting

In het kader van de lopende discussie over de bestrijding van onkruid op verharde oppervlakken heeft het Ministerie van Infrastructuur en Milieu gevraagd om een “LCA-quickscan” over dit onderwerp uit 2012 nader te beschouwen. Het gaat om de studie die door N. Jonkers van IVAM in opdracht van Plant Research International (PRI) is geschreven.

Deze review gaat in op twee aspecten:

- Wat is de waarde van een levenscyclusanalyse (LCA) voor de beoordeling van onkruidbestrijdingstechnieken?
- In hoeverre biedt de gerapporteerde LCA-quickscan bruikbare aanknopingspunten?

In de review wordt dus niet ingegaan op de correctheid van de getallen en aannames voor wat betreft de diverse technieken voor onkruidbestrijding. Wel wordt er stilgestaan bij de vraag wat de waarde van een LCA en van een quickscan is, los van de kwaliteit van IVAM's rapport.

Het antwoord op de eerste vraag luidt als volgt. LCA is een methode om de milieueffecten van producten en diensten over de gehele keten in beeld te brengen. Een LCA brengt nuttige inzichten naar voren over verborgen knelpunten op verschillende plaatsen in de keten, waarbij bovendien verschillende typen milieueffecten tegen elkaar afgewogen kunnen worden. Een LCA gaat echter niet in op lokale actuele effecten, zoals normoverschrijdingen en risico's. Juist bij een studie over onkruidbestrijding, waarbij toxische effecten zowel onderling als in relatie tot niet-toxische effecten beoordeeld moeten worden, is de afweging tussen lokale actuele effecten en potentiële effecten in de keten van centraal belang. Een LCA alleen biedt een te beperkte blik voor het onderhavige onderwerp. Lokale actuele effecten zijn het domein van risicoanalyse (RA). Een aanvullende RA moet daarom als een parallel traject worden uitgevoerd. Nadrukkelijk wordt dus geconcludeerd dat een RA alleen onvoldoende is, omdat er dan eenzijdig gefocust wordt op de risico's van gif voor drinkwater en ecosystemen. Maar een LCA alleen is evenmin voldoende. De problematiek van onkruidbestrijding rechtvaardigt een uitputtende analyse, waarbij de lokale milieueffecten met een RA en de milieueffecten over de keten met een LCA worden berekend.

Het antwoord op de tweede vraag is moeilijker te formuleren. De review heeft zich gericht op de volgende aspecten:

- conformiteit met de algemeen geaccepteerde principes in LCA (critical review, volledigheid en helderheid);
- gegevens, aannames en rekenstappen (software, gegevens en wegging);
- resultaten en discussie;
- herberekening en analyse.

De quickscan is – tegen de gebruiken en ISO-normen in – nauwelijks gereviewed, en er zijn geen stakeholders bij betrokken geweest. Op veel punten is de studie onvolledig gerapporteerd. Voor deze complexe materie is een quickscan duidelijk niet genoeg. Verder zijn veel gegevens door de opdrachtgever aangeleverd, iets dat voor een bedrijfsinterne analyse prima is, maar dat voor een openbare vergelijkende studie niet volstaat. Dankzij de bereidwillige medewerking van de auteur van de quickscan kon de reviewer een aantal berekeningen controleren en een aantal nadere analyses uitvoeren. Hieruit komt naar voren dat er een aantal merkwaardige elementen in de

studie zitten, onder meer wat betreft karakterisering en weging, maar dat geen enkele van deze dubieuze punten geïsoleerd gezien veel invloed heeft op het resultaat van de studie. Wel zou het beeld kunnen wijzigen wanneer er op meerdere fronten duidelijk andere technieken gebruikt zouden worden.

Met een meer gedetailleerde analyse, waarbij verschillende karakterisatie- en weegmethoden gebruikt worden en de basisgegevens en aannames aan stakeholders voorgelegd worden, kan een beter beeld verkregen, dat tegelijkertijd robuuster is en op een breder draagvlak kan bogen. De quickscan van IVAM laat vooral zien dat de problematiek van de vergelijking van onkruidbestrijdingsmethoden een dergelijke gedetailleerde analyse verdient.

Inhoud

Colofon	2
Samenvatting	3
1. Inleiding	6
1.1. Achtergrond	6
1.2. Vraagstelling	6
1.3. Inperking	7
1.4. Werkwijze	7
1.5. Structuur	7
2. Nut van LCA voor de beoordeling van onkruidbestrijding	9
2.1. Wat is LCA?	9
2.2. Potentiële en actuele effecten	10
2.3. Risico's en LCA	13
2.4. De "quicksan" in relatie tot de beperkingen van LCA	15
3. Validiteit van de LCA-quicksan	16
3.1. Conformiteit met de algemeen geaccepteerde principes van LCA	16
3.2. Beschouwing van de gegevens, aannames en rekenstappen	18
3.3. Beschouwing van resultaten en discussie	22
3.4. Een herberekening en analyse	24
4. Conclusies	27
4.1. Bevindingen	27
4.2. Nabeschouwing	28
Woordenlijst	30

1. Inleiding

In dit hoofdstuk wordt de achtergrond en vraag van dit rapport behandeld. Tevens worden de inperkingen van het uitgevoerde onderzoek besproken. Tenslotte worden de onderzoekswerkwijze en de structuur van het rapport uiteengezet.

1.1. Achtergrond

Er is in Nederland reeds een aantal jaren een discussie gaande over de milieuvergelijking van diverse technieken¹ om onkruid op verharde oppervlakten te bestrijden. Vorig jaar is een rapport van IVAM² verschenen, waarin een zogeheten LCA-quickscan³ over dit onderwerp werd beschreven. Genoemd rapport beschrijft een analyse van de milieueffecten over de gehele levensketen van een aantal technieken voor onkruidbestrijding op verharde oppervlakten: borstelen, branden, hete lucht, heet water, en chemische bestrijding. Eén van de conclusies van dit rapport⁴ is, mede door een persbericht van de opdrachtgever⁵, een eigen leven gaan leiden, en heeft tot verwarring en discussie geleid⁶, hetgeen IVAM geprobeerd heeft recht te zetten⁷. Gezien de besluitvorming in de Tweede Kamer wil het Ministerie van Infrastructuur en Milieu meer duidelijkheid over deze materie. Genoemd ministerie heeft daarom opdracht verleend aan het Centrum voor Milieuwetenschappen van de Universiteit Leiden om een aanvullend onderzoek uit te voeren. Het voor u liggende rapport is een rapportage van dat onderzoek.

1.2. Vraagstelling

In deze rapportage komen twee onderwerpen aan de orde:

¹ Een opmerking over de terminologie. Er zijn diverse technieken voor onkruidbestrijding, chemisch, borstelen, stoom, etc. Een protocol over wanneer welke techniek wordt ingezet, is een methode. Dit sluit aan bij de terminologie van DOB (<http://www.wageningenur.nl/nl/Onderzoek-Resultaten/Projecten/DOB-verhardingen/DOB-methode.htm>). In sommige bronnen of citaten wordt wel het woord “methode” gebruikt om naar een “techniek” te verwijzen.

² Vaak (zie bv. http://www.crow.nl/nl/Online_Kennis_en_tools/Duurzaam_terreinbeheer/Duurzaam_onkruidbeheer-Actueel/Duurzaam_onkruidbeheer-Actueel-Actualiteiten/Onderzoek-uitgevoerd-naar-chemische-versus-niet-chemische-onkruidbestrijding.html) wordt gedacht dat IVAM een universitaire groep bij de Universiteit van Amsterdam (UvA) is. Dat is slechts ten dele waar. IVAM is een zelfstandige instelling die deel uitmaakt van UvA Holding BV (<http://www.ivam.uva.nl/?21&L=0>).

³ N. Jonkers, LCA-quickscan vergelijking onkruidbestrijdingsmethoden. In opdracht van Plant Research International – Wageningen UR. Eindrapport. IVAM, Amsterdam, 2012. Dit rapport zal in dit rapport nader worden aangeduid als “Jonkers, 2012”. Downloadbaar via http://www.ivam.uva.nl/fileadmin/user_upload/PDF_documenten/Artikelen_en_Publicaties/LCA/LCA-quickscan%20onkruidbestrijdingsmethoden%20-%20eindrapport%20-%20IVAM%2020120731.pdf.

⁴ “De scenario’s met chemische bestrijding hebben een aanzienlijk lagere totale impact dan de andere scenario’s” (Jonkers, 2012, p.21).

⁵ Zie bijvoorbeeld de kop “GIF BETER VOOR MILIEU DAN ONKRUID BORSTELLEN” op de website van Binnenlands Bestuur (<http://www.binnenlandsbestuur.nl/ruimte-en-milieu/nieuws/gif-beter-voor-milieu-dan-onkruid-borstelen.8478630.lynkx>).

⁶ Genoemd artikel op de website van Binnenlands Bestuur heeft 34 reacties (dd. 30 januari 2013).

⁷ Zie de verduidelijking op (<http://www.ivam.uva.nl/index.php?id=434&L=1%2Ferrors.php%3Fer>).

- Wat is de waarde van een levenscyclusanalyse (LCA) voor de beoordeling van onkruidbestrijdingstechnieken?
- In hoeverre biedt de gerapporteerde LCA-quickscan (Jonkers, 2012) bruikbare aanknopingspunten?

Voorliggend rapport geeft een antwoord op beide vragen.

1.3. Inperking

Dit rapport gaat alleen in op de twee vragen die hierboven genoemd zijn. Dit rapport bevat dus geen nieuwe getallen, berekeningen, of conclusies. In dit rapport wordt dus ook geen uitspraak gedaan over de relatieve milieubeoordeling van de verschillende technieken van onkruidbestrijding op verharde oppervlakken. Gelijktijdig met het onderzoek dat tot dit rapport geleid heeft is door Tauw bv een studie uitgevoerd die meer duidelijkheid moet geven over gebruik en effectiviteit van de verschillende technieken voor onkruidbestrijding. Die studie is echter geen LCA, hoewel hij gegevens op kan leveren die bruikbaar zijn in een eventuele nieuwe LCA-studie.

Voor onderdeel 2, een analyse van de LCA-quickscan, zijn een aantal berekeningen herhaald en een aantal gegevens nader beschouwd. Dit onderzoek is echter geen volledige kritische beschouwing van de in de LCA-quickscan gebruikte getallen of gemaakte berekeningen.

1.4. Werkwijze

Dit rapport is tot stand gekomen door literatuuronderzoek. Er zijn geen metingen gedaan of interviews afgenomen. Wel is een aantal malen met de auteur van de LCA-quickscan, dhr. Niels Jonkers, gecommuniceerd over de gevolgde procedure en berekeningen. Dhr. Jonkers heeft hierbij vrijwillig inzage gegeven in getallen en tussenuitkomsten. Tevens heeft dhr. Jonkers een reactie gegeven op een conceptversie dd. 26 februari 2013. Veel van zijn punten hebben tot aanpassingen in de tekst geleid; op een paar plaatsen is in een voetnoot zijn visie vermeld.

De auteur van dit rapport is ruim 20 jaar werkzaam bij het Centrum voor Milieuwetenschappen van de Universiteit Leiden. Hij was auteur van het eerste Nederlandse standaardwerk voor LCA, de Handleiding LCA uit 1992, en van de update, het Handbook on LCA uit 2002. Hij is lid van de editorial board van The International Journal of Life Cycle Assessment, adviseur van het EU Platform on LCA, en redacteur van de Encyclopedia of LCA. Hij heeft geen binding met enige producent of dienstverlener in het kader van onkruidbestrijding, noch met IVAM.

Dit rapport is geproduceerd met financiële steun van het Ministerie van Infrastructuur en Milieu; de formele contacten verliepen via dhr. Lukas Florijn van de directie Duurzaamheid.

1.5. Structuur

De kern van dit rapport bestaat uit twee hoofdstukken. Het volgende hoofdstuk geeft een antwoord op vraag 1, betreffende de bruikbaarheid van LCA als rekenmodel voor de afweging van technieken voor onkruidbestrijding. Het hoofdstuk daarna gaat in op vraag 2, en geeft

daarmee een antwoord op de vraag of de LCA-quickscan van Jonkers (2012) een betrouwbare studie is. Het slothoofdstuk bespreekt de resultaten.

2. Nut van LCA voor de beoordeling van onkruidbestrijding

Dit hoofdstuk bespreekt een aantal kenmerken van LCA in relatie tot de problematiek van onkruidbestrijding.

2.1. *Wat is LCA?*

LCA staat officieel voor levenscyclusanalyse, in het Engels life cycle assessment. De ISO-14040-norm⁸ definieert LCA als de “compilation and evaluation of the inputs, outputs and the potential environmental impacts of a product system throughout its life cycle”.⁹ Deze definitie heeft vele implicaties.

Allereerst gaat LCA over een “product system”, wat verderop gedefinieerd wordt als een “collection of unit processes with elementary and product flows, performing one or more defined functions, and which models the life cycle of a product”.¹⁰ LCA gaat dus niet over een chemische stof, over een bepaald gebied, of over een bepaalde activiteit. LCA gaat over een product, en om precies te zijn neemt het de functie van een product als uitgangspunt. Om een voorbeeld te geven, in een LCA van verlichting zal men niet een lamp als uitgangspunt nemen, maar een lichtopbrengst van bv. 500 lumen. Aldus kunnen verschillende verlichtingssystemen met een equivalente lichtopbrengst vergeleken worden wat betreft hun bijdrage aan milieuproblemen.

Ten tweede, in LCA staat de levenscyclus centraal. De reden is dat men met LCA probeert om afwenteling in beeld te brengen. Een voorbeeld van afwenteling is als volgt. Motorblokken van auto's zijn traditioneel zwaar, en daarmee kunnen ze verantwoordelijk gehouden worden voor een behoorlijke hoeveelheid energiegebruik en kooldioxide. Wanneer men motorblokken van aluminium maakt, wordt deze bijdrage kleiner. Maar de productie van aluminium is erg energie-intensief. Het is dus de vraag of deze materiaalverandering “uit” kan. Door de analyse van transport alleen uit te breiden en de productiefase erbij te betrekken, kan een vollediger beeld van de totale winst (of verlies) worden gemaakt. Voor onkruidbestrijding geldt iets dergelijks. Zelfs als voor de onkruidbestrijding als activiteit zelf de minst milieubelastende techniek wordt gekozen, kan het zijn dat er ergens upstream of downstream in de keten nare verrassingen zijn. Op zich is de systeemblik dus alleszins gerechtvaardigd. De levenscyclus omvat over het algemeen vele stappen: grondstofwinning, materiaalproductie, fabricage en assemblage, gebruik en onderhoud, afdanking en verwijdering. Ook tussenstappen zoals transport en opslag horen er in principe bij, evenals verpakkingen en ompakkingen.

Ten derde, LCA gaat over “environmental impacts”. LCA gaat dus niet kosten, over arbeidsomstandigheden, over effectiviteit, of over handhaafbaarheid. Dit zijn echter wel belangrijke aspecten in de besluitvorming. Ten gevolge daarvan zal een beslissing nooit alleen op een LCA gebaseerd zijn. Maar zelfs binnen het milieudomein is er nog een afbakening te maken.

⁸ Gebruik is gemaakt van de revisie van ISO 14040 (“Environmental management – life cycle assessment – principles and framework”) uit 2006 en van ISO 14044 (“Environmental management – life cycle assessment – requirements and guidelines”), eveneens uit 2006.

⁹ ISO 14040 (2006), p.2.

¹⁰ ISO 14040 (2006), p.4.

Het is altijd moeilijk om eenduidig en objectief vast te stellen wat er onder milieu gerekend wordt. Volgens een veel gehanteerde definitie is het milieu “de fysieke, niet-levende en levende, omgeving van de maatschappij waarmee deze in een wederkerige relatie staat”.¹¹ Over het algemeen wordt dat in LCA nader uitgewerkt in die zin dat het de domeinen menselijke gezondheid, ecosysteemkwaliteit, en grondstofbeschikbaarheid omvat. Dat betekent dat men in LCA kijkt naar giftige stoffen, broeikasgasemissies, verzurende stoffen, landgebruik, grondstofgebruik, etc.

Op een bepaalde manier kan men dus stellen dat LCA een integrale milieubeoordeling is, in dubbele zin. Het neemt alle levensfasen van een product mee, en het neemt alle milieueffecten mee. Daarmee wordt soms LCA als een panacee gezien: een integrale, of zelfs holistische, blik op de productie-consumptieketen. Hierop valt het nodige af te dingen; zie de volgende paragraaf.

Hoewel het niet in de definitie verwerkt is, is LCA een grotendeels kwantitatief informatie-instrument. Dat is onvermijdelijk. Immers, omdat men over de gehele levensketen kijkt wordt vrijwel iedere milieugevaarlijke stof wel ergens in de keten uitgestoten. Alleen door een kwantificering is het mogelijk om een optelling over de keten te maken, en alternatieven met elkaar te vergelijken.

Een laatste belangrijk element van de definitie is het woord “potential”. LCA beschouwt effecten op het milieu, in potentiële zin. Dat is een subtiel gegeven, en het behoeft uitleg; zie hiervoor de volgende paragraaf.

2.2. *Potentiële en actuele effecten*

Wanneer men de effecten van een milieubezwaarlijke stof wil weten, is het over het algemeen van belang om precies vast te stellen waar, wanneer, op welke wijze, en in welke hoeveelheid die stof in het milieu terecht komt. Een gifwolk midden in de woestijn kan ongevaarlijk zijn, dezelfde gifwolk op volle zee kan gevaarlijk voor de vissen zijn, en nogmaals dezelfde gifwolk in een woonwijk kan gevaarlijk voor mensen zijn. Een zelfde argument geldt voor de tijd van emissie: een gifwolk op zondagochtend 6 uur op de Amsterdamse Dam zal minder gevaarlijk zijn dan dezelfde gifwolk op zaterdagmiddag 2 uur.

Nu kan men in een LCA vaak niet weten op welke plaats en op welk tijdstip de emissie plaatsvindt. Hieronder volgen twee hoofdredenen:

- onbepaaldheid van de vraag. Over het algemeen wil men in LCA product X met product Y vergelijken in een ongedefinieerde context. Bijvoorbeeld, men wil weten of spaarlampen beter zijn dan gloeilampen. In een dergelijk geval wil men uiteraard niet de vraag aanscherpen met een tijdstip of plaats, bv. of spaarlampen beter zijn dan gloeilampen op dinsdagmiddag in Heerhugowaard. Vaak wordt er wel een globale indicatie van tijd en plaats gegeven, bv. Nederland in 2013. Maar dat is volstrekt onvoldoende voor een nauwkeurige effectbepaling.
- fragmentatie van de levenscyclus. Zelfs wanneer men het gebruik van een product zou specificeren qua plaats en tijd, dan nog lukt dit niet voor de voorketen. De gebruiker van

¹¹ H.A. Udo de Haes. Milieukunde, begripsbepaling en afbakening. In J.J. Boersema, J.W. Copius Peerebom & W.T. de Groot. Basisboek Milieukunde. Vierde, geheel herziene druk. Boom, Meppel, 1991.

een spaarlamp heeft geen idee of zijn lamp is geproduceerd op woensdagmiddag of op vrijdagochtend, en in Eindhoven of in Shanghai. Nog verder terug in de levenscyclus geldt dat nog sterker. Aardolie komt van de wereldmarkt, het is volstrekt onmogelijk om aan te geven waar de uitstoot van stoffen door winning en transport hebben plaatsgevonden.

Het gevolg van deze onbepaaldheden is dat men alleen kan weten welke emissies in welke grootte hebben plaatsgevonden, en niet op welke plaats of over welke plaatsen verdeeld, en op welk tijdstip of over welke tijdstippen verdeeld. Dit heeft belangrijke gevolgen voor de inschatting van de effecten.

Oorspronkelijk - we hebben het over de jaren 80, begin 90 - deed men in LCA niet aan de inschatting van milieueffecten. Men volstond met het opstellen van een zogeheten inventarisatietabel: een lijst met geëmitteerde stoffen (CO₂, NO_x, dioxine, etc.) en onttrokken grondstoffen (olie, ijzererts, hout, etc.). Echter, de inventarisaties werden steeds beter en completer, en daarmee langer. Een hedendaagse inventarisatietabel is vaak meer dan duizend regels lang; zie Figuur 1 voor een voorbeeld.

Label	Elementary flows (v)	Value	Unit
[E1937]	1,4-Butanediol[air_high population density]	1.47E-11	kg
[E3713]	1,4-Butanediol[water_river]	5.86E-12	kg
[E1527]	1-Pentanol[air_high population density]	2.94E-14	kg
[E2711]	1-Pentanol[water_river]	7.05E-14	kg
[E935]	1-Pentene[air_high population density]	2.22E-14	kg
[E3613]	1-Pentene[water_river]	5.33E-14	kg
[E476]	2,4-D[soil_agricultural]	1.46E-8	kg
[E1941]	2-Aminopropanol[air_high population dens]	7.64E-15	kg
[E3608]	2-Aminopropanol[water_river]	1.89E-14	kg
[E203]	2-Methyl-1-propanol[air_high population dk]	1.03E-12	kg
[E1789]	2-Methyl-1-propanol[water_river]	2.47E-12	kg
[E923]	2-Methyl-2-butene[air_high population der]	4.93E-18	kg
[E3714]	2-Methyl-2-butene[water_river]	1.18E-17	kg
[E1945]	2-Nitrobenzoic acid[air_high population de]	1.51E-14	kg
[E927]	2-Propanol[air_high population density]	1.31E-7	kg
[E1795]	2-Propanol[water_river]	9.78E-14	kg
[E1922]	4-Methyl-2-pentanone[water_unspecified]	1.41E-13	kg
[E785]	Acenaphthene[air_high population density]	1.36E-12	kg
[E786]	Acenaphthene[air_low population density]	3.6E-14	kg

Figuur 1. Fragment van een inventarisatietabel.

Zo rond 1990 ontstond het idee om verschillende stoffen met hetzelfde soort effect op te tellen. Sommigen telden stoffen op massabasis op (1 kg kwik + 1 kg dioxine = 2 kg gif), maar al snel kwam een slimmere manier op. Men kan verschillende broeikasgassen gewogen optellen met behulp van de global warming potential, de GWP. Dit is een relatieve maat voor de bijdrage van een eenheid broeikasgas aan het broeikas effect. De GWP van CO₂ is (per definitie) 1, die van CH₄ is (afhankelijk van een aantal keuzen) 25. Aldus kan een emissie van 1 kg CO₂ en 1 kg CH₄

opgeteld worden tot 26 kg CO₂-equivalent. Omdat er ook GWP's bestaan voor andere broeikasgassen, kan men een behoorlijk aantal rijen uit de inventarisatietabel samenvoegen tot 1 effectieve maat. Soortgelijke aggregatiemethoden werden ontwikkeld voor ozonlaagafbrekende stoffen, voor smogvormende stoffen, voor verzurende stoffen, etc.

Voor toxische stoffen werd de zogeheten kritieke-volumemethode bedacht. Stel dat er 1 kg van stof A naar lucht wordt geëmitteerd. Als de drempelwaarde (bv. de wettelijke norm, of de epidemiologisch bepaalde veilige waarde) voor stof A 1 mg/m³ is, kan men met deze stof 1.000.000 m³ lucht precies tot aan de drempelwaarde vervuilen. Als er daarnaast 1 kg van stof B wordt geëmitteerd, en stof B heeft een drempelwaarde van 10 mg/m³, dan zorgt de emissie van stof B voor 100.000 m³ tot aan de drempelwaarde vervuilde lucht. De drempelwaardes van stof A en de minder gevaarlijke stof B kunnen dus gebruikt worden als weegfactor.¹² Aggregatie van beide stoffen leidt nu tot 1.100.000 m³ tot aan de drempelwaarde vervuilde lucht.

Later zijn er veel verfijndere methoden ontwikkeld, die rekening houden met persistentie, transport, bio-accumulatie, het onderscheid tussen humaan-toxische, terrestrisch-toxische, aquatisch-toxische en marien-toxische effecten, etc. Maar het principe is hetzelfde: de relatieve schadelijkheid van een stof, gedefinieerd door een combinatie van halfwaardetijd, bioconcentratiefactor, no-effect level, etc. wordt gebruikt om de de stoffen gewogen op te tellen.

Een complicatie hierbij is dat een differentiatie in ruimtelijke en temporele zin verloren gaat. Het broeikas effect en de aantasting van de ozonlaag zijn mondiale effecten, in die zin dat het voor de grootte van het effect weinig of niets uitmaakt waar of wanneer de emissie plaatsvindt. Voor verzurende stoffen is dit anders. Een emissie van 1 kg SO₂ in Scandinavië heeft een groter milieueffect dan een emissie van 1 kg SO₂ in Australië, of op de oceaan. Voor stoffen met een nog lokaler effect, zoals koolmonoxide, is dit nog veel duidelijker. Om dit probleem op te lossen zijn diverse strategieën gehanteerd:

- verfijning van de modellen. Er werd reeds een onderscheid gemaakt tussen milieucompartimenten (zoals lucht, water en bodem). Sommige stoffen zijn in lucht veel schadelijker dan in water, of andersom. Door zowel de grenswaarden in lucht als in water te gebruiken, en door het transport van de stof tussen lucht en water te beschouwen, worden meer nuances meegenomen. Dit principe kan verder verfijnd worden door binnen het compartiment een onderverdeling van stedelijke en landelijke lucht te introduceren, en door binnen het compartiment water een onderscheid te maken tussen rivieren, meren en grondwater. De huidige trend is nog verfijnder: door het gebruik van GIS worden bevolkingsdichtheid, wind en bodemgesteldheid soms tot het niveau van een halve graad beschouwd.
- beperking van de LCA. Nadat de LCA's eerst steeds vollediger waren geworden door opname van steeds meer typen milieuproblemen (stank, lawaai, straling, etc.) is er een tegenstroming die de beperkingen van LCA in detail als argument gebruikt om de analyse te beperken tot slechts één of enkele indicatoren. Voorbeelden zijn de carbon footprint, die alleen naar het thema broeikas effect kijkt, en de ecological footprint, die alleen naar het gebruik van productief landoppervlak kijkt.

¹² Preciezer uitgedrukt: de karakterisatiefactor van een stof voor toxiciteit is omgekeerd evenredig met de drempelwaarde in deze methode.

- interpretatie als potentiële effecten. Een emissie van 1 kg van een zeer giftige stof heeft de potentie om veel slachtoffers te maken, en deze potentie is onafhankelijk van de vraag hoeveel mensen en/of organismen in de buurt zijn van die stof.

De eerste strategie probeert LCA steeds preciezer te maken, terwijl de tweede en derde methode erin berusten dat LCA sommige details niet kan meenemen.

Dit kunnen echter wel belangrijke details zijn. Er zijn dan ook veel auteurs geweest die geprobeerd hebben de witte vlekken van LCA aan te vullen door gebruik te maken van andere informatie-instrumenten. Een belangrijk informatie-instrument in dezen is de risicoanalyse (RA).

2.3. *Risico's en LCA*

Het begrip risico is zeer breed. Het omvat zowel gebeurtenissen met een zeer kleine kans en een groot effect, zoals het ontploffen van een chemische fabriek, als de reguliere kans op statistische effecten, zoals die van roken in relatie tot longkanker. Bijgevolg zijn er diverse typen risicoanalyse ontwikkeld. Voor de beschouwing in dit rapport is met name de RA van belang die kijkt naar de effecten van chemische stoffen op ecosystem en/of mensen. Voor een inschatting van de risico's van chemische stoffen zijn vele aspecten van belang. Om er een paar te noemen: de hoogte en duur van blootstelling, de blootstellingsroute (bv. via de lucht of met het voedsel), en de gevoeligheid van de aanwezige bevolking en/of soorten. Zoals hierboven besproken is een LCA niet gedetailleerd genoeg om met voldoende precisie rekening te houden met plaats, tijd, en omstandigheden. Maar er is nog een ander belangrijke reden dat LCA een ander type resultaat genereert dan RA.

Als voorbeeld zullen we een staalfabriek beschouwen. In een LCA van onkruidbestrijding met behulp van borstelen zijn stalen borstels nodig. Het staal voor de borstels wordt in een staalfabriek gefabriceerd. Deze fabriek produceert een grote hoeveelheid staal. Tevens emitteert de fabriek een aantal zware metalen, chroom, vanadium, etc. Deze emissies kunnen actuele effecten hebben op de omgeving van de fabriek, bv. op de ecosystemen in de buurt van de emissiebronnen. De omvang van die effecten hangen onder meer af van de grootte van de emissie. Het probleem is, dat de grootte van de emissie gerelateerd is aan de totale productie van staal. Per borstel is er misschien maar een kleine emissie. Deze kleine emissie is misschien ongevaarlijk. Maar hij hoort bij een fabriek met een grote emissie, die wel gevaarlijk is. In een RA kijkt men naar de emissieomvang van de totale fabriek. In een LCA kijkt men naar de emissie die bij borstel hoort, of die bij een functionele eenheid 1000 m² onkruidbestrijding hoort.

Laten we een getallenvoorbeeld nemen. Stel dat de staalfabriek 1000 kg staal per uur produceert, en dat de emissie van chroom 1 g per uur is. Als er voor een borstel 10 kg staal nodig is, kunnen we stellen dat de chroomemissie voor 1 borstel 10 mg is. Merk op dat de emissie van de fabriek een emissiestroom (in g per uur) is, en dat de emissie voor een borstel een emissievracht (in g) is. Effecten in een risicoanalyse en drempelwaarden hangen samen met emissiestromen, niet met emissievrachten. Alleen al om die reden is het niet mogelijk om in een LCA uit te rekenen of er drempels overschreden worden, en wat de actuele effecten zijn. Effecten in een LCA hangen daarentegen samen met emissievrachten, niet met emissiestromen.

De twee beschouwingswijzen leveren dus aanvullende aanknopingspunten op:

- in een LCA kijkt men naar de effecten van een eenheid product over de keten met behulp van emissievrachten;
- in een RA kijkt men naar de effecten van een activiteit op een lokatie met behulp van emissiestromen.

Een belangrijke conclusie is dat het in een LCA niet mogelijk is om actueel optredende effecten te modelleren, en om te beoordelen of er drempels of normen overschreden worden.

Soms (zoals in bovenstaand voorbeeld) weet men dat er drempelwaardes overschreden worden, bv. door een meting of door modellering met een RA. In een dergelijk geval zijn er verschillende opties:

- Men kan “vlaggen” zetten bij deze plaatsen in de levenscyclus. In een afweging spelen ze een kwalitatieve rol. Hoe dat precies dan in zijn werk gaat, is echter niet duidelijk.
- Men kan de overschrijding van drempelwaardes überhaupt als een reden zien om dat alternatief af te keuren, zelfs al is het maar op één plek van de keten. Dit lijkt echter in strijd met de kwantitatieve benadering in LCA. Met duizenden processen in de levensketen zal er vrijwel altijd wel ergens een drempel overschreden zijn, en valt ieder productalternatief af.
- Men kan kiezen voor een gewijzigde effectbeoordeling in LCA, waarbij alleen emissies die boven een drempelwaarde zitten meedoen. Een dergelijk “only-above-threshold”-benadering is reeds jaren geleden afgewezen.¹³
- Men kan in een omvattende milieubeoordeling LCA en RA als aparte sporen opnemen. Deze manier plaatst een afwegingsprobleem bij degene die de beslissing neemt. Dat kan als een nadeel gezien worden, maar het is natuurlijk wel helder dat die persoon dan ook die afweging maakt, en zich niet verschuilt achter een LCA met een vermeend “holistisch” karakter.

Het is duidelijk dat al deze methoden nadelen hebben. Een nadeel mag echter niet leiden tot het negeren van het probleem. Het fundamentele probleem is dat LCA en RA aanvullende informatie geven, en dat alle pogingen om LCA en RA tot één instrument te smeden mislukt zijn. De enige zinvolle optie vooralsnog is dus om LCA en RA beide te gebruiken.

ISO erkent de beperkingen van LCA ten aanzien van actuele effecten: “LCIA results do not predict impacts on category endpoints, exceeding thresholds, safety margins or risks”.¹⁴ In verband daarmee wordt verder het volgende gesteld: “LCA addresses potential environmental impacts; LCA does not predict absolute or precise environmental impacts due to the relative expression of potential environmental impacts to a reference unit, the integration of environmental data over space and time, the inherent uncertainty in modelling of environmental impacts, and the fact that some possible environmental impacts are clearly future impacts”.¹⁵

ISO beperkt zich niet tot het vaststellen van de grenzen, maar erkent dat er ruimte is voor andere informatie-instrumenten: “LCA is one of several environmental management techniques (e.g. risk assessment, environmental performance evaluation, environmental auditing, and environmental

¹³ Er bestaan echter ook voorstellen voor een verfijndere benadering; zie A. Wegener Sleswijk, R. Heijungs, GLOBOX: A spatially differentiated global fate, intake and effect model for toxicity assessment in LCA. Science of the Total Environment 408:14 (2010), 2817-2832.

¹⁴ ISO 14044 (2006), p.23.

¹⁵ ISO 14040 (2006), p.9.

impact assessment) and might not be the most appropriate technique to use in all situations”.¹⁶ Met name RA is uiteraard in de context van chemische onkruidbestrijding relevant.

Zoals we zien heeft LCA beperkingen: het kan een aantal dingen niet die RA wel kan. Maar uiteraard geldt het omgekeerde ook: LCA kan een aantal dingen wel die RA niet kan.

2.4. De “quickscan” in relatie tot de beperkingen van LCA

In de quickscan wordt op diverse plaatsen stil gestaan bij de beperkingen van een LCA ten aanzien van actuele effecten. Zo lezen we bv. het volgende: “Het overschrijden van drinkwaternormen wordt in een LCA-berekening niet expliciet meegenomen. Voor de LCA-berekening is het niet van belang of er voor een stof een drinkwaternorm bestaat of niet. De score voor het milieueffect ecotoxiciteit wordt bepaald door de stoffeigenschappen (toxiciteit, persistentie, fysisch-chemische eigenschappen) en door de emissie-hoeveelheid. Deze milieuimpact verandert niet wanneer er een norm wordt geformuleerd. Wel is het zo dat de stoffeigenschappen waarop de hoogte van een norm gebaseerd zal zijn dezelfde zijn als de eigenschappen gebruikt in de LCA-berekening. Ook zorgt een hogere emissie voor een hogere LCA-score en voor een hogere kans op normoverschrijding.” (p.9)

De reviewer kan hier geheel achter staan. Dat is niet het geval voor de passage die daar direct op volgt: “Wanneer een stof vaak de norm overschrijdt, zal dit dus ‘automatisch’ leiden tot een hogere LCA-score op ecotoxiciteit. Het zou niet juist zijn om bij overschrijding van een norm een specifieke extra LCA-score voor ecotoxiciteit te berekenen; dit zou een dubbel telling zijn.” (p.9)

Er zijn twee problematische punten in deze passage:

- Een stof die vaak de norm overschrijdt zal niet automatisch tot een hogere LCA-score leiden. Deze twee onderwerpen staan geheel los van elkaar. Normoverschrijdingen zijn het onderwerp van RA, niet van LCA.
- De vermeende dubbel telling is onduidelijk. Wanneer een stof in een RA slecht scoort wegens normoverschrijdingen, en in een LCA wegens een grote emissievracht, zijn dit twee aparte aspecten die in een omvattende besluitvorming allebei aandacht verdienen. Dat is geen dubbel telling.¹⁷

Een ander punt is de geformuleerde doelstelling van de quickscan: “om door middel van state-of-the-art LCA-berekeningen de milieu-impact te bepalen en te vergelijken van in Nederland meest gangbare onkruidbestrijdingstechnieken op verhardingen.” (p.5) Deze zin suggereert dat een LCA inderdaad “de” milieu-impact kan bepalen. Het is de overtuiging van de reviewer dat juist bij lokaal-geconcentreerde emissies, in dit geval bij de toepassing van glyfosaat, een parallel traject van LCA en RA onontbeerlijk is voor het verkrijgen van een beeld van “de” milieu-impact.

¹⁶ ISO 14040 (2006), p.vi.

¹⁷ In zekere zin kan de situatie vergeleken worden met iemands financiële situatie, waarbij inkomen en vermogen twee verschillende aspecten zijn. De fiscus belast inkomen en vermogen volgens verschillende rekenmodellen. Ook dat is geen dubbel telling.

3. Validiteit van de LCA-quickscan

In dit hoofdstuk beschouwen we de resultaten van de studie van Jonkers (2012), waarin een LCA-quickscan van onkruidbestrijdingstechnieken staat gerapporteerd. We zullen daarbij aandacht schenken aan diverse aspecten, zoals conformiteit met de algemeen geaccepteerde principes van LCA, kwaliteit van de gegevens en berekeningen, en communicatie van werkwijze en resultaten. Nadrukkelijk zij vermeld dat de hiernavolgende kritische bespreking niet uitsluitend een kritiek op de LCA-quickscan is, maar dat sommige kritiepunten LCA als methode, de ReCiPe-methode, of de implementatie in software, betreffen.

3.1. Conformiteit met de algemeen geaccepteerde principes van LCA

Er zijn diverse methoden voor LCA in omloop, en geen van die methoden geeft in alle gevallen voldoende houvast, zodat er altijd aanvullende keuzes gemaakt moeten worden. Geen enkele LCA-studie is wat dat betreft dus goed of fout te noemen. Niettemin bestaat er een algemeen geaccepteerde manier van werken voor LCA. Deze is gebaseerd op de standaarden van ISO (14040 en 14044). Hieronder zullen we een aantal van de passages van het rapport van Jonkers (2012) nader analyseren aan de hand van de ISO-standaarden. Hierbij zullen we aandacht besteden aan de volgende onderwerpen:

- critical review;
- volledigheid;
- helderheid.

Critical review

Eén van de belangrijkste problemen is de beperktheid van de critical review, een onafhankelijk oordeel over werkwijze, aannames, resultaten en conclusies. Bij de quickscan is er blijkens het colofon (p.3) sprake geweest van een “interne review door H. van Ewijk”, evenals de auteur werkzaam bij IVAM. ISO schrijft dat “The use of LCA results to support comparative assertions raises special concerns and requires critical review, since this application is likely to affect interested parties that are external to the LCA.”¹⁸ Inderdaad is er in het onderhavige geval van een “comparative assertion”. Nu staat ISO weliswaar een interne review toe, maar ISO vraagt meer: “If the study is intended to be used for a comparative assertion intended to be disclosed to the public, interested parties shall conduct this evaluation as a critical review.”¹⁹ Met andere woorden, het ware beter geweest als de betrokken partijen (producenten, hoveniers, etc.) hun visie op de studie hadden kunnen duidelijk maken, als onderdeel van het rapport. Daarnaast is het nu onduidelijk wat de bevindingen van de reviewer zijn. Stond hij achter de rapportage of had hij kritiek? Is het rapport aangepast naar aanleiding van zijn bevindingen?

Uiteraard kan men stellen dat een quickscan-LCA beperkter is dan een ISO-LCA, en dat de eisen met betrekking tot critical review niet voor een quickscan gelden. Maar er staat (p.7): “Bij de uitvoering van de LCA-quickscan wordt in principe de ISO14040/14044 procedure ... gevolgd.”

¹⁸ ISO 14040 (2006), p.17.

¹⁹ ISO 14044 (2006), p.11.

Dit wordt direct genuanceerd door de zin: “Er is vanwege de beperkte omvang van de studie echter geen externe review door een andere LCA-expert of door andere stakeholders uitgevoerd.” Met andere woorden, de quickscan volgt alleen wat betreft de methodische aspecten ISO, niet wat betreft de procedurele aspecten.

Volledigheid

Uitgangspunt voor ISO 14040 is “A reporting strategy is an integral part of an LCA.”²⁰ ISO somt vervolgens op wat er gerapporteerd dient te worden. Een greep: “the data, methods and assumptions applied in the study, and the limitations thereof. ... The relative nature of the LCIA results and their inadequacy to predict impacts on category endpoints should also be addressed in the report. Include reference and description of value choices used in the LCIA phase of the study in relation to characterization models, normalization, weighting, etc.”. Dat is nogal wat. Alleen al het rapporteren van data betekent in de praktijk vaak een appendix van meer dan honderd pagina's. Daarbij gaat het soms om vertrouwelijke gegevens, of om gegevens die vanwege licentievoorwaarden niet openbaar gepubliceerd mogen worden. Vaak wordt dan ook niet alles gepubliceerd. Maar juist bij een openbare vergelijkende studie op een onderwerp waarover een controverse verwacht kan worden, is een heldere en volledige rapportage gewenst.

Veel van de door ISO genoemde punten zijn niet te vinden in het IVAM-rapport. Slechts een fractie van de gegevens is vermeld; voor het leeuwendeel van de gegevens wordt volstaan met de mededeling dat “Voor achtergrondprocessen wordt uitgegaan van de procesbeschrijvingen uit de internationale LCA-databases.” (p.7). De resultaten van de inventarisatie ontbreken. Welsiwaar bevat het rapport (p.13) een goed overzicht van cruciale voorgrondgegevens, maar de totale emissie over de levenscyclus van de scenario's staan niet vermeld. Het rapport bevat evenmin precieze details wat betreft effectbeoordeling (karakterisering en normalisatie). Zelfs de eigenhandig toegevoegde karakterisatiefactoren voor glyfosaat en AMPA zijn niet vermeld. Dit alles maakt het onmogelijk om de kwaliteit van de studie in te schatten.

Helderheid

Over het algemeen is het rapport helder. De zinsbouw is goed, en de strekking van de meeste teksten komt goed over. Kleine kanttekeningen kunnen geplaatst worden wat betreft de terminologie en de structuur.

Grotendeels wordt aangesloten bij de terminologie van ISO. Nu is er een Nederlandse vertaling van de (oude) ISO-normen voor LCA.²¹ Deze terminologie is bv. gevolgd in de Nederlandse versie²² van het Handbook on LCA.²³ Op diverse plaatsen van de quickscan is de terminologie afwijkend, bv. waar de term “karakterisatie” (p.7) in plaats van “effectbeoordeling” gebruikt is.

Een ander punt van verbetering is de structuur. Het is een goede gewoonte om een LCA-rapportage te structureren naar de ISO-structuur (vaststelling van doel en reikwijdte, inventarisatie, effectbeoordeling, interpretatie). De hoofdstukindeling van de kern van de

²⁰ ISO 14040 (2006), p.16.

²¹ Milieumanagement – levenscyclusanalyse – principes en raamwerk (ISO 14040). NNI, Delft, 1998.

²² J.B. Guinée et al. Levenscyclusanalyse. De ISO-normen uitgewerkt in een praktijkgerichte handleiding. VROM, 's-Gravenhage, 2002.

²³ J.B. Guinée et al. Handbook on LCA. Operational guide to the ISO standards. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 2002.

quickscan is heel anders: methode, inventarisatie, resultaten. Het hoofdstuk over methode is tegelijk een bespreking van de methode en een invulling. Dit bemoeilijkt het snel vinden van de cruciale aannames. Om een voorbeeld te noemen: de keuze van de functionele eenheid is verstopt in het hoofdstuk Methode. Een ander voorbeeld is dat weging onder de interpretatie wordt geschaard, terwijl dit bij ISO onder de effectbeoordeling valt. Een derde voorbeeld is dat de weefactoren in het hoofdstuk met resultaten worden besproken, terwijl ze geen resultaat maar een onderdeel van de methode zijn. Het zijn kleine aberraties, maar ze maken het rapport lastiger leesbaar.

3.2. Beschouwing van de gegevens, aannames en rekenstappen

In een LCA-studie zijn veel gegevens nodig, en er worden veel rekenstappen gemaakt. Over het algemeen wordt gebruik gemaakt van specifieke LCA-software, waar al een groot deel van de getallen en rekenstappen in verwerkt is. Degene die de LCA-studie uitvoert heeft slechts ten dele controle over deze getallen en rekenstappen.

De software

Jonkers (2012) heeft gebruik gemaakt van het programma SimaPro.²⁴ Dit is een zeer veel gebruikt programma voor LCA. In die zin mag er vanuit gegaan worden dat het programma betrouwbaar is, en de rekenstappen goed geïmplementeerd zijn. Echter, dit is niet goed controleerbaar. Juist omdat veel gegevens niet vermeld kan een kritische geest niet onafhankelijk controleren of er geen rekenfouten of invoerfouten in het programma zitten.

De reviewer heeft zelf geen beschikking over het programma SimaPro. Dhr. Jonkers van IVAM is zo attent geweest de reviewer te laten meekijken, en een export van zijn gegevens in het EcoSpold format²⁵ te genereren en mee te geven. Deze is vervolgens geïmporteerd in het programma CMLCA.²⁶ Verderop (paragraaf 3.4) worden een aantal vergelijkingen en nadere analyses met behulp van CMLCA gerapporteerd.²⁷

De gegevens

Over het algemeen is er bij een LCA sprake van drie soorten gegevens.

- Allereerst zijn er de gegevens die door de onderzoeker zelf worden vergaard en ingevoerd, of die door de opdrachtgever worden aangeleverd. Vaak gaat het daarbij om zogenoemde voorgrondgegevens, gegevens die dichtbij het onderwerp van studie zijn. In het geval van onkruidbestrijding gaat dat bv. over het gebruik van bestrijdingsmiddelen, borstels, of diesel per vierkante meter behandeld oppervlak.
- Ten tweede wordt er meestal gebruik gemaakt van een algemene database met gegevens over processen die iets “verder weg” zijn, de achtergrondgegevens. Het gaat hierbij bv. over de productie van elektriciteit en over de emissies van vrachtauto’s. Er bestaan in de

²⁴ Zie <http://www.pre-sustainability.com/simapro-lca-software>.

²⁵ EcoSpold is een tamelijk veel gebruikt format voor de uitwisseling van gegevens tussen LCA-programma’s. Zie <http://www.ecoinvent.org/database/ecospold-data-format/>.

²⁶ CMLCA is een gratis downloadbaar programma voor LCA; zie <http://www.cmlca.eu/>.

²⁷ Uit deze herberekening blijkt dat, hoewel de correspondentie niet volledig is, de afwijkingen beperkt zijn, in ieder geval in deze case study. In eerdere reviews heeft CML wel eens fouten van een factor miljoen t.g.v. het verwarren van mg en kg ontdekt.

LCA-wereld een aantal databases met dit soort gegevens; de ecoinvent database²⁸ is de bekendste.

- Tenslotte zijn er gegevens nodig over de schadelijkheid van de diverse geïmitteerde stoffen en de schaarste van de diverse grondstoffen. In LCA wordt meestal gebruik gemaakt van zogeheten karakterisatiefactoren, zoals de global warming potentials (GWP's) voor het broeikas effect, verzuringspotentialen (AP's) voor verzurende stoffen, etc. Deze karakterisatiefactoren zijn, net als de achtergrondprocesgegevens, vaak algemeen gedefinieerd; de onderzoeker kiest alleen welke lijst met factoren hij gebruikt. Soms worden er handmatig factoren aan toegevoegd, bv. wanneer een stof van centraal belang in de studie ontbreekt in de lijsten.

Zoals hierboven reeds gezegd zijn veel gegevens niet vermeld. De nadruk in het rapport ligt op de gegevens uit de eerste groep, de studie-specifieke gegevens (zie bv. p.13). Het valt te prijzen dat deze gegevens tamelijk uitgebreid vermeld zijn. Het valt echter buiten de expertise van de reviewer (en buiten de opdracht) om de getallen van een oordeel te voorzien. Juist in een critical review met belanghebbenden had de correctheid van deze getallen bediscussieerd kunnen worden. Dit is eens te meer van belang omdat veel voorgrondgegevens door de opdrachtgever zijn aangeleverd, zowel voor de chemische als voor de niet-chemische behandelingstechnieken.

De tweede categorie getallen is die van de achtergrondgegevens. Ecoinvent is een zeer veel gebruikte database, die op basis van reviews gecontroleerd zijn. Waarschijnlijk bevat ecoinvent geen dramatische fouten, hoewel er natuurlijk altijd discussie²⁹ is over specifieke getallen. Veel gegevens zijn wel tamelijk oud, bv. representatief voor technieken anno 2000. Ecoinvent is een auteursrechtelijk beschermd product. Het is niet toegestaan om de gegevens in een bijlage van een rapport af te drukken. De rapporten van ecoinvent zelf zijn echter kosteloos op te vragen.³⁰

Tenslotte, de karakterisatiefactoren. Ook deze zijn niet gerapporteerd.³¹ Het rapport beperkt zich (p.7-8) tot de opmerkingen dat de "ReCiPe methode" gebruikt is, zoals geïmplementeerd in "SimaPro 7.3". Eén aspect van de karakterisatiefactoren is afzonderlijk besproken: die voor glyfosaat (p.14-15 en p.23). Daarbij is vermeld welke invoergegevens gebruikt zijn, maar niet welke karakterisatiefactor dit opleverde. Omdat er daarnaast geen EcoSpold-export van de karakterisatiefactoren beschikbaar was, is op grond van een andere lijst (een door IVAM aangeleverde zogeheten CSV-file) opgezocht welke factoren gebruikt zijn. Tabel 1 geeft deze waarden weer.

Tabel 1. Gebruikte karakterisatiefactoren voor glyfosaat en AMPA.³²³³

²⁸ Zie <http://www.ecoinvent.ch/>.

²⁹ Zie bv. E. Johnson, Charcoal versus LPG grilling: A carbon-footprint comparison. Environmental Impact Assessment Review 29:6 (2009), 370-378.

³⁰ Zie <http://www.ecoinvent.org/documentation/>.

³¹ In een reactie schrijft dhr. Jonkers: "Door te melden dat we de ReCiPe methode gebruiken, geven we aan welke karakterisatiefactoren we gebruiken. De reviewer zou hier genuanceerder kunnen melden wat hij precies mist. Uiteraard zal de reviewer niet verwachten dat de 1000en karakterisatiefactoren in een bijlage worden meegeleverd." (e-mail van 1 maart 2013). De reviewer meent dat dit laatste eigenlijk wel zou moeten gebeuren (zo niet op papier, dan wel als digitaal achtergrondrapport), juist omdat het de ervaring is dat getallen (zoals die van ReCiPe) in verschillende programma's op verschillende manieren geïmplementeerd zijn. Daarbij zijn soms fouten gemaakt, bv. bij de conversie van eenheden.

³² Zoals aangetroffen in een CSV-file uit SimaPro die dhr. Jonkers aangeleverd heeft.

stof	plaats van emissie		milieueffectcategorie			
	compartiment	subcompartiment	human toxicity (DALY/kg)	terrestrial ecotoxicity (species×yr/kg)	freshwater ecotoxicity (species×yr/kg)	marine ecotoxicity (species×yr/kg)
Glyphosate	Water	river	4.01E-08	1.31E-21	4.81E-09	1.21E-11
Glyphosate	Soil	agricultural	2.28E-10	3.36E-09	1.4E-11	3.52E-14
Glyphosate	Soil	industrial	9.96E-10	3.29E-09	1.19E-10	2.99E-13
Glyphosate	Soil	urban, non industrial	9.96E-10	3.29E-09	1.19E-10	2.99E-13
AMPA	Soil	river	–	3.01E-26	1.29E-09	1.19E-11
AMPA	Water	urban, non industrial		1.64E-12	1.27E-10	1.18E-12

Deze factoren zijn niet zo maar losstaand te interpreteren. Ze geven het relatieve gewicht aan dat een kg emissie bijdraagt aan een bepaald type milieu-effect. In paragraaf 3.4 is de grootte van deze getallen in perspectief gesteld. De factoren zijn omgerekend naar het genormaliseerde en gewogen niveau, zodat ze compatibel zijn met de andere factoren.

De ReCiPe-methode heeft verder een aantal interessante karakteristieken. Op midpoint-niveau worden emissies en onttrekkingen opgeteld tot categorieën zoals broeikasemissie, ecotoxiciteit, verzuring, en uitputting van energiedragers. Daarna kunnen deze scores verder worden vertaald in endpoint-getallen voor schade aan menselijke gezondheid, ecosysteemkwaliteit, en grondstofbeschikbaarheid. Beide aggregatiestappen worden gedaan op basis van wetenschappelijke inzichten, dus zonder een politieke weging; die kan eventueel daarna komen. Op het niveau van de endpoints kunnen dus verschillende soorten midpoint-effecten reeds geaggregeerd worden, en daarmee kunnen stoffen binnen één endpoint vergeleken worden. Dit levert soms interessante observaties op.

Zo blijkt de endpoint-factor voor schade aan ecosystemen voor CO₂ een waarde van 7,93E-9 species*yr/kg te zijn, en die voor glyfosaat, geëmitteerd naar rivieren, 4,81E-9 species*yr/kg (zie Tabel 2).³⁴ Dat betekent dat de potentiële schade aan ecosystemen groter is bij een emissie van 1 kg CO₂ (naar lucht) dan bij een emissie van 1 kg glyfosaat (naar rivieren). Nu is er weliswaar veel maatschappelijke en wetenschappelijke ophef over CO₂, maar de uitstoot is dan ook enorm, in de orde van tientallen biljoenen kg. Een emissie van 1 kg CO₂ is dus bijzonder weinig, het is in de orde van de hoeveelheid die bij het rijden van 7 km met een personenauto vrijkomt. Het klinkt bizar dat het beter zou zijn om 1 kg glyfosaat in een rivier te gieten dan om 1 kg CO₂ vrij te laten. Misschien is die kritiek ook terecht. Maar de zaak is gecompliceerd doordat we abstraheren van ruimte en tijd. Hoe zit het als we in plaats van 1 kg glyfosaat in één keer, de emissie verdelen over 100 jaar, en iedere dag op 100 plaatsen in de wereld 0,27 mg emitteren?³⁵ Dat is een minieme hoeveelheid, goed verspreid over de wereld en in de tijd, en de effecten zullen verwaarloosbaar zijn.³⁶ Dan is die emissie van 1 kg CO₂ misschien wel een slechter idee. Immers, iedere kg CO₂, hoe verdund ook, draagt bij aan de versterking van het broeikasemissie-effect.

³³ De getallen staan in zgn. wetenschappelijke notatie; bv. 5.15E-10 codeert voor 5,15×10⁻¹⁰.

³⁴ Dit is niet door IVAM of PRI bedacht, maar een element uit ReCiPe. Dhr. Jonkers heeft dit fenomeen in 2012 aangekaart bij meerdere leden van het ReCiPe team.

³⁵ Dit argument is ingebracht door prof.dr. Mark Huijbregts van de Radboud Universiteit.

³⁶ Vergeleken met de aquatische NOEC van 9 mg/l (quickscan, p.23) klinkt 0,27 mg in een rivier ongevaarlijk. Ook vergeleken met de Amerikaanse maximum contaminant level van 0.7 mg/l (<http://water.epa.gov/drink/contaminants/basicinformation/glyphosate.cfm>) klinkt dit niet als een probleem.

De problematische interpretatie van de gebruikte factoren is niet specifiek voor ReCiPe en is ook niet gebaseerd op een discutabele weging, maar is inherent aan de over tijd- en ruimtegeïntegreerde benadering in LCA. Eens te meer blijkt duidelijk dat in de tijd en ruimte geconcentreerde aspecten, die leiden tot actuele effecten, in LCA's niet naar voren komen, en dat een aparte RA van belang is.

De weging

De ReCiPe methode wordt anders behandeld en gebruikt dan zoals de reviewer (één van de auteurs van ReCiPe) die kent. ReCiPe³⁷ is een methode voor karakterisering op zowel midpoint- als endpointniveau. Binnen de context van ReCiPe zijn daarnaast normalisatiegetallen verzameld; deze staan eveneens op de website van ReCiPe. ReCiPe bevat echter geen weging van milieueffecten tot een enkelvoudige indicator. De passage “De ReCiPe methode is één van de bestaande rekenmethodes waarmee ingrepen in het milieu ... worden omgerekend naar milieueffecten (VROM, 2009). Deze effecten kunnen vervolgens worden gewogen en opgeteld tot 1 totaalscore voor de milieuprestatie van een product over de gehele levenscyclus.” (p.8) is derhalve onjuist.

In de quickscan is dus een weging opgenomen, waarbij onterecht naar ReCiPe verwezen wordt. Het is niet duidelijk hoe de weging verlopen is. Bij een weegmethode moet duidelijk zijn wat er precies gewogen wordt, wat de gewichten zijn, en wat de formule is waarmee de weging plaatsvindt. Geen van deze drie elementen maakt deel uit van ReCiPe, en slechts één van deze drie elementen wordt in de quickscan besproken.³⁸ Wellicht is het een add-on in SimaPro die niet duidelijk naar de gebruikers gecommuniceerd is.³⁹ Het rapport geeft de resultaten van de weging in “LCA-points (Recipe-punten)” (p.19). De betekenis van deze punten is niet duidelijk. In ieder geval refereert het niet aan een SI-eenheid.⁴⁰

Juist wanneer het om het gebruik van weging is ISO bijzonder scherp. We beschouwen drie fragmenten uit ISO 14044:

- “Weighting steps are based on value-choices and are not scientifically based. Different individuals, organizations and societies may have different preferences; therefore it is possible that different parties will reach different weighting results based on the same indicator results or normalized indicator results. In an LCA it may be desirable to use several different weighting factors and weighting methods, and to conduct sensitivity analysis to assess the consequences on the LCIA results of different value-choices and weighting methods.”⁴¹
- “An LCIA shall not provide the sole basis of comparative assertion intended to be disclosed to the public of overall environmental superiority or equivalence, as additional

³⁷ Zie <http://www.lcia-recipe.net/>.

³⁸ Op p.18 staat dat de gewichten 40, 40 en 20 zijn. Maar er is niet aangegeven of de gewichten op de scores voor of na normalisatie worden toegepast, en evenmin hoe de weegformule er uit ziet.

³⁹ Het is de ervaring van de reviewer dat meer mensen die LCA's doen op grond van SimaPro denken dat ReCiPe een weging omvat.

⁴⁰ R. Heijungs, On the use of units in LCA. International Journal of Life Cycle Assessment 10:3 (2005), 173-176.

⁴¹ ISO 14044 (2006), p.22.

information will be necessary to overcome some of the inherent limitations in the LCIA.”⁴²

- “Weighting, as described in 4.4.3.4, shall not be used in LCA studies intended to be used in comparative assertions intended to be disclosed to the public.”⁴³

Het zal duidelijk zijn dat weging een uiterst precair onderwerp is, en dat openbare vergelijkende uitspraken op basis van één enkele wegingsmethode volstrekt onvoldoende zijn. In het onderhavige geval gaat het bovendien om een wegingsmethode die slecht gedocumenteerd is, in een LCA die opmerkelijke en controversiële resultaten oplevert.

De combinatie van gegevens en software

Wanneer een klant de software SimaPro aanschaft, koopt hij daarmee automatisch de database van ecoinvent.⁴⁴ Tevens koopt (of krijgt) hij een versie van ReCiPe. Echter, de in SimaPro ingebouwde versie van ecoinvent en van ReCiPe zijn niet de originele versies. Omdat er altijd verschillen in aggregatieniveau en naamgeving van stoffen zijn, zijn er bij de import van zowel ecoinvent als ReCiPe verandering geïntroduceerd. Deze veranderingen zijn niet helder gedocumenteerd, en de gebruiker van de software wordt hierover niet goed geïnformeerd. Hetzelfde systeem met ecoinvent en ReCiPe doorgerekend op SimaPro kan dus een ander resultaat geven dan wanneer het op een ander platform, bv. GaBi⁴⁵, gebruikt wordt. De reviewer heeft de originele versie van ecoinvent (v2.2) gebruikt en deze geïmporteerd in CMLCA. Daarnaast heeft hij de door het ecoinvent consortium gemodificeerde versie van ReCiPe ingelezen. Tenslotte heeft hij de in EcoSpold-format geëxporteerde voorgrondgegevens ingelezen en de karakterisatiefactoren voor glyfosaat en AMPA (Tabel 1) handmatig toegevoegd.. Hiermee kon de reviewer een groot deel van de berekeningen overdoen.

3.3. Beschouwing van resultaten en discussie

De hoofdstukken 4, 5 en 6 van de quickscan geven de resultaten weer, en bespreken de conclusie die daaruit getrokken kan worden. Dit zijn uiteraard cruciale hoofdstukken, zowel wat betreft de validiteit, als wat betreft de communicatie en rapportage.

Het rapport bespreekt de verschillen met een studie uit 2005⁴⁶, en de beperkingen van LCA voor wat betreft het onderwerp van studie. De vergelijking met 2005 is geheel gericht op de verschillen in de weging. Over de validiteit van de weging uit 2012 is hierboven reeds veel gezegd. Maar men zou verwachten dat er in zeven jaar tijd meer verschillen te melden zouden zijn dan alleen aangaande de wegmethode. Technologieën zijn geëvolueerd, er kunnen nieuwe inzichten zijn met betrekking tot de (on)schadelijkheid van glyfosaat, etc. Deze aspecten blijven onbesproken. Dat is merkwaardig, want op p.6 wordt gewag gemaakt van gegevens van PRI uit 2012. De mate waarin de gegevens anders zijn dan eerst, alsmede de invloed van deze nieuwe gegevens, is niet besproken.

⁴² ISO 14044 (2006), p.23.

⁴³ loc.cit.

⁴⁴ PRé, de leverancier van SimaPro, is een zogeheten reseller van ecoinvent.

⁴⁵ GaBi (zie <http://www.gabi-software.com/international/index/>) is ook reseller van ecoinvent en ReCiPe en is samen met SimaPro marktleider.

⁴⁶ R.J. Saft, Update milieuanalyse onkruidbestrijding op verhardingen. IVAM, Amsterdam, 2005.

De beperkingen van LCA komen naar voren in een “bullet list” van tien regels. Dit is natuurlijk erg beperkt. Niettemin bevat deze passage waardevolle elementen, onder meer dat LCA niet naar lokale effecten kijkt, en dat LCA niet voorspelt of er ergens drinkwaternormen overschreden worden. De stelling dat “LCA nooit de enige methode [kan] zijn om de duurzaamheid van onkruidbestrijdingsmethodes te beoordelen” (p.20) verdient een pluim. Wat dat betreft is het te betreuren dat PRI, nota bene de opdrachtgever van de studie, de studie samenvat met de kop “Chemische onkruidbestrijding op verhardingen blijkt beste voor milieu”⁴⁷ en noteert dat de LCA aantoont “dat een verbod op chemische onkruidbestrijding op verhardingen niet leidt tot een beter milieu.”⁴⁸ Je zou mogen verwachten dat de opdrachtgever de gehele studie leest en zorgvuldig citeert. Maar het is natuurlijk ook jammer dat IVAM zijn conclusies zo zorgvuldig formuleert (“er [is] dus niet één scenario dat altijd als beste of als slechtste scoort”, p.21), en dan toch opschrijft: “De scenario’s met chemische bestrijding hebben een aanzienlijk lagere totale impact dan de andere scenario’s.” (p.21). Hieruit blijkt maar weer dat één onzorgvuldige zin tien zorgvuldige formuleringen doet vergeten.

Een groot gemis is uiteraard het ontbreken van een gevoeligheidsanalyse c.q. onzekerheidsanalyse. ISO schrijft dat “An analysis of results for sensitivity and uncertainty shall be conducted for studies intended to be used in comparative assertions intended to be disclosed to the public.”⁴⁹ Nu is er in zekere zin een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd. De quickscan is namelijk uitgegaan van 14 scenario’s, terwijl er slechts zes technieken worden vergeleken. Het verschil zit in een aantal varianten. Voor de chemische onkruidbestrijding is bv. gerekend met zowel 50% als 9% glyfosaatafspoeling, en voor het borstelen is gerekend met een tegelslijtage van 0%, 10% en 25%. Het is te prijzen dat de quickscan een aantal cruciale parameters heeft gevarieerd om een beeld te krijgen van de robuustheid van de resultaten. Maar een gevoeligheidsanalyse is meer. Iedere weging is dubieus, en een gevoeligheidsanalyse op dat punt is eigenlijk onontbeerlijk, zeker in een “comparative assertion disclosed to the public”, zoals ISO het uitdrukt. Andere belangrijke aspecten zijn co-product toerekening, systeemgrenzen, en de keuze van een karakteriseringsmethode. In een volledige LCA zou er veel meer aandacht besteed moeten worden aan de gevoeligheidsanalyse en onzekerheidsanalyse. SimaPro bevat de mogelijkheid voor een Monte Carlo analyse, en de gegevens van ecoinvent zijn voorzien van stochastische informatie. SimaPro bevat daarnaast andere manieren dan ReCiPe om een effectbeoordeling te doen. Met betrekkelijk weinig moeite zou er een veel diepgravender analyse mogelijk moeten zijn.

Een ander gemis is, zoals eerder gemeld, het ontbreken van een critical review: “In order to decrease the likelihood of misunderstandings or negative effects on external interested parties, a panel of interested parties shall conduct critical reviews on LCA studies where the results are intended to be used to support a comparative assertion intended to be disclosed to the public.”⁵⁰ De enige review is intern geweest, en de bevindingen van deze reviewer zijn niet vermeld. Bij een openbare vergelijkende studie zou er op tenminste twee fronten een review moeten plaatsvinden:

⁴⁷ Zie het persbericht op <http://www.wageningenur.nl/nl/Expertises-Dienstverlening/Onderzoeksinstituten/plant-research-international/show/Chemische-onkruidbestrijding-op-verhardingen-blijkt-beste-voor-milieu.htm>.

⁴⁸ loc.cit.

⁴⁹ loc.cit..

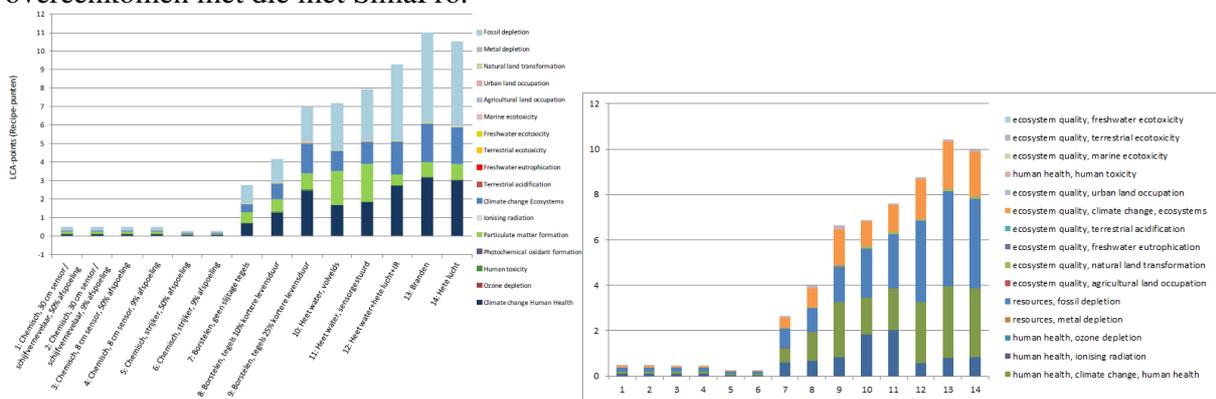
⁵⁰ ISO 14044 (2006), p.31.

- een review door stakeholders wat betreft de juistheid van aannames en gegevens;
- een review door externe LCA-deskundigen wat betreft de correctheid van de berekeningen.

Beide typen review hebben helaas niet plaatsgevonden.

3.4. Een herberekening en analyse

Een toets achteraf met de geïmporteerde gegevens in CMLCA biedt een nader perspectief. Figuur 2a is het uit de quickscan (p.19) afkomstige resultaat. Na de export van de voorgrondprocessen uit SimaPro in EcoSpold-format zijn deze in CMLCA geïmporteed, tezamen met de originele ecoinvent v2.2 eenheidsprocessen, de uit ecoinvent afkomstige implementatie van ReCiPe (H, A). De 14 scenario's zijn handmatig gedefinieerd (quickscan, Tabel 1). Verder zijn de uit een CSV-file afkomstige karakterisatiefactoren voor glyfosaat en AMPA toegevoegd (Tabel 1). De resultaten (Figuur 2b) zijn niet geheel identiek, maar stemmen behoorlijk overeen. Op details kunnen we dus wat verschillen verwachten, maar voor de meeste analyses zal die met CMLCA overeenkomen met die met SimaPro.



Figuur 2. a) Resultaten volgens Jonkers (2002, p.21) b) Resultaten met CMLCA gereconstrueerd.⁵¹

Met behulp van CMLCA zijn een aantal nadere analyses gedaan.⁵² Hierbij is vooral ingezoomd op een aantal opmerkelijke resultaten, met name in de vergelijking van de eerste zes (chemische) scenario's met de andere (niet-chemische). Om de analyse niet te laten vertroebelen door discutabele aannames over de slijtage van tegels en borstels en de mate van afspoeling, is de analyse hier beperkt tot de scenario's 1, 7, 10, 13 en 14 (zie Jonkers, 2002, p.11).

Waarom is de gewogen score voor borstels (7) zo hoog?

Qua stoffen wordt de hoge score vooral bepaald door de emissie van CO₂ (29%), de onttrekking van aardolie (23%), en de emissie van NO_x (12%). Qua processen zorgt het verbranden van diesel voor maar liefst 43% van de score; het grootste deel van de CO₂ (24%) en NO_x (11%) komt uit dat proces, en ook de aardolie is daar uiteraard voor een belangrijk deel aan toe te schrijven. De opmerkelijke hoge score lijkt dus niet veroorzaakt te zijn door een te hoge emissie voor CO₂ of NO_x of een te hoog gebruik van aardolie, en evenmin door een te hoge factor in karakterisering of

⁵¹ De figuren zijn klein weergegeven om te voorkomen dat de discussie over de resultaten zelf gaat. Het enige doel van de figuren is te laten zien dat de herberekening grotendeels hetzelfde patroon geeft als de originele berekening.

⁵² Merk op dat dit een analyse is met de gegevens van IVAM. Er zijn geen nieuwe gegevens verzameld.

weging. Het lijkt eerder alsof het gehele proces van het verbranden van diesel de oorzaak is van de hoge score. Een korte blik op de keten: voor het borstelen van 1000 m² is blijkens de gegevens 1.75 uur borstelen nodig. Voor 1 uur borstelen wordt 108 MJ diesel verbrand, en bij de verbranding van 1 MJ diesel komt 0.073 kg CO₂ vrij. Al met al geeft dat 13.8 kg CO₂ met een dieselgebruik van 4.4 kg.

Waarom is de gewogen score voor heet water (10) zo hoog?

Hiervoor geldt hetzelfde, alleen nog extremer. Het verbranden van diesel zorgt voor 59% van de score, alweer via CO₂, NO_x en aardolie.

Waarom is de gewogen score voor branden (13) en hete lucht (14) zo hoog?

Bij deze slechtst scorende alternatieven is, nog vóór het verbranden van diesel, het verbranden van LPG en de winning van aardolie dominant.

De scenario's met borstelen, heet water, branden en hete lucht zijn dus heel sterk gedomineerd door energie, in de vorm van de verbrandingsproducten van diesel en LPG, en de aardolie die hiervoor nodig is. Over de correctheid van de getallen kunnen stakeholders beter een oordeel geven, maar oppervlakkig gezien lijkt het niet al te gek. Misschien ligt de oorzaak van de opmerkelijke resultaten niet in een te hoge score voor borstelen, heet water, branden en hete lucht, maar in een te lage score voor de chemische technieken. Een andere lijn om te onderzoeken is dus:

Waarom is de gewogen score voor chemische bestrijding (1) zo laag?

De keten in vogelvlucht laat zien dat er voor het chemische behandelen van 1000 m² 0.5 uur toediening nodig is, en dat voor 1 uur toediening 1,68 kg diesel verbrand wordt en 0,162 kg glyfosaat gebruikt wordt. De opgegeven emissie van glyfosaat is (in scenario 1) 0,1 kg, met een effectieve emissie van AMPA van 0,06 kg. Op het niveau van de effectcategorieën, zien we dat glyfosaat en AMPA verantwoordelijk zijn voor een groot deel van scores: voor mariene ecotoxiciteit 98%, voor terrestrische ecotoxiciteit 55%, en voor aquatische ecotoxiciteit 97%. Het zou verbazend zijn als de toxiciteitsscores gedomineerd werden door een stof die ergens ver weg in de keten (bv. bij de productie van de verpakking van het glyfosaat) vrijkomen.

Zijn de karakterisatiefactoren voor glyfosaat en/of AMPA wel hoog genoeg?

Het is moeilijk om hier een eenduidig antwoord op te geven. Er zijn diverse stoffen die volgens de systematiek van ReCiPe een veel hogere karakterisatiefactor hebben dan glyfosaat wat betreft aquatische ecotoxiciteit. Hieronder zijn veel metalen (vanwege hun persistentie) zoals beryllium, zilver, nikkel, vanadium, en kwik. Verder hebben diverse organische stoffen en niet-metalen een hogere waarde, bv. dioxine en fosfor, en bestrijdingsmiddelen, zoals cypermethrin, metsulforonmethyl, en fluazinam. Maar er zijn ook stoffen uit al deze categorieën die een lagere waarde hebben, zoals cadmium, ftalaat, en carbendazim. De waarde voor glyfosaat is ongeveer gelijk aan die van arseen, chloor en lindaan. Dat klinkt tamelijk conservatief, maar niet uitgesloten moet worden dat de correcte waarde hoger is.

Zijn de karakterisatiefactoren voor andere stoffen voor toxiciteit wel laag genoeg?

De score op aquatische ecotoxiciteit wordt bij chemische behandeling gedomineerd door de effecten van glyfosaat en AMPA. Voor de niet-mechanische technieken is de score op aquatische ecotoxiciteit van dezelfde orde van grootte; afhankelijk van het scenario en variërend tussen de

berekening met SimaPro of CMLCA kan de score een factor 2 tot 4 groter of kleiner zijn. De score op aquatische ecotoxiciteit wordt bij de niet-chemische behandeling uiteraard door heel andere stoffen gedomineerd. Bij borstelen zijn dat nikkel (56%), mangaan (13%), vanadium (10%). Die metalen worden op diverse plaatsen in de keten geëmitteerd, bv. bij de winning van bruinkool en bij de productie van staal. Ook bij de andere niet-chemische technieken spelen die metalen een belangrijke rol. Ook broomemissies dragen behoorlijk bij; deze ontstaan bij de lozing van onshore oliewinning.

Voor terrestrische ecotoxiciteit vinden we bij chemische behandeling een 55%-bijdrage van glyfosaat. Emissies van fosfaat dragen 11% bij. Fosfaat is overheersend bij de niet-chemische behandeltechnieken: 47% bij borstelen, en zo'n 70% bij stoom, heet water, branden en hete lucht. Deze fosfaatemissies ontstaan geheel bij de deponie van afval bij de olieproductie. Het gaat slechts om kleine hoeveelheden (in de orde van 20 mg per functionele eenheid), maar de karakterisatiefactor voor terrestrische ecotoxiciteit is hoog (38.8 "punten"/kg). Ter vergelijking, de emissie van glyfosaat in de chemische varianten varieert tussen de 20 en 50 gram per functionele eenheid.

De genoemde aspecten (emissies van metalen bij bruinkoolwinning en van broom en fosfaat bij oliewinning) zijn discutabel. Reeds vele jaren wordt de dominantie van de metalen ter discussie gesteld⁵³, en aan oplossingen wordt gewerkt.⁵⁴ Vermoedelijk gelden soortgelijke bezwaren tegen de modellering van fosfaat. Wanneer we de karakterisatiefactor voor metalen en fosfaat verlagen, krijgen de niet-chemische technieken een duidelijk lagere score op ecotoxiciteit dan de chemische technieken. Echter, in de gewogen eindscore telde de ecotoxiciteitsscore nauwelijks mee, dus op de gewogen eindoordeel heeft deze ingreep geen invloed. Pas als we de weegfactoren ook veranderen, zijn veranderingen te verwachten. Dit is echter niet door de reviewer onderzocht. Immers, de weging als geheel is dusdanig ondoorzichtig dat het niet mogelijk is om hier zinvolle variaties door te rekenen.

Een ander aanknopingspunt zou bij de inventarisatie kunnen liggen. Zoals gemeld is er geen gebruik gemaakt van stakeholders wat betreft het verkrijgen of de validatie van de gegevens (bv. Tabel 3 uit de quickscan). Mogelijk biedt de aparte studie van Tauw bv meer inzicht in deze materie.

⁵³ Zie bv. de Declaration of Apeldoorn; http://media.leidenuniv.nl/legacy/declaration_of_apeldoorn.pdf.

⁵⁴ Zie bv. N. Gandhi, M.L. Diamond, M.A.J. Huijbregts, J.B. Guinée, W.J.G.M. Peijnenburg, D. van de Meent, Implications of considering metal bioavailability in estimates of freshwater ecotoxicity: examination of two case studies. *International Journal of Life Cycle Assessment* 16:8 (2011), 774-787.

4. Conclusies

Dit hoofdstuk formuleert de antwoorden op de twee vragen uit de inleiding. Verder is een nabeschuiving opgenomen, met enige aanbevelingen.

4.1. Bevindingen

In de inleiding werden twee vragen gesteld:

- Wat is de waarde van een levenscyclusanalyse (LCA) voor de beoordeling van onkruidbestrijdingstechnieken?
- In hoeverre biedt de gerapporteerde LCA-quickscan (Jonkers, 2012) bruikbare aanknopingspunten?

Na de analyse in de daarop volgende hoofdstukken kunnen we de volgende antwoorden formuleren:

Een LCA geeft een waardevolle bijdrage aan de discussie over onkruidbestrijdingstechnieken. Het biedt een systeemblik over de gehele keten van de verschillende technieken, en geeft een beeld van een uitgebreid spectrum aan milieueffecten. Dat is belangrijk, omdat alle beschouwde onkruidbestrijdingstechnieken effecten op het milieu hebben, is het niet via de toxiciteit van een chemisch middel dan is het wel door de bijdrage aan het broeikas-effect van de technieken die energie-intensief zijn of via nog een ander milieuprobleem. Alleen met een LCA verkrijgt men een beeld op diverse typen effecten over de gehele keten van de verschillende technieken. Benadrukt moet echter worden dat een LCA niet alle aspecten omvat. Dit omvat enerzijds de niet-milieugebonden aspecten (effectiviteit, kosten, etc.) en anderzijds de lokatiespecifieke effecten en kenmerken. Voor het onderwerp onkruidbestrijding gaat het hierbij met name om de lokale effecten van glyfosaat op ecosystemen en drinkwater. Mogelijke risico's worden door een LCA gemist. Voor het inschatten van lokale risico's is een risicoanalyse (RA) het juiste instrument. Een RA houdt echter geen rekening met afwentelingen in de levensketen. Op grond van een RA alleen kan men dus een keuze maken die optimaal is wat betreft de lokale effecten van glyfosaat, maar suboptimaal wat betreft de effecten op klimaat. Met een LCA alleen is juist het tegenovergestelde mogelijk: optimaal over de keten, maar suboptimaal voor lokale effecten. Men kan een completer beeld van de problematiek krijgen door de inzichten van een LCA en een RA te combineren. Een LCA is dus wel degelijk zinvol, maar biedt alleen inzicht op één kant van de medaille.

De LCA-quickscan pretendeert geen volledige LCA zijn. Daarmee is de waarde als beslissingsondersteunend instrument per definitie beperkt. Cruciale onderdelen van een volledige LCA die ontbreken in de quickscan zijn het feit dat er geen externe review heeft plaatsgevonden, dat er geen stakeholders betrokken zijn voor een verificatie van gegevens en aannames, dat er slechts summier gebruik gemaakt is van gevoeligheidsanalyses en onzekerheidsanalyses, en dat er een slecht gedocumenteerde normalisatie en weging gebruikt zijn. Niettemin lijken de resultaten bij een beperkte analyse tamelijk robuust. Hoewel de reviewer grote problemen heeft met de weegfactoren (die zijn slecht gedocumenteerd en feitelijk geen onderdeel van de ReCiPe-methode), lijkt de invloed ervan beperkt te zijn.

Wanneer er meerdere veranderingen worden doorgevoerd zijn grotere verschillen te verwachten. De toxiciteitsthema's tellen nauwelijks mee in de gewogen scores. Wanneer een andere weging gekozen wordt, kan dit natuurlijk veranderen. Maar dan nog is niet te verwachten dat de resultaten heel anders worden, omdat de scores op de toxiciteitsthema's niet erg uiteen lopen. Pas wanneer we ook de karakterisatiefactoren voor de toxiciteit van glyfosaat en/of AMPA verhogen en/of de karakterisatiefactoren voor de toxiciteit van fosfaat en zware metalen verlagen, kan een ander beeld te voorschijn komen. Dit is een vermoeden van de reviewer; het is niet uitgezocht omdat het feitelijk een nieuwe LCA-methodiekontwikkeling zou vergen. Het is zeker niet uit te sluiten dat de karakterisatiefactoren en weegfactoren inderdaad op vele plekken aangepast moeten worden. Immers, de karakterisatiefactoren voor de toxiciteit van zware metalen ligt al jaren onder vuur, en die voor fosfaat lijkt merkwaardig, terwijl de weging – die in feite niet bij ReCiPe hoort – slecht gedocumenteerd is.

Met een meer gedetailleerde analyse, waarbij verschillende karakterisatie- en weegmethoden gebruikt worden en de basisgegevens en aannames aan stakeholders voorgelegd worden, kan een beter beeld verkregen, dat tegelijkertijd robuuster is en op een breder draagvlak kan bogen.

4.2. Nabeschuwing

In deze bespreking heeft de LCA-quickscan van Jonkers (2012) centraal gestaan. Er zijn kritische kanttekeningen geplaatst bij het onderzoek en de rapportage, alsmede bij de rol van LCA voor de onderhavige vraagstelling.

Maar misschien is een veralgemenisering van de lessen die uit deze analyse te trekken is, nog veel belangrijker.

Een goede LCA mag wat kosten. De studie van Jonkers (2012) heet een quickscan, en neemt daarmee afstand van een “full-blown” LCA. Het is de vraag waarom er voor een quickscan gekozen is.⁵⁵ Snelle LCA's zijn prima voor bedrijfsinterne analyses, en voor vergelijkende LCA's van “gemakkelijke” producten. In het geval van onkruidbestrijding is de situatie echter veel gecompliceerder vanwege de beperkte betekenis van LCA voor lokale effecten, en vooral gevoeliger. Daarnaast is een quickscan voor een openbare vergelijkende studie überhaupt niet de juiste inzet. Twee redenen dus om in dit geval niet voor een quickscan te kiezen.

Waar is een quickscan dan wel goed voor? Een quickscan heeft vooral twee functies:

- Voor bedrijfsinterne toepassing kan een quickscan nuttige informatie geven over waar de in de keten de grootste knelpunten zitten. Veel bedrijven hebben op deze manier milieuwinst kunnen behalen, bv. door de materiaalkeuze of de logistiek aan te passen.

⁵⁵ Dhr. Jonkers van IVAM heeft op deze vraag het volgende antwoord gegeven: “We vonden dit te verantwoorden omdat de studie een update is van de LCA-studie uit 2005, waaraan meerdere stakeholders hebben meegewerkt (de opbouw van de scenario's is op die studie gebaseerd) en omdat er recente inputdata (brandstofverbruik, behandelfrequentie etc.) zijn gebruikt uit een openbaar PRI rapport waaraan 11 bedrijven en organisaties uit de onkruidbestrijdingwereld hun data hebben bijgedragen. Natuurlijk hadden we het nog liever groter aangepakt en opnieuw alle stakeholders betrokken.” (e-mail dd. 1 maart 2013)

- Voor vergelijkende studies kan een quickscan nuttige informatie geven over welke aspecten vermoedelijk beslissend zullen zijn voor de uitkomst. Hiermee kan de budgettering en het werkplan van een gedetailleerde vervolgstudie verbeterd en gerechtvaardigd worden.

Een quickscan mag echter niet voor een openbare vergelijkende studie gebruikt worden.

In dit geval is er wel voor een quickscan gekozen. De reviewer constateert met verbazing dat de resultaten vervolgens uit hun context worden gelicht. Eerder werd al met spijt geconstateerd dat Plant Research Internationaal, de opdrachtgever en financier van dit onderzoek, de resultaten samenvat met de conclusie “dat een verbod op chemische onkruidbestrijding op verhardingen niet leidt tot een beter milieu”.⁵⁶ Maar de andere partijen geven ook niet altijd een zuiver beeld. Een persbericht van CLM stelt dat een “chemievrije onkruidbestrijding [de] beste keuze voor onze drinkwatervoorziening” is.⁵⁷ Het persbericht geeft daarbij een aantal argumenten die hierboven ook aan de orde geweest zijn. Maar een aantal argumenten is merkwaardig. Zo wordt gesteld: “Voor interpretatie van een LCA is het echter belangrijk om te beseffen dat de impact op de luchtkwaliteit van niet-chemische onkruidbestrijding op verhardingen in het niet valt vergeleken bij de impact door de Nederlandse industrie, het wagenpark en woningverwarming.”⁵⁸ Dat is ongetwijfeld waar, maar het betekent niet veel. Vrijwel iedere activiteit heeft een kleine impact vergeleken met het totaal. Het vervolg stelt: “De impact van chemische onkruidbestrijding is daarentegen verantwoordelijk voor zeker 25% van de knelpunten in de drinkwaterbereiding uit oppervlaktewater.”⁵⁹ Ook dat is niet relevant bij een analyse van onkruidbestrijding op verharde oppervlakken alleen. De reactie bevestigt wel het belang van het inschakelen van stakeholder: “Desgevraagd geven de machinebouwers aan zich niet te herkennen in de inputgegevens voor de analyse. Zo rekent WUR-PRI voor enkele niet-chemische technieken met een hoger aantal behandelbeurten dan in de praktijk gangbaar is.”⁶⁰ De functie van LCA voor bedrijven is helaas nog niet altijd duidelijk. Ook voor andere productgroepen leven er controverses.⁶¹

Al met al is de rol en betekenis van LCA voor het milieubeleid nog steeds een lastig punt. De reviewer adviseert het Ministerie van Infrastructuur en Milieu een helder protocol te ontwikkelen, waarin de functie van diverse analyse-instrumenten op duurzaamheidsvragen ten opzichte van elkaar beter gedefinieerd is. Het gaat daarbij niet primair om een wetenschappelijke ontwikkeling, maar om een beleidsproces waarin de rol van aanvullende wetenschappelijke inzichten uit LCA, RA, en wellicht andere instrumenten, vastgelegd wordt.

⁵⁶ Zie het persbericht op <http://www.wageningenur.nl/nl/Expertises-Dienstverlening/Onderzoeksinstituten/plant-research-international/show/Chemische-onkruidbestrijding-op-verhardingen-blijkt-beste-voor-milieu.htm>.

⁵⁷ Zie <http://www.clm.nl/news/48/15/Chemievrije-onkruidbestrijding-beste-keuze-voor-onze-drinkwatervoorziening>.

⁵⁸ loc.cit.

⁵⁹ loc.cit.

⁶⁰ loc.cit.

⁶¹ Bijvoorbeeld over het gebruik van LCA voor tapijten zijn concurrenten Desso en InterfaceFlor het oneens; zie <http://www.corporateregister.com/news/item/?n=125>.

Woordenlijst

AMPA	aminomethylphosphonic acid (afbraakproduct van glyfosaat)
AP	acidification potential
CLM	CLM Onderzoek en Advies BV
CML	Centrum voor Milieuwetenschappen, Universiteit Leiden (opdrachtnemer van deze review)
CMLCA	één van de programma's voor LCA (gebruikt door CML)
GWP	global warming potential
ISO	International Organization for Standardisation (uitgever van een wereldwijde standaard voor LCA)
IVAM	Research and Consultancy on Sustainability (opdrachtnemer van de quickscan LCA)
LCA	levenscyclusanalyse (life cycle assessment)
LCIA	levenscyclus-effectbeoordeling (life cycle impact assessment)
PRI	Plant Research International (opdrachtgever van de quickscan LCA)
RA	risicoanalyse
ReCiPe	één van de methoden voor LCIA
SimaPro	één van de programma's voor LCA (gebruikt door IVAM)