

CE

**Oplossingen voor
milieu, economie
en technologie**

Oude Delft 180

2611 HH Delft

tel: 015 2 150 150

fax: 015 2 150 151

e-mail: ce@ce.nl

website: www.ce.nl

Besloten Vennootschap

KvK 27251086

CML

Centrum Milieukunde

Leiden



Materiaalstromen door de economie en milieubeleid

Een analyse naar indicatoren en
beleidstoepassingen van
economiebreed materialenbeleid

Rapport

Delft, december 2004

In opdracht van: Ministerie van VROM, H. (Henk) Strietman

Opgesteld door: **CE:** S.M. (Sander) de Bruyn, M.N. (Maartje) Sevenster,
G.E.A. (Geert) Warringa

CML: E. (Ester) van der Voet, L. (Lauran) van Oers



Colofon

Bibliotheekgegevens rapport:

CE: S.M. (Sander) de Bruyn, M.N. (Maartje) Sevenster, G.E.A. (Geert) Warringa,
CML: E. (Ester) van der Voet, L. (Lauran) van Oers
Materiaalstromen door de economie en milieubeleid; Een analyse naar
indicatoren en beleidstoepassingen van economiebreed materialenbeleid
Delft, CE, 2004

Grondstoffen / Economie / Beleid / Milieudruk / Milieubelasting / Producten / Afval
/ Ketenbeheer / LCA / Indicatoren / Meetmethoden

Publicatienummer: 04.7612.37

Alle CE-publicaties zijn verkrijgbaar via www.ce.nl

Opdrachtgever: Ministerie VROM, directie KVI.

Meer informatie over de studie is te verkrijgen bij de projectleider Sander de
Bruyn, Bruyn@ce.nl

© copyright, CE, Delft

CE

Oplossingen voor milieu, economie en technologie

CE is een onafhankelijk onderzoeks- en adviesbureau, gespecialiseerd in het ontwikkelen van structurele en innovatieve oplossingen van milieuvraagstukken. Kenmerken van CE-oplossingen zijn: beleidsmatig haalbaar, technisch onderbouwd, economisch verstandig maar ook maatschappelijk rechtvaardig.

CE-Transform

Visies voor duurzame verandering

CE-Transform, een business unit van CE, adviseert en begeleidt bedrijven en overheden bij veranderingen gericht op duurzame ontwikkeling.

De meest actuele informatie van CE is te vinden op de website: www.ce.nl

Dit rapport is gedrukt op 100% kringlooppapier.

Voorwoord

De auteurs bedanken de begeleidingscommissie voor hun constructieve commentaar, bestaande uit: Annemarth Idenburg van het Milieu- en Natuurplanbureau van het RIVM, Henk Strietman van het Ministerie van VROM, directie KVI, Willem Willart van het Ministerie van VROM, directie SAS, en Jan-Paul van Soest, consultant.

Inhoud

Executive Summary	1
1 Inleiding	15
1.1 Aanleiding	15
1.2 Nederlandse beleidsontwikkelingen	15
1.3 Internationale beleidsontwikkelingen	16
1.4 Vraagstelling van het onderzoek en leeswijzer	18
1.5 Samenhang met andere studies	19
2 Van beleid naar indicatoren	21
2.1 Inleiding	21
2.2 Economiebreed materialenbeleid	21
2.2.1 Concepten vanuit de roep voor 'satelite accounts'	21
2.2.2 Gebruik van economiebrede MFAs in het beleid	23
2.2.3 Een mogelijk perspectief voor Nederland	25
2.3 Indicatoren voor een materialenbeleid	29
2.3.1 Indicatoren in relatie tot het beleidsdoel	29
2.3.2 Methodologische aspecten bij een indicator voor economy-wide MFA	29
2.3.3 Systeemgrenzen: bestaande indicatoren voor economy-wide MFA	32
2.3.4 Aggregatie: is gewicht een maat voor de milieu-impact van materialen?	34
2.3.5 Naar een milieugewogen indicator voor materiaalstromen	37
3 Constructie van een milieugewogen indicator	39
3.1 Inleiding	39
3.2 Op welk moment in de keten worden de materiaalstromen gemeten?	39
3.2.1 Grondstofniveau	41
3.2.2 Eindmaterialenniveau	41
3.2.3 Voorstel voor de ontwikkeling van de indicator	42
3.3 Bepalen van de milieu-impact per materiaal	43
3.3.1 Milieubelasting gerelateerd aan materialen	43
3.3.2 Interpretatie en Aggregatie	45
3.4 Keuze meest milieubelastende materialen	46
3.4.1 Bij de studie betrokken materialen	47
3.4.2 Top twintig van meest milieubelastende materialen volgens verschillende weegmethoden	50
3.4.3 Keuze van de in de indicator op te nemen materialen	54
3.5 Relatie tot DMC en DMI	57

4	Het verloop van de EMC 1990-2000	59
4.1	Inleiding	59
4.2	Veranderingen in de Apparent Consumption	59
4.3	De Milieu-impact gewogen Materialen Consumption	61
4.3.1	Nadere analyse: Een bepaald milieuthema	63
4.3.2	Nadere analyse: EMC per materiaal en per eenheid BBP	64
4.4	Nader gebruik van de indicatoren: ketenanalyses	66
4.5	Conclusies	74
5	Materialen insteek in het huidige beleid	77
5.1	Inleiding	77
5.2	Afbakening en methodologische aanpak	77
5.2.1	Beleid dat is meegenomen	77
5.2.2	Materialen die zijn meegenomen in de beleidsanalyse	78
5.2.3	Methodologische aanpak	79
5.3	Sectorgericht beleid	81
5.3.1	Afvalbeleid per sector	81
5.3.2	Algemeen industriebeleid	82
5.4	Productgericht beleid	84
5.4.1	Generiek beleid: Integrated Product Policy	84
5.4.2	Specifiek productbeleid	86
5.4.3	Onbedoeld productbeleid: motorrijtuigenbelasting (MRB)	86
5.5	Grondstoffenbeleid	87
5.5.1	Oppervlakte delfstoffen	87
5.5.2	Grondstof keurmerken	88
5.6	Overzicht invloed van bestaand beleid	88
5.7	Tot slot	92
5.7.1	Overzicht	92
5.7.2	Vergelijking met brandstoffen en voedselgewassen	92
5.7.3	Conclusies	93
6	Conclusies	95
6.1	Conclusies op hoofdlijnen	95
6.1.1	Aanbevelingen en conclusies omtrent methodologische en data-aspecten bij het opstellen van een indicator	96
6.1.2	Aanbevelingen en conclusies rondom beleidsvraagstukken	98
	Literatuur	99
A	OECD-Council Recommendations	105
B	Summary of the Resources Strategy (EC)	107
C	Dematerialisatie en natuurlijke hulpbronnen in het NMP4	111
D	Definitie van een materiaal en beslissingen rondom dataverzameling	113
E	Biomaterialen	119
F	Impacts ten gevolge van visconsumptie in Nederland	123

G	Top twintigs per thema	129
H	Beschrijving van de verschillende impact assessment- en weegmethoden	135
I	Berekeningen om te komen tot de milieu-impact van materialen	143
J	Overzicht van sectorgericht afvalbeleid	145
K	Specifiek productbeleid	151
L	Toepassingen van materialen	155

Executive Summary

Conclusies op hoofdlijnen

In Nederland en de EU zijn plannen ontvouwd om te komen tot een economiebreed materialenbeleid. Uitgangspunt van een dergelijk beleid zijn de materiaalstromen die door de economie heen stromen. Door de omvang of compositie van die materiaalstromen te verminderen kan het beslag dat die materiaalstromen op het milieu leggen worden verminderd.

Economiebreed materialenbeleid kan een aanvulling vormen op het bestaande beleid dat vaak materialen op een specifiek punt in de keten als aangrijpingspunt heeft (grondstoffenbeleid, productbeleid, afvalbeleid). Door die beleidsvelden aan elkaar te verbinden kan de onderlinge samenhang van het beleid worden vergroot en nieuwe inzichten over de rol van materialen in de economie en hun milieu-impact naar voren komen. Bovendien wordt met de ketengerichte benadering milieu-effecten buiten de landsgrenzen van materiaal hier geconsumeerd in het beleidsveld gebracht. Maatschappelijk en politiek vormt zorg voor effecten van onze consumptie wereldwijd een belangrijke aanleiding om te komen tot een economiebreed materialenbeleid.

Indicatoren dienen om de voortgang van het beleid te bewaken en zijn sinds de VBTB-richtlijnen min of meer verplicht in Nederland. Het is wel van belang dat de indicatoren aansluiten bij het beleidsdoel. In de internationale wetenschappelijke literatuur en de OECD zijn indicatoren voorgesteld die de totale materiaalstromen aggregeren op basis van het geconsumeerde gewicht om zo te komen tot een inschatting van de druk op het milieu van de materiaalstromen. Een analyse in dit rapport laat echter zien dat gewicht een slechte indicatie vormt voor de milieubelasting van materiaalstromen van landen, zeker op het niveau van individuele materialen.

In deze studie hebben we daarom de informatie over de materiaalstromen in gewicht gecombineerd met milieu-informatie uit LCA's. Dit heeft geresulteerd in een indicator die we de EMC (Environmentally weighted Material Consumption) hebben genoemd. De EMC kan de veranderingen door de tijd heen meten van de milieu-impact, van wieg tot graf gemeten, die het gevolg is van veranderingen in de omvang en compositie van het gebruik van materialen. Daarmee sluit de indicator goed aan bij het beoogde beleidsdoel van een economiebreed materialenbeleid. Het feit dat hier de milieu-impact van materialen tot uitgangspunt wordt genomen in plaats van het gewicht zien we als een belangrijke aanvulling op eerder voorgestelde indicatoren in de internationale literatuur.

De voornaamste aangrijpingspunten voor het beleid met de hier gepresenteerde EMC zijn dematerialisatie en materiaalsubstitutie, inclusief de inzet van hergebruikte materialen voor zover dat milieuvordelig uitpakt. De hier

gepresenteerde indicator voldoet goed in het meten van veranderingen in juist deze aangrijpingspunten en met behulp van deze indicator kan in feite op bedrijfsniveau worden bepaald of inzet van een bepaald materiaal de milieubelasting omlaag zal brengen of juist niet.

De beleidsanalyse in deze studie laat zien dat er ook ruimte is voor beleid dat dematerialisatie en materiaalsubstitutie als oplossingsrichtingen toevoegt aan het bestaande materialenbeleid. Veel materialenbeleid is in feite afvalbeleid en erop gericht om door hergebruik de milieueffecten tijdens de afvalfase te doen afnemen. Daarmee worden belangrijke oplossingsrichtingen eerder in de keten buiten beschouwing gelaten. Een overkoepelend economiebreed materialenbeleid zou de diverse beleidsvelden beter op elkaar kunnen laten afstemmen en een integraal kader kunnen vormen voor beleidsanalyses. Bovendien zouden daarmee opties om te komen tot dematerialisatie en milieuvriendelijk materiaalgebruik (van wieg tot graf gemeten) kunnen worden gestimuleerd. Daarmee lijkt dit een belangrijke aanvulling te kunnen vormen op het bestaande materiaalbeleid.

Daarnaast valt aan de hand van deze indicator te bepalen welke materialen mogelijk de grootste bijdrage kennen aan alle milieuthema's. Een materialenbeleid dat zich zou richten op deze materialen zou de grootste milieuwinst behalen en zeker specifiekere zijn dan een algemeen materialenbeleid gericht op de totale kilogrammen materiaal. Specifieke LCA's per materiaal die in de keten kijken kunnen behulpzaam zijn bij het lokaliseren van de redenen waarom een bepaald materiaal milieuvervuilend is, en mogelijkheden aandragen voor verbetering van het algehele milieuprofiel. Deze informatie kan ook behulpzaam zijn voor de industrie in het streven naar een zo schoon mogelijk milieuprofiel van het materiaal dat zij produceren.

Een aparte discussie zou nog moeten worden gevoerd over de invulling van een beleid dat stuurt op de milieu-impact van materialen en de invulling van dat beleid. Gedacht kan worden om het economiebreed materialenbeleid te laten aansluiten bij de MJA-II waarbij voor bedrijven die materialen consumeren doelstellingen voor energiebesparing ook via ketengericht materialenbeleid kunnen worden gerealiseerd en vice versa. Dergelijke mogelijkheden zouden moeten worden onderzocht in de toekomst indien men een stap verder wil zetten in het vormgeven van materialenbeleid.

Aanleiding en doel van deze studie

Grondstoffen vormen de schakel tussen het milieu en de economie. Enerzijds is er zonder grondstoffen geen welvaart mogelijk, anderzijds draagt het gebruik van grondstoffen van extractie tot aan de afvalfase bij aan een breed scala aan milieueffecten.

Het reduceren van de omvang van de materiaalstromen door de economie is vanuit de academische hoek reeds lang gepropageerd als een manier om de druk op het milieu van onze economische activiteiten te verminderen. Recentelijk heeft dat ook in het beleid weerklank gevonden. Zowel binnen Nederland (NMP4)

als de Europese Unie (Natural Resources Strategy) zijn plannen ontvouwd die de komende jaren moeten leiden tot beleidsinitiatieven die het beheer en gebruik van natuurlijke hulpbronnen in meer of mindere mate gaan reguleren. Een dergelijk beleid wordt wel economiebreed materialenbeleid genoemd. Materialenbeleid, omdat het gebruik van materialen (inclusief grondstoffen en natuurlijke hulpbronnen) het aangrijpingspunt van dit beleid vormen. Economiebreed, omdat het beleid zich vooral richt op de gehele economie, in plaats op een specifiek productieproces of bedrijfstak.

Economiebreed materialenbeleid heeft, volgens het NMP4 en de EU, tot doel om de milieueffecten van het gebruik van materialen te verminderen. Desondanks is er veel onduidelijkheid hoe een dergelijk materialenbeleid nu precies vorm kan krijgen. Het gebruik van materialen grijpt immers aan op een breed scala van milieubeleidsvelden en overlap of conflicten met bestaand beleid is niet ondenkbeeldig. Sommigen zijn van mening dat economiebreed materialenbeleid geen nieuw beleid moet omvatten maar slechts een signaleringsfunctie moet hebben dat het met het milieubeleid over de breedte de goede kant opgaat. Een andere visie is dat nieuw beleid zinvol kan zijn op de gebieden waarvoor thans onvoldoende of geen beleid bestaat.

Daarnaast is er onduidelijkheid hoe een economiebreed materialenbeleid nu precies moet worden gemeten. In het kader van de VBTB (Van Beleidsbegroting tot Beleidsverantwoording) worden eisen gesteld aan het meetbaar zijn van de doelen van het beleid. Wat is nu een zinvolle indicator om de voortgang in het economiebrede materialenbeleid te meten? Het zal duidelijk zijn dat het antwoord op die vraag mede afhangt van het precieze beleidsdoel van het materialenbeleid.

We hebben deze studie gedaan om te achterhalen welke aangrijpingspunten economiebrede materiaalstroomanalyses kunnen bieden in het totale milieubeleid. Daarbij kijken we naar de plaats die het economiebrede materialenbeleid kan innemen in het milieubeleid zodat het een aanwinst kan betekenen voor het gehele milieubeleid. Op basis van deze analyse bepalen we een beleidsdoel voor het economiebrede materialenbeleid. Vervolgens ontwikkelen we een indicator die de voortgang van het beleidsdoel kan meten en vergelijken deze indicator met andere indicatoren die in de internationale literatuur zijn voorgesteld.

We zijn er in deze studie vanuit gegaan dat de waarschijnlijkheid groot is dat er daadwerkelijk beleid gaat komen rondom materiaalstromen door de economie heen. Het onderwerp is immers niet alleen in het NMP4 aangekondigd, maar in tal van Europese landen, in de EU en bij de OECD worden vergelijkbare plannen ontwikkeld. De kans is groot dat dergelijke beleidsplannen gevolgen hebben voor Nederland. Juist doordat al deze plannen nu in een ontwikkelingsfase zitten, kunnen de resultaten van deze studie ook gebruikt worden voor de internationale beleidsbeïnvloeding.

De resultaten van deze studie zijn toepasbaar voor een materialenbeleid met bijbehorende indicatoren volgens de lijnen van het NMP4 en de wens van de Tweede Kamer. In dit onderzoek is echter geen aandacht gegeven aan de instrumenten waarmee een materialenbeleid zou kunnen worden vormgegeven en de wettelijke kaders waarin dat beleid gegoten wordt. Dat zou onderdeel moeten zijn van een vervolgstudie.

Doel van het economiebrede materialenbeleid

Waarom is beleid rondom materiaalstromen wenselijk? Op basis van de bestudering van beleidsdocumenten (het NMP4 en de EU Communications over de Natural Resource Strategy) en de literatuur rondom materiaalstromanalyses kunnen we twee hoofdredenen vinden waarom beleid gericht op het verminderen van de omvang van materiaalstromen gewenst zou zijn:

- 1 De winning, productie, gebruik en het afval van materialen staan garant voor een breed scala aan milieuproblemen, variërend van klimaatverandering, verzuring, toxiciteit tot aan het verlies aan biodiversiteit. Daarnaast is uitputting van vernieuwbare grondstoffen (zoals hout en vis) ook een groot milieuprobleem. Door materiaalstromen te verminderen wordt een bijdrage geleverd aan het verbeteren van het milieu in de volle breedte.
- 2 Economische activiteiten van productie en consumptie in ontwikkelde landen hebben ongewenste repercussies op het milieu in ontwikkelingslanden. Terwijl industrieën in ontwikkelde landen moeten voldoen aan strenge milieueisen, worden aan de inkoop van grondstoffen bijna geen eisen gesteld. De afgelopen veertig jaar heeft er een grote verplaatsing plaatsgevonden van vervuilende activiteiten vooraan in de keten (mijnbouw) naar ontwikkelingslanden die daar het milieu vervuilen ten behoeve van onze welvaart. Deze effecten worden thans niet in de prijs van producten tot uitdrukking gebracht en zouden via een economiebreed materialenbeleid onderwerp van nieuw beleid kunnen worden.

Beide redenen zouden zich kunnen vertalen in de volgende algemene doelstelling van een economiebreed materialenbeleid.

Het economiebrede materialenbeleid heeft tot doel om de milieubelasting als gevolg van het gebruik van natuurlijke hulpbronnen omlaag te brengen, van wieg tot graf ongeacht de plaats waar die milieubelasting ontstaat.

Deze doelstelling omvat vier elementen:

- de milieubelasting omlaag brengen is het doel van het beleid: dit komt overeen met de notie dat economiebreed materialenbeleid zowel in Nederland, de EU als in de OECD voortkomt uit de ministeries of werkgroepen die zich met milieu bezighouden en deze ministeries en werkgroepen hebben het mandaat om het milieu te verbeteren. Dit is daarom ook weinig omstrede, en wordt zowel in het NMP4 als de EC-Communications expliciet genoemd;
- de sturingsvariabele is het gebruik van natuurlijke hulpbronnen: dit omvat in de meest ruime definitie alle biotische en abiotische materialen en energie die gebruikt worden in de economie;

- de milieubelasting over de gehele keten is het uitgangspunt van het beleid en niet specifiek de afvalfase, of de winningsfase: het beleid moet garant staan voor een breed scala aan milieueffecten dat samenhangt met het gebruik van natuurlijke hulpbronnen;
- de toevoeging dat de milieudruk omlaag dient te worden gebracht onafhankelijk van de plaats waar die milieudruk ontstaat, komt overeen met de hierboven geschetste aanleiding van het economiebrede materialenbeleid, waarbij juist ook de milieueffecten van onze productie en consumptie in andere landen centraal staan.

Tot slot is er nog het discussiepunt of het de doelstelling is om de absolute of relatieve milieudruk omlaag te brengen van het materialengebruik (een relatieve maat kan bijvoorbeeld de milieudruk per eenheid BBP zijn). We doen daarover hier geen uitspraak omdat dat uiteindelijk een politieke uitspraak behoeft over de *stringentie* van de doelstellingen van het materialenbeleid. Als we hieronder dan ook spreken over het reduceren van de milieubelasting als gevolg van materialen dan hoeft dat niet noodzakelijkerwijs te betekenen dat zoiets in absolute termen moet gebeuren.

Plaats van het economiebrede materialenbeleid in het totale beleidsveld

Een belangrijk discussiepunt is voorts welke plaats het economiebrede materialenbeleid eventueel gaat innemen in het milieubeleidsveld. Er is immers al veel milieubeleid dat zich impliciet of expliciet met materialen bezighoudt. In lijn met de wens van het NMP4, waarin staat dat het economiebrede materialenbeleid vooral aanvullend op het huidige beleid zou moeten zijn, is in een eerdere studie de volgende limitering aangebracht:

- emissiebeleid rondom materialen is reeds voldoende afgedekt: via IPPC, diverse vormen van emissiehandel en lokale milieuwetgeving is de uitstoot van milieuschadelijke stoffen bij de productie van materialen onderdeel van het huidige beleid. Het lijkt daarom niet opportuun om dit ook onderdeel te laten maken van een nieuw materialenbeleid, aangezien dit dubbel beleid kan betekenen voor hetzelfde probleem;
- grondstoffen waarvoor reeds voldoende beleid wordt gevoerd, zouden niet onder een dergelijk materialenbeleid moeten vallen. Omdat het energiebeleid reeds voldoende is ingevuld lijkt het onzinnig om dat beleid te doorkruisen met een materialenbeleid. Mede hierom is voorgesteld om de fossiele brandstoffen uit te sluiten van een materialenbeleid.

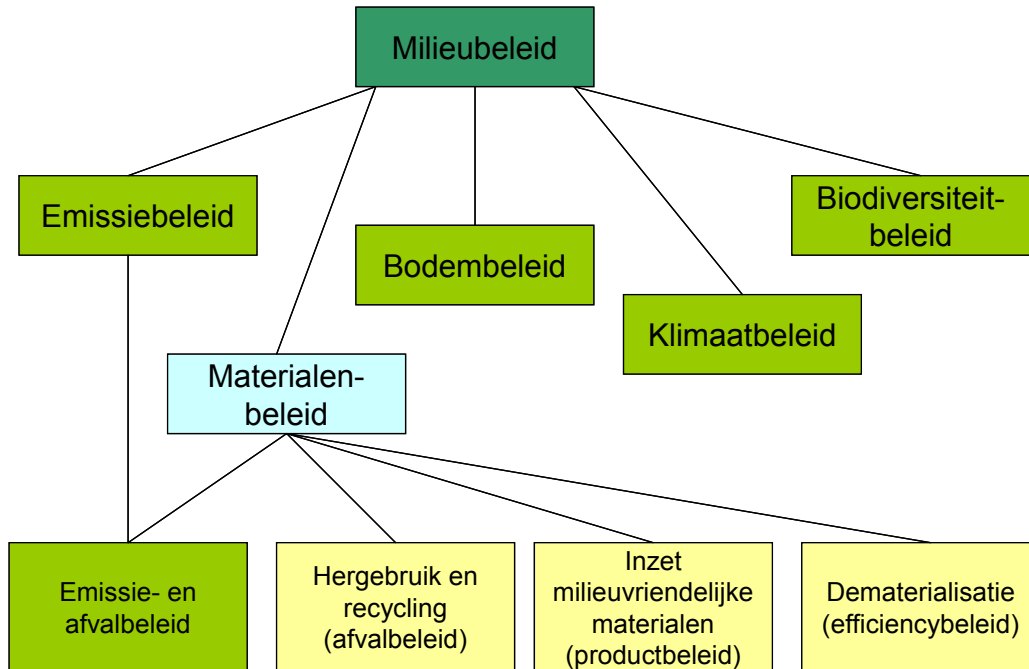
Daarmee richt het materialenbeleid zich vooral op het gebruik van de materialen zelf (en niet op de emissies die met het maken van die materialen gemoeid zijn). Dergelijk beleid kent drie belangrijke aanknopingspunten:

- dematerialisatie, het minder materiaal verbruiken per functionele eenheid (dienst of product), ook door het verlengen van de levensduur van producten;
- materialensubstitutie waarbij milieuschadelijke materialen worden vervangen door milieuvriendelijkere alternatieven;
- hergebruik en recycling: een grotere inzet van hergebruikte materialen voor zover dat bijdraagt aan een verlaging van de milieubelasting.

Van belang is hierbij dat het verminderen van de omvang van de materiaalstromen (dematerialisatie) slechts als één van de mogelijke oplossingsrichtingen wordt gezien van het economiebrede materialenbeleid.

De plaats van het materialenbeleid laat zich dan vertalen in figuur 1.

figuur 1 Plaatsing van het economiebrede materialenbeleid in het totale milieubeleid



Hieruit blijkt tevens dat het economiebrede materialenbeleid verscheidene bestaande beleidsterreinen kan integreren en voor samenhang kan zorgen in het afvalbeleid, productbeleid en het (thans nog niet bestaande) dematerialisatiebeleid.

Hoe verhoudt dergelijk beleid zich tot het huidige beleid?

Er is in deze studie gekeken naar bestaand beleid rond materialen waarbij de vraag naar voren is gekomen of materialensubstitutie, hergebruik/recycling en dematerialisatie onderdeel vormen van het huidige beleidspakket aan maatregelen (hoofdstuk 5). Deze vraag is van belang om te bepalen of economiebreed materialenbeleid vooral aanvullend is op het bestaande beleid, of dat er via het economiebreed materialenbeleid vooral een integratie van bestaand beleid kan worden bewerkstelligt.

Het bestaande beleid moet eerst worden afgebakend. In principe grijpt elk beleid indirect in op ondermeer het materiaalgebruik. Zo zal emissiehandel rondom broeikasgassen uiteindelijk kunnen doorwerken in de relatieve prijzen van materialen die bij hun winning en raffinage veel meer energie vergen. Dergelijk beleid is in deze studie echter niet in ogenschouw genomen omdat de effecten daarvan niet zijn in te schatten.

Het beleid dat wel rechtstreeks materialen of materiaalgebruik tot doel heeft kan zich laten onderscheiden in beleid voor grondstoffen, beleid voor specifieke sectoren of beleid voor producten. Er blijkt zeer weinig tot geen beleid te bestaan voor specifieke materialen, zoals grondstoffenbeleid (het houtkeurmerk FSC kan hierbij als uitzondering gelden). Het beleid voor producten toont een wijde schakering aan kleinere beleidsinitiatieven (PMZ, IPP, Ecodesign, etikettering, etc), waarbij de meeste een vrijwillig karakter kennen. Het overgrote deel van het beleid, zowel voor producten als sectoren, is gericht op de afvalfase. Afvalbeleid (LAP, Convenant Verpakkingen III) heeft zodoende het grootste effect op materiaalgebruik.

De enige instrumenten die op dit moment een duidelijk effect op dematerialisatie en materiaalsubstitutie kunnen hebben zijn de MRB (motorrijtuigenbelasting) en MJA2. Hierbij moet worden opgemerkt dat het dematerialisatie-effect van MJA2 voornamelijk waarschijnlijk beperkt zal zijn. Interessant is daarbij is dat de MRB en MJA2 gericht zijn op respectievelijk het verminderen van slijtage van het wegdek en het energiegebruik, maar niet op het verminderen van materiaalgebruik. Het gaat hierbij dus vooral om onbedoelde effecten.

Wel bestaat enig beleid dat is gericht op het verduurzamen¹ van materiaalstromen - in dit rapport profielsubstitutie genoemd. Op materiaalniveau wordt getracht het houtgebruik in Nederland te verduurzamen en het gebruik van biotische grondstoffen voor chemische toepassingen te stimuleren. Op productniveau kan gedacht worden aan keurmerken en (andere) etikettering. Deze hebben voornamelijk op duurzaamheid (milieu-impact) effect en nauwelijks op dematerialisatie of substitutie. Milieukeur stelt zelfs geen expliciete eisen aan de herbruikbaarheid van het product, alleen van de verpakking, afgezien van enkele producten die zelf uit secundair materiaal moeten bestaan.

Samenvattend concluderen we dat er op dit moment geen overkoepelende visie bestaat waarin allerlei verschillende vormen van materiaalbeleid worden geïntegreerd. Afvalbeleid is bijvoorbeeld slecht geïntegreerd met beslissingen die genomen worden bij de design en ontwerp van producten, waarbij dematerialisatie en materiaalsubstitutie een grote rol kunnen spelen. Een nieuw materialenbeleid kan hieraan een zinvolle bijdrage leveren door deze opties wel nadrukkelijk open te stellen voor het verminderen van de milieu-impact als gevolg van het gebruik van materialen.

Indicator voor het economiebrede materialenbeleid

Indicatoren dienen aan te sluiten bij het beleidsdoel. We constateren in deze studie dat het beleidsdoel vooral het terugdringen van de milieubelasting van materiaalstromen omvat. Het ligt dan voor de hand om gegevens over de geconsumeerde hoeveelheden materialen te koppelen aan informatie over de milieuaspecten van materialen. Op die manier kan immers worden bepaald of dematerialisatie daadwerkelijk milieuvoordelen biedt en of het verstandig is om het ene materiaal voor het andere te substitueren.

¹ Dit valt buiten de kaders van deze inventarisatie.

De indicator die we daarvoor opstellen noemen we EMC, Environmentally weighted Material Consumption en is te schrijven als:

$$\text{EMC} = \text{Materialen consumptie} * \text{Milieu-impact per materiaal.}$$

De milieu-impacts van materialen wordt gehaald uit bestaande LCA-database. In deze studie is gebruikt gemaakt van de ETH-database uit 1996, hetgeen toen we de studie begonnen de meest recente volledige versie was van een bestaande LCA-database (inmiddels is er een update beschikbaar).

Om deze indicator te kunnen invullen zal een aantal keuzes moeten worden gemaakt:

- 1 Op welk moment in de keten wordt de consumptie van die materialen gemeten.
- 2 Welke materialen worden meegenomen in de analyse.
- 3 Welke milieu-impacts worden meegenomen in de analyse.
- 4 Hoe worden die milieu-impacts bij elkaar opgeteld.

Hoewel de milieu-impacts van materialen van wieg tot graf worden bepaald in deze analyse, is het van belang om allereerst te bepalen waar de consumptie van de materiaalstroom wordt gemeten. Is dit op het grondstofniveau (bijvoorbeeld ijzererts), op het niveau van 'finished materials' (ijzer of staal), of op het eindniveau (producten en/of afval). We kiezen in deze studie voor het niveau van finished materials, voor twee redenen:

- 1 De consumptie van finished materials wordt met name bepaald door de maakindustrie en de bouwnijverheid. Deze sectoren hebben grote invloed op de keuze welke materialen in hun producten worden toegepast en zijn derhalve een logische doelgroep van het beleid. Een verlaging van de milieu-impact van de materialenconsumptie middels dematerialisatie of materiaalsubstitutie zal vooral bij deze doelgroepen moeten worden bewerkstelligd.
- 2 Op dat niveau zijn de meeste data voorhanden.

Er is in deze studie tevens voor gekozen om niet alle materialen mee te nemen bij de analyse, maar een selectie van materialen. Deze beperking van de hoeveelheid materialen is vooral uit praktische overwegingen gedaan. Het verkrijgen van informatie over de geconsumeerde hoeveelheden van grote groepen materialen is tamelijk tijdrovend zolang daarvoor geen gegevens worden bijgehouden bij het CBS.

De onderzoekskeuze in deze studie was om allereerst alle materialen te ranken op basis van hun EMC in een gegeven jaar en vervolgens de twintig meest milieubelastende mee te nemen bij de bepaling van de EMC over de tijd heen. Via die analyse, gepresenteerd in hoofdstuk 3, komen we op de volgende materialen die het meest milieubelastend zijn:

- 1 *Materialen gerelateerd aan voedsel*: dierlijke vetten; dierlijke eiwitten; vis; zetmeelgewassen; oliegewassen; eiwitgewassen; vezelgewassen voor voedsel.

2 *Materialen sensu stricto*: ijzer en staal; aluminium; koper; zink; lood; nikkel; zand; beton; cement; baksteen; glas; papier en karton; plastics (incl. rubber); dierlijke vezelproducten.

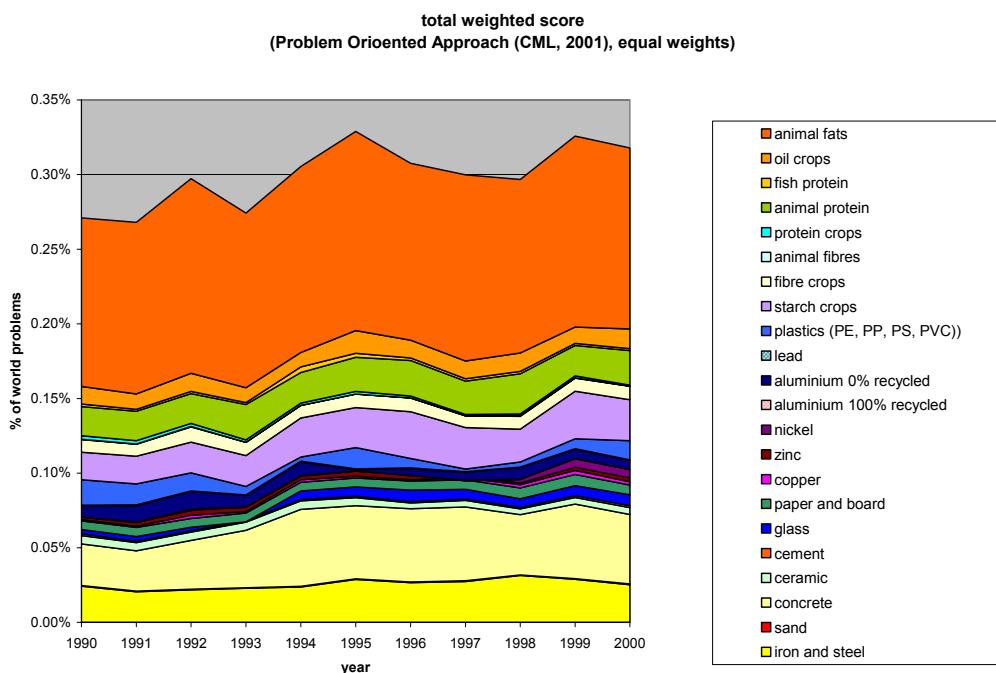
Onze inschatting is dat met deze 21 materialen in totaal ruim 90% van de (mondiale) milieuvervuiling veroorzaakt door het gebruik van materialen in Nederland wordt gedekt.

De keuze voor de milieu-impacts is relatief simpel gehouden. Besloten is om 12 impactcategorieën mee te nemen die bij de laatste volledige LCA-database bekend waren. Dit betreft: uitputting van abiotische voorraden; landgebruik; broeikas-effect; aantasting van de ozonlaag; humane toxiciteit; ecotoxiciteit (gemiddelde van aquatische ecotoxiciteit en terrestrische ecotoxiciteit); smogvorming; verzuring; eutrofiëring; straling; vorming van finaal afval. Uiteraard kan er over deze samenstelling worden gediscussieerd. Zo is bijvoorbeeld de vraag gerechtvaardigd of uitputting van abiotische voorraden nou werkelijk een milieuprobleem vormt, of eerder een economisch probleem. Hoewel we uitputting van staal, steenkolen en cement eerder zien als een economisch dan een milieuprobleem is er in deze studie voor gekozen om uitputting wel als milieuthema mee te nemen omdat zodoende de volledige informatie uit LCA-databases wordt meegenomen in de analyse.

Een finale keuze bij de samenstelling van de EMC is hoe deze impactcategorieën zich onderling verhouden. Met andere woorden: wat telt zwaarder, het broeikas-effect of het landgebruik? Besloten is om in het kader van deze studie die vraag niet te beantwoorden en alle categorieën gelijkelijk mee te wegen voor de uiteindelijke indicator. Andere wegingsmethoden worden wel behandeld in deze studie.

Op basis van de in dit rapport voorgestelde methodiek is de EMC berekend, als de milieubelasting die samenhangt met het gebruik van materialen in de economie. Uit figuur 2 blijkt dat tussen 1990 en 2000 is de totale toename van de EMC 17% en is er bij een productiegroei van de economie van 33% sprake van relatieve ontkoppeling. De toename van 17% is ook minder dan de groei van de fysieke economie (de toename van de 21 meest milieubelastende materialen gemeten in kilogrammen). Kennelijk zijn de meest milieubelastende materialen minder hard gegroeid dan het gemiddelde.

figuur 2 Ontwikkeling van de EMC voor de 21 meest milieubelastende materialen, Nederland, 1990-2000



Als we naar de individuele materialen kijken, valt op dat dierlijke vetten, beton en ijzer en staal belangrijke materialen vormen. Voorts levert deze analyse het inzicht op dat vooral landbouwgewassen relatief milieuvervuilend zijn over alle thema's gemeten. De totale indicator wordt voor 2/3 bepaald door de milieueffecten als gevolg van de consumptie van materialen voor de landbouw. Met name de intensieve veeteelt is milieubelastend. Omdat processen rondom materialensubstitutie en dematerialisatie bij landbouwgewassen fundamenteel anders verlopen dan bij de industrie en de bouw zou het onze aanbeveling zijn om een aparte indicator voor landbouwgewassen te maken, en een indicator voor de overige materialen. Beide indicatoren zouden dan onderwerp zijn van verschillend beleid.

De EMC die hier is ontwikkeld meet niet de daadwerkelijke milieubelasting van materialen op dit moment. De consumptie van materialen wordt immers gewogen met de impactcategorieën uit LCA-databases. Een eventuele verbetering in de procesvoering bij materiaalproducerende industrieën werkt dus niet direct door in de indicator, maar slechts met vertraging als de LCA-database wordt aangepast. Ervaringen uit het verleden leren dat een aanpassing verwacht kan worden om de 5-10 jaar. Dan kan de milieubelasting als gevolg van materialen worden aangepast aan de nieuwste inzichten en opnieuw worden bepaald. De materiaalindicator werkt daarmee in feite synoniem aan het inflatiecijfer van het CBS dat ook periodiek wordt aangepast aan veranderingen in de besteding van het huishoudinkomen (het 'mandje' van goederen). Dit hoeft echter geen beperking te vormen voor het gebruik van de indicator in het beleid, omdat de voornaamste aangrijpingspunten van het beleid dematerialisatie en materiaalsubstitutie zijn en niet het terugdringen van de milieubelasting bij materiaalproducerende industrieën door eventuele end-of-pipe of

procesgeïntegreerde maatregelen, want deze vormen inmiddels voldoende onderdeel van het huidige milieubeleid.

Verhouding met bestaande indicatoren

Door Eurostat zijn reeds een aantal indicatoren voorgesteld die de informatie uit materiaalstroomanalyses samenvatten en tot een indicatie komen voor de totale omvang van de materiaalstromen door de economie. De twee meest voorgestelde indicatoren zijn de:

- *Direct Material Input: totaal aan materialen die de economie binnenstroomt, hetzij door de extractie vanuit de natuur of door import;*
- *Direct Material Consumption: totaal aan materialen die de economie binnenstroomt, hetzij door extractie of import minus het totaal aan materialen dat de economie verlaat via export.*

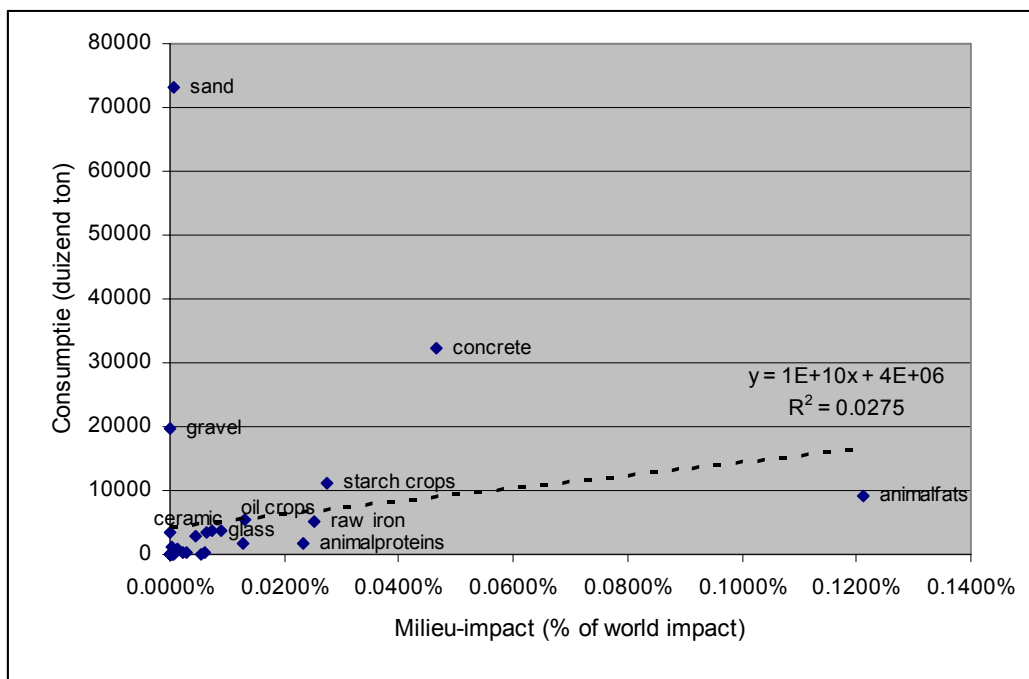
Beide indicatoren aggregeren alle materiaalstromen op basis van het gewicht.

Een belangrijke vraag is nu: hoe verhouden deze indicatoren zich tot de in deze studie ontwikkelde EMC?

Allereerst kan worden gesteld dat er geen directe relatie lijkt te bestaan tussen gewicht en milieu-impact. In figuur 3 staat op de y-as de geconsumeerde hoeveelheid van materialen in Nederland in het jaar 2000, en op de x-as de milieu-impact, berekend als de EMC van de geconsumeerde hoeveelheid van dat materiaal.

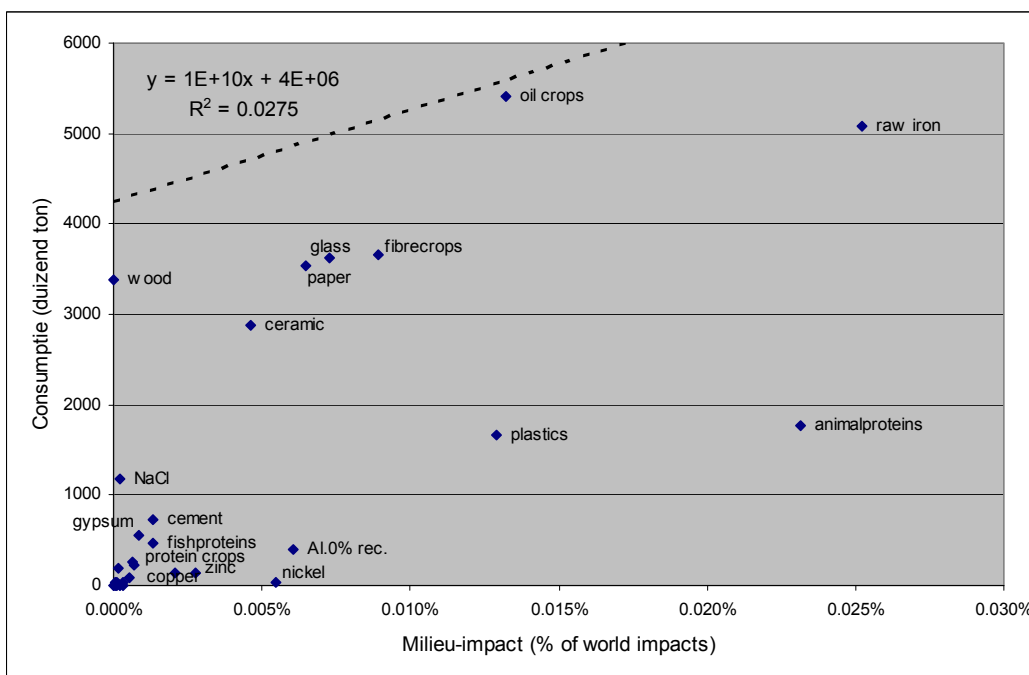
Uit deze figuur blijkt dat zand en dierlijke vetten het uiterste van het spectrum vertonen: zand kent een groot gewicht, maar een hele lage milieu-impact, terwijl dierlijke vetten een hoge milieu-impact kennen maar een relatief laag gewicht. Een simpele regressie-analyse laat zien dat gewicht geen relatie vormt met de onderliggende milieu-impacts van materialen.

figuur 3 Relatie tussen consumptie (in kg) en milieudruk van wieg tot graf voor 34 materialen, gegevens over 2000 voor Nederland



De afwezigheid van een relatie tussen impact en gewicht blijft ook bestaan indien we kijken naar het hoekje linksonder van deze figuur waarin de meeste materialen zich bevinden (zie figuur 4).

figuur 4 Relatie tussen consumptie (in kg) en milieudruk van wieg tot graf voor 29 materialen, gegevens over 2000 voor Nederland



Hieruit blijkt dat gewicht een slechte graadmeter vormt voor de milieubelasting als gevolg van het gebruik van individuele materialen. Dit geeft serieuze twijfels aan de door Eurostat en de OECD voorgestelde indicatoren om materiaalstromen te meten op basis van hun gewicht. Dergelijke indicatoren vertonen weinig tot geen samenhang met de onderliggende milieuproblemen die het economiebrede materialenbeleid nu juist probeerde aan te pakken. Daarmee diskwalificeren deze indicatoren zich om de voortgang van economiebreed materialenbeleid te meten en dat beleid nader in te vullen met maatregelen op doelgroepniveau.

Daarom zouden de thans gebruikte indicatoren moeten worden aangepast of worden vervangen door indicatoren die wel een relatie hebben met het beleidsdoel van een economiebreed materialenbeleid. De in deze studie ontwikkelde EMC kan als alternatieve indicator worden gebruikt.



1 Inleiding

1.1 Aanleiding

Er bestaat een breed gedragen inzicht dat het gebruik van materialen tot milieuproblemen kan leiden: alles wat aan materialen binnenkomt moet immers vroeg of laat de economie weer verlaten als afval of emissies aangezien een onbeperkt herhaalde recycling van stoffen niet mogelijk is. Een grove schatting laat zien dat het aandeel van materialen voor minimaal 20 tot maximaal 99% bijdraagt aan de meest urgente milieuproblemen zoals verzuring, broeikasgasemissies, finaal afval, aantasting van de ozonlaag en humane- en ecotoxiciteit [Van der Voet et al., 2003].

Mede daarom is er een groeiende aandacht voor het voeren van een zogenaamd economiebreed materialenbeleid, materialenbeleid dat de materiaalstromen door de gehele economie als uitgangspunt neemt. Het idee daarachter is dat milieubeleid rond materialen vaak impliciet aanwezig is in afgescheiden milieubeleidsvelden, zoals het afvalbeleid of het productbeleid. Maar een geïntegreerde aanpak rondom materialen of natuurlijke hulpbronnen ontbreekt thans. In diverse landen, en op diverse fora, zijn inmiddels initiatieven ontplooid om te komen tot een dergelijk 'economy-wide' materialenbeleid. Daarnaast zijn er veel studies gefinancierd die onderzoek doen naar de mogelijkheden van het ontwikkelen van indicatoren voor een dergelijk beleid².

Deze studie gaat in op de vraag op welke manier een materialenbeleid in Nederland vorm zou kunnen krijgen en vooral op welke manier een dergelijk beleid zou kunnen worden gemonitord door middel van indicatoren. Daarnaast wordt aangegeven wat de internationale ontwikkelingen zijn en in hoeverre de hier geschetste mogelijkheden aansluiten bij deze internationale ontwikkelingen.

Gedurende de looptijd van het project is er internationaal veel gebeurd rondom een economiebreed materialenbeleid. Dit rapport tracht tevens een up-to-date overzicht te geven van deze ontwikkelingen voor zover ze plaatsvinden in gremia die voor Nederland relevant zijn, zoals de OECD en de EU.

1.2 Nederlandse beleidsontwikkelingen

In Nederland is in het NMP4 aangekondigd dat Nederland een dematerialisatiebeleid wil gaan voeren. Het NMP4 ziet de rol van dematerialisatie in het milieubeleid vooral als aanvullend: beleid gericht op het verminderen van specifieke vormen milieudruk is volgens het NMP4 effectiever en meestal ook economisch verstandiger dan het beperken van de gehele materiaalstroom. Dematerialisatie, het afnemen van de materiaalstroom, wordt dus gezien als een

² Zie in Nederland bijvoorbeeld: [Ter Riele et al., 2001], [Dijkema et al., 2003], [De Bruyn et al., 2003] en [Van der Voet et al., 2003].

extra oplossingsrichting voor het milieubeleid (zie Annex C voor een samenvatting van gezichtspunten rondom dematerialisatie uit het NMP4).

De contouren voor een dematerialisatiebeleid conform het NMP4 zijn geschetst in een eerdere studie voor het Ministerie van VROM [De Bruyn et al., 2003]. Uit die studie zijn ondermeer de volgende aanbevelingen naar voren gekomen:

- kilogrammen materiaal zijn een slechte indicator voor de milieu-impact van materiaalstromen. Om effectief de materiaalstromen te kunnen monitoren en hun milieu-impact te verminderen zouden er milieugerelateerde indicatoren voor materiaalstromen moeten worden ontwikkeld. De mogelijkheden om dergelijke indicatoren te ontwikkelen zijn onderzocht in [De Bruyn et al., 2003] en meer specifiek [Van der Voet et al., 2003];
- een materialenbeleid zou meer moeten omvatten dan dematerialisatie (vermindering van de omvang van de materiaalstroom) alleen. Minstens zo belangrijk zijn mogelijkheden om tot milieuvriendelijke materiaalsubstitutie te komen. Door de materiaalstromen te wegen met de milieu-impacts voorkom je dat voortgang op het ene terrein (toegenomen dematerialisatie) verlies betekent op het andere terrein (substitutie van relatief schone materialen voor meer milieubelastende maar lichtere materialen);
- grondstoffen waarvoor reeds voldoende beleid wordt gevoerd, zouden niet onder een dergelijk materialenbeleid moeten vallen. Omdat het energiebeleid reeds voldoende is ingevuld lijkt het onzinnig om dat beleid te doorkruisen met een materialenbeleid. Mede hierom is voorgesteld om de fossiele brandstoffen uit te sluiten van een materialenbeleid;
- materiaalbesparing en milieuvriendelijke materialensubstitutie lijkt een ondergeschikt onderdeel te vormen van het huidige milieubeleid. Analoog aan de rol van energiebesparing in het energiebeleid, zou materiaalbesparing een rationale kunnen vormen voor het materialenbeleid.

De afgelopen jaren is er geen politieke aandacht geweest voor het onderwerp dematerialisatie in de Tweede Kamer. Het begrip wordt niet genoemd in de nota 'Vaste waarden, nieuwe vormen' die het kabinetsbeleid rondom milieubeleid weergeeft.

1.3 Internationale beleidsontwikkelingen

Sinds begin jaren '90 zijn in diverse Europese landen initiatieven ontplooid om te komen tot een analyse van de fysieke kant van de economie. Voortbordurend op een idee van Ayres and Kneese (1969) over de verbanden tussen de monetaire en fysieke kant van de economie, is sindsdien getracht om te komen tot een sluitend systeem van materiaalstroomrekeningen (MFAs =Material Flow Accounts) die de fysieke dimensies van de economie in kaart brengen³.

Op basis van dergelijke MFAs zijn indicatoren ontwikkeld die trachten te omschrijven in hoeverre er veranderingen optreden door de tijd heen, of tussen landen, in hun totale gewicht aan geaggregeerde materiaalstromen [Adriaanse et al., 1997; Matthews et al., 2002]. Hoe dergelijke indicatoren moeten worden

³ Zie [Adriaanse et al., 1997; Matthews et al., 2002; Eurostat, 2002]. Overigens wordt de term MFA ook gebruikt voor Material Flow Analysis.



gemeten is door Eurostat omschreven in een *Methodological Guideline*, en Eurostat heeft een eerste overzicht gepubliceerd van de omvang van die materiaalstromen in de EU15 [Eurostat 2001, 2002].

Het is moeilijk te bewijzen of dergelijke studieresultaten en dataverzamelingen een rol hebben gespeeld bij de internationale beleidsontwikkeling, maar het staat vast dat in diverse landen van de EU, de EU zelf en de OECD inmiddels veel initiatieven zijn ontplooid om te komen tot een economiebreed materialenbeleid.

In de *EU* wordt een beleid rondom dematerialisatie en materiaalproductiviteit aangekondigd in het 6th Action Programme, het milieuprogramma van de EU. In het kader daarvan publiceerde de Commissie eind 2003 een *Communication* [EC, 2003] over het duurzaam gebruik van natuurlijke hulpbronnen (zie Annex B voor een samenvatting). De mededeling van de Europese Commissie Thematische strategie natuurlijke hulpbronnen leunt sterk op de gedachte dat de milieubelasting die het gevolg is van het gebruik van materialen moet worden teruggedrongen, niet per se de materialen zelf. De manier waarop dat moet gebeuren wordt nog niet aangegeven in de Strategie maar gedurende 2004 en 2005 uitgewerkt. De *Communication* maakt het onwaarschijnlijk dat de door Eurostat ontwikkelde indicatoren gebruikt gaan worden bij het invullen van het dematerialisatiebeleid, tenzij wordt aangetoond dat die indicatoren een goede benadering zijn voor de milieubelasting als gevolg van materialen. De meningen daarover zijn tot nu toe verdeeld⁴.

In de *OECD*, in de Werkgroep over Milieu-indicatoren, is onlangs een *Reccomendations* [OECD, 2004] uitgekomen die landen oproept om hun materiaalstromen te gaan monitoren⁵. In de Recommendations (zie voor integrale tekst Annex A) staat o.m. dat:

- landen wordt aanbevolen om stappen te ondernemen om informatie over materiaalstromen te verbeteren, methoden te ontwerpen om materiaalstromen te vergelijken over tijd en tussen landen, en materiaalproductiviteit meten;
- indicatoren worden ontwikkeld op basis van eerder gedaan werk.

Met eerder gedaan werk wordt hier waarschijnlijk het door Eurostat ontwikkelde raamwerk bedoeld, zonder dat dat overigens expliciet wordt vermeld. De Recommendations worden gedurende 2004-2006 verder binnen de OECD ingevuld waarna er een afgeronde set van aanbevelingen en methoden moet ontstaan waarmee invulling kan worden gegeven aan de Recommendations.

⁴ Voor voorstanders van die benadering [Ayres en Schmidt-Bleek, 1993; Hinterberger et al., 2003] claimen dat gewicht vanuit een praktisch oogpunt de best mogelijke maat is voor de milieu-impact van vervuiling. Tegenstanders [De Bruyn et al., 2003; Van der Voet et al., 2003] tonen aan dat gewicht in ieder geval slecht correleert met de via LCAs berekende impact van deze materialen. Er is tot op heden geen onderzoek gedaan in hoeverre de gewichtsindicatoren correleren met bijvoorbeeld de CO₂-emissies in een land, ook omdat de systeembegrenzing van CO₂-emissies en de MFAs verschillen.

⁵ De Recommendations, er zijn er tot nu toe een stuk of 8 verschenen over milieu-indicatoren sinds 1979, hebben de status van aanbeveling, maar zijn niet wettelijk verplicht. Toch kan er door een Recommendation druk op een land ontstaan om zich te confirmeren aan die Recommendation.

1.4 Vraagstelling van het onderzoek en leeswijzer

Het onderhavige onderzoek probeert een nadere invulling te geven aan een mogelijk materialenbeleid voor Nederland en te onderzoeken wat de verschillen zijn met de benaderingen zoals die in de internationale literatuur worden voorgesteld.

Het project kent de volgende onderzoeksvraag:

Is het mogelijk en wenselijk om een onderdeel van het materialenbeleid vorm te geven waarin verhoging van de materiaalproductiviteit centraal staat, dat recht doet aan de eisen die het NMP4 stelt aan een dematerialisatiebeleid (aanvullende rol en milieuverbeteringen voorop) en waarmee internationaal de discussie kan worden aangezwengeld over invulling van het beleid rondom een duurzaam beheer van natuurlijke hulpbronnen en materiaalproductiviteit.

In deze onderzoeksvraag staan de volgende begrippen centraal:

- *Materialenbeleid* is hier gedefinieerd als al het beleid dat gericht is op de vermindering van de milieubelasting als gevolg van de winning, productie, gebruik en afvalfase van materialen. Het gaat hierbij om zaken als IPP, afvalbeleid, hergebruikbeleid, DE (Design for the Environment), etc, die specifiek op materialen zijn gericht.
- *Verhoging van de materiaalproductiviteit* betekent hier het verlagen van de milieubelasting over de gehele keten door een zuiniger gebruik van materialen en milieuvriendelijke materiaalsubstitutie. Het begrip sluit nauw aan bij bekende begrippen als Factor 4 en Factor 10 [Von Weiszacker et al., 1997; Factor 10 Club, 1994] maar neemt niet de kilogrammen materiaalverbruik als uitgangspunt maar de milieubelasting als gevolg van het materiaalgebruik.
- *Eisen die het NMP4 stelt*: in navolging van de CE-studie (2003) stellen we hier dat het NMP4 twee belangrijke eisen stelt aan invulling van het dematerialisatiebeleid: (1) dat het de milieubelasting van de winning, productie, gebruik en afvalfase van materialen omlaag brengt, en (2) dat het beleid aanvullend moet zijn ten opzichte van het bestaande beleid.

Om deze onderzoeksvraag succesvol te beantwoorden zullen er drie zaken moeten worden behandeld in dit project:

- 1 Het ontwikkelen van een indicator die materiaalproductiviteit, zoals hierboven gedefinieerd, kan meten.
- 2 Het bepalen van mogelijke witte vlekken in het huidige materialenbeleid waarin dematerialisatie (verhoging van de materiaalproductiviteit) een duidelijke rol in zou kunnen spelen.
- 3 Een communicatiestrategie met partijen in de EU of OECD om de discussie actief te sturen, coalities van partijen te onderzoeken en voorkomen dat een indicator die kijkt naar de instroom van kilogrammen materialen onderdeel wordt van het EU- of OECD-beleid.

Het onderhavige rapport vormt een verslag van de eerste twee zaken met een korte inhoudelijke aanbeveling rondom het derde punt. Het rapport is opgebouwd als volgt: In hoofdstuk 2 komen doelstelling en indicatoren van een

materialenbeleid in algemene zin aan bod en wordt inzicht gegeven in hoe de diverse internationaal ontwikkelde indicatoren eruit zien. Daaruit volgt tevens een keuze voor de ontwikkeling van een indicator die aansluit bij de beleidsbehoefte rondom een materialenbeleid in Nederland. Vervolgens wordt in hoofdstuk 3 de indicator ingevuld met data en wordt inzicht gegeven in het verloop van die indicator over de tijd heen.

1.5 Samenhang met andere studies

De onderhavige studie borduurt voort op uitgangspunten die zijn geformuleerd in een eerdere studie van CE voor VROM waarin de contouren van een zinvol materialenbeleid zijn geschetst en een eerste verkenning naar mogelijke indicatoren is uitgevoerd [De Bruyn et al., 2003]. De hier gepresenteerde methodiek om tot een indicator te komen is in een eerder stadium voorgesteld in een studie van CML voor het RIVM [Van der Voet et al., 2003].

Op dit moment voert het CML tezamen met CE en het Wuppertal Instituut een onderzoek uit naar de mogelijkheden om een milieugewogen indicator te gebruiken voor de Resources Strategy van de EC [EC, 2003]. Resultaten van deze studie worden verwacht eind 2004.

Daarnaast vinden er in tal van landen studies plaats naar MFA-indicatoren volgens de Wuppertal richtlijnen.



2 Van beleid naar indicatoren

2.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt het economiebreed materialenbeleid onder de loep genomen en de indicatoren behandeld die beleidsmakers kunnen helpen bij het maken van doelstellingen voor dat beleid en het uitvoeren van evaluaties naar de effecten van een dergelijk beleid.

Allereerst worden in paragraaf 2.2 de elementen van een dergelijk beleid beschreven en een aantal termen meer specifiek gedefinieerd. Vervolgens wordt in paragraaf 2.3 bekeken welke indicatoren voor een dergelijk beleid zijn ontwikkeld en waarin deze indicatoren van elkaar verschillen en worden voorstellen gedaan voor een indicator die rekening houdt met de milieu-impacts van materiaalstromen.

2.2 Economiebreed materialenbeleid

2.2.1 Concepten vanuit de roep voor 'satellite accounts'

Sinds de tweede golf van milieubewustzijn zich in de rijkere landen ontwikkelde, begin jaren '90, is er een roep geweest om het standaard systeem van economische statistiek en economische indicatoren te complementeren met milieustatistieken. Op de UN Conference on Environment and Development (UNCED) in Rio de Janeiro in 1992 is er een begin gemaakt met een systeem van zogenaamde 'satellite accounts', voortbordurend op het economische System of National Accounts (SNA). Doelstelling is het integreren van economische en milieuberekeningen en het voorzien van de economische monetaire data van een fysieke component. Het voorgestelde geïntegreerde System of Environmental and Economic Accounts (SEEA) is volgens de [UN 2001, p1] een 'coherent, comprehensive accounting framework which allows the contribution of the environment to the economy and the impact of the economy on the environment to be measured objectively and consistently'.

Binnen het raamwerk van de SEEA zijn een paar instrumenten ontwikkeld die de fysieke dimensie van de economie trachten te beschrijven:

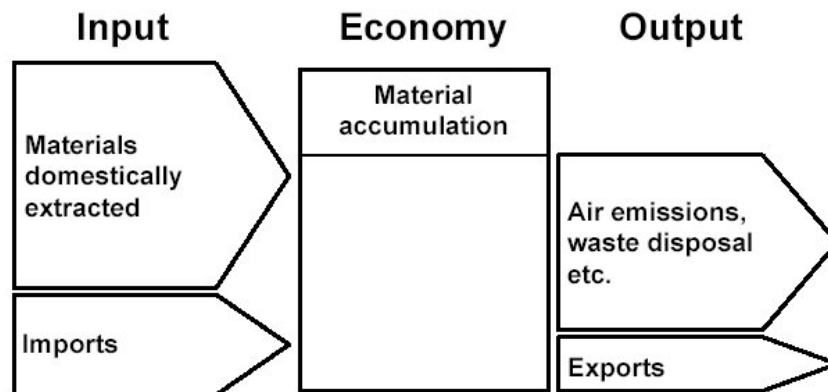
- 1 Economy-wide material flow accounts (MFA).
- 2 Een physical input-output-table (PIOT).
- 3 De physical trade balance (PTB).

Volgens [Eurostat, 2001] kan de economy-wide MFA worden omschreven als volgt:

'economy-wide material flow accounts and balances show the amounts of physical inputs into an economy, material accumulation in the economy and outputs to other economies or back to nature'.

Het is dus een simpele input-output analyse, zoals weergegeven in figuur 5. De eenheden zijn hierbij gewicht, zodat alle in figuur 5 onderscheiden stromen in kilotonnen kunnen worden uitgedrukt⁶.

figuur 5 Economy-wide material flow accounting. Bron: Eurostat 2001



Essentieel hierbij is dat de economie zelf wordt beschouwd als een 'black-box', er wordt niet gekeken wat de stromen in de economie zelf zijn, maar uitsluitend wat er binnen komt en wat er weer uitgaat. De diverse MFAs die zijn uitgevoerd verschillen in de systeemgrenzen die zijn gehanteerd voor de nationale economie en de soorten van materialen die worden meegenomen. Indien bijvoorbeeld ook lucht als een materiaal wordt beschouwd, blijkt al snel dat de input van lucht en de uitstoot van bijvoorbeeld CO₂ de totale materiaalstroom overheersen.

Indien men wel wil onderzoeken wat er in een economie gebeurt, maakt men gebruik van de physical input-output-table (PIOT). De PIOT geeft informatie over wat er met stromen in de economie gebeurt en onderscheidt meestal sectoren, inclusief hun onderlinge transacties⁷. Een PIOT is in feite vergelijkbaar met de input-output tabellen van de economische statistiek van de Nationale Rekeningen en vormt in feite het meest uitgebreide analyse-instrument. Omdat de onderlinge leveranties tussen sectoren uiteraard niet in fysieke dimensies worden gemonitord, kan een PIOT thans uitsluitend en alleen worden geschat gebruik makend van economische input/output tabellen.

Omdat handelsstromen heel belangrijk zijn bij economy-wide MFA kan men ook nog een verkorte vorm van een PIOT onderscheiden waarbij alleen wordt gekeken naar de leveranties tussen de nationale economie en het buitenland. Dit wordt ook wel de PTB, de Physical Trade Balance, genoemd.

⁶ In principe kan men materiaalstromen ook in volume uitdrukken, zie [Moll, 1993], hetgeen wel als een meer economische eenheid wordt beschouwd omdat volume meer zegt over de gebruikswaarde van materialen dan kilogrammen.

⁷ Een PIOT kan ook worden opgesteld voor individuele materialen [Hoekstra, 2003].

2.2.2 Gebruik van economiebrede MFAs in het beleid

De ontwikkeling van een methodologisch raamwerk om fysieke stromen door de economie te berekenen is voorafgegaan aan de vraag wat men met dergelijke informatie wil gaan doen. Hoewel het weinig betwist wordt dat het handig kan zijn om te weten waar bepaalde milieubelastende materialen vandaan komen, wat er met die materialen gebeurt, wat er in de afvalfase met die materialen gebeurt, is het de vraag of de economy-wide MFAs informatie oplevert die bruikbaar is voor beleidsdoeleinden.

Op diverse plaatsen is er aandacht besteed aan deze vraag. De Eurostat-guidelines [EUROSTAT, 2001] kennen bijvoorbeeld een hoofdstuk over 'Policy Demand and Uses of MFA' (zie Box 1). Bij nadere beschouwing staan daarin echter vooral analytische exercities over het totaal aan materiaalgebruik in een economie.

Box 1: Beleidsdoelen van economy-wide MFA volgens Eurostat (2001)

- the main purposes of economy-wide material flow accounts and
- balances are to:
 - provide insights into the structure and change over time of the physical metabolism of economies;
 - derive a set of aggregated indicators for resource use, including for the EU-level initiative on Headline Indicators and the United Nations' initiative on Sustainable Development Indicators;
 - derive indicators for resource productivity and eco-efficiency by relating aggregate resource use indicators to GDP and other economic and social indicators;
 - provide indicators for the material intensity of lifestyles, by relating aggregate resource use indicators to population size and other demographic indicators;
 - through their underlying datastructure integrated with the national accounts contribute to organising, structuring and integrating available primary data and ensure their consistency;
 - react flexibly and quickly to new policy demands (e.g., related to specific materials) through this datastructure which can be adjusted easily and put to additional uses;
 - permit analytical uses, including estimation of material flows and land use induced by imports and exports as well as decomposition analyses separating technological, structural and final demand changes.

[Hinterberger et al., 2003], voorstanders van het gebruik van MFA in beleid, concluderen desalniettemin dat:

'So far MFA did not contribute sufficiently to political conclusions to be drawn from its results. MFA studies in most cases focused on methodological issues and the presentation of material balances and aggregated indicators. In general, authors did not take a step beyond the presentation of results, to further reflect on possible policy-related uses of results. This applied policy-related evaluation of MFA results should be one central issue for further development of material flow analysis in the future.'

De gedachtegang lijkt zich evenwel te hebben postgevat dat dit meer een kwestie is van het overtuigen van politici van het nut van MFAs dan van het aanpassen van de MFA aan de wensen van de politiek.

Toch worden in de literatuur - en in toenemende mate in de politiek - impliciet een aantal redenen genoemd waarom het wenselijk zou zijn om economiebrede materiaalstroom analyses te ontwikkelen en daar beleid op te gaan voeren. Deze redenen kunnen onder drie groepen worden gerangschikt:

- 1 Om een universele milieumaat te ontwikkelen die garant staat voor een breed scala aan milieuproblemen.
- 2 Om de effecten van onze consumptie in andere landen te verminderen.
- 3 Om er zorg voor te dragen dat de milieubelasting als gevolg van materiaalgebruik, net als bij het energiegebruik, expliciet onderdeel wordt van het beleid.

De eerste benadering stelt, in navolging van economen als Ayres en Kneese (1969) en Herman Daly (1991) dat alles wat aan materialen binnenkomt de economie vroeg of laat weer moet verlaten als afval of emissies. In deze benadering is de omvang van de materiaalstroom zelf het probleem. Door deze te verminderen zal *ceteris paribus* de vervuiling afnemen, de uitputtingsproblematiek minder acuut worden en de afvalstromen afnemen. Daarnaast kunnen tal van positieve effecten worden verwacht op bijvoorbeeld biodiversiteit als wij erin slagen om onze materiaalproductiviteit (onze behoefte aan 'nieuwe' materialen) met een Factor 4 [Von Weiszäcder et al., 1997] of Factor 10 (Factor 10 Club) te verminderen⁸.

Op deze benadering is uiteraard veel kritiek, vooral omdat de omvang van de materiaalstromen (in kilogrammen) weinig zegt over de milieubelasting als gevolg van die materiaalstromen in het algemeen en biodiversiteit en uitputting in het bijzonder. De vraag wat nou precies moet worden gereduceerd om tot een zinvolle beleidsinvulling te komen is meermalen gesteld [Reijnders, 1998; De Bruyn et al., 2003]. Als het gaat om milieu-impact kunnen meer toxische materialen met een kleine gewichtsstroom (zware metalen, radioactieve materialen) veel belangrijker zijn en deze vallen weg qua gewicht in vergelijking met bouwmaterialen en/of voedselgewassen. Daarnaast stelt het NMP4 terecht dat specifiek beleid vaak veel doeltreffender en doelmatiger is in het behalen van milieudoelen. Het verminderen van de gehele materiaalstroom om een breed scala van milieuproblemen aan te pakken is waarschijnlijk eenzelfde bot instrument als het verminderen van de economische groei om tot milieubehoud te komen – en zal waarschijnlijk op vergelijkbare maatschappelijke responsen stuiten indien het onderdeel van het beleid zou worden.

De tweede benadering valt vaak - maar niet noodzakelijkerwijs altijd - samen met de eerste. Het idee is dat gebruik van materialen een 'rugzak' met zich meedraagt van milieubelasting die in de landen van herkomst is veroorzaakt (vergelijk de 'ecological footprint' van [Wackernagel en Rees, 1996] en de 'rucksack' benadering van [Schmidt-Bleek, 1993]). De consumptie van Nederland

⁸ Impliciet zijn in deze benadering vaak een paar andere redenen aanwezig, zoals het idee dat mensen in het rijke Noorden op een te grote milieuvoet leven en dat zij hun consumptie zouden moeten beperken teneinde het Zuiden (en China) de kans te geven om rijker te worden zonder dat daartoe de ecologische grenzen van de planeet Aarde worden overschreden.

heeft aldus ecologische consequenties in andere landen⁹. Deze rugzak zou groter worden over de tijd heen doordat vieze industrieën en mijnbouwactiviteiten zich in toenemende mate zouden verplaatsen richting ontwikkelingslanden. Sommige onderzoekers suggereren dat de reducties in vervuiling in ontwikkelde landen voor een groot deel verklaard zouden kunnen worden door dergelijke verplaatsingen (zie o.m. [Stern et al., 1996]). Hoewel deze verplaatsingshypothese tot dusverre onvoldoende is aangetoond in empirisch werk (zie o.m. [De Bruyn, 2000]), kan het zinvol zijn om in het milieubeleid een ketenbenadering na te streven waarbij de verantwoordelijkheid voor opwaartse effecten wordt gelegd bij de producenten en consumenten. In de MJA2 en het productbeleid bestaan dergelijke ketenbenaderingen (zie ook hoofdstuk 4) en die zouden gelegitimeerd kunnen worden met een economiebreed materialenbeleid.

De derde benadering stelt dat er al veel beleid is dat materialen en hun milieu-impacts tot uitgangspunt hebben genomen, maar dat er integraal beleid hierop ontbreekt. Beleid is geconcentreerd rondom specifieke fases van het materiaal (mijnbouwbeleid, productbeleid en/of afvalbeleid) maar een generiek beleid gericht op alle fases ontbreekt – in tegenstelling tot bijvoorbeeld het energiebeleid. In het energiebeleid voor de Nederlandse economie (zie de Derde Energienota, [EZ, 1996]) is er bijvoorbeeld aandacht voor:

- grotere inzet van duurzame (vernieuwbare) energiebronnen;
- de inzet van schonere (bijvoorbeeld koolstofarme) fossiele energiebronnen;
- energiebesparing en beleid gericht op het verhogen van de energie-efficiënte.

Vergelijkbaar zou er beleid kunnen worden geformuleerd rondom materialen dat inzet op:

- grotere inzet van vernieuwbare bronnen en gerecyclede materialen;
- inzet van schonere materialen en milieuvriendelijke materialensubstitutie;
- materiaalbesparing en beleid gericht op een hogere materiaalproductiviteit.

Dergelijke initiatieven zijn thans wel aanwezig in verscheidene beleidsterreinen maar onvoldoende geïntegreerd. Een economiebreed materialenbeleid zou de kapstok kunnen zijn waaronder dergelijke beleidsinitiatieven worden gehangen.

2.2.3 Een mogelijk perspectief voor Nederland

Sinds dematerialisatie als toekomstig beleidsterrein in het NMP4 is genoemd, zijn er in samenspraak met het Ministerie van VROM en het RIVM verschillende studies uitgevoerd die onderzocht hebben wat een mogelijke invulling van dat beleid zou kunnen zijn. Daarbij hebben - naar goed Nederlands gebruik - verscheidene consultatierondes plaatsgevonden met wetenschappers, beleidsambtenaren en het bedrijfsleven.

Uit deze studies en gespreksrondes blijkt dat de hierboven gepresenteerde derde visie mogelijkwijs het beste aansluit bij de interesse van maatschappelijke actoren. Door in de derde visie een ketenbenadering - van wieg tot graf - te

⁹ Een aangenomen Tweede Kamermotie uit 1999 [Van der Steenhoven, e.a., 1999] noemde dit als de voornaamste reden om de Nederlandse regering aan te sporen een dematerialisatiebeleid te gaan voeren.

nemen kan een materialenbeleid tevens bijdragen aan het realiseren van de tweede visie die de milieudruk in andere landen als gevolg van de Nederlandse import wil verminderen.

Omdat de relatie tussen kilogrammen en milieueffecten zwak is, is er weinig steun voor een op gewicht georiënteerde aanpak in het materialenbeleid. In plaats daarvan zou moeten worden gekeken naar de milieu-impacts die met materialen samenhangen. Doelstelling van een dergelijk materialenbeleid zou - analoog aan het NMP4 en de Communications (COM 572) van de EC - het terugdringen van de milieubelasting van de materiaalstromen moeten zijn.

Het beleidsdoel dat het dichtst bij de bovenstaande noties staat is als volgt te formuleren:

Beide redenen zouden zich kunnen vertalen in de volgende algemene doelstelling van een economiebreed materialenbeleid.

Het economiebrede materialenbeleid heeft tot doel om de (relatieve of absolute) milieubelasting als gevolg van het gebruik van natuurlijke hulpbronnen omlaag te brengen, van wieg tot graf ongeacht de plaats waar die milieubelasting ontstaat.

Deze doelstelling omvat vier elementen en één discussiepunt:

- De milieubelasting omlaag brengen is het doel van het beleid: dit komt overeen met de notie dat economiebreed materialenbeleid zowel in Nederland, de EU als in de OECD voortkomt uit de ministeries of werkgroepen die zich met milieu bezighouden en deze ministeries en werkgroepen hebben slechts het mandaat om het milieu te verbeteren. Dit is daarom ook weinig omstreden, en wordt zowel in het NMP4 als de EC-Communications expliciet genoemd.
- De sturingsvariabele is het gebruik van natuurlijke hulpbronnen: dit omvat in de meest ruime definitie alle biotische en abiotische materialen en energie die gebruikt worden in de economie. In de praktijk worden echter vooral vaak stromingsgrootheden als water en lucht uitgesloten van een dergelijk beleid. In principe kan men natuurlijk de scope van het beleid verder reduceren door alleen te kijken naar specifieke grondstoffen.
- De milieubelasting over de gehele keten is het uitgangspunt van het beleid en niet specifiek de afvalfase, of de winningsfase: het beleid moet garant staan voor een breed scala aan milieueffecten die samenhangt met het gebruik van natuurlijke hulpbronnen.
- De toevoeging dat de milieudruk omlaag dient te worden gebracht onafhankelijk van de plaats waar die milieudruk ontstaat komt overeen met de hierboven geschetste aanleiding van het economiebrede materialenbeleid, waarbij juist ook de milieueffecten van onze productie en consumptie in andere landen centraal staan.

Tot slot is er nog het discussiepunt of het de doelstelling is om de absolute of relatieve milieudruk omlaag te brengen van het materialengebruik (een relatieve maat kan bijvoorbeeld de milieudruk per eenheid BBP zijn). We doen daarover

hier geen uitspraak omdat dat uiteindelijk een politieke uitspraak behoeft over de stringentie van de doelstellingen van het materialenbeleid. Als we hieronder dan ook spreken over het reduceren van de milieubelasting als gevolg van materialen dan hoeft dat niet noodzakelijkerwijs te betekenen dat zoiets in absolute termen moet gebeuren.

Nu de doelstelling van een economiebreed materialenbeleid nader is vastgesteld, kan de discussie worden gestart welke plaats dit beleid (eventueel) gaat innemen in het milieubeleidsveld. Er is immers al veel milieubeleid dat zich impliciet of expliciet met materialen bezighoudt en het lijkt niet handig om dat met een nieuwe beleidslijn te gaan doorkruisen. In lijn met de wens van het NMP4, waarin staat dat het economiebrede materialenbeleid vooral aanvullend op het huidige beleid zou moeten zijn, is in een eerdere studie, zie [De Bruyn et al., 2003] de volgende limitering aangebracht:

- Emissiebeleid rondom materialen is reeds voldoende afgedekt: via IPPC, diverse vormen van emissiehandel en lokale milieuwetgeving is de uitstoot van milieuschadelijke stoffen bij de productie van materialen onderdeel van het huidige beleid. Het lijkt daarom niet opportuun om dit ook onderdeel te laten maken van een nieuw materialenbeleid, aangezien dit dubbele beleid kan betekenen voor hetzelfde probleem.
- Grondstoffen waarvoor reeds voldoende beleid wordt gevoerd, zouden niet onder een dergelijk materialenbeleid moeten vallen. Omdat het energiebeleid reeds voldoende is ingevuld lijkt het onzinnig om dat beleid te doorkruisen met een materialenbeleid. Mede hierom is voorgesteld om de fossiele brandstoffen uit te sluiten van een materialenbeleid¹⁰.

Daarmee richt het materialenbeleid zich vooral op het gebruik van de materialen zelf (en niet op de emissies die met het maken van die materialen gemoeid zijn). Dergelijk beleid kent drie belangrijke aanknopingspunten:

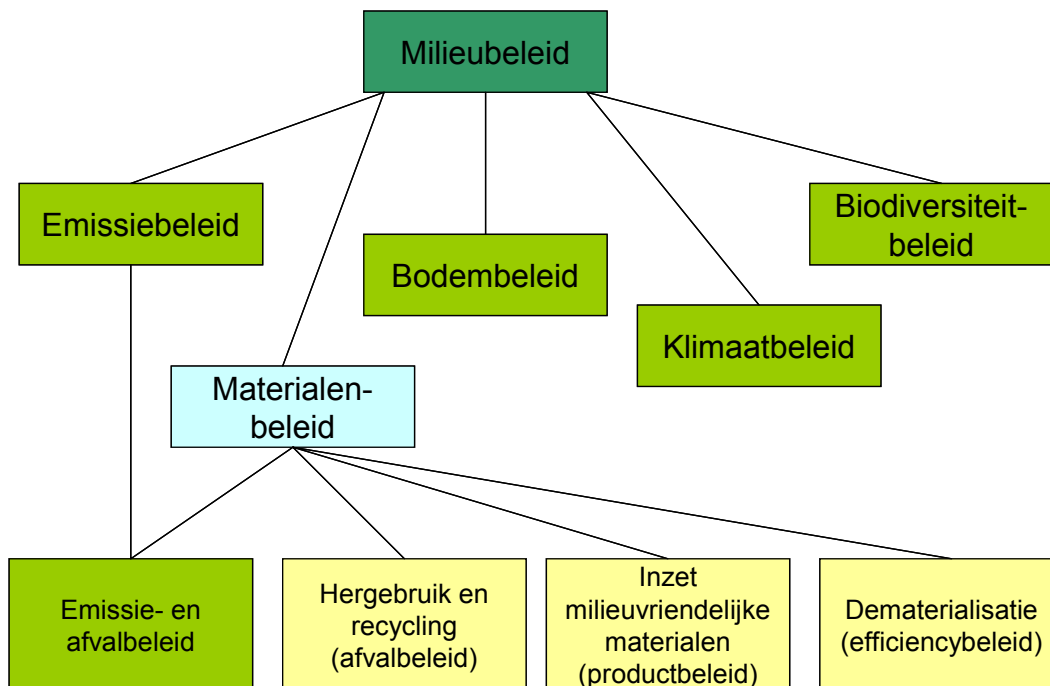
- dematerialisatie, het minder materiaal verbruiken per functionele eenheid (dienst of product), ook door het verlengen van de levensduur van producten;
- materialensubstitutie waarbij milieuschadelijke materialen worden vervangen door milieuvriendelijkere alternatieven¹¹;
- hergebruik en recycling: een grotere inzet van hergebruikte materialen voor zover dat bijdraagt aan een verlaging van de milieubelasting.

Dematerialisatie wordt hierbij dus gezien als één van de mogelijke oplossingsrichtingen voor het omlaag brengen van de milieubelasting die samenhangt met het gebruik van materialen in de economie. De plaats van het materialenbeleid laat zich dan vertalen in de figuur 6.

¹⁰ Wel kan men denken om in een later stadium beide velden samen te voegen.

¹¹ Dit kan ook substitutie binnen een materiaalgroep betreffen (profielsubstitutie), zoals hout zonder keurmerk voor hout met een keurmerk. Zie daarvoor ook hoofdstuk 5.

figuur 6 Plaatsing van het economiebrede materialenbeleid in het totale milieubeleid



Hieruit blijkt allereerst dat het materialenbeleid maar een deel is van het totale milieubeleid. Het materialenbeleid zou niet tot doel moeten hebben om een insteek te hebben met doel om het gehele milieubeleidsterrein te bestrijken. Tevens wordt uit deze figuur duidelijk dat het economiebrede materialenbeleid verscheidene bestaande beleidsterreinen kan integreren en voor samenhang kan zorgen in het (thans nog niet bestaande) efficiencybeleid, afvalbeleid en het productbeleid.

Voordelen van deze invulling zijn:

- het sluit het beste aan bij het NMP4 die stelt dat (de)materialisatiebeleid vooral aanvullend op het bestaande instrumentarium moet zijn;
- het laat specifiek emissiebeleid over aan het bestaande beleid dat daartoe effectiever is, conform de wens in het NMP4;
- het brengt een ketenbenadering in het milieubeleid op macro-economische schaal, hetgeen thans ontbreekt;
- het kan behulpzaam zijn bij het overige milieubeleid door materialen te identificeren met een grote milieu-impact op veel thema's die anders door het beleid over het hoofd worden gezien;
- het sluit aan bij een LCA-achtige benadering die in Nederland vaak gebruikt is ter verfijning van het milieubeleid.

Hoe een dergelijk beleid precies moet worden ingevuld (met wat voor instrumentarium en of er doelstellingen gesteld moeten worden) is thans onduidelijk¹². Maar het geeft een mogelijke richting voor Nederland om een materialenbeleid vorm te geven. Van cruciaal belang daarbij is ook met wat voor

¹² Maar zie de beleidsaanbevelingen in paragraaf 5.4.

soort indicatoren men een dergelijk beleid zou kunnen vormgeven – hier gaan we in de volgende paragraaf nader op in.

2.3 Indicatoren voor een materialenbeleid

2.3.1 Indicatoren in relatie tot het beleidsdoel

Indicatoren in beleid worden gebruikt voor het definiëren van kwantitatieve doelstellingen en om de effecten van het beleid te kunnen meten. Daarnaast geeft een indicator vaak impliciet een legitimatie aan het beleid: als een bepaalde indicator ongewenste ontwikkelingen laat zien, zijn beleidsingrepen met verwijzing naar die indicator te rechtvaardigen.

Het is dus belangrijk dat de indicator aansluit bij de algemene doelstelling van het betreffende beleid, omdat anders geen kwantitatieve doelstellingen kunnen worden vastgesteld en de voortgang van het beleid onvoldoende kan worden gemeten. Bovendien kan de legitimering van het beleid onder druk komen te staan als de indicator niet precies het beleidsdoel weergeeft.

De doelstelling is dus cruciaal. De doelstelling van het hierboven geformuleerde mogelijke Nederlandse beleid zou zich in meest algemene zin als volgt kunnen vertalen:

Het economiebrede materialenbeleid heeft tot doel om de (relatieve of absolute) milieubelasting als gevolg van het gebruik van natuurlijke hulpbronnen omlaag te brengen, van wieg tot graf ongeacht de plaats waar die milieubelasting ontstaat door een verandering in de omvang en compositie van het gebruik van grondstoffen en materialen.

2.3.2 Methodologische aspecten bij een indicator voor economy-wide MFA

Een indicator die een inzicht geeft in de milieubelasting als gevolg van het gebruik van natuurlijke hulpbronnen moet twee methodologische kwesties oplossen:

- 1 Aggregatie: hoe wordt die milieubelasting bepaald?
- 2 Systeemgrenzen: wat wordt tot 'gebruik van natuurlijke hulpbronnen' gerekend en wat niet?

De aggregatieproblematiek is in feite simpel uit te leggen: hoe tel je een kilo aluminium en een kilo biefstuk bij elkaar op. In principe zijn hier een aantal mogelijkheden: economische waarde, gewicht, milieubelasting, de energie die het maken van die kilogram gekost heeft, etc. Het lijkt a-priori voor de hand te liggen dat als de doelstelling van het economiebrede materialenbeleid het terugdringen van de milieubelasting is, dat ook als uitgangspunt wordt genomen bij de aggregatie.

De problematiek voor de systeemgrenzen is dat materialen door de economie een heel traject afleggen. In verkorte versie kunnen vier belangrijke materiaalsoorten onderscheiden worden:

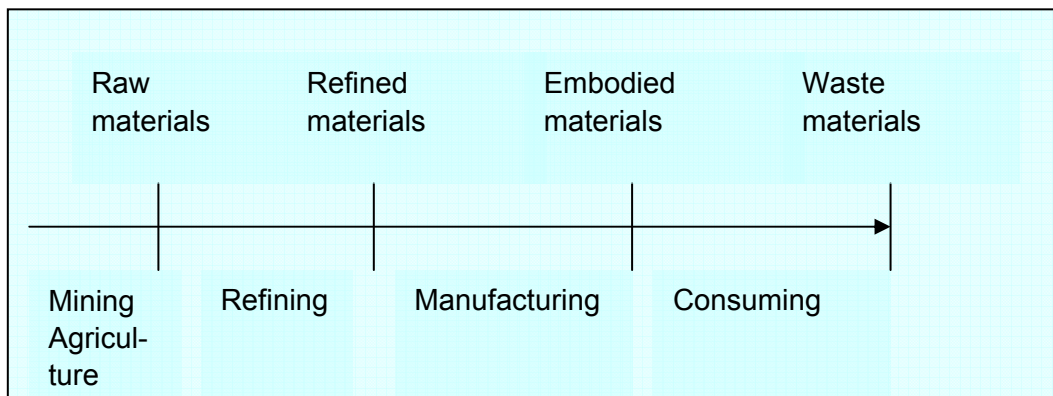
- 1 Ruwe grondstoffen en agrarische gewassen (raw materials).
- 2 Geraffineerde grondstoffen (refined materials).
- 3 Materialen vervat in producten (embodied materials).
- 4 Materialen vervat in afval, ontstaan na behoeftebevrediging (waste materials).

Deze materiaalsoorten zijn de uitkomst van iedere keer een andere fase in het economische proces. Deze fases zijn:

- 1 Winningsfase (Mining and agriculture).
- 2 Raffinage fase (Refining).
- 3 Fabricage fase (Manufacturing).
- 4 Consumenten fase (Consuming).

In figuur 7 wordt de relatie gegeven tussen de fases en de materiaalsoorten.

figuur 7 Relatie tussen fases in economisch proces en materiaalsoorten

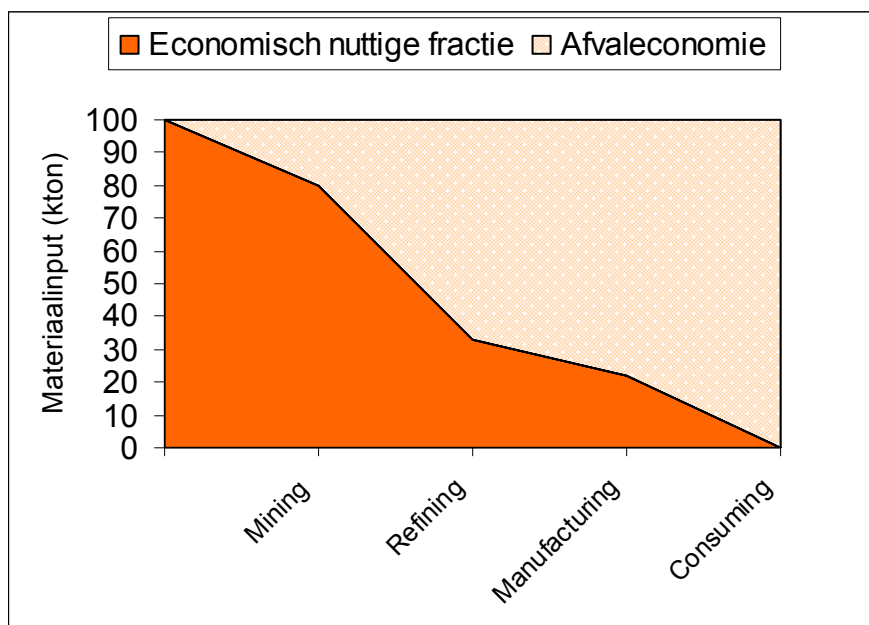


Typerend voor het traject van raw materials tot waste materials is dat steeds een grotere fractie van de initieel gewonnen materialen afval wordt. Gedurende de processtappen van de materialen wordt de economisch toepasbare fractie van het materiaal steeds kleiner en de afvalfractie steeds groter: dit is logisch want van de gewonnen bauxiet input in het economisch proces blijft uiteindelijk nog maar een fractie over als nuttige toepassing in bijvoorbeeld huishoudaluminiumfolie. De rest is verworpen tot afval tezamen met de energie die is ingezet tijdens de verschillende procesfasen¹³.

In figuur 8 wordt deze ontwikkeling weergegeven waarbij voor de eenvoud mogelijkheden tot recycling buiten beschouwing zijn gelaten.

¹³ Sommige wetenschappers noemen dit proces ook wel de Tweede Wet van de Thermodynamica toegepast op materialen (zie b.v. [Young, 1994]). Dit is op zich logisch: iedere processtap kenmerkt zich door een proces van scheiding waarbij het materiaal (en de producten waarin het materiaal is vervat) wordt gescheiden in nuttige en onnuttige toepassingen. Net als met energie zou je dus in feite kunnen stellen dat de entropie continue toeneemt in een geïsoleerd systeem.

figuur 8 Een typische verdeling van omvang materiaalstromen in de economie in de verschillende fases van het economische proces



In principe kan men dus stellen dat de input aan materialen in de economie synoniem is met het afval dat in latere stadia ontstaat. Dit zou zelfs een wetmatigheid moeten zijn in een gesloten, autarkische economie. Dergelijke economieën bestaan echter niet, de import- en exportstromen maken voor sommige landen zelfs meer dan de helft uit van hun BBP. Dit vormt een probleem voor het vaststellen van de omvang van de materialenstromen van een economie, want welke fase is dan bepalend voor de omvang?

Het intuïtief voor de hand liggende antwoord zou zijn dat de consumptiefase bepalend zou moeten zijn voor de omvang van de materiaalstromen in een land. Ruwe grondstoffen worden namelijk niet gewonnen omdat dat zo leuk is, maar omdat er vraag naar is. Die vraag ontstaat op de consumentenmarkt: daar wordt de vraag naar bepaalde functies gecreëerd die uiteindelijk resulteren in vraag naar materialen gebonden in producten wat op haar beurt weer resulteert in een vraag naar geraffineerde en ruwe grondstoffen¹⁴. Het meest effectieve sturingsmechanisme is daarom om de keuzes die huishoudens maken rondom hun consumptie te beïnvloeden. Dit leidt in de praktijk echter tot een onmogelijke situatie. Van de tienduizenden producten die wij jaarlijks consumeren is de materiële samenstelling niet bekend, laat staan hoe groot de afvalfractie is van die materialen gedurende opwaartse procesfases. Het zoeken naar een indicator die precies de milieugevolgen van onze consumptie weergeeft is daarom synoniem naar het zoeken van de heilige graal: hij bestaat niet al menen sommigen hem te kunnen zien.

¹⁴ Dit is natuurlijk geen autonome ontwikkeling: de overheid kan deze informatiestroom sturen indien er bijvoorbeeld sprake is van externe effecten. Zo zal beleid rond de uitstoot van broeikasgassen uiteindelijk in zekere mate terugwerken in de vraag naar bepaalde materialen als energievervlindende bedrijven ook energiebelasting moeten gaan betalen.

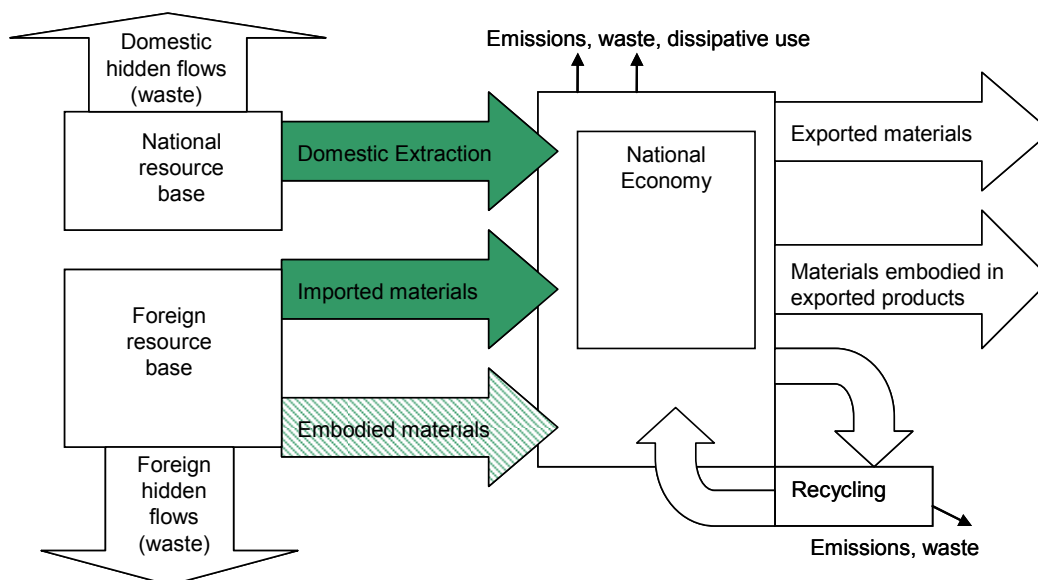
2.3.3 Systeemgrenzen: bestaande indicatoren voor economy-wide MFA

In de wetenschappelijke literatuur zijn verschillende indicatoren ontwikkeld die alle materialen die door de economie heen stromen proberen te meten in kilogrammen [Adriaanse et al., 1997; Matthews et al., 2002]. Deze indicatoren worden over het algemeen gezien als de tools die voorhanden zijn om het economiebrede materialenbeleid te monitoren. In deze paragraaf zullen we kort aangeven welke dit zijn, op welke manier ze zijn vormgegeven en hoe ze zich verhouden in relatie tot het bovenstaande geschetste beleidsdoel.

De Direct Material Input

De meest gebruikte indicator is de Direct Material Input (DMI), die aangeeft hoeveel kilogrammen materiaal er een economie binnenkomen. In figuur 9 wordt aangegeven hoe een dergelijke indicator eruit ziet in conceptuele zin.

figuur 9 Indicatoren: DMI¹⁵



Uit figuur 9 blijkt dat de DMI wordt bepaald door te kijken naar alle materialen die een economie instromen, hetzij door extractie binnen de landsgrenzen (mijnbouw en voedselgewassen), hetzij door het importeren van materialen (zowel in ruwe vorm als in gebonden vorm in producten). De categorie *embodied materials in products* wordt niet altijd gemeten in kilogrammen, en moet dan worden geschat aan de hand van handelsstatistieken¹⁶.

De DMI geeft een beeld wat de economie instroomt aan materialen in kilogrammen. Het idee daarachter is dat alles dat een economie binnenstroomt

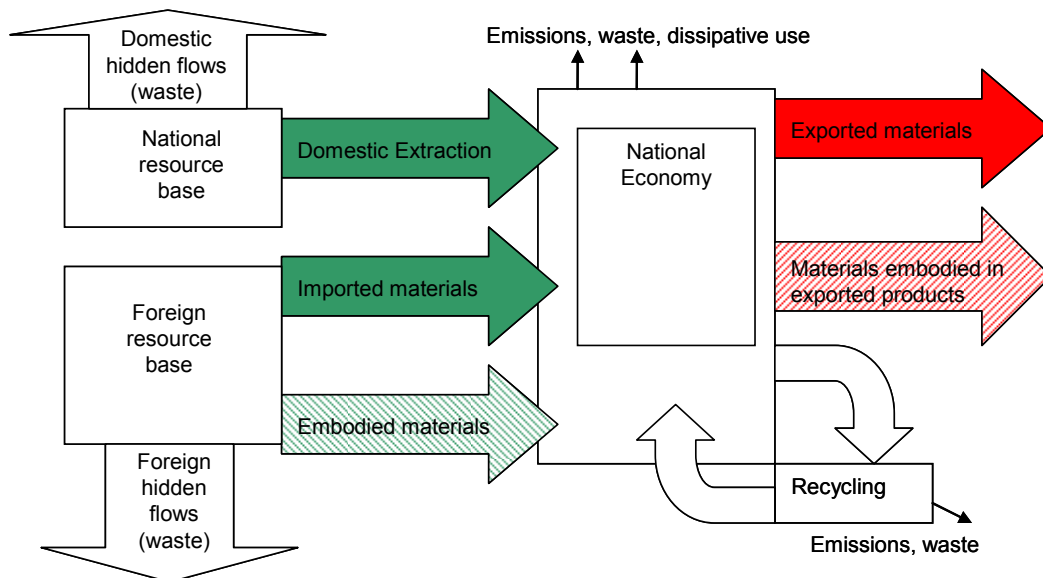
¹⁵ *Legenda Figuur 4, 5. en 7:* In groen staan de gegevens die in positieve zin bijdragen in de indicator. In rood staan de gegevens die moeten worden afgetrokken van de groene gegevens om tot de indicator te komen. Gearceerde vlakken geven gegevens weer die soms moeten worden geschat omdat er geen gemeten informatie beschikbaar is over de specifieke stroom.

¹⁶ Er is voor een aantal EU landen wel statistische informatie over de handelsstromen in kilogrammen.

aan materialen vroeg of later de economie weer zal verlaten als emissies en afval. Zoals in de vorige paragraaf beredeneerd, klopt dit op wereldschaal, maar voor individuele landen niet. In de praktijk verlaten veel materialen de economie door middel van export en het blijkt dus dat het verloop van de DMI over de tijd heen simpelweg op veranderingen in de export kunnen duiden. Landen met veel export kennen een hogere DMI dan landen zonder export en de impliciete beleidsaanbeveling die achter de DMI schuilgaat is het reduceren van de handelsstromen en dit kan nooit de bedoeling zijn van een indicator voor het milieubeleid. Daarmee lijkt de DMI zich eenvoudigweg te diskwalificeren als indicator voor een economiebreed materialenbeleid: zowel door de tijd heen als tussen landen spelen andere factoren een rol die niets van doen hebben met het doel van een economiebreed materialenbeleid¹⁷.

Een alternatief, ook door Eurostat aanbevolen, is de Direct Material Consumption (DMC). De DMC is een indicator die schematisch kan worden weergegeven als in figuur 10.

figuur 10 Indicatoren: DMC



Noot: voor uitleg gegevens zie figuur 9.

Hieruit blijkt dat de DMC equivalent is aan de DMI minus de export van materialen. In feite geeft de DMC dus weer wat er in een economie achterblijft aan materialen. Deze materialen kunnen synoniem worden gesteld aan de toevoeging aan de bestaande voorraad van materialen (bijvoorbeeld huizen of duurzame consumptiegoederen) en dissipatieve effecten zoals emissies en afval.

¹⁷ Dezelfde problematiek speelt ook bij de TMR, die door het Wuppertal Instituut is ontwikkeld en van de DMI verschilt doordat ook de indirecte stromen die met import samenhangen (de rugzak van materialen die in het winningsland achterblijft) worden meegenomen. Daarom is deze indicator ook niet geschikt voor het monitoren van een economiebreed materialenbeleid.

Is de DMC daarmee een zinvolle indicator voor het economiebrede materialenbeleid? Dat hangt uiteindelijk vooral af van de relatie tussen gewicht en de milieu-impact. De DMC aggregiert materiaalstromen op basis van hun gewicht. In de DMC kunnen materiaalstromen niet worden onderscheiden naar individuele

materialen omdat de groep embodied materials moet worden geschat uit handelsstatistieken. Het is al een hele klus om vanuit de handelsbalansen te schatten hoeveel kilogrammen er gemoeid zijn met import van bijvoorbeeld radio's, laat staan dat daarvoor individuele materiaalstromen kunnen worden onderscheiden aangezien een radio wel uit tientallen materialen kan bestaan. De DMC moet daarom wel gewicht als uitgangspunt voor de aggregatie van materiaalstromen nemen. Als gewicht een proxy vormt voor de milieu-impact van een materiaalstroom, dan hoeft dat geen probleem te zijn.

Een tweede discussiepunt hangt samen met de zogenaamde 'hidden flows' – veelal mijnbouwafval dat achterblijft in het winningsland. De DMC neemt deze hidden flows niet mee en dit geeft een bepaalde vertekening te zien afhankelijk van de structuur van de economie: een land dat al zijn ruwe grondstoffen importeert zal een veel lagere DMC hebben dan een land dat binnen zijn territorium zijn ruwe grondstoffen onttrekt¹⁸. Sommigen beargumenteren dat de hidden flows (afval ontstaan bij de extractie van materialen vanuit de natuur) wel degelijk moeten worden meegenomen in de totale analyse: deze zijn immers vaak verantwoordelijk voor de milieu-impacts en ze worden bij de DMC buiten beschouwing gelaten¹⁹.

Tot slot zijn er ook wat eigenaardigheden in de systeemdefinitie die de DMC hanteert. Export van materialen, ongeacht in welke fase, reduceert de DMC. Dus landen die al hun afval exporteren kennen een lagere DMC dan landen die hun afval zelf verwerken. Dit soort van eigenaardigheden zou echter te verhelpen zijn met mineure aanpassingen van de systematiek van de indicator.

2.3.4 Aggregatie: is gewicht een maat voor de milieu-impact van materialen?

De DMC is equivalent aan het totaal aan materialen die de economie binnenstroomt, hetzij door extractie of import minus het totaal aan materialen die de economie verlaten via export. Deze indicator aggregiert alle materiaalstromen op basis van het gewicht. Een belangrijke vraag is in hoeverre gewicht een maat kan zijn voor de milieu-impact van materialen.

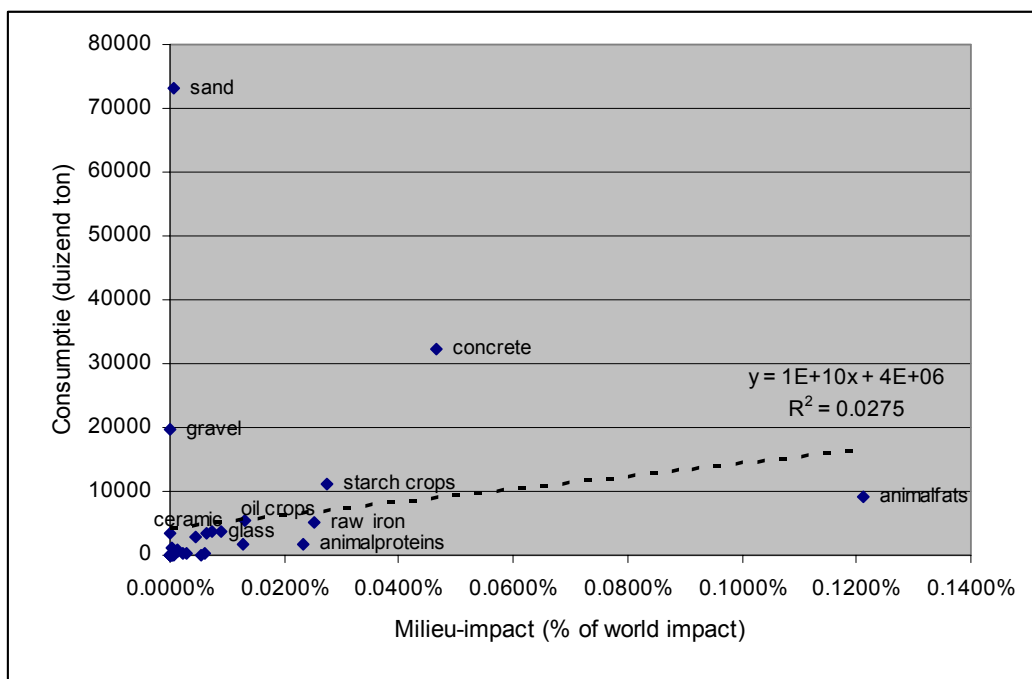
¹⁸ Men zou kunnen opmerken dat dit laatste bezwaar geen nadeel hoeft te zijn omdat de economische structuur ook bijvoorbeeld de CO₂-emissies beïnvloedt. Maar in het klimaatbeleid is het beleidsdoel dusdanig gedefinieerd dat veranderingen in de structuur van de economie wel degelijk een oplossingsrichting is in het verminderen van de CO₂-emissies, omdat de bepaling van CO₂-emissies plaatsgebonden is. Voor het economiebrede materialenbeleid is het beleidsdoel echter het reduceren van de milieudruk door materialen veroorzaakt ongeacht de plaats waar die milieudruk ontstaat. Veranderingen in de productiestructuur zouden dus geen impact mogen hebben op de indicator omdat die anders het doel niet meer zuiver meet.

¹⁹ De TMC (Total Material Consumption) is een indicator waarbij de hidden flows wel worden geschat, in kilogrammen uitgedrukt.

Op basis van de gegevens die in dit rapport zijn verzameld over de geconsumeerde hoeveelheden en milieu-impact van 35 materialen (zie hoofdstuk 3 en verder), is de relatie tussen gewicht en milieubelasting geschetst in figuur 11²⁰.

Uit deze figuur blijkt dat zand en dierlijke vetten het uiterste van het spectrum vertonen: zand kent een groot gewicht, maar een hele lage milieu-impact, terwijl dierlijke vetten een hoge milieu-impact kennen maar een relatief laag gewicht. Een simpele regressie-analyse laat zien dat er geen relatie bestaat tussen gewicht en de milieu-impacts van materialen.

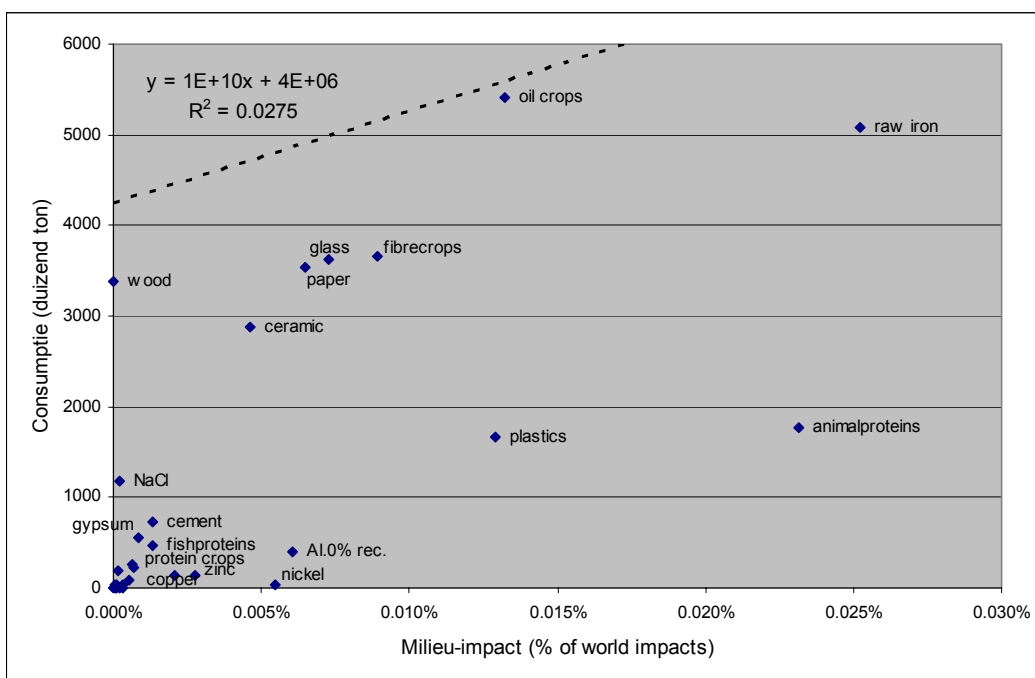
figuur 11 Relatie tussen consumptie (in kg) en milieudruk van wieg tot graf voor 34 materialen, gegevens over 2000 voor Nederland



De afwezigheid van een relatie tussen gewicht en milieu-impacts blijft ook bestaan indien we kijken naar het hoekje linksonder van deze figuur waarin de meeste materialen zich bevinden (zie figuur 12).

²⁰ In figuur 11 staat op de y-as de geconsumeerde hoeveelheid van materialen in Nederland in het jaar 2000, en op de x-as de milieu-impact, berekend als de consumptie vermenigvuldigt met de impactfactor (per kg) van dat materiaal volgens de methode die uitgelegd wordt in hoofdstuk 3.

figuur 12 Relatie tussen consumptie (in kg) en milieudruk van wieg tot graf voor 29 materialen, gegevens over 2000 voor Nederland



Hieruit blijkt dat gewicht geen graadmeter vormt voor de milieubelasting als gevolg van het gebruik van individuele materialen.

Dit leidt tot de volgende conclusies omtrent het gebruik van de DMC in het economiebrede materialenbeleid:

- de DMC is geen maat voor de milieudruk die samenhangt met het gebruik van natuurlijke hulpbronnen;
- over de tijd heen kan de DMC natuurlijk wel correleren met die milieudruk als de samenstelling van de materiaalstromen niet verandert, maar de totale materiaalstroom wel verminderd, bijvoorbeeld als gevolg van dematerialisatie. Op korte termijn, binnen een bepaald land, kan de DMC daarom wellicht een *signaalfunctie* vervullen. Landen kunnen onderling echter niet worden vergeleken met de DMC omdat hun samenstelling van de materiaalstroom verschilt;
- de effecten van materiaalsubstitutie kunnen niet worden bepaald met de DMC. In feite laat de DMC het gebruik van materiaalsubstitutie als oplossingsrichting in het economiebrede materialenbeleid niet toe.

2.3.5 Naar een milieugewogen indicator voor materiaalstromen

De bovenstaande analyse heeft duidelijk gemaakt dat de bestaande indicatoren voor economiebreed materialenbeleid niet passen bij het beleidsdoel dat men voor een dergelijk beleid zou willen formuleren. Daarom zouden deze indicatoren moeten worden aangepast. Een aanpassing die wij in dit onderzoek willen proberen is om de materiaalstromen te wegen met de LCA. Zulks is eerder voorgesteld in [De Bruyn et al., 2003] en [Van der Voet et al., 2003]. Hier beschrijven we kort de stappen die nodig zijn om tot een dergelijke indicator te komen, in het volgende hoofdstuk worden deze stappen uitgewerkt.

De aangepaste indicator kan EMC (Environmentally weighted Material Consumption) worden genoemd en is gedefinieerd als:

$$EMC = \text{Materialen consumptie} * \text{Milieu-impact}$$

, of preciezer in mathematische termen:

$$EMC = \sum_k \sum_i M_i * E_{i,k}$$

Waarbij M_i de materiaalconsumptie weergeeft van materiaal i , E_i de milieu-impact van materiaal i , van wieg tot graf, en k het aantal soorten milieu-impacts weergeeft (global warming, verzuring, etc.). De milieu-impact wordt gehaald uit bestaande LCA-database. In deze studie is gebruikt gemaakt van de ETH-database uit 1996, hetgeen toen we de studie begonnen de meest recente volledige versie was van een bestaande LCA-database (inmiddels is er een update beschikbaar).

Om deze indicator te kunnen invullen zullen er een aantal keuzes moeten worden gemaakt:

- 1 Op welk moment in de keten wordt de consumptie van die materialen gemeten (bepaling van M).
- 2 Welke materialen worden meegenomen in de analyse (keuze van aantal i).
- 3 Welke milieu-impacts worden meegenomen in de analyse (keuze van aantal k).
- 4 Hoe worden die milieu-impacts bij elkaar opgeteld.

In het volgende hoofdstuk zullen deze keuzes worden verantwoord.



3 Constructie van een milieugewogen indicator

3.1 Inleiding

In hoofdstuk 2 is naar voren dat weging met milieu-impacts noodzakelijk is wil een indicator voor het economiebrede materialenbeleid een relatie hebben tot het doel dat dit beleid beoogt (het reduceren van de milieubelasting van materialen).

Wel kwam daar naar voren dat een dergelijke indicator een aantal beslissingen vergt over de systeemgrenzen die anders dan bij de DMI en DMC niet direct voor de hand liggen.

Bij de keuze voor een indicator voor materialenbeleid staat men voor de volgende keuzes:

- 1 Op welk moment in de keten die materiaalstromen worden gemeten.
- 2 De manier waarop de milieu-impact van die materiaalstromen wordt bepaald.
- 3 De materialen die worden meegenomen in de analyse.
- 4 Hoe worden die milieu-impacts bij elkaar opgeteld.

De methodologische keuzes die zijn gemaakt om tot een zinvolle indicator te komen worden in dit hoofdstuk uitgewerkt. Specifieke problemen rondom de definitie van het begrip materiaal worden uitgelegd in Annex D, alsmede de berekeningen die vanuit de data zijn uitgevoerd om tot een indicator te komen en de bronnen zijn die gebruikt zijn bij het kwantificeren van de consumptiestromen.

3.2 Op welk moment in de keten worden de materiaalstromen gemeten?

Voor het bepalen van de milieu-impact van een materiaal is het van belang om een duidelijke keuze te maken over de plaats in de keten waarop wij het begrip materiaal van toepassing verklaren. Hoewel we bij het bepalen van de milieu-impact altijd de gehele keten meenemen, is het noodzakelijk om het begrip materiaalconsumptie op één vaste plaats te definiëren, omdat anders dubbeltelling zal ontstaan.

Als illustratie van dit probleem dient figuur 13.

twee opties: helemaal voorin, op grondstofniveau, of meer naar achteraan, op het niveau van de 'finished materials'²¹.

3.2.1 Grondstofniveau

Wanneer we materialen definiëren op grondstofniveau, de eerste kolom in bovenstaande figuur, sluiten we het meest aan bij de bestaande MFA databases en de daarvan afgeleide indicatoren. Het voordeel hiervan is dat er uit andere studies reeds gegevens berekend zijn over de productie, import en export van deze grondstoffen (zie [Eurostat, 2002]). Verder is deze benadering althans in theorie compleet, want het vangt alle belangrijke stromen in de maatschappij. Een nadeel is dat deze benadering erg grof is. Omdat in de MFA database de nadruk ligt op de grootste stromen in termen van gewicht, is het mogelijk dat de lijst van kleine maar mogelijk erg vervuilende materialen in de praktijk niet compleet is. Een tweede nadeel is, dat een definitie op het niveau van grondstoffen de inschatting van de milieu-impacts bemoeilijkt. Grondstoffen zijn basismaterialen, waar weer erg veel andere materialen uit gemaakt worden, die op hun beurt weer in allerlei toepassingen gebruikt worden. Omdat het aantal grondstoffen vrij beperkt is, is de diversiteit binnen de gehele keten dan wel erg groot. Bijvoorbeeld, de score voor 'zand' omvat dan niet alleen het eindgebruik van zand, maar ook dat van glas, cement en beton. Elk van deze materialen kent weer een heel andere milieu-impact. Daarom moet een benadering op grondstofniveau gecompliceerd worden met informatie over 'finished materials' om tot een zinvolle berekening van de milieu-impacts te komen. Ten derde wordt de materiaalconsumptie op dit niveau vooral bepaald door de omvang van de basisindustrie. De kans bestaat daarbij dat de indicator vooral informatie geeft over één specifiek aspect van de economische structuur.

3.2.2 Eindmaterialeenniveau

De tweede optie die we consistent kunnen krijgen is te kiezen voor 'finished materials' of eindmaterialen. In deze benadering kijken we naar materialen die nog één productiestap verwijderd zijn van een eindproduct. Dus in het geval van landbouwbiomassa zijn bijvoorbeeld graan of katoenvezel materialen, maar niet brood of textiel. In het geval van glas is ruw glas het materiaal, niet flessen of ramen, en evenmin zand, hoewel deze alle wel voorkomen in de keten van glas. Ook op deze manier is het mogelijk dubbeltellingen te voorkomen. Deze keuze sluit ook meer aan bij wat men zich zo voorstelt van een materialenbeleid. Een bijkomend voordeel is dat data op dit niveau beschikbaar zijn uit de productie- en handelsstatistieken, zij het niet compleet. Het belangrijkste nadeel van deze benadering is dat sommige materialen uit beeld verdwijnen, omdat ze alleen als grondstof voor andere materialen dienen. Kunstmest maakt bijvoorbeeld deel uit

²¹ Er zou ook nog een tussenniveau kunnen worden gekozen. Daarbij is het echter vrijwel onmogelijk om dubbeltellingen te vermijden. Er zouden desondanks niet-inhoudelijke redenen kunnen zijn om toch voor een 'gemengd' tussenniveau te kiezen. Voor een tussenniveau zouden we materialen kunnen opnemen die halverwege in de productiefase zitten, naast materialen voorin of achterin de keten. Het belangrijkste voordeel van deze benadering is dat we voor elk materiaal een specifiek en interessant niveau kunnen kiezen. Dit kan bijdragen tot een relevante lijst materialen. Echter, het belangrijkste nadeel is het ontbreken van een goede systematiek, waardoor het moeilijk zo niet onmogelijk wordt om een geaggregeerde indicator op te stellen.

van de score voor landbouwmaterialen, maar is niet meer zelfstandig een materiaal, omdat het uitsluitend voor de productie van landbouwmaterialen wordt gebruikt. Daarnaast bestaat zo het gevaar dat de lijst van materialen wel heel lang wordt en de constructie van de indicator een tijdrovende bezigheid wordt. Tot slot geeft de consumptie van finished materials voor de aanwezigheid van de maakindustrie (manufacturing industry) in een land weer: deze consumeert immers de finished materials voor toepassingen in producten.

3.2.3 Voorstel voor de ontwikkeling van de indicator

Ons voorstel is, de keuze te maken voor het niveau van eindmaterialen. Op grond van de databeschikbaarheid denken we dat op die manier kan een vrij robuuste systematiek verenigd worden met beleidsrelevante materialen die anders mogelijkerwijze uit beeld zouden verdwijnen.

De beleidsrelevantie is een belangrijk criterium voor onze keuze voor *finished materials*. In feite zijn de beleidsmogelijkheden van het materialenbeleid mede afhankelijk van de plaats in de keten waarop de indicator wordt gemeten. In tabel 1 wordt een voorbeeld gegeven van mogelijke maatregelen in de diverse processtappen in de keten van metalen.

tabel 1 Voorbeelden van beleidsmogelijkheden voor materialenbeleid tijdens diverse processtappen

Beleidseffecten	Processtap (inputmateriaal)		
	mijnbouw (erts en delfstoffen)	raffinage (ruwe materialen)	Manufacturing (finished materials)
Substitutie	NA	geconcentreerder erts (milieuvriendelijkere profielsubstitutie)	Product design: Materiaalsubstitutie, gebruik gerecyclede materialen, gebruik milieuvriendelijkere materialen (profielsubstitutie).
Recycling/hergebruik	hergebruik van mijnafval	Gebruik van schroot	Uitvalvermindering, hergebruik, recycling van inputmaterialen.
Dematerialisatie	NA	Versterken van de materiaal-eigenschappen	Lichtere producten maken of levensduur verlengen

Uit dit overzicht blijkt dat de mogelijkheden voor substitutie en dematerialisatie afwezig zijn voor de mijnbouw en maar tamelijk gering zijn voor de basisindustrie. De mogelijkheden voor deze drie beleidseffecten zijn het grootst in de manufacturing fases van de levenscyclus²². Juist daar worden beslissingen genomen hoe producten worden vervaardigd en van welke materialen. Om deze redenen heeft de keuze voor het niveau van de finished materials voorkeur boven die van de grondstoffen.

²² Dit komt overeen met de in hoofdstuk 2 besproken notie dat de informatiestroom omgekeerd door de keten loopt.

Het gebruik van finished materials is dan weer te geven als de resultante van de vergelijking:

productie + import – export van een materiaal.

Dit komt overeen met het reeds bestaande begrip van 'apparent consumption' dat veelvuldig is gebruikt om het materiaalverbruik van landen te bepalen (zie bijvoorbeeld [Malenbaum, 1978; Williams et al., 1986; Tilton, 1990]). De toevoeging apparent slaat op het feit dat we niet weten of het materiaal daadwerkelijk geconsumeerd werd, of dat het toegevoegd werd aan een voorraad.

3.3 Bepalen van de milieu-impact per materiaal

3.3.1 Milieubelasting gerelateerd aan materialen

Voor het bepalen van de milieubelasting gerelateerd aan materialen volgen we de benadering die is uitgewerkt in [Van der Voet et al., 2003]. In het kort komt deze neer op het volgende:

- de materialen worden over hun hele levenscyclus beschouwd, vanaf het moment van extractie van grondstoffen tot en met de verwerking van afgedankte toepassingen;
- niet alleen het materiaal zelf, maar ook de energie en hulpmiddelen die nodig zijn voor de productie, het gebruik en de afvalverwerking worden meegenomen;
- van de materiaalketen worden alle milieu-ingrepen (emissies, onttrekkingen, landgebruik) gespecificeerd en gekwantificeerd;
- deze worden vervolgens gewogen opgeteld tot een beperkt aantal 'impact categories' ofwel milieuproblemen, die gezamenlijk een totaalbeeld vormen van de milieubelasting;
- Niet meegenomen wordt de energie die een product verbruikt, zoals een koffiezetapparaat. Die energie is immers niet gerelateerd aan het materiaal zelf, al kan het materiaal wel die energie beïnvloeden. Dit laatste ligt op het terrein van het productbeleid en niet op het terrein van het materialenbeleid.

Voor het bepalen van de milieubelasting maken we gebruik van de ETH database [Frischknecht, 1996] en het CMLCA programma [Heijungs, 2003]. De database levert de data m.b.t. de materiaalketens en de milieu-ingrepen. CMLCA vertaalt deze in bijdragen aan de milieuproblemen en faciliteert verschillende bewerkingen van de resultaten. Het gebruik van een standaard database en software heeft als voordeel dat deze een zekere graad van acceptatie hebben in de LCA-wereld (wetenschappers zowel als gebruikers). Men kan er rustig vanuit gaan dat fouten ontdekt zullen worden en nieuwe ontwikkelingen opgenomen zullen worden in toekomstige versies. Er zijn ook enkele kanttekeningen te maken. Deze worden hieronder besproken.

Bij het gebruik van de database moet in de eerste plaats opgemerkt worden, dat deze niet specifiek voor de Nederlandse situatie is. De database bevat 'gemiddelde' processen voor de West-Europese situatie. Dat kan betekenen dat

de uitkomsten niet typerend zijn voor de Nederlandse situatie. Dat geldt met name voor energie-opwekking en industriële processen, maar zou in voorkomende

gevallen ook voor de afvalverwerking kunnen gelden. Voor een toepassing van deze informatie ter ondersteuning van Nederlands materialenbeleid betekent dit, dat deze benadering resultaten geeft die een eerste indicatie geven van de milieubelasting gerelateerd aan een materiaal. Een verdere specificatie voor de Nederlandse situatie zal soms nodig zijn. Overigens is het niet-specifiek voor Nederland zijn niet altijd een nadeel. Veel materialen worden geïmporteerd en dus ergens anders geproduceerd. Voor een groot aantal materialen zijn import en export veel groter dan productie. Een categorie materialen die wel op locatie worden geproduceerd betreft bouwmaterialen. Voor deze materialen is het speciaal van belang om de gegevens uit de database te checken met de Nederlandse situatie.

In de tweede plaats is de database uit 1996 en daarmee niet heel recent. Onlangs is een nieuwe versie verschenen van deze database, de Eco-invent database. Het was binnen de tijdperiode van deze studie helaas niet meer mogelijk op deze database over te stappen.

De impacts worden bepaald aan de hand van drie fases:

- extractie- en productiefase;
- gebruiksfase;
- afvalfase.

Data m.b.t. de extractie- en productiefase zijn afkomstig uit de database. Dat geldt niet voor data m.b.t. de gebruiksfase. Hiervoor hebben we zelf een schatting gemaakt. Belangrijk is het hierbij op te merken, dat de milieubelasting tijdens gebruik niet het energiegebruik van apparaten die van de materialen gemaakt zijn omvat. Redenen hiervoor zijn hierboven al genoemd. Wel is een schatting gemaakt van de emissies van het materiaal zelf. Voor wat betreft de afvalfase bood de database soms voldoende data. In andere gevallen hebben we hier zelf aannames gemaakt. De manier waarop in de ETH database wordt omgegaan met afvalverwerkingsdata is niet altijd consequent. In het kader van deze studie was het echter niet mogelijk verbeteringen aan te brengen in de database. Meer in detail staat de keuzes die gemaakt zijn ten aanzien van deze drie fases beschreven in bijlage J.

Vervolgens worden de scores voor elk van de drie stadia van de levenscyclus opgeteld tot één reeks van-wieg-tot-graf bijdragen aan de LCA-impact categories. Op die manier kunnen de materialen onderling worden vergeleken.

De LCA-impact categories die gehanteerd worden in het project zijn de volgende:

- uitputting van abiotische voorraden;
- landgebruik;
- broeikaseffect;
- aantasting van de ozonlaag;
- humane toxiciteit;

- drie types ecotoxiciteit, namelijk aquatische ecotoxiciteit, mariene ecotoxiciteit en terrestrische ecotoxiciteit;
- smogvorming;
- verzuring;
- eutrofiëring;
- straling;
- vorming van finaal afval.

Deze categorieën zijn afkomstig uit de Handleiding LCA [Guinée et al., 2002]. Gezamenlijk geven deze een vrij compleet beeld van de milieuproblematiek. Ze zijn equivalent aan wat in het OECD-raamwerk de miliedrukvariabelen worden genoemd [OECD, 1993]. Een alternatief zou zijn om de milieueffecten op het niveau van de einduitkomsten (environmental state variabelen) te definiëren: aantasting van de menselijke gezondheid, verlies aan biodiversiteit, landschapsaantasting en dergelijke. Het idee is dat de hierboven genoemde LCA-impact categories alle bijdragen aan de effecten op de einduitkomsten, zodat deze niet nog eens afzonderlijk meegenomen hoeven te worden.

3.3.2 Interpretatie en Aggregatie

Door de volumegegevens m.b.t. de apparent consumption van de belangrijkste materialen te vermenigvuldigen met de milieu-impacts van diezelfde materialen per kg ontstaat een beeld van de relatieve bijdrage die deze materialen leveren aan de milieubelasting. Op die manier kunnen de materialen onderling worden vergeleken en kan worden vastgesteld welke materialen in een materialenbeleid prioriteit zouden moeten krijgen.

Deze onderlinge vergelijking gebeurt in eerste instantie per impact category. Zo kan voor het thema broeikaseffect een toptwintig worden opgesteld. Daarnaast kan een toptwintig worden opgesteld voor landgebruik. Deze zullen niet dezelfde rangorde laten zien, en vermoedelijk ook deels niet dezelfde materialen bevatten. Voor een themabeleid kan dit relevante informatie opleveren. Voor een algemeen materialenbeleid is echter nog een stap nodig waarbij de verschillende milieuproblemen worden geaggregeerd tot één score op totale milieubelasting.

De aggregatie tot één score is in LCA-land, en ook daarbuiten, al jarenlang een heet hangijzer. Deze aggregatie bevat onherroepelijk een subjectief element. In het spectrum van meningen hierover is één mening dat weging dan maar helemaal niet moet gebeuren, en op grond van een kwalitatieve beschouwing van de resultaten van de LCIA een eventueel besluit maar moet worden genomen. Anderen zijn van mening dat voor elk besluit zo'n weging hoe dan ook gemaakt wordt, expliciet dan wel impliciet. Daarom zou er maar liever een geformaliseerde procedure voor moeten komen, omdat die tenminste inzicht geeft in de criteria.

Over de weging zelf bestaan ook verschillende ideeën, die uiteenlopen van een deskundigenoordeel via een subjectieve politieke weging naar een monetaire weging. In dit project pretenderen wij niet deze discussie te beslechten. Voor het doel van het opstellen van één geaggregeerde indicator voor de milieueffecten

van materialengebruik is weging echter noodzakelijk. We stellen daarom voor verschillende mogelijkheden uit te proberen. Dit geeft tegelijkertijd inzicht in het belang van de wegingsstap en anderzijds inzicht in de robuustheid van de indicator. Het is wel van belang dat de gekozen weegmethoden compleet zijn. Dat geldt voor lang niet alle sets: diverse richten zich vooral op energie en de daarmee samenhangende milieuproblemen van broeikaseffect en verzuring. Min of meer complete sets zijn:

- de set NOGEPA-weegfactoren, tot stand gekomen in een panel van beleidsmakers, wetenschappers en vertegenwoordigers van de industrie, die wel eens gebruikt worden in de praktijk;
- de Ecoindicator 99, waarbij wordt getracht zoveel mogelijk door te modelleren om zoveel mogelijk effecten onder één noemer te brengen;
- Schaduwrijzen, een economische weging waarbij de kosten gemoeid met bestrijding van de onaangename gevolgen van de emissies het uitgangspunt zijn;
- EPS, waarbij gebruik is gemaakt van 'Willingness to Pay' om de verschillende emissies en onttrekkingen te wegen.

Daarnaast zullen deze methoden worden aangevuld met een gelijke weging van de LCA-impact categories.

In bijlage H wordt nader ingegaan op de verschillende weegmethoden.

3.4 Keuze meest milieubelastende materialen

Idealiter zou men een indicator willen samenstellen waarin alle materialen of materiaalverbindingen worden meegenomen. In de praktijk zal dat op serieuze dataproblemen stuiten omdat niet alle materialen en materiaalstromen even goed worden gemonitord. Specifiek voor Nederland heeft het CBS op dit moment bijvoorbeeld geen programma lopen om geconsumeerde materialen in fysieke eenheden te schatten. Daarom is het in het kader van deze studie ondoenlijk om van alle *finished materials* in te schatten hoeveel er geconsumeerd wordt en dient er een keuze te worden gemaakt welke materialen wel en niet worden meegenomen in een eerste versie van een EMC.

Indien men tot een keuze moet komen welke materialen wel worden gemonitord en worden meegenomen in een indicator, liggen de volgende keuzes voor de hand:

- nadruk op de meest milieubelastende materialen;
- nadruk op materialen waarbij substitutie, recycling/hergebruik en dematerialisatie een grote rol kunnen spelen als mogelijke aangrijpingspunten voor een materialenbeleid;
- nadruk op materialen waarvoor geen aanvullend milieubeleid is geformuleerd.

In deze studie hebben we ons bij het opstellen van de indicator vooral door de eerste overweging laten leiden. In overleg met de begeleidingscommissie is voorgesteld om een indicator op te stellen die de 20 meest milieubelastende materialen omvat.

3.4.1 Bij de studie betrokken materialen

Een keuze voor de materialen die moeten worden meegenomen in de indicator moet (onder andere) worden gebaseerd op het aandeel dat deze hebben in de totale milieubelasting. Daarvoor is het nodig dat voor zoveel mogelijk materialen een schatting daarvan wordt gemaakt. Deze schatting is gemaakt met behulp van de methode ontwikkeld in [Van der Voet et al., 2003]. Daarbij wordt met behulp van gegevens uit een LCA-database, aangevuld met gegevens uit verschillende LCA-studies, een inschatting gemaakt van de milieubelasting per kg van elk materiaal. Vervolgens wordt van zoveel mogelijk van deze materialen een inschatting gemaakt van de jaarlijks gebruikte hoeveelheid, gebaseerd op het systeem behorend bij Apparent Consumption. Deze twee gegevens worden, per materiaal en per impact category, met elkaar vermenigvuldigd en daarna geaggregeerd op de in paragraaf 3.3.2 beschreven wijzen. Hieruit kan een 'top twintig' worden samengesteld van materialen volgens verschillende weegmethoden.

In tabel 2 worden de bij de studie betrokken materialen weergegeven.

tabel 2 Materialen die deel uitmaken van de studie

List of materials for which a per kg impact is sp	List of materials for which flow data are available	List of finished materials, excluding double counting
Al2O3	Al2O3	aluminium
aluminium 0% Rec.	aluminium 0% Rec.	animal fats
aluminium 100% Rec.	aluminium 100% Rec.	animal fibres
ammonia	ammonia	animal proteins
animal products	animal fats	brown coal for heating
AP	animal fibres	brown coal for household electricity
barite	animal proteins	cement
bentonite	AP	ceramic
blown steel	barite	chromium
board	brown coal for heating	concrete
brown coal for heating	brown coal for household electricity	copper
brown coal for household electricity	CAN	fibres crops for clothing
Ca(OH)2	CaO	fibres crops for food
CAN	cement	fish proteins
CaNO3	ceramic	glass
CaO	chlorine	gravel
cast iron	chromium	gypsum
cement	concrete	H2SO4
ceramic	copper	hard coal for heating
chemicals anorganic	copper additive to fodder	hard coal for household electricity
chemicals organic	fibres crops for clothing	iron and steel
chlorine	fibres crops for food	lead
chromium	fish proteins	NaCl
clay / loam	glass	natural gas for heating
concrete	gravel	natural gas for household electricity
copper	gypsum	nickel
copper additive to fodder	H2SO4	oil crops
crop or grass	hard coal for heating	oil for heating
electrosteel	hard coal for household electricity	oil for household electricity
ethylene	HCl	palladium
ethylene oxide	iron and steel	paper and board
explosives	KNO3	PC
FeSO4	lead	PE
formaldehyde	NaCl	PET
glass (coated)	naphtha	platinum
glass (not coated)	natural gas for heating	PP
gravel	natural gas for household electricity	protein crops
gypsum	nickel	PS
gypsum (raw stone)	NPK	PUR
H2SO4	oil crops	PVC
H2SO4	oil for heating	rhodium
H3PO4	oil for household electricity	rockwool
hard coal for heating	palladium	rubber
hard coal for household electricity	paper and board	sand
HCl	PC	starch crops
HF	PE	zinc
HNO3	pesticides	
KNO3 (NK14-44)	PET	
lead hard	platina	
lead soft	PP	
limestone	protein crops	
manganese	PS	
MAP	PUR	
NaCl	PVC	
NaOH	rhodium	
natural gas for heating	rockwool	
natural gas for heating (LowNOx)	rubber	
natural gas for household electricity	sand	
nickel	SSP	
nitro AP (52% P2O5, 8.4% N)	starch crops for bioplastics	
NPK 15-15-15 (mixed acid route)	starch crops for food	
NPK 15-15-15 (nitrophosphate route)	sulphur	
oil for heating	urea	
oil for household electricity	water	
palladium	wood	
paper	zinc	
paraxylene	zinc additive to fodder	
PC		
PE (HD)		
PE (LD)		
pesticides		
PET 0% rec.		
phenol		
PK 22-22		
platinum		
PP		
PS		
PUR		
PVC		
raw iron		
refrigerant R134a		
refrigerant R22		
rhodium		
rockwool		
rubber		
sand		
SDAP		
soda		
SSP		
steel (high alloyed)		
steel (light alloyed)		
steel (not alloyed)		
styrene		
sulphur		
TSP		
UAN		
urea		
uream		
vinylchloride		
water (decarbonated)		
water (demineralsised)		
wood (board)		
wood (massive)		
zeolith		
zinc		
zinc additive to fodder		



De linkerkolom bevat de materialen waarvoor met behulp van de LCA-database impacts per kilogram kunnen worden vastgesteld. Hoewel tamelijk uitgebreid, is de lijst niet compleet. De bulkmaterialen zijn redelijk aanwezig, maar voor minder grootschalig gebruikte materialen, bijvoorbeeld sommige zware of edele metalen, zijn vaak geen gegevens voorhanden. Dit zou eventueel een probleem kunnen zijn wanneer deze materialen per kg zoveel milieubelasting met zich meebrengen dat ze ondanks de kleine hoeveelheden toch in de top twintig terecht kunnen komen. Dat lijkt momenteel niet aannemelijk. In de toekomst zou dit eventueel kunnen veranderen, wanneer bijvoorbeeld materialen als platina, palladium of indium op veel groter schaal gebruikt zouden gaan worden in bijvoorbeeld brandstofcellen, zonnecellen, computers of mobiele telefoons. Een ander type materialen waarvan verwacht mag worden dat er in de toekomst sterke groei in zit, zijn materialen uit de industriële biotechnologie. Deze maken soms gebruik van grondstoffen uit de landbouw. Momenteel worden deze in Nederland nog nauwelijks commercieel geproduceerd en waarschijnlijk ook niet gebruikt. Impact factors zijn niet in de LCA-database aanwezig en zijn daar vooralsnog ook niet aan toegevoegd. In Bijlage E wordt iets gezegd over materialen uit de biotechnologie. Bijlage I bevat een overzicht van impacts per kg voor alle verschillende impact categorieën die zijn onderscheiden.

In de middelste kolom staan de materialen waarvoor data over het gebruik konden worden gevonden. Deze lijst is korter - niet voor alle materialen zijn gebruiksgegevens te vinden of af te leiden. Bovendien zijn sommige materialen gesommeerd tot één omvattende categorie. Zo zijn de zes soorten ijzer en staal opgesteld tot één categorie ijzer en staal. Op bepaalde aspecten is de middelste kolom ook weer uitgebreider, met name voor de biomassa. De gewassen en producten van de veeteelt zijn onderverdeeld aan de hand van de indeling uit bijlage D. Bij gebrek aan andere gegevens is voor alle gewassen dezelfde impact per kg aangehouden, en worden verschillen in ranking uitsluitend veroorzaakt door de gebruiksvolumes. Datzelfde geldt voor alle dierlijke producten. Ook gegevens m.b.t. vis komen in de middelste kolom voor. Voor vis zijn bovendien aanvullend impact factors berekend, bestaande uit een gemiddelde tussen kweekvis en gevangen wilde vis. Bijlage F gaat hierop in.

In de rechter kolom staan de materialen die uiteindelijk bij het vaststellen van de top twintig zijn meegenomen. Het verschil met de middelste kolom berust voornamelijk op het weglaten van materialen die niet op eindniveau gebruikt worden, overeenkomstig de systeemafbakening gemaakt in paragraaf 3.2.3. Het gaat daarbij o.a. om chemicaliën gebruikt in de industrie en om kunstmesten en bestrijdingsmiddelen gebruikt voor de productie van landbouwgewassen. Deze zijn opgenomen in de keten van de landbouwgewassen en zouden, als zij apart bij de indicator worden betrokken, dubbeltellingen opleveren.

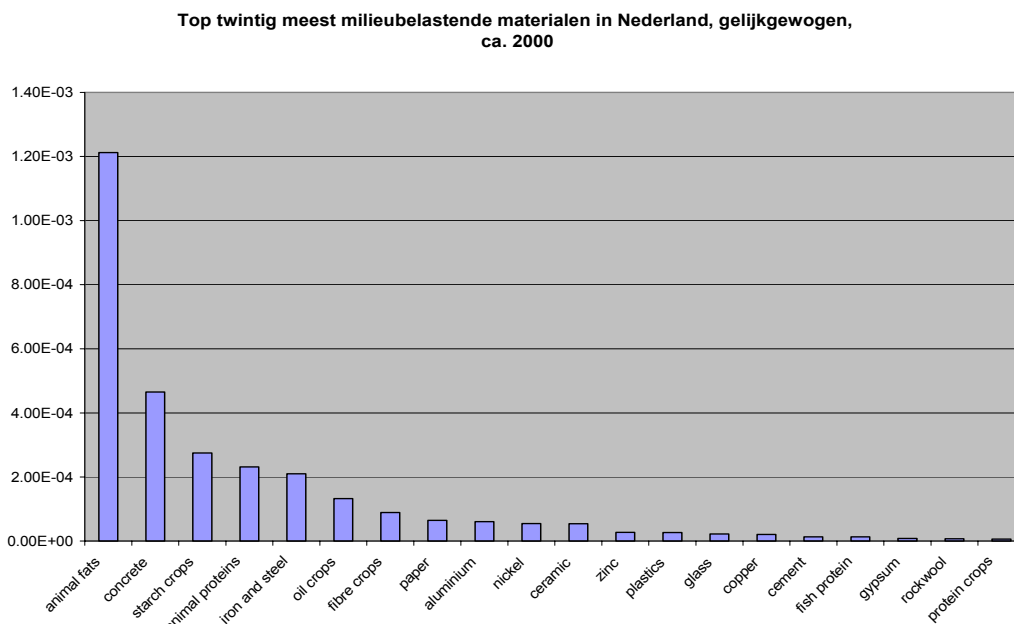
Van de materialen in de rechter kolom zijn de impacts per kg vermenigvuldigd met de volumes. Het resultaat is een rangorde van materialen per impact category. In bijlage G is deze te vinden. Hoewel er duidelijke verschillen zijn per impact category, zien we toch een aantal materialen vaak terug in de verschillende top twintigs. Ondanks de opsplitsing van de landbouwproducten

scoren deze nog steeds vaak hoog. Enkele bulkmaterialen als ijzer en staal, beton, cement en aluminium scoren ook geregeld hoog. Enkele zware metalen verschijnen vaak in de top twintig, en ook plastics kunnen regelmatig worden teruggevonden.

3.4.2 Top twintig van meest milieubelastende materialen volgens verschillende weegmethoden

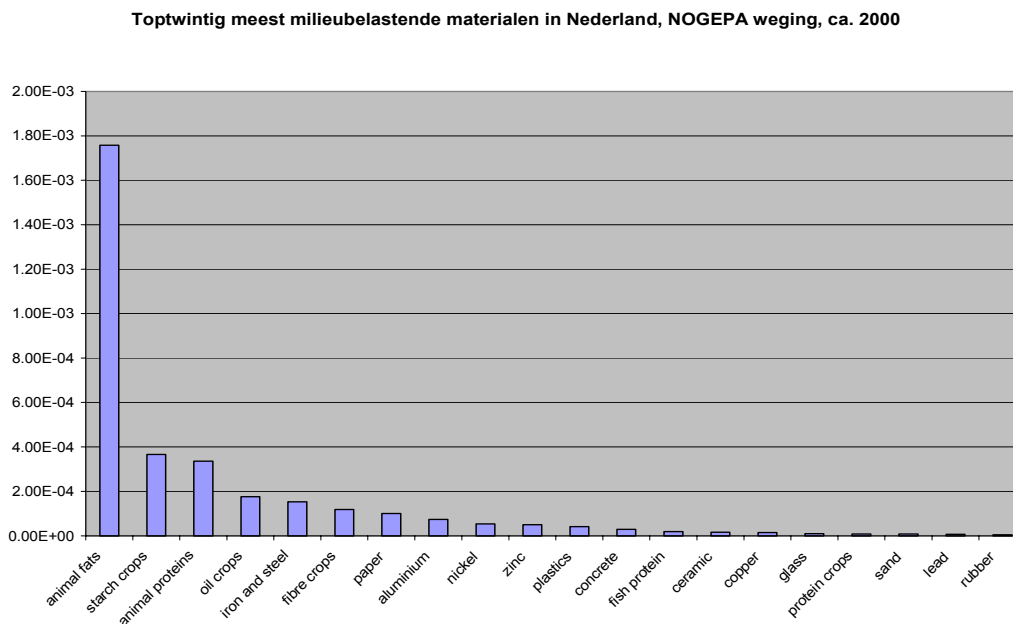
Om nu een totaalbeeld te krijgen, zijn de scores op de impact categories genormaliseerd en gewogen, en vervolgens opgeteld. Normalisatie heeft plaatsgevonden door te delen door de totale emissies/onttrekkingen/landgebruik op wereldschaal²³. Het resulterende getal geeft weer, wat het gebruik van een bepaald materiaal bijdraagt aan de wereldproblemen van uitputting van grondstoffen, landgebruik, klimaatverandering enz. Ter verduidelijking van de materialen die een belangrijk aandeel leveren in de totale milieubelasting heeft de weging plaatsgevonden met 5 verschillende sets weegfactoren: gelijke weging, weging volgens de NOGEPA weegfactoren, weging volgens de Ecoindicator 99, weging volgens de schaduwrijzenmethode, en weging volgens de EPS-methode. In bijlage H worden de diverse weegmethoden uitgelegd.

figuur 14 Top twintig van materialen, gebaseerd op de bijdrage aan milieuproblemen van het gebruik in Nederland, gelijkgewogen



²³ Deze zijn te vinden op <http://www.leidenuniv.nl/cml/ss/index.html>.

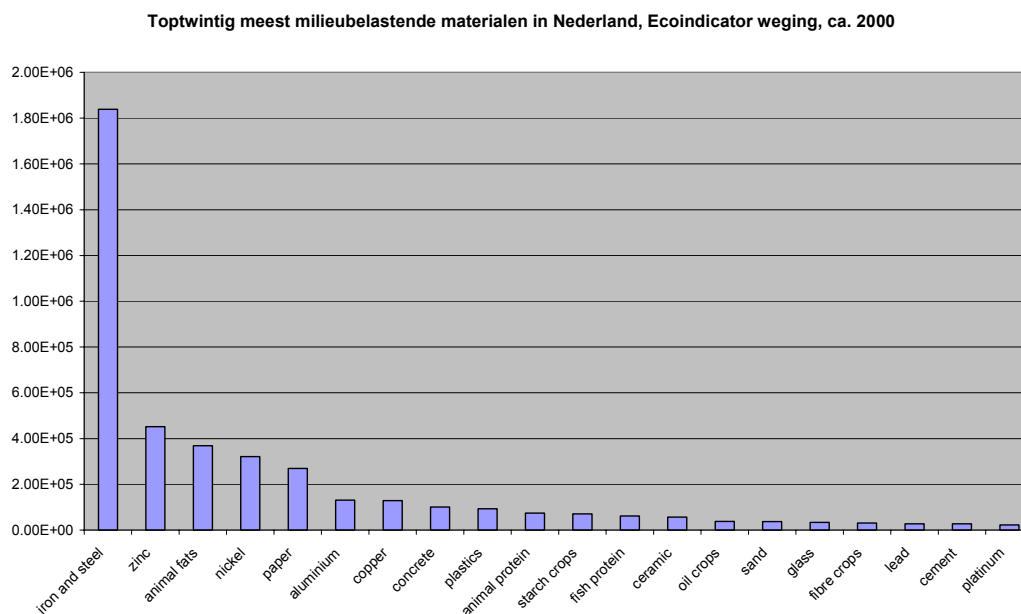
figuur 15 Top twintig van materialen, gebaseerd op de bijdrage aan milieuproblemen van het gebruik in Nederland, gewogen met NOGEPA weegfactoren



In figuur 14 en figuur 15 worden de resultaten gegeven volgens een gelijkgewogen methode (elk milieuthema telt voor 1/13deel mee) en volgens de NOGEPA-methode. De toptwintigs als resultaat van de beide weegmethoden vertonen, naast veel overeenkomsten, toch ook enkele verschillen. In de NOGEPA-lijst vinden we veel meer plastics terug. Bulkmaterialen als beton, baksteen en cement scoren hoger bij de gelijkgewogen lijst. Dit heeft er vermoedelijk mee te maken dat afvalvorming bij de NOGEPA-weging niet wordt meegewogen, wat indiceert dat men aan afvalvorming geen prioriteit geeft. IJzer en staal, aluminium, nikkelt, zink en koper komen in beide top twintigs voor. Dat geldt ook voor een serie landbouwmaterialen.

De Eco-indicator is op enigszins andere leest geschoeid. De impact categorieën zijn anders en ook de weging is anders. Eco-indicator redeneert toe naar drie effecten op eindvariabele-niveau: menselijke gezondheid, schade aan ecosystemen en uitputting van grondstoffen. Binnen elk van deze drie zijn subcategorieën onderscheiden. Weging vindt plaats tussen de subcategorieën (gelijke weging) en tussen de drie categorieën.

figuur 16 Top twintig volgens weegmethode Eco-indicator 99

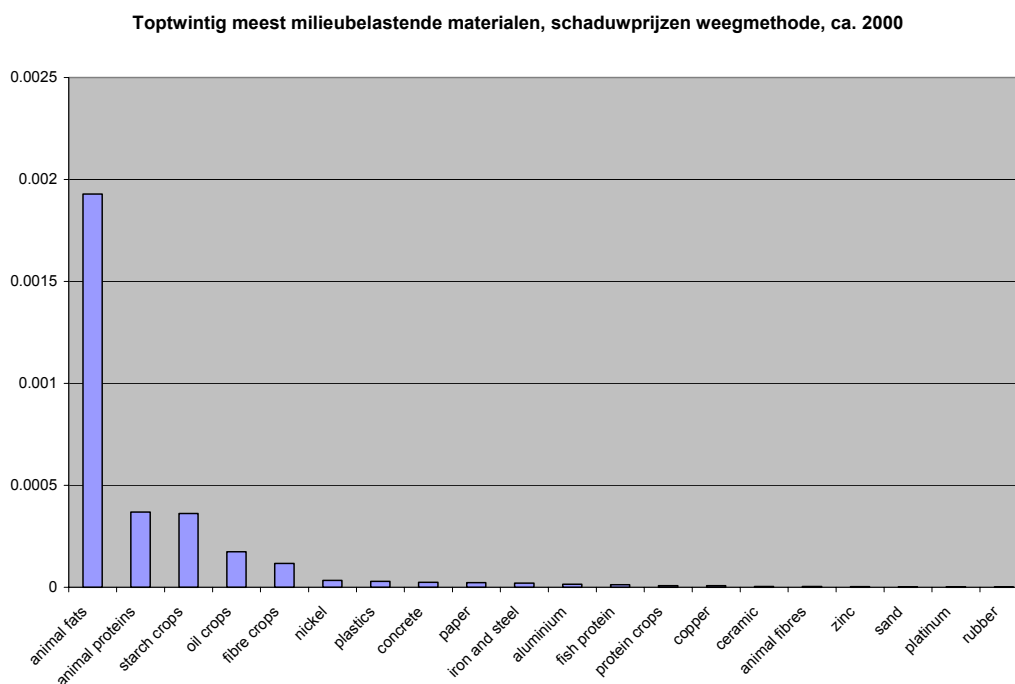


Hoewel de volgorde verschilt van de beide vorige weegmethoden, zijn de materialen die in de top twintig worden teruggevonden grotendeels dezelfde. Over het algemeen scoren landbouwproducten minder hoog. Dit komt deels door het ontbreken van een specificatie van de landgebruik-subcategorieën, deels door een zwaarder gewicht aan uitputting van grondstoffen waardoor metalen en energieverblindende materialen hoger scoren.

De vierde toegepaste weegmethode is die van de schaduwrijzen [Davidson et al., 2002]. De aan de thema's toegekende gewichten zijn hierbij gebaseerd op kosten van bestrijding van ongewenste effecten vanwege de verschillende milieuproblemen.



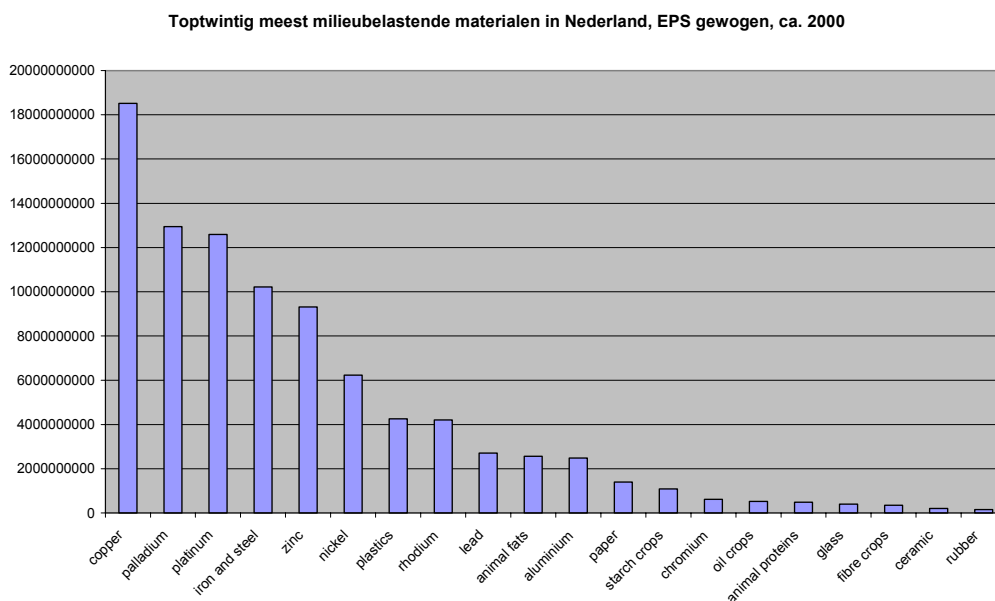
figuur 17 Top twintig volgens Schaduwrijzen-weegmethode



Deze weegmethode lijkt erg de nadruk te leggen op de aan landbouw gerelateerde thema's. Zelfs de kleine stroom 'animal fibres' verschijnt hier in de top twintig.

Een vijfde weegmethode die wel wordt gebruikt is de EPS-methode [Steen, 1996]. Hierin worden onttrekkingen en emissies rechtstreeks gewogen met behulp van factoren afgeleid van Willingness-to-pay indicaties. In figuur 18 wordt dit weergegeven.

figuur 18 Top twintig volgens EPS-weegmethode



De top tien in deze lijst bevat 8 metalen, waaronder ook de edele metalen die voorkomen in de meegenomen materialenlijst en die in zeer kleine hoeveelheden worden gebruikt. De EPS-weegmethode kent impliciet enorm zwaar gewicht toe aan uitputting van grondstoffen, waardoor alle andere vormen van milieubelasting in het niet vallen.

3.4.3 Keuze van de in de indicator op te nemen materialen

De materialen die het hoogst scoren moeten worden opgenomen in de indicator. De top twintig verschilt echter per weegmethode, zoals te zien is in tabel 3, waarbij de top twintigs voor de verschillende weegmethoden met elkaar worden vergeleken.

tabel 3 De 20 meest milieuvervuilende materialen volgens verschillende weegmethoden

Gelijke weging	NOGEPA	Eco-indicator	Shadow prices	EPS
Animal fats	Animal fats	Iron and steel	Animal fats	Copper
Concrete	Starch crops	Zinc	Animal proteins	Palladium
Starch crops	Animal proteins	Animal fats	Starch crops	Platinum
Animal proteins	Oil crops	Nickel	Oil crops	Iron and steel
Iron and steel	Iron and steel	Paper	Fibre crops	Zinc
Oil crops	Fibre crops	Aluminium	Nickel	Nickel
Fibre crops	Paper	Copper	Naphta	Plastics
Paper	Aluminium	Concrete	Concrete	Rhodium
Aluminium	Nickel	Plastics	Paper	Lead
Nickel	Zinc	Animal proteins	Iron and steel	Animal fats
Ceramic	Plastics	Starch crops	Aluminium	Aluminium
Zinc	Concrete	Fish proteins	Fish proteins	Paper
Plastics	Fish proteins	Ceramic	Protein crops	Starch crops
Glass	Ceramic	Oil crops	Copper	Chromium
Copper	Copper	Sand	Ceramic	Oil crops
Cement	Glass	Glass	Animal fibres	Animal proteins
Fish proteins	Protein crops	Fibre crops	Zinc	Glass
Gypsum	Sand	Lead	Sand	Fibre crops
Rockwool	Lead	Cement	Platinum	Ceramic
Protein crops	Rubber	Platinum	Rubber	Rubber

Een eerste stap is een selectie te maken van materialen die in elke weegmethode naar voren komen. Deze zijn kennelijk belangrijk. In onderstaande tabel staan deze materialen weergegeven. Vanwege de vooringenomenheid met betrekking tot de uitputtingsproblematiek is de EPS-methode daarvan uitgezonderd. Voor de andere vier weegmethoden blijkt dat de volgende 15 materialen in alle top twintigs voorkomen.

Aluminium
Animal fats
Animal prot
Ceramic
Concrete
Copper
Fibre crops
Fish
Iron and steel
Plastics
Nickel
Oil crops
Paper and
Starch crop
Zinc

Daarnaast zijn er nog materialen, die in twee of drie van deze toptwintigs voorkomen.

Glass
Protein crop
Sand
Cement
Lead
Platinum
Rubber

Wanneer we ook deze bij de indicator zouden willen betrekken, zitten we op 22 materialen. Daarvan is rubber niet te onderscheiden als separate stroom omdat er geen gegevens over rubberconsumptie in Nederland voorhanden zijn. Omdat er in Nederland vooral synthetisch rubber wordt geconsumeerd voegen we rubber toe aan de plastics.

Uit de overzichten blijkt, dat materialen uit de landbouw over het algemeen gesproken hoog scoren. Vanuit oogpunt van relevantie voor het milieubeleid zou het dan ook aanbeveling verdienen deze materialen op te nemen in de indicator. Een ander argument is dat voedsel (want daar gaat het in de meeste gevallen om) een apart beleidsterrein is en daarom van de indicator zou moeten worden uitgesloten. Een vergelijkbare redenatie is immers opgezet voor energie, dat heeft geleid tot de uitsluiting van fossiele brandstoffen. Om niet op deze besluitvorming vooruit te lopen maar wel door te kunnen gaan met de studie, is besloten twee indicatoren te maken, één voor materialen gerelateerd aan voedsel, en één voor materialen *sensu stricto* waarin naast ijzer, zand, plastics etc. ook biomassastromen voorkomen die niet als voedsel worden gebruikt (hout, grondstoffen voor textiel enz.). Uiteindelijk is een keuze gemaakt voor de volgende materialen.

Materialen gerelateerd aan voedsel:

- dierlijke vetten;
- dierlijke eiwitten;
- vis;
- zetmeelgewassen;
- oliegewassen;
- eiwitgewassen;
- vezelgewassen voor voedsel.

Materialen s.s.:

- ijzer en staal;
- aluminium;
- koper;
- zink;
- lood;
- nikkel;

- zand;
- beton;
- cement;
- baksteen;
- glas;
- papier en karton;
- plastics (incl. rubber);
- dierlijke vezelproducten.

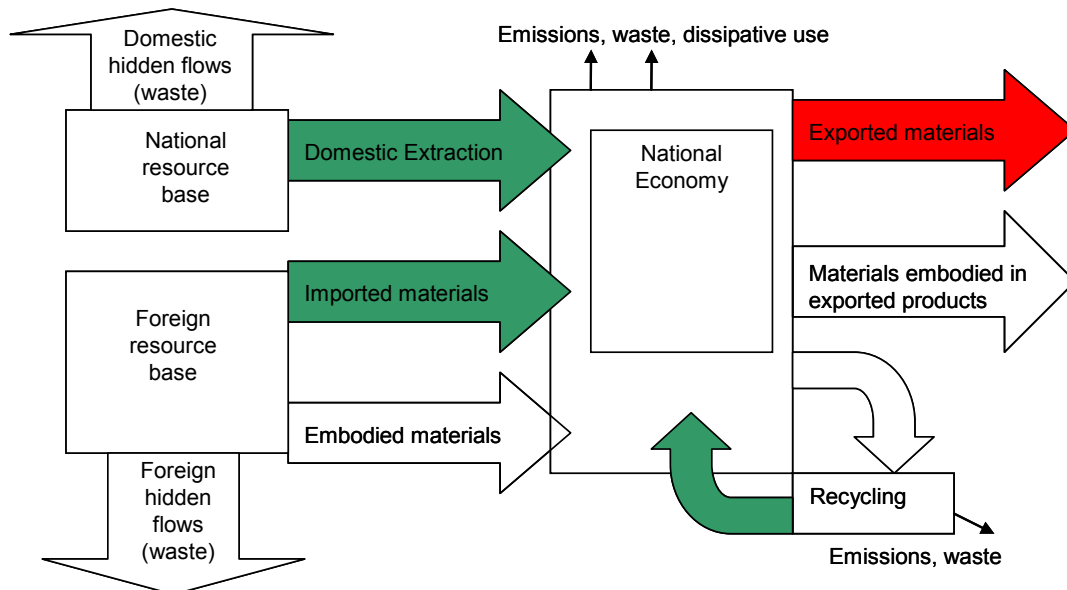
Met deze materialen wordt in het volgende hoofdstuk de indicator samengesteld.

3.5 Relatie tot DMC en DMI

In deze paragraaf zijn een aantal keuzes voorgesteld rondom de invulling van de milieugewogen EMC. Wat is nu de relatie van de hier gepresenteerde indicator met de DMC?

Allereerst merken we op dat de basis van de hoeveelheidsgegevens van de EMC ligt in het begrip 'Apparent Consumption'. Deze is als volgt schematisch weer te geven.

figuur 19 Componenten van de Apparent Consumption

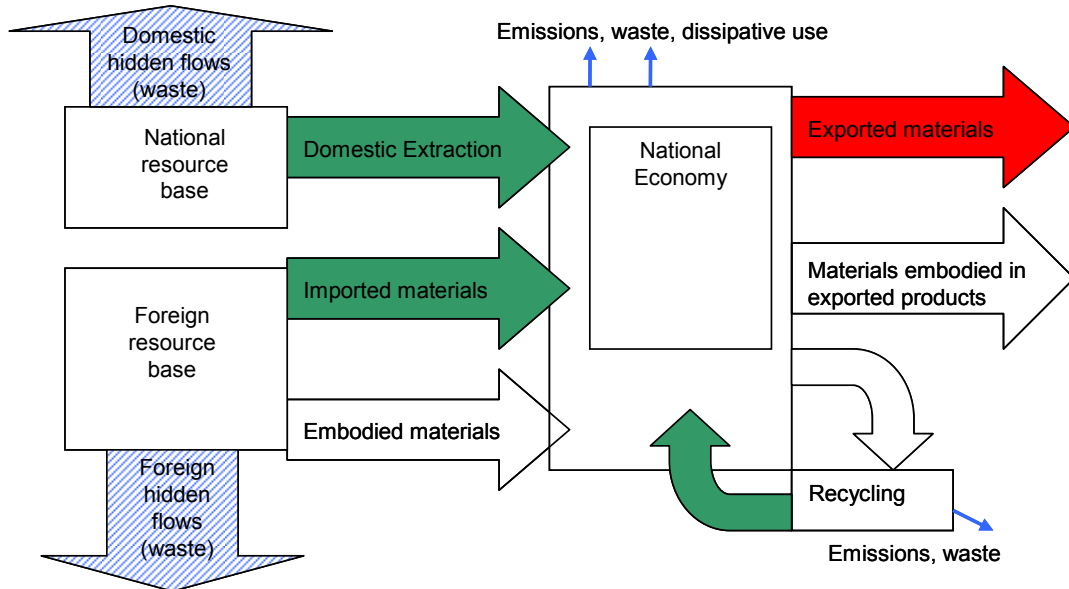


Noot: voor uitleg gegevens zie legenda figuur 9.

Een voordeel van deze benadering boven de DMC en de DMI is dat de statistische dataverzameling in principe eenvoudiger en transparanter is: er wordt immers veelal gewerkt vanuit bestaande statistieken zonder dat bij-schattingen van de *embodied* materialen nodig zijn. Het tweede voordeel is dat deze benadering individuele materialen identificeert in plaats van geaggregeerde stromen (zoals bij de DMC en DMI) zodat een weging van die materiaalstromen

met hun milieu-impact mogelijk wordt en in een latere beleidsfase de indicator aansluit bij specifiek beleid gericht op een enkele materiaalstroom. De EMC combineert de apparent consumption met informatie uit LCA-databases: hierdoor worden alle invloeden op het milieu - van wieg tot graf - meegenomen bij de vormgeving van een materialenbeleid, zoals in figuur 20 valt te zien waar in het blauw de impacts zijn bepaald. Deze impacts bepalen uiteindelijk de indicator en niet de kilogrammen gewicht van de verscheidene materialen.

figuur 20 Milieugewogen Apparent Consumption benadering



Noot: In blauw staan de zaken die meespelen bij het wegen van de materiaalstromen.

- In vergelijking met de DMC is nu het voornaamste voordeel dat de indicator aansluit bij het beleidsdoel. Er is ook een nadeel aan deze indicator verbonden, en dat is dat de systeemgrenzen minder nauwkeurig vast te stellen zijn dan bij de DMC en DMI en bepalen deels de uitkomsten van de analyse²⁴. Er is in deze studie gekozen voor het niveau van apparent consumption of finished materials, maar evengoed zou een ander detailniveau kunnen worden gekozen wat weer een andere indicator oplevert. Daarnaast heeft deze indicator een nadeel dat om tot een uniforme milieu-indicator te komen, informatie uit de LCA-databases moet worden opgeteld en men milieuthema's moet gaan wegen. Gezien de vele discussies op dit terrein is dit een serieuze handicap voor de algemene acceptatie van de EMC in het beleidsveld.

²⁴ Er moet bijvoorbeeld meer moeite worden gedaan om dubbelstellingen te voorkomen (zie paragraaf 3.2).

4 Het verloop van de EMC 1990-2000

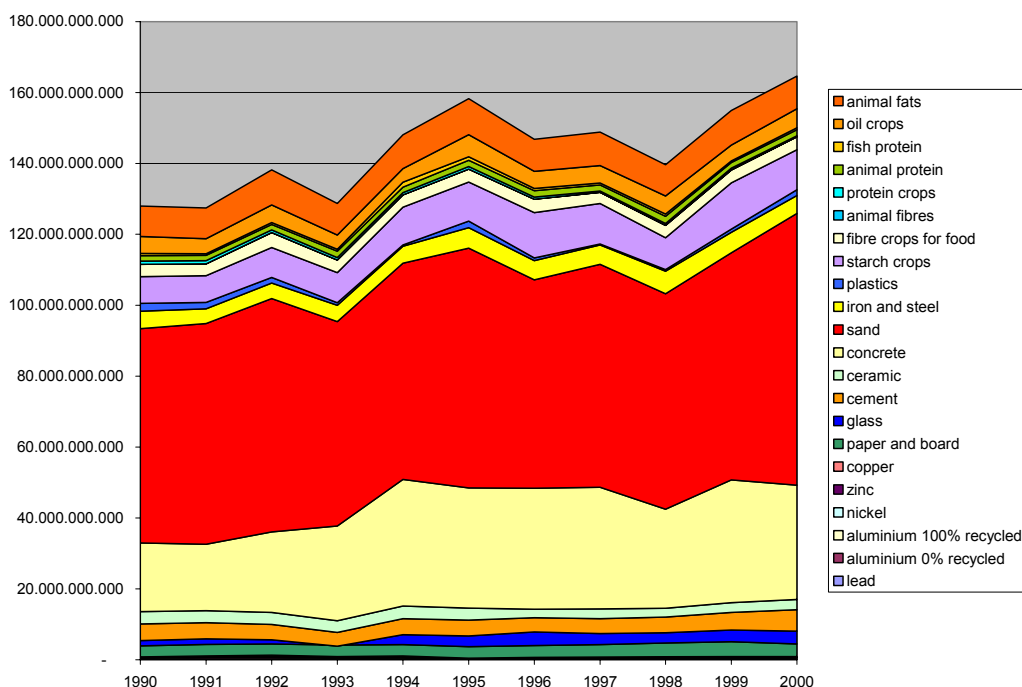
4.1 Inleiding

Om het verloop van de indicator te kunnen zien, zijn tijdreeksen nodig. Deze tijdreeksen hebben uitsluitend betrekking op de apparent consumptie van materialen. De impacts per kg zijn in deze methode namelijk onveranderlijk; pas als een update van de LCA-database beschikbaar komt kunnen deze worden gewijzigd. Dit komt overeen met de notie dat het voornaamste doel van deze indicator is om te kijken naar de milieueffecten van veranderingen in de compositie en omvang van de materialenstroom. In bijlage D zijn de belangrijkste gegevensbronnen voor de tijdreeksen te vinden.

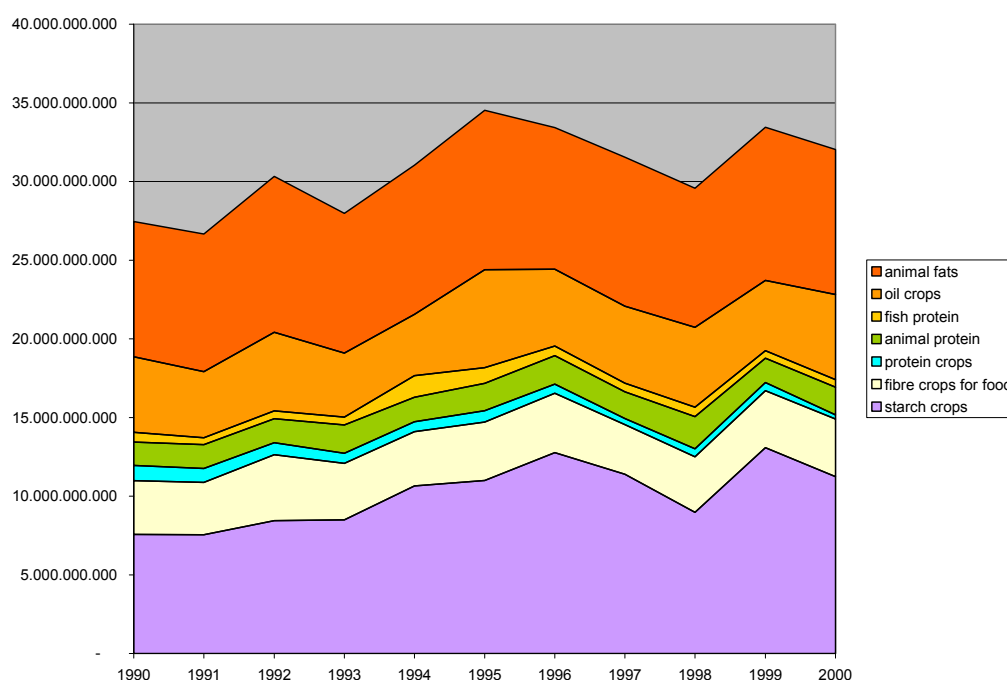
4.2 Veranderingen in de Apparent Consumptie

In figuur 21, figuur 22 en figuur 23 worden de veranderingen in de Apparent Consumptie in gewicht grafisch weergegeven: figuur 21 voor het totaal, figuur 22 voor de voedselstromen en figuur 23 voor de materialen s.s.

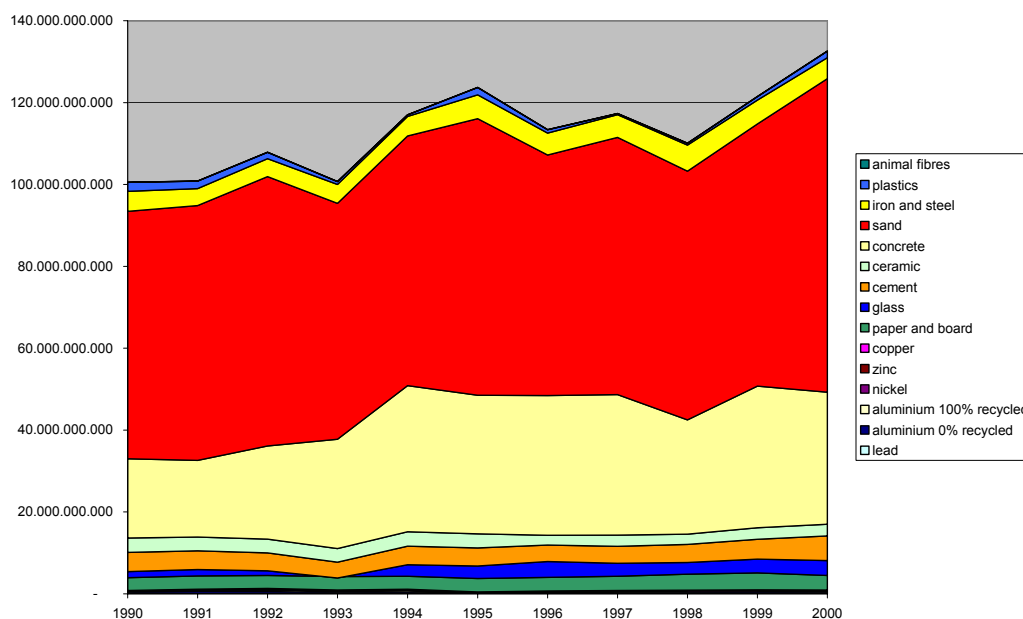
figuur 21 Tijdreeksen consumptie 21 materialen in Nederland, 1990-2000



figuur 22 Tijdreeksen consumptie 7 voedselgerelateerde materialen in Nederland, 1990-2000



figuur 23 Tijdreeksen consumptie 14 materialen in Nederland, 1990-2000



Uit figuur 21 blijkt dat landbouwmateriaal ongeveer een vijfde van het totale volume bedragen. Bouwmateriaal vormen de grootste stromen. Binnen de voedselgerelateerde materialen zijn zetmeelgewassen en dierlijke vetten de grootste stromen, zoals blijkt uit figuur 22. In figuur 23 is iets meer detail te zien in de materiaalstromen. Metalen zijn onzichtbaar klein. Bouwmateriaal beslaan ca. 90% van het volume.



Op basis van deze gegevens is een eerste conclusie dat er in Nederland geen (absolute) dematerialisatie optreedt. Het verbruik is tussen 1990 en 2000 met bijna 30% toegenomen. Dit geldt vooral voor de materialen s.s., en schijnt daar vooral aan een toegenomen zandgebruik te liggen. De stijging vanaf 1999 kan deels worden verklaard door het bouwrijp maken van IJburg waarmee enorme zandsuppleties waren gemoeid. Ook grote infrastructuurprojecten als de HSL en de Betuwelijn zijn belangrijke zandgebruikers.

Een tweede conclusie is dat het verloop door de tijd grillig is. Voor de landbouwgewassen zal dat sterk afhangen van de kwaliteit van de oogsten die door klimatologische grilligheid veranderlijk is. Voor de materialen kan dat enerzijds te maken hebben met het verloop van de economische groei: vooral in jaren na een recessie lijkt het materiaalverbruik vrij sterk te stijgen met de economische groei. Dit kan de piek in 1995 verklaren na de recessie begin jaren '90. Dat komt doordat veel bedrijven dan uitbreidingsinvesteringen doen, bouwactiviteiten toenemen, en deze hebben hun weerslag op de materiële consumptie. Ten tweede kan een verklaring worden gevonden in het gehanteerde concept van apparent consumptie, hetgeen immers wordt gevormd door de export af te trekken van de productie en import van de materialen. Voorraadveranderingen kunnen dit grilliger maken: als er in een jaar veel staal wordt geproduceerd maar wordt opgeslagen en in een volgend jaar verkocht, dan lijkt het alsof in het eerste jaar er veel staal is geconsumeerd en in een volgend jaar heel weinig. Omdat vooral beursgegevens, zoals op de London Stock Metal Exchange, bepalend zijn voor de handelsstromen kan het voorkomen dat een partij staal wordt verkocht zonder dat het geproduceerd is. Dit levert een grillig verloop op.

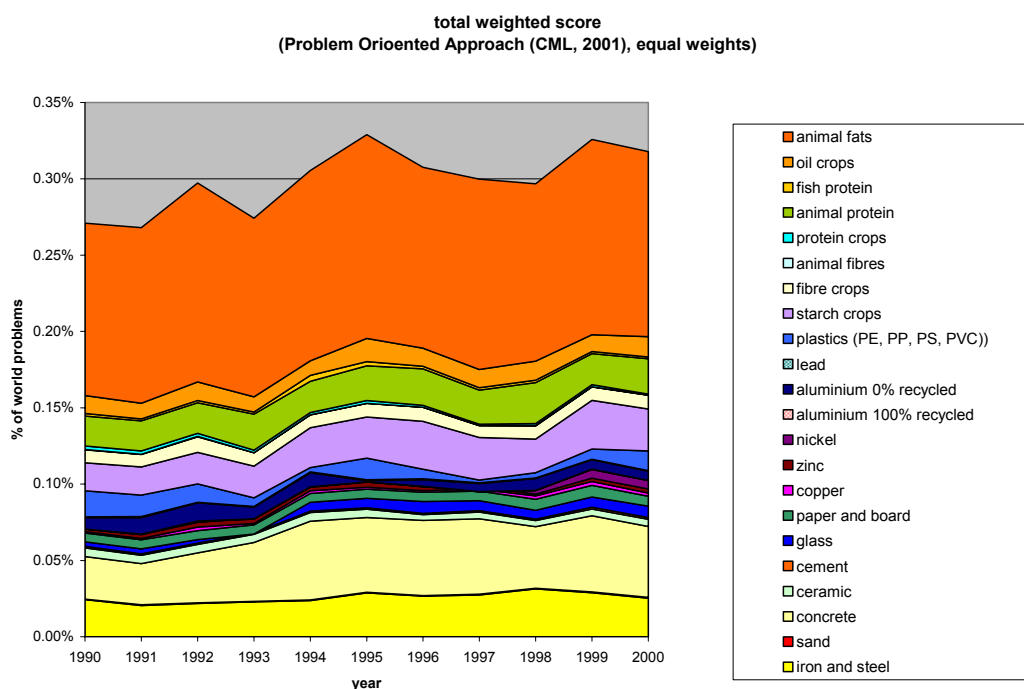
4.3 De Milieu-impact gewogen Materialen Consumptie

De volgende stap is, aan deze kilo's de informatie over de impacts per kg toe te voegen, waardoor een indicator ontstaat die informatie geeft over de milieugewogen materialen consumptie (EMC). De EMC zal een tijdreeks opleveren die verschilt van die van de volumes doordat nu andere materialen belangrijk worden.

Dit wegen kan per thema gebeuren – dit levert als het goed is relevante informatie voor het themabeleid op. Het kan ook gewogen over de verschillende thema's gebeuren, met behulp van de weegmethoden als besproken in hoofdstuk 3.

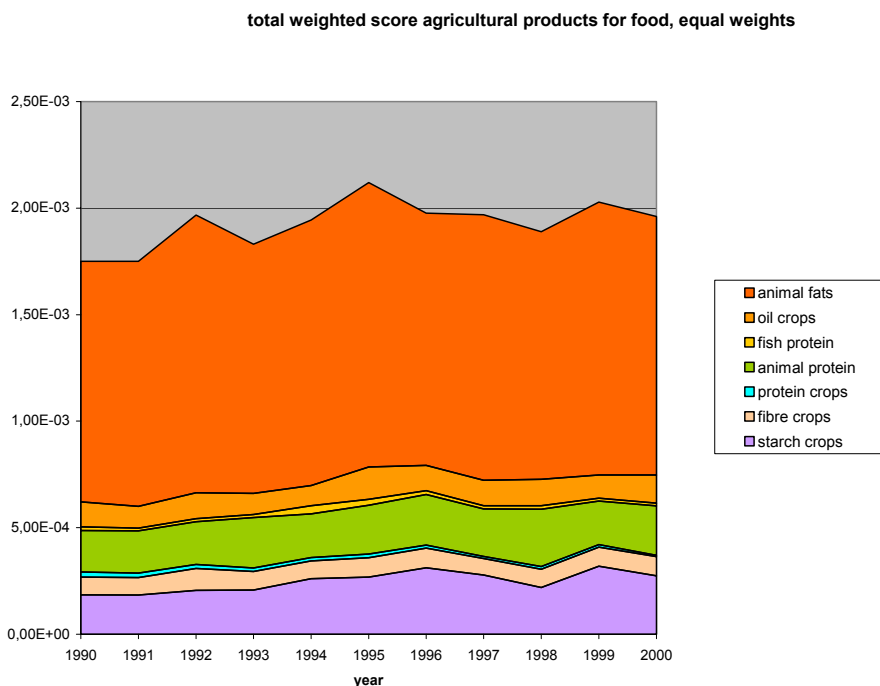
In figuur 24 wordt een tijdreeks weer gegeven gebaseerd op een gelijke weging van alle 13 probleemcategorieën voor alle 21 materialen. Hieruit blijkt dat de EMC tussen 1990 en 2000 met 17% is toegenomen. Het verloop over de tijd heen is grillig, met een duidelijke piek in 1996.

figuur 24 Impacts van materiaalgebruik in Nederland, 1990-2000, gelijke weging



In figuur 25 is ook te zien dat de voedselgerelateerde materialen in dit geval meer dan de helft van de score bepalen. De impacts per kg zijn voor deze materialen dus hoog vergeleken met andere materialen.

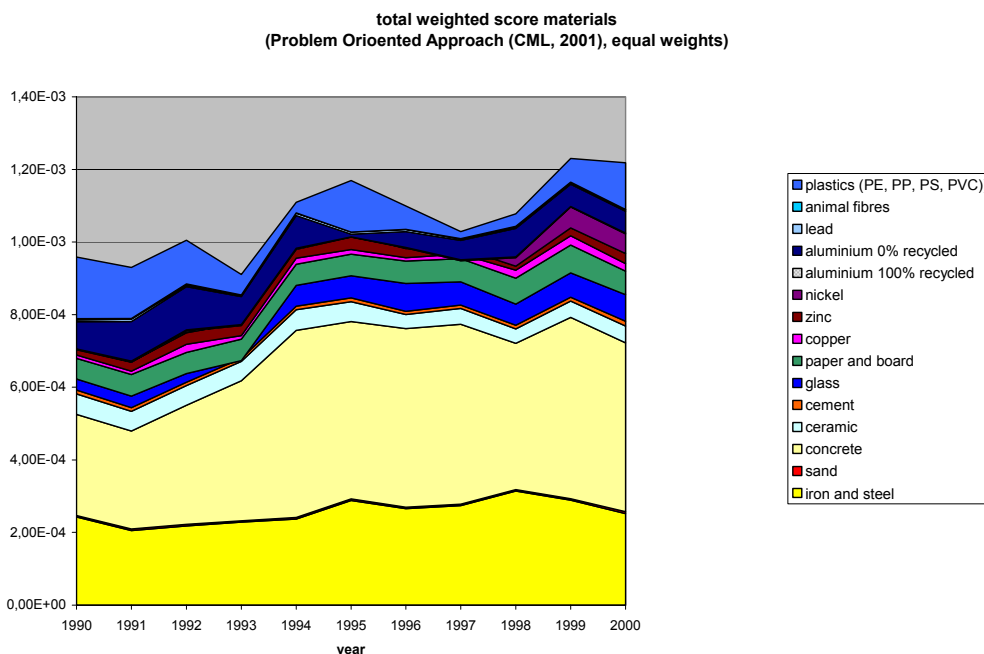
figuur 25 Impacts van materiaalgebruik in Nederland, voedselgerelateerd



Dierlijke producten zijn met name belangrijk voor de score. Dat was ook al het geval voor de stromen, maar het effect is versterkt door de hoge impact per kg voor dierlijke producten. In figuur 25 is te zien dat de piek in 1996 vooral veroorzaakt wordt door de piek in de productie van dierlijke vetten. Tussen 1990 en 2000 stijgt de EMC voor voedselgerelateerde grondstoffen licht met ruim 10%.

De overige materialen laten een grillig verloop zien (figuur 26). Dat komt, zoals in de vorige paragraaf uitgelegd, waarschijnlijk door het gehanteerde concept van apparent consumption. Met name de plastics laten een heel grillig verloop zien – hetgeen ook kan liggen aan dataproblemen (zie Bijlage D). Tussen 1990 en 2000 is de EMC voor de materialen *sensu stricto*, gestegen met 27%.

figuur 26 Impacts van materiaalgebruik in Nederland, materialen s.s.

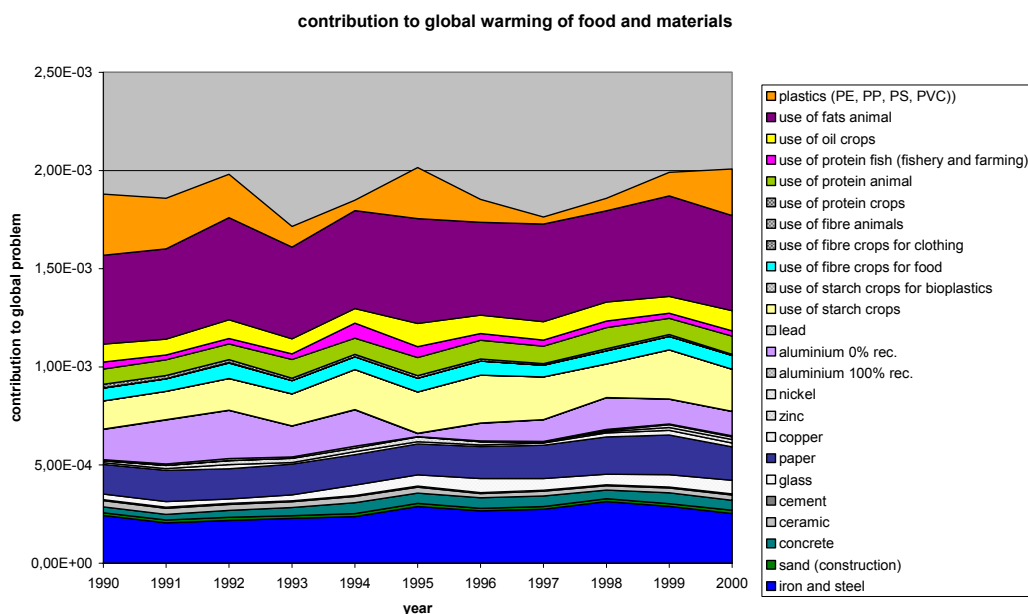


Het aandeel van de bouwmaterialen is, wanneer gewogen wordt met de impacts per kg, een stuk lager. Als enige scoort beton nog redelijk hoog. Zand, een dominante stroom in kilogrammen, is nauwelijks meer zichtbaar vanwege het feit dat de impacts per kg zo laag zijn. De metalen, die in volume klein waren, zijn nu veel zichtbaarder.

4.3.1 Nadere analyse: Een bepaald milieuthema

Naast een geaggregeerde indicator als hierboven kan men ook een indicator opstellen voor een specifiek thema. Dit kan van belang zijn als het materialenbeleid vooral wil aansluiten bij een specifiek milieuthema. In figuur 27 wordt een tijdreeks weergegeven gebaseerd op één thema: Global Warming.

figuur 27 Impacts van materiaalgebruik in Nederland, 1990-2000, global warming

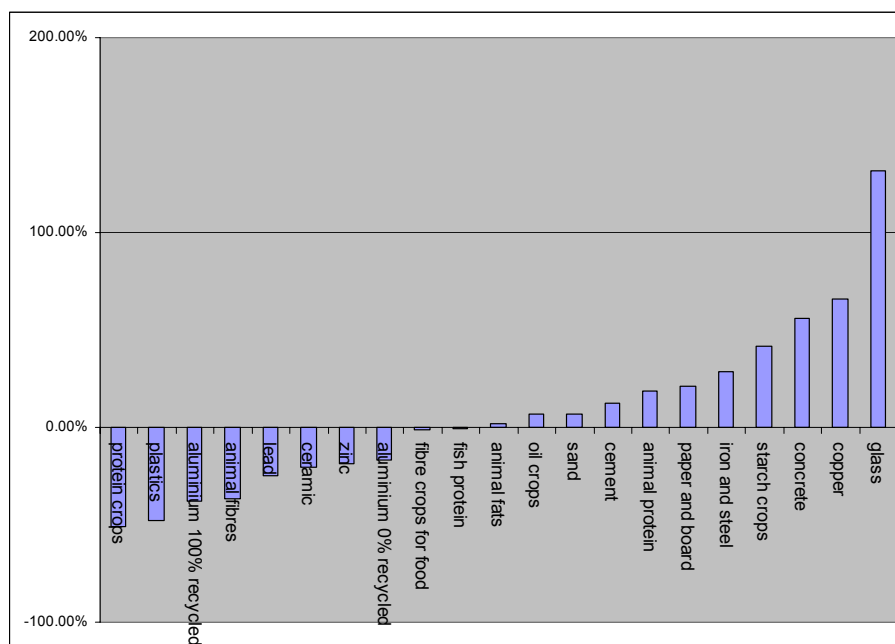


Metalen en landbouwgewassen scoren hoog. Vis is, ondanks de kleine hoeveelheden, zichtbaar. Bouwmaterialen, dominant in kilogrammen, blijken nauwelijks bij te dragen aan het broeikas effect. Bovendien blijkt dat van de in de vorige paragraaf aangetoonde toegenomen materialenverbruik weinig overblijft: tussen 1990 en 2000 fluctueert de indicator vooral zonder dat er een duidelijke trend te zien valt.

4.3.2 Nadere analyse: EMC per materiaal en per eenheid BBP

De voorgaande analyse liet zien dat tussen 1990 en 2000 de EMC met 17% is toegenomen, en het gewicht (de apparent consumption) van de 21 materialen met ruim 30%. In dezelfde tijdsperiode is het Bruto Binnenlands Product (BBP) met 33% toegenomen. Men kan dus stellen dat hoewel er geen ont koppeling lijkt te hebben plaatsgevonden tussen de materiaalstromen gemeten in gewicht en het BBP, er wel een ont koppeling heeft plaatsgevonden tussen de materiaalstromen gemeten naar hun milieu-impact en het BBP. Dit suggereert dat de materialen met een hoge milieubelasting minder snel zijn gegroeid dan de materialen met een lage milieubelasting. In figuur 28 wordt de toe- en afname in de consumptie van de diverse materialen weergegeven tussen 1990 en 2000 in Nederland.

figuur 28 Ontwikkeling in de consumptie van materialen, 1990-2000

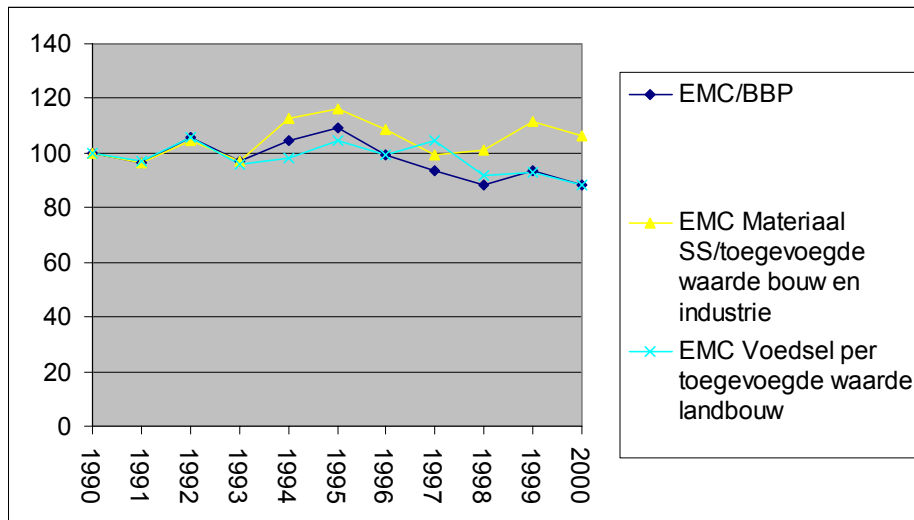


Hieruit blijkt dat vooral de consumptie van glas fors is gegroeid en dat de consumptie van zink, lood en aluminium is afgenomen alsmede enkele voedselgewassen. De afname van aluminium kan waarschijnlijk verklaard worden door de sluiting van Fokker in deze tijdperiode.

De ontwikkeling van de EMC per eenheid BBP is te zien in figuur 29. Hierbij is de EMC gerelateerd aan het totale BBP (in prijsniveau van 1995) voor Nederland. Het valt op dat de EMC per eenheid BBP een dalende trend vertoont sinds 1995. Dit impliceert dat de materiaalefficiency van de Nederlandse economie omhoog is gegaan. Dit kan vele oorzaken hebben, variërend van structuurveranderingen tot een breed palet aan technologische veranderingen in de manier van produceren. De ont koppeling blijft intact als we kijken naar de EMC van voedselgewassen per €. De EMC van voedselgewassen is gerelateerd aan de toegevoegde waarde van de landbouwsector in Nederland omdat de consumptie van veel voedselgewassen samenhangt met de omvang van de veeteelt in Nederland. Hoewel de EMC voor voedselgewassen veel minder sterk is gestegen dan de totale EMC, blijkt dat de ontwikkeling per eenheid BBP voor de landbouwsector vrijwel identiek is aan die van de totale EMC/BBP. De EMC voor materialen s.s. is gerelateerd aan de toegevoegde waarde in de industrie en de bouwnijverheid, omdat deze twee sectoren belangrijke afnemers zijn van 'finished materials'. Voor deze maatstaf blijkt er geen ont koppeling te zijn: de EMC hield gelijke tred met de toegevoegde waarde voor deze twee sectoren. Dit zou een indicatie kunnen zijn dat er geen resultaten zijn behaald in deze sectoren met betrekking tot materiaalsubstitutie, dematerialisatie en het toepassen van hergebruikte materialen in hun producten. Dergelijke bevindingen sluiten aan bij eerdere analyses [De Bruyn en Opschoor, 1997 en Hoekstra, 2003] over het afwezig zijn van een dematerialisatietrend in Nederland voor grote groepen traditionele materialen.

Nederland wijkt daarin af van ontwikkelingen in andere Europese landen die wel een dematerialisatietrend laten zien.

figuur 29 Ontwikkeling van EMC-materiaalefficiency, indexcijfers (1990 = 100)



4.4 Nader gebruik van de indicatoren: ketenanalyses

De hierboven toegepaste EMC is niet alleen op geaggregeerd niveau te gebruiken. Het grote voordeel van een dergelijke indicator is dat die ook per materiaal is op te stellen en dat de koppeling van LCA's aan geconsumeerde hoeveelheden additionele informatie kan opleveren die relevant is voor het materialenbeleid. Het kan bijvoorbeeld bijdragen aan een inzicht in de mogelijke verbeterpunten in de ketens van deze materialen. In deze paragraaf gaan we nader in op de mogelijkheden daartoe.

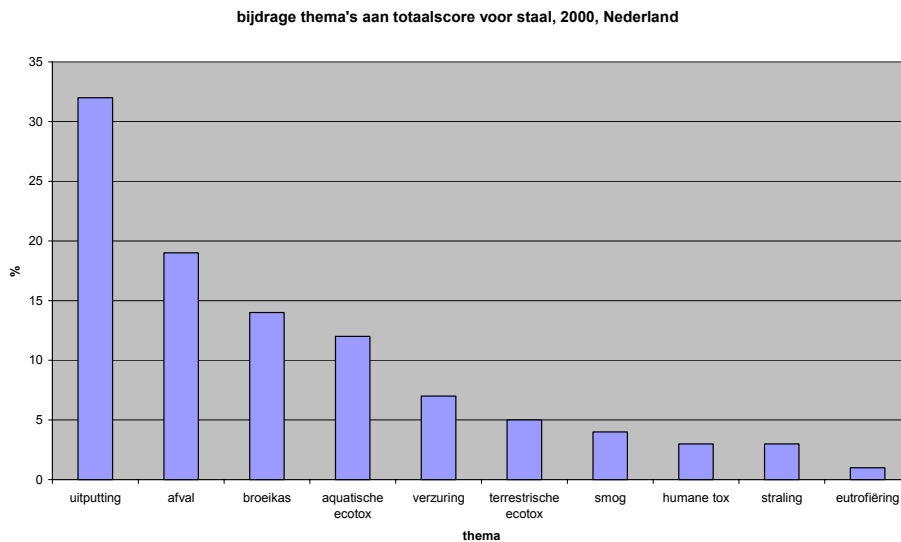
Voor enkele materialen is nagegaan hoe de score op milieu-impact tot stand is gekomen. De bekeken materialen zijn: beton, dierlijke producten uit de landbouw, en staal. Voor de drie materialen is eerst gekeken, wat de afzonderlijke thema's bijdragen aan de totaalscore, die tot stand is gekomen door een gelijke weging. Vervolgens is nagegaan, welke processen in de keten daaraan het meest bijdragen. Tenslotte is gekeken welke specifieke emissies en onttrekkingen daarmee gepaard gaan.

Het voornaamste doel is hierbij om te illustreren hoe de methodiek uitpakt wanneer specifieke materialen worden geanalyseerd, en niet om een plaatje te geven van hoe milieubelastend de materialen zijn. Dit moet het inzicht vergroten in de methodiek die gebruikt is in deze studie en eventuele verbeterpunten aandragen voor in de toekomst.

Staal

In figuur 30 staat de bijdrage van de verschillende thema's aan de totaalscore van staal.

figuur 30 Staal, bijdrage aan diverse thema's

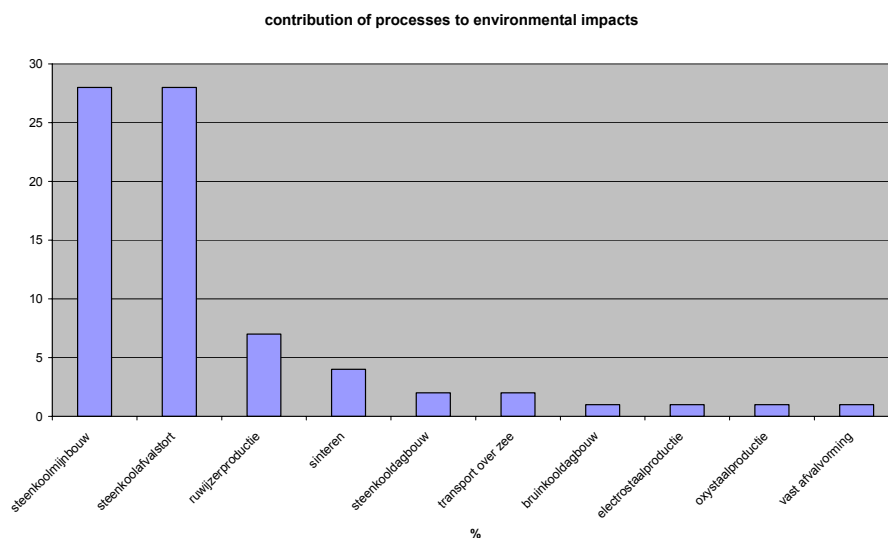


Het belangrijkste probleem bij staal blijkt te bestaan uit de uitputting van grondstoffen. Dit is conform de gehanteerde methodiek in de LCA-database, maar beargumenteerd kan worden dat de uitputting van staal (en grondstoffen waarmee staal wordt gemaakt) niet zozeer een milieukundig probleem is, maar vooral een economisch probleem²⁵. Naast uitputting, dragen ook afvalvorming, broeikas effect en aquatische ecotoxiciteit dragen aanzienlijk bij tot de score. Dit zijn wel echte milieuproblemen.

In figuur 31 wordt voor staal de zwaartepuntsanalyse naar processen weergegeven.

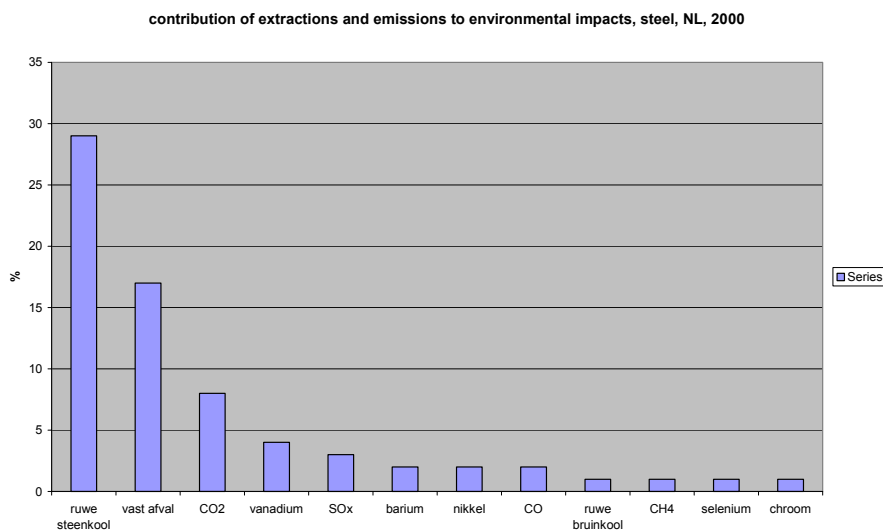
²⁵ In toekomstig werk zou men daarom kunnen beargumenteren om uitputting alleen mee te laten tellen voor hernieuwbare grondstoffen en de uitputtingsindicator voor niet-hernieuwbare grondstoffen op nul te stellen.

figuur 31 Staal: zwaartepunt in de keten bij de bijdrage aan de milieu-impact score



Kijkend naar processen dan is te zien dat de aan steenkool gerelateerde processen veruit het belangrijkste zijn. De ruwijzerproductie en het sinteren dragen verder nog significant bij. De overige processen zijn relatief onbelangrijk. In figuur 32 tenslotte wordt de zwaartepuntsanalyse naar stromen, i.e. onttrekkingen en emissies weergegeven.

figuur 32 Zwaartepuntsanalyse naar stofstromen



Alweer blijkt steenkool erg belangrijk voor de bijdrage aan de milieuscore. De hoge score houdt hierbij ook verband met uitputting van grondstoffen. Het vast afval is ook terug te voeren naar de steenkoolmijnbouw. Datzelfde geldt voor de emissies van metalen. Afgezien daarvan is CO₂ niet onbelangrijk. CO₂ komt vooral vrij bij de ruwijzerproductie en bij het sinteren. SO_x en CO dragen ook



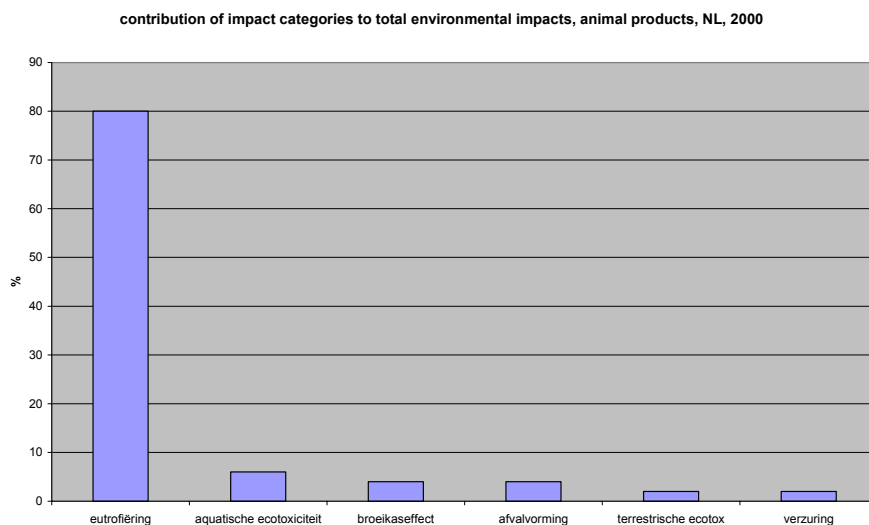
enkele procenten bij. Deze worden geëmitteerd bij het sinteren, de oxystaalproductie en bij het transport over zee.

Het gebruik van steenkool (cokes) bij de staalproductie is daarmee verantwoordelijk voor een belangrijk deel van de milieu-impacts van staal. Dit zou bijvoorbeeld kunnen leiden tot aanbevelingen om te zoeken naar alternatieven hiervoor, zoals bijvoorbeeld subcoal (een substituuat voor cokes gemaakt uit kunststoffen). Anderszins is het van belang om het onderscheid te maken tussen primair en secundair materiaal. In de regel is voor secundair staal veel minder ruw materiaal nodig. In de database wordt uitgegaan van een vaste verhouding tussen primair en secundair staal. Dit maakt het lastig om het verschil ertussen ook in termen van milieubelasting te vertalen, zoals dat wel mogelijk is voor aluminium. Een dergelijke exercitie geeft dus niet alleen aanknopingspunten voor een ketenbeheer gericht op materialen, maar legt ook de beperkingen in de gevolgde methode en database bloot. Daarmee geeft het ook richting aan nader onderzoek.

Dierlijke producten

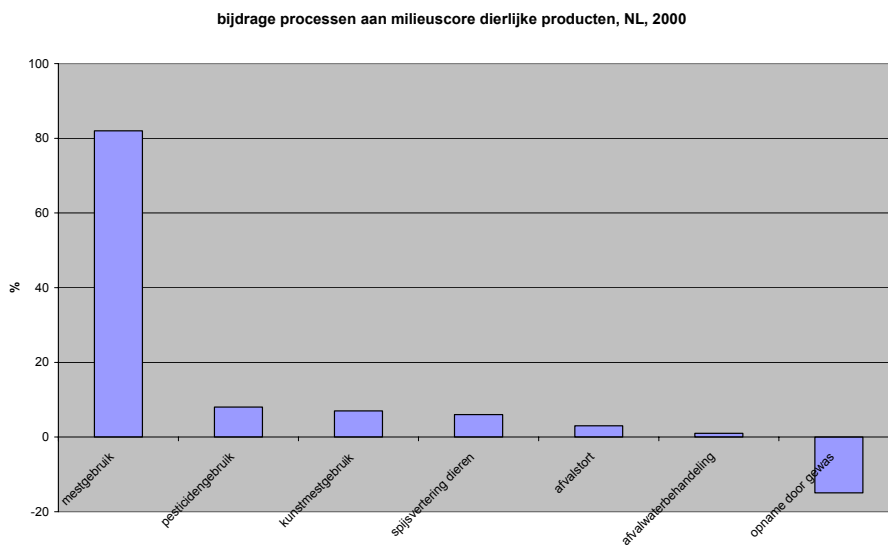
In figuur 33 is de bijdrage te zien van de verschillende thema's aan de totaalscore voor dierlijke producten. De totaalscore is gebaseerd op gelijke weging.

figuur 33 Bijdrage thema's aan totaalscore dierlijke producten



Veruit het belangrijkste is het thema eutrofiëring dat voor 80% bijdraagt aan de totaalscore. Andere thema's dragen slechts enkele procenten bij aan het totaal. In figuur 34 staan de resultaten van de zwaartepuntsanalyse voor de processen in de keten van dierlijke producten.

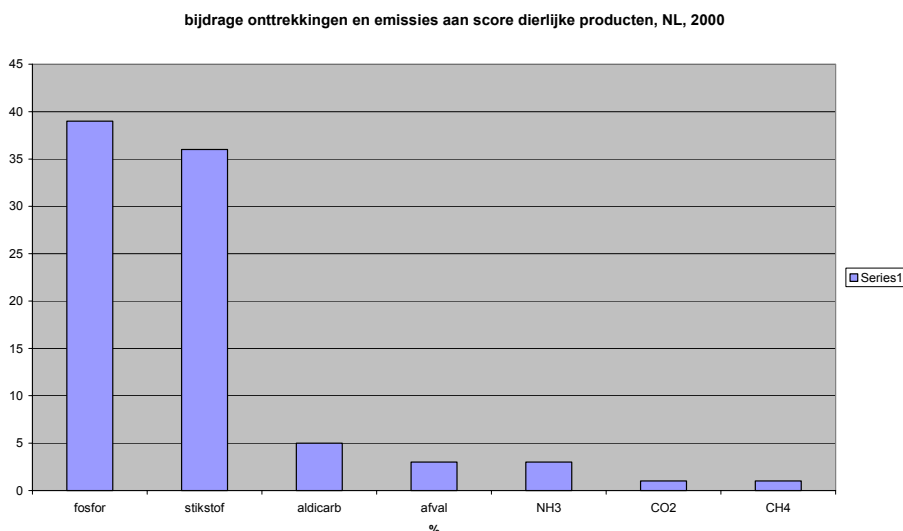
figuur 34 Bijdrage individuele processen aan totaalscore



Als verwacht, is het vooral het gebruik van dierlijke mest dat de score bepaalt. Opvallend is verder dat de spijsvertering van de dieren niet onaanzienlijk bijdraagt. Door de opname van nutriënten en CO₂ door het gewas ontstaat een negatieve score: hierdoor worden problemen verminderd.

In figuur 35 wordt de zwaartepuntsanalyse voor de verschillende emissies en onttrekkingen getoond.

figuur 35 Bijdrage stofstromen aan de totaalscore dierlijke producten



Fosfor en stikstof, afkomstig uit dierlijke mest en kunstmest, bepalen samen driekwart van het totaal. NH₃ en CH₄ zijn afkomstig van de dieren, evenals een gedeelte van het CO₂. Een ander deel van het CO₂ komt uit het



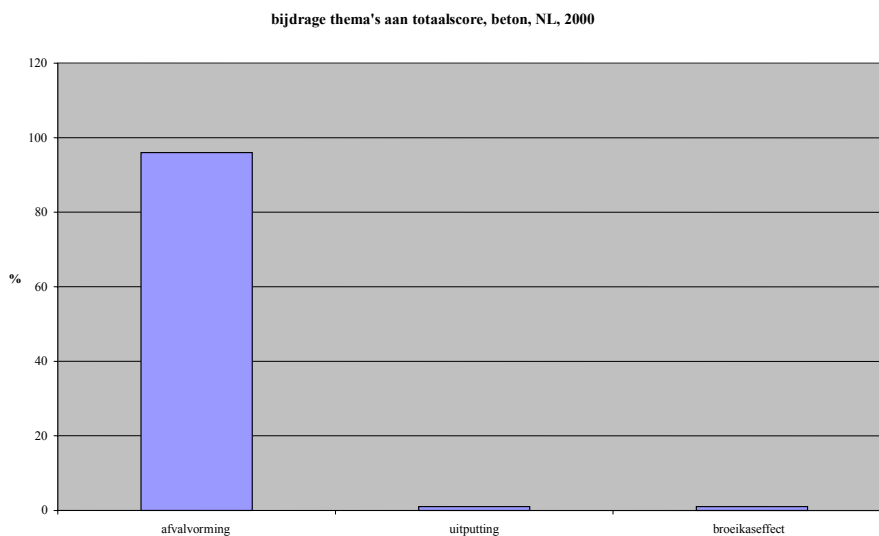
afvalwaterzuiveringsproces dat het graf van de keten vormt. Dit wordt grotendeels gecompenseerd door de vastlegging van CO₂ aan de wieg, waardoor CO₂ in totaal maar een kleine bijdrage vormt. Aldicarb tenslotte is een veel gebruikt en erg toxisch bestrijdingsmiddel en komt daarom in de zwaartepuntsanalyse naar voren.

Vanuit beleidsoogpunt is het relevant te weten dat een groot deel van de score wordt bepaald door fosfor en stikstof. Deze zijn onderwerp van het mestbeleid. Daarmee lijkt een apart materialenbeleid voor dit materiaal niet nodig. Wel zou men kunnen zeggen dat een beleid gericht op emissiebeperking weinig zal uithalen vanwege de inherente inefficiëntie van de dierlijke productie: het grootste deel van de input (veevoer) zal niet in het product, maar in het afvalproduct (mest) belanden. De belangrijkste kraan om aan te draaien zit daarmee aan het eind van de keten: de consumptie van deze producten.

Beton

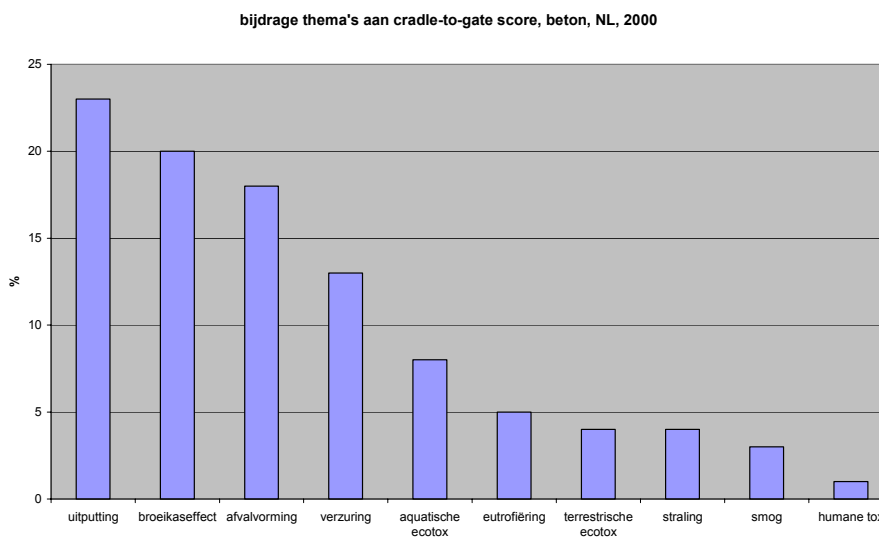
Bij gelijke weging is beton een belangrijk materiaal. Een zwaartepuntsanalyse naar thema's, figuur 36, laat echter zien dat bijna de gehele score bepaald wordt door afvalvorming, die grotendeels bepaald wordt door de aannames m.b.t. de afvalverwerking aan het einde van de levenscyclus. De aanname is dat de volledige instroom van beton als afval wordt gestort. In werkelijkheid wordt beton voor het grootste gedeelte gerecycled. Echter de LCA-methode gaat uit van een 'steady state' waarbij geen rekening wordt gehouden met voorraadvorming in de maatschappij en alleen indirect met recycling. De aanname gemaakt voor deze studie is in zoverre niet 'fout', dat uiteindelijk elke instroom in de maatschappij toch weer een uitstroom zal worden. Recycling is in dat geval indirect zichtbaar, als een verminderde vraag naar nieuw materiaal die tot uiting komt in de omvang van de stromen. Vanwege de mitsen en maren bij de aannames t.a.v. afvalverwerking en vanwege de vraagtekens die men kan hebben bij het belang van vast afvalvorming als milieueffect zijn de resultaten van deze zwaartepuntsanalyse weinig interessant.

figuur 36 Belang individuele thema's in de totaalscore

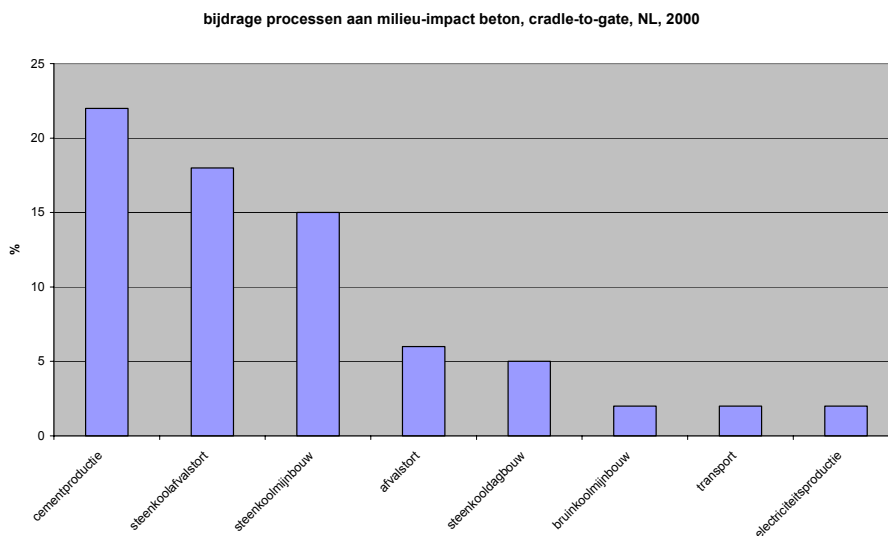


Om die reden hebben we de zwaartepuntsanalyse nog eens overgedaan, maar nu uitsluitend voor de cradle-to-gate keten, dus exclusief consumptie en afvalverwerking. In figuur 37, figuur 38 en figuur 39 wordt dit getoond, voor resp. de thema's, de processen en de emissies en onttrekkingen.

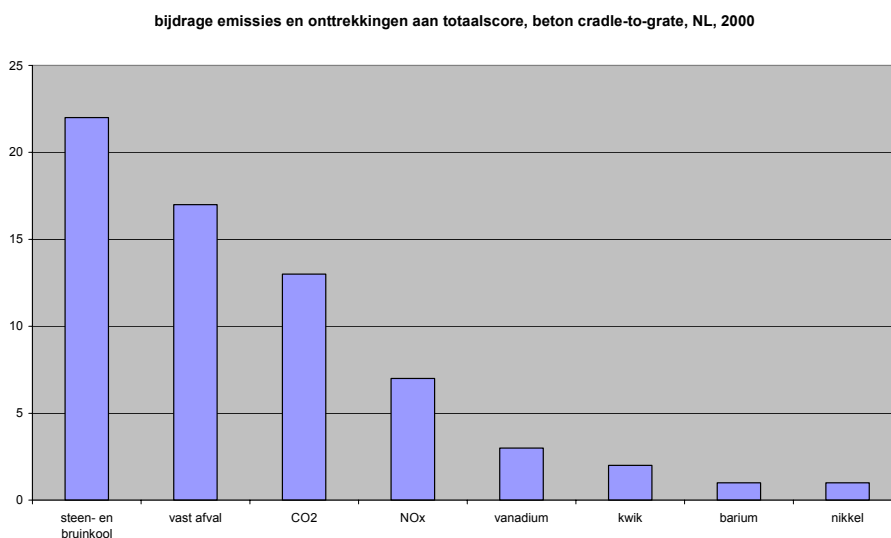
figuur 37 Cradle to gate score van beton



figuur 38 Onderverdeling cradle to gate score van beton naar processen



figuur 39 Onderverdeling van de cradle to gate score van beton naar emissies en grondstoffen



Ook hierbij is uitputting belangrijk in de totaalscore. Deze is vooral toe te schrijven aan de steenkoolwinning. Ook wanneer we alleen naar productie kijken, is afvalvorming belangrijk. Het gaat hierbij om industrieel afval van de cementproductie, en mijnafval. Ook hierbij kan men twijfels hebben. Bij de Nederlandse cementproductie wordt nauwelijks steenkool gebruikt, maar wordt gebruik gemaakt van gas en in toenemende mate van bijgestookt afval. De database is daarmee enerzijds niet specifiek genoeg voor de Nederlandse situatie - voor bouwmaterialen speciaal van belang - en bevat anderzijds mogelijk verouderde gegevens. Overigens kan men zich ook van uitputting van grondstoffen afvragen hoe belangrijk dit thema is in het Nederlands milieubeleid. Vaak wordt uitputting eerder als economisch probleem dan als milieuprobleem gezien.

Emissie van broeikasgassen, wel gerelateerd aan een belangrijk milieuprobleem, vindt vooral plaats bij het proces van cementproductie. Deels wordt dit veroorzaakt door het gebruik van brandstoffen, deels is dit afkomstig uit de kalksteen zelf. Dit laatste gedeelte is niet te vermijden en slechts te bestrijden door afvangen en sequestratie. Kleinere bijdragen aan de CO₂-emissies zijn afkomstig van transport en elektriciteitsopwekking. NO_x, alweer afkomstig van de cementproductie, is vooral verantwoordelijk voor de score op verzuring. De emissies van toxische metalen zijn vooral gerelateerd aan de afvalstort van het steenkoolafval.

Voor de Nederlandse situatie, waarin steenkool al niet meer gebruikt wordt, zou dit betekenen dat beton als materiaal wellicht niet de meeste prioriteit zou hoeven te krijgen. Ook kan men zich afvragen op grond van deze resultaten of een gelijke weging van alle milieuthema's wel tot de juiste prioritering leidt. In elk geval toont deze exercitie aan dat het nuttig is om voor alle relatief hoog scorende materialen een nadere blik te werpen op hoe de score tot stand is gekomen. Dit geeft inzicht in mogelijke verbeteropties in de keten, maar ook in mogelijke onjuistheden en onnauwkeurigheden in de database en in het belang van de weging tussen de verschillende thema's.

4.5 Conclusies

- 1 Materialen afkomstig uit de landbouw dragen veel bij tot de milieubelasting. Dat geldt vooral voor dierlijke producten.
- 2 Bouwmaterialen worden in grote hoeveelheden gebruikt, maar belasten het milieu relatief weinig.
- 3 Precies het omgekeerde geldt voor metalen: deze worden in relatief geringe hoeveelheden gebruikt maar hebben een hoge score.
- 4 Het verloop van de indicator door de tijd is onregelmatig. Dit komt door onregelmatigheden in de volumedata. Het is mogelijk, hoewel niet zeker, dat deze voor een belangrijk gedeelte door statistische fouten veroorzaakt worden.
- 5 Alle indicatoren stijgen door de tijd heen. De stijging is het meest prominent bij de materialen s.s., zowel in absolute termen als in relatieve termen (per eenheid BBP). Dit suggereert dat de bouwsector en de industrie, die de finished materials consumeren, nog niet veel hebben gedaan aan dematerialisatie, materiaalsubstitutie en/of inzet van hergebruikte grondstoffen in hun producten.
- 6 Aan het gebruik van de LCA-database kleven beperkingen. Deze hebben te maken met het statische karakter van de database, waardoor technologische verbeteringen pas doordringen als er een nieuwe versie van de database beschikbaar komt. In sommige gevallen zijn de gemiddelde West-Europese data onvoldoende representatief voor de Nederlandse situatie.
- 7 Het gebruik van LCA-databases kan nuttig zijn bij het bepalen waardoor de milieudruk van een materiaal precies wordt bepaald. Dit kan handige aanknopingspunten voor het beleid opleveren. Daarnaast kan het ook inzicht geven in de waarde van de procesgegevens voor de Nederlandse situatie.

- 8 In een toekomstige versie van een indicator voor de EMC zou de weging van milieuthema's niet gelijkelijk hoeven plaats te vinden, maar bijvoorbeeld gerelateerd worden aan ambitieniveau's in het milieubeleid, schaduwprizen of schadekosten. In ieder geval dient het aanbeveling om de uitputting van niet-hernieuwbare grondstoffen vooral als een economisch probleem te beschouwen en niet zozeer als een milieuprobleem, en de LCA-impact factoren voor uitputting daarop te corrigeren.



5 Materialen insteek in het huidige beleid

5.1 Inleiding

In het voorgaande hebben we aangetoond dat het mogelijk is om een indicator op te stellen die de milieu-impact geeft van de consumptie van een aantal meest milieubelastende materialen.

Het feit dat zo'n indicator kan worden opgesteld zegt echter nog niets over de eventuele inpassing van een dergelijke indicator in een economiebreed materialenbeleid. In het NMP4 stond bijvoorbeeld dat een nieuw te ontwikkelen materialenbeleid vooral aanvullend moet zijn ten opzichte van het huidige instrumentarium. Om aan te sluiten bij het NMP4 gaan we in dit hoofdstuk na op welke terreinen er al materialenbeleid wordt gevoerd. Dit hoofdstuk is uitsluitend bedoeld als een overzicht van de status-quo op beleidsgebied. Er komt niet direct uit naar voren of en hoe extra beleid vormgegeven zou moeten worden of hoe economiebreed materialenbeleid een kapstok zou kunnen zijn voor de reeds bestaande beleidsinitiatieven. Wel kan het nuttig zijn om te inventariseren of alle opties om de milieu-impact van materiaalstromen te reduceren wel voldoende worden gedekt in het huidige beleid.

Eerst bespreken we in paragraaf 5.2 de methodologische uitgangspunten. Vervolgens bepalen we in de paragrafen 5.3 tot 5.5 drie aspecten van materialenbeleid: sectorbeleid, productgericht beleid en grondstoffenbeleid. Een interpretatie van de resultaten volgt in paragraaf 5.6.

5.2 Afbakening en methodologische aanpak

5.2.1 Beleid dat is meegenomen

Voor de in het vorige hoofdstuk geselecteerde materialen wordt in dit hoofdstuk een overzicht gegeven van bestaand beleid dat leidt tot effecten zoals benoemd in paragraaf 2.2.3:

- 1 Dematerialisatie: materiaalbesparing en toegenomen materiaalproductiviteit; dus minder materiaalgebruik per 'functionele eenheid'.
- 2 Materiaalsubstitutie: vervanging door effectief milieuvriendelijker materiaal.
- 3 Hergebruik door inzet van secundaire materialen in plaats van primaire grondstoffen uit dezelfde of andere keten.

Dematerialisatie, substitutie en hergebruik hebben direct invloed op de omvang en compositie van de materiaalstromen en daarmee op de milieudruk. Analoog aan de afbakening in paragraaf 2.2.3 is hier niet gekeken naar beleid dat effect zou kunnen hebben op de emissies bij het produceren of gebruiken van materialen. Ook nuttige toepassing in de vorm van energierterugwinning²⁶ wordt niet meegenomen in deze analyse. Dit heeft immers, wat betreft

²⁶ Effecten hiervan worden wel meegenomen in de milieugewogen indicator.

materiaalgebruik, hoofdzakelijk invloed op het gebruik van fossiele brandstoffen en deze vallen buiten het kader van deze studie. Nuttige toepassing in de vorm van gebruik van afvalstoffen in andere ketens (bijvoorbeeld hoogovenslakken in de cementproductie) valt in deze studie onder hergebruik.

Bij de beleidsanalyse is gekeken naar bestaand Nederlands beleid en eventuele bestaande EU richtlijnen die ook op Nederland van toepassing (zullen) zijn, maar niet naar voorgenomen beleid.

Het beleid kan zowel op directe als op indirecte wijze effect hebben op materiaalgebruik. Daarnaast kunnen de beleidseffecten worden onderscheiden in bedoelde en onbedoelde effecten.

Effecten zijn direct als het beleid expliciet inzet op compositie of gewicht. Bij het stellen van recycle doelstellingen voor verpakkingen is er een direct en bedoeld effect op hergebruik. Bij het heffen van wegenbelasting, naar gewicht gedifferentieerd omdat zwaardere auto's meer slijtage aan het wegdek veroorzaken, is er een direct maar onbedoeld effect op de hoeveelheid materiaal in auto's.

Effecten zijn indirect als het beleid via heel andere weg invloed heeft op materiaalgebruik. Hierbij gaat het bijvoorbeeld om brandstofaccijnzen en REB, die mogelijk een indirect – hoewel deels wel bedoeld – effect hebben op het gewicht van auto's of de samenstelling van elektrische apparaten. Een ander voorbeeld van een instrument met mogelijk indirect effect is de Motorrijtuigen Belasting (MRB) die naar ouderdom van het rijtuig is gedifferentieerd. Beleid met indirecte effecten wordt in deze analyse niet meegenomen. Bij directe beleidseffecten zal worden aangegeven of deze bedoeld of onbedoeld zijn.

5.2.2 Materialen die zijn meegenomen in de beleidsanalyse

We gaan hierbij uit van de 14 geselecteerde materialen die in de materialen s.s. indicator zijn opgenomen. Deze veertien materialen zijn weergegeven in tabel 4.

tabel 4 De 14 te beschouwen materialen en hun voornaamste toepassing

<i>Materiaal</i>	<i>Toepassingen</i>
Staal	bouw, auto's, wit&bruingoed, verpakkingen
Aluminium	Auto's, bouw, folie, verpakkingen
Koper	waterleidingen, kabels, elektronica
Nikkel	roestvrij staal
Zink	verzinking, messing, dakgoten
Lood	batterijen/accu's, chemicaliën
Beton, cement, zand	Bouw
Keramik	bouw (baksteen), technisch (elektronica)
Papier en karton	verpakkingen, grafisch
Plastics (inclusief rubber)	bouw, auto's, elektronica, autobanden, verpakkingen, technisch
Glas	verpakkingen, bouw (vlakglas)
Dierlijke vezels	tapijt, kleding

Voor de voedselgewassen wordt geen systematische beleidsanalyse gemaakt. Enerzijds omdat voedselbeleid zich op een ander beleidsterrein uitstrekt waarbij andere overwegingen dan milieu een rol spelen (voedselveiligheid bijvoorbeeld). Anderzijds onderscheiden deze ketens zich van die van materialen (en energiedragers) op verschillende vlakken. Hergebruik van voedsel zelf en dematerialisatie is niet mogelijk, en substitutie slechts in beperkte mate. Mogelijke substitutie-effecten zijn hergebruik buiten de keten - bijvoorbeeld als secundaire brandstof – of substitutie-effecten bij gebruik van keurmerken. Dit laatste kan bijvoorbeeld optreden bij de overschakeling op voedselgrondstoffen met EKO keurmerk; er wordt weliswaar geen ander materiaal ingezet, maar het materiaalgebruik wordt wel milieuvriendelijker.

Hetzelfde effect treedt op voor hout met FSC keurmerk. Ook hout valt overigens buiten de selectie van materialen waarop de beleidsinventarisatie gericht is. Het FSC keurmerk kan in het beleid voor de 14 materialen echter wel mogelijk een rol spelen, omdat hout een grondstof is voor papier en karton (marktaandeel echter nog te verwaarlozen volgens FSC²⁷) en een alternatief voor enkele bouwmaterialen (met name doe-het-zelf en grond-, weg- en waterbouw). Deze vallen wel binnen de selectie van materialen.

Dit type substitutie noemen we verder 'profielsubstitutie', ter hantering naast 'materiaalsubstitutie'. Ons inziens is alleen voor de biotische materialen het verschil tussen materiaal met en zonder keurmerk dusdanig groot dat daadwerkelijk van profielsubstitutie sprake is en dat dit ook het hoofdeffect is van het gebruik van het betreffende keurmerk²⁸. Daarnaast kan eventueel ook onder profielsubstitutie genoemd worden het vervangen van 'traditionele' door biotische grondstoffen, zoals bioplastics of duurzame chemie, zoals beoogd binnen de transitietrajecten van EZ. Hierbij kan worden opgemerkt dat zulke profielsubstitutie, net als materiaalsubstitutie, niet altijd een milieuverbetering tot gevolg heeft.

5.2.3 Methodologische aanpak

Om aan te sluiten bij de algemeen gangbare classificatie van beleid, gebruiken we in dit hoofdstuk een indeling naar aangrijpingspunt op de keten:

- 1 Sector: welk beleid gericht op sectoren (bijv. basismetaleen, afvalverwerking, verpakkingen) heeft invloed op gebruik van de materialen? *Het gaat hier i.h.a. om landelijke afvalbeleid, convenanten, subsidies, etc.*
- 2 Product: welk productgericht beleid (generiek zoals IPP of specifiek zoals auto's, elektronica, etc) heeft invloed op het gebruik van de materialen? *Het gaat hier i.h.a. om belastingen, terugnameverplichtingen voor producenten, etikettering, etc.*

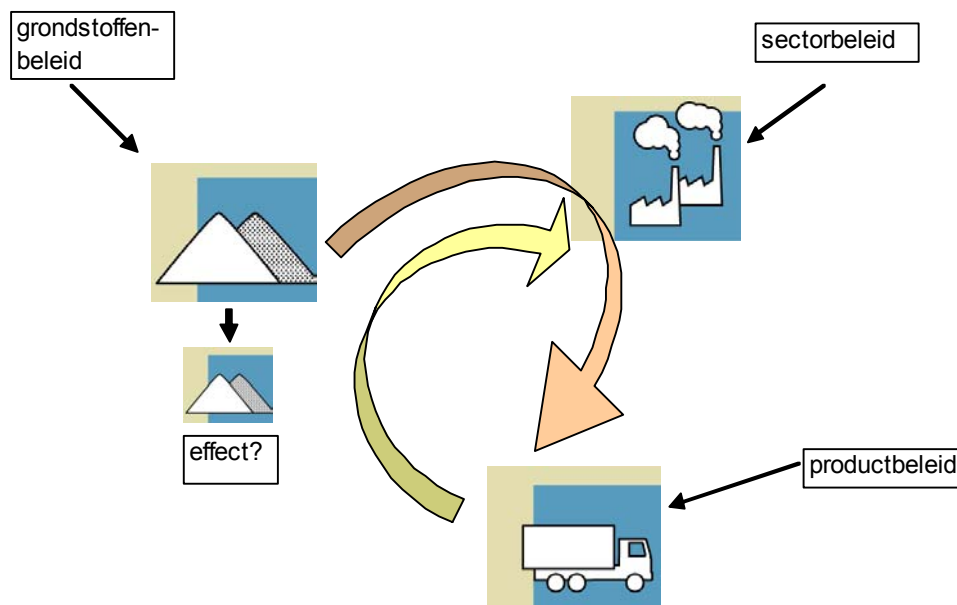
²⁷ FSC in de markt, De beschikbaarheid van FSC-gecertificeerd hout op de Nederlandse markt 2000-2003; november 2002.

²⁸ Profielsubstitutie valt te scharen onder productgericht milieubeleid; voor voedselgrondstoffen lijkt dit de aangewezen aanpak voor het terugdringen van de milieudruk.

3 Grondstof: is er beleid dat direct op de betreffende materialen, als grondstof voor verdere productie, aangrijpt? *Het gaat hier i.h.a. om belastingen, verboden, etc.*

In figuur 40 is de keten schematisch weergegeven. De hoeveelheid grondstoffen die in de economie binnenkomt kan verkleind worden door aangrijpen op enige schakel langs de levenscyclus van winning-productie-gebruik-hergebruik.

figuur 40 Overzicht van de keten van materialen en hun relatie tot beleidsvelden



Per aangrijpingspunt zullen de beleidsinstrumenten in eerste instantie beoordeeld worden op het al of niet hebben van effect op dematerialisatie, substitutie en hergebruik van materialen. Er wordt geen doeltreffendheid analyse gemaakt, maar wel zal getracht worden een schatting te maken van de grootte van een eventueel effect en van het gedeelte van de totaalstroom van het betreffende materiaal waarop het instrument werkt. De effecten zullen in dit hoofdstuk vooral kwalitatief worden beoordeeld. Tezamen geven deze schattingen een indruk van het effect van de instrumenten op een materiaalstroom als geheel.

Het Landelijk Afvalbeheer Plan (LAP) blijkt een grote rol te spelen in het in dit hoofdstuk geïntegreerde beleid. Een groot aantal afvalstromen valt onder een van de zogeheten sectorplannen, opgesteld binnen het LAP die zowel hergebruik (nuttige toepassing) als preventie behandelen. Het LAP en de sectorplannen fungeren hierbij vaak als 'paraplu' voor het beleid voor de betreffende afvalstroom. De daadwerkelijke implementatie vindt plaats via zeer uiteenlopende instrumenten die niet noodzakelijkerwijs uit het LAP voortkomen maar er eerder in zijn geïntegreerd. Hieronder vallen naast diverse Europese richtlijnen²⁹ ook het Bouwbesluit, convenanten, enz.

²⁹ Afvalstoffenrichtlijn, Richtlijn gevaarlijk afval, Richtlijn batterijen en accu's, Verpakkingenrichtlijn, Stortrichtlijn.

In de hierop volgende inventarisatie worden zowel de instrumenten als de sectorplannen behandeld. De effecten hiervan zullen echter gedeeltelijk dezelfde zijn. In de overzichtstabellen met resultaten zal dit duidelijk worden aangegeven.

5.3 Sectorgericht beleid

Sectorgericht beleid neemt (groepen) producenten als aangrijpingspunt voor beleid. Het grijpt aan op de fase van productie van voornamelijk basismaterialen. Het idee is dat deze fase in de keten de meest milieuvervuilende fase is (zie ook de analyse uit paragraaf 4.4) en als zodanig een goed aangrijpingspunt voor beleid vormt.

Naast het afvalbeleid per sector hebben we in dit onderdeel ook de volgende meer algemene instrumenten met mogelijk effect op materiaalgebruik geïdentificeerd:

- Doelgroepbeleid Milieu en Industrie (DMI);
- Tweede MeerJaren Afspraken energie efficiëntie (MJA2);
- Specifiek stoffenbeleid (SOMS).

5.3.1 Afvalbeleid per sector

Voor de sectoren bouw & sloop, verpakkingen, kunststoffen, textiel, metalen, industrie en handel-diensten-overheden (HDO) is specifiek afvalbeleid van kracht dat vaak in het kader van het LAP is geïmplementeerd, aangevuld met specifiek beleid rondom enkele materiaalstromen.

In bijlage J staan de beleidsinitiatieven per sector vermeld. Het overzicht van deze analyse wordt gegeven in tabel 5.

tabel 5 Analyse van sectorale plannen

Sector	Beleidskader	Voornaamste effecten	Kwantitatieve doelstelling
Textiel	LAP	Hergebruik	Ja
Metalen	LAP (Sectorplan 21)	Hergebruik	Ja, voor blik
Chemische industrie (kunststoffen)	LAP, stortverboden Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen	Hergebruik	Ja, voor land- en tuinbouwfolies
Papier/karton	LAP/Convenant Verpakkingen III	Hergebruik	Ja, via verpakkingen
Industrie	LAP, procesafhankelijk industrieel afval	Substitutie en dematerialisatie	Ja
HDO	LAP, 8.40 AMvBs	Onbekend	?
Verpakkingen	EU-richtlijn 94/62/EG, Convenant Verpakkingen III	Hergebruik, dematerialisatie. Onbedoeld effect substitutie	Ja
Bouw en Sloop	LAP, Bouwstoffenbesluit, Regeling niet-herbruikbaar en niet verbrandbaar bouw- en sloopafval; Besluit stortplaatsen; programma Dubo	Substitutie, Hergebruik, Profielsubstitutie.	Ja, vooral veel voorschriften en verboden

Uit deze tabel en de gegevens uit bijlage J blijkt dat hergebruik het voornaamste aangrijpingspunt van het beleid vormt. Dat is niet zo vreemd omdat het sectorgerichte beleid hier uitsluitend afvalbeleid betreft. Vooral in de bouwsector wordt ook substitutie gestimuleerd. Het bouwstoffenbesluit stimuleert de inzet van milieuvriendelijke materialen. Daarnaast stimuleerde de Dubo-regeling (die niet gecontinueerd wordt) profielsubstitutie door de inzet van milieuvriendelijkere vormen van gips, hout en beton. Het sectorplan voor procesafhankelijk industrieel afval heeft daarnaast getracht om de materiaalefficiëntie van industriële processen te verbeteren waardoor er minder materiaalinput nodig is. Dit zou enig effect op dematerialisatie kunnen hebben.

Het afvalbeleid kent ambitieuze doelstellingen voor 2006. Volgens gegevens van AOO zijn voor de belangrijke categorieën de scheidingspercentages als volgt.

tabel 6 Scheidingspercentages en doelen volgens Afval Overleg Orgaan (www.aoo.nl)

Materiaal / product	Situatie 2001 / 2002	Doelstelling 2006	Manier van scheiding
WEB	90	90	Via retail / gemeente
KCA	70	90	Via retail / gemeente
OPK	67	75	Via bakken
Blik	78	80	Mechanische scheiding
Verpakkingsglas	70	90	Via bakken
Textiel	~30	50	Via bakken

De vraag wat er met deze afvalverzameling gebeurt komt in deze studie niet aan de orde. Een deel van de afvalstromen wordt namelijk gewoon geëxporteerd zodat er geen sprake is van de *inzet* van grotere stromen secundair materiaal bij de maakindustrie. Daarop blijkt, behoudens de bouwsector, geen beleid op te bestaan. Beleid op gescheiden inzameling heeft dus niet noodzakelijkerwijs meer hergebruik tot gevolg, maar in de praktijk is dit waarschijnlijk wel het belangrijkste effect, met daarnaast enige (profiel)substitutie.

→ Voornaamste effecten: hergebruik, substitutie

5.3.2 Algemeen industriebeleid

Doelgroepbeleid Milieu en Industrie

In het Doelgroepbeleid Milieu en Industrie (DMI) zijn voor 11 sectoren emissiereductiedoelstellingen voor 2010 afgesproken voor relevante stoffen. Daarnaast zijn – meer kwalitatieve – afspraken gemaakt over afvalverwerking, bodemsanering, watergebruik en milieuzorgsystemen. De in dit kader relevante sectoren zijn: basismetalaal, papier&karton, glas, rubber&kunststof en textiel&tapijt. Alleen de afspraken over afvalverwerking, met doelstellingen voor het aandeel hergebruik en/of nuttige toepassing, hebben wellicht enige invloed op het materiaalgebruik.

Wat betreft het procesafhankelijke afval zijn de afspraken gemaakt in het kader van het LAP; binnen de DMI convenanten zijn de kwantitatieve doelstellingen

vastgelegd. De DMI afspraken en het LAP-sectorplan industrieel afval zijn dus beide onderdeel van één beleidslijn, waarbij DMI voor een aantal industriële sectoren de kwantitatieve invulling geeft van de LAP-doelen. Hierbij gaat het enerzijds om maximale groeipercentages (relatieve ontkoppeling) afgesproken voor de relevante procesafhankelijke afvalstromen en anderzijds om doelpercentages voor stort, verbranding en hergebruik/nuttige toepassing. Deze zijn reeds in paragraaf 5.3.1 behandeld.

→ Voornaamste effecten: dematerialisatie, hergebruik (ook buiten keten)

Meerjaren Afspraken Energie efficiëntie

Het industriebeleid is op dit moment sterk gericht op klimaatverandering. Een tweetal convenanten loopt op het gebied van energie-efficiëntie, MJA2 voor middelgrote gebruikers en het benchmarkconvenant voor de grootste gebruikers. Daarnaast wordt in 2005 het emissiehandelssysteem van kracht, met een absoluut plafond voor de gezamenlijke deelnemers (dit zijn deels dezelfde sectoren als voor de convenanten).

Het benchmark convenant en emissiehandel hebben geen directe invloed op materiaalgebruik. Het efficiënt omgaan met materialen is echter wel expliciet onderdeel van de MJA2, via de energie-inhoud ervan. Het instrument grijpt direct aan op, onder andere, gewicht en samenstelling van producten. De effecten op het materiaalgebruik zijn zodoende direct én bedoeld, ook al is het convenant gericht op het verminderen van energiegebruik over de keten en niet op het verminderen van materiaalgewicht.

→ Voornaamste effecten: substitutie, dematerialisatie, hergebruik

Stoffenbeleid

In de Strategienota Omgaan Met Stoffen (SOMS) komen milieu, arbeidsomstandigheden en consumentenbescherming samen. SOMS richt zich op veilig gebruik van stoffen in alle fasen van de levenscyclus. In eerste instantie ligt de nadruk op informatieverzameling en voorziening, het categoriseren van gebruikte stoffen en het voorzorgprincipe. Evenals de Europese parallel REACH (Registration, Evaluation and Authorisation of CHemicals³⁰) is dit beleid nog in een ontwikkelingsfase en in Europa woeden hevige discussies rond REACH. Een van de vereisten binnen REACH is dat bedrijven alle stoffen registreren en categoriseren waarvan ze per jaar meer dan een ton importeren of produceren. Het gaat hierbij dus expliciet niet om emissies van (schadelijke) stoffen, die onder de EPER vallen, maar om de toepassing van stoffen in producten en productketens.

³⁰ In de definities staat voor chemicals 'general term to cover both substances and preparation', waarbij uit verdere tekst blijkt dat onder 'substances' ook metalen e.d. worden verstaan.

Het voorgestelde stoffenbeleid zal, indien het wordt ingevoerd, waarschijnlijk invloed hebben op de omvang van stromen van veel toxische stoffen. Van de voor dit onderzoek geselecteerde materialen is voor de zware metalen een mogelijke invloed te verwachten.

→ Mogelijk effect: dematerialisatie, substitutie (nog toekomstig)

5.4 Productgericht beleid

Productgericht beleid grijpt aan op een late fase in de keten: het eindproduct. Onderwerpen zijn bijvoorbeeld energie-efficiënte tijdens het gebruik door de consument, verduurzaming van de samenstelling of terugnameverplichtingen en -systemen.

In productgericht beleid kunnen twee soorten onderscheiden worden: specifiek beleid, gericht op één product(groep), en generiek beleid onder de noemer van IPP (Integrated Product Policy).

5.4.1 Generiek beleid: Integrated Product Policy

Algemeen productgericht beleid kan onder de noemer van IPP (integrated product policy) gebracht worden. Het uitgangspunt van IPP is de milieudruk over de hele keten van (eind)producten te verlagen door op die producten aan te grijpen. Het idee is dat het eindproduct leidend is voor de hele keten en daarom een goed aangrijpingspunt vormt voor beleid. IPP als zodanig bestaat nog niet als daadwerkelijk beleid in Nederland dan wel de EU, maar op EU niveau bestaat wel een Communicatie COM(2003)302 waarin een strategie wordt beschreven die kan resulteren in nieuw beleid. De instrumenten die hier onder meer bij horen zijn ecodesign, keurmerken en etikettering, productpanels.

PMZ

In Nederland bestaat het aan IPP gerelateerde productgerichte milieuzorg (PMZ). VROM heeft tot 2003 een subsidieprogramma PMZ gevoerd. De projecten die met deze subsidie zijn uitgevoerd richtten zich met name op het opzetten van het benodigde informatiesysteem om de hele keten van een product in kaart te kunnen brengen. Het daadwerkelijk veranderen van producten om de milieudruk over de keten te verlagen behoort in de meeste gevallen pas op langere termijn tot de mogelijkheden.

→ Mogelijk effect: nog niet significant

Keurmerken (op productniveau)

In Nederland bestaat het keurmerk Milieukeur. Producten die dit keurmerk voeren zijn aanmerkelijk minder milieubelastend dan vergelijkbare producten volgens eisen die betrekking hebben op gebruik van grondstoffen en energie, afval, gebruik van bestrijdingsmiddelen en mogelijkheden voor hergebruik. De precieze eisen zijn opgesteld per productcategorie. Het Milieukeur stimuleert hergebruik (bijv. betonproducten) en ook substitutie gebaseerd op vermindering

van milieudruk (bijv. voor meubelen: textiel met EKO-keurmerk (profielsubstitutie), geen lood (materiaalsubstitutie)). Dematerialisatie is geen expliciet onderdeel van de Milieukeur eisen, maar wel worden in sommige gevallen minimale eisen aan de levensduur gesteld. Dit heeft wel invloed op de dematerialisatie van producten, aangezien een langere levensduur³¹ tot grotere functionele waarde leidt. Daarnaast worden eisen gesteld aan de reparatiebaarheid en demonteerbaarheid van enkele productgroepen.

Milieukeur richt zich op dit moment echter voornamelijk op landbouw- en veeteeltketens. Daarbij is het marktpercentage zeer klein, blijkt uit het Jaarverslag van de Stichting Milieukeur over 2003. Het voortbestaan van Milieukeur is onzeker; de subsidie vanuit LNV wordt stopgezet. Al met al lijkt het effect binnen de kaders van deze inventarisatie verwaarloosbaar.

Het Europese milieukeurmerk is Ecolabel. Eisen voor certificering lijken op die voor Milieukeur. Minimale eisen aan levensduur, demonteerbaarheid en aan het gebruik van kunststoffen lijken de belangrijkste aangrijpingspunten voor dematerialisatie en hergebruik en wellicht enige (profiel)substitutie.

→ Voornaamste effect (klein): substitutie, dematerialisatie, hergebruik

Etikettering

In Nederland worden alleen een energielabel voor huishoudelijke apparaten gehanteerd (Kaderbesluit etikettering energiegebruik huishoudelijke apparatuur n.a.v. richtlijn 92/75/EEG). Er zijn verschillende niveaus van energie-efficiënte, dus het is een kwantitatief systeem. Het gebruik ervan is, voor de betreffende productgroepen, verplicht. Indien van toepassing moet ook informatie over geluidsniveaus, watergebruik e.d. worden gegeven.

Voor energie-efficiënte kantoorapparatuur bestaat het internationale 'Energy Star', een vrijwillige etikettering die aangeeft dat het betreffende product minder dan een bepaald vermogen afneemt tijdens gebruik en tijdens slaapstand.

Het is mogelijk dat de energie-etikettering enig indirect effect zou hebben op dematerialisatie of substitutie als door materiaalbesparende maatregelen de energie-efficiënte van het apparaat tijdens de gebruiksfase beter zou worden. Hiervan zijn echter geen duidelijke voorbeelden bekend en de inschatting is dat het totale effect niet relevant is.

→ Mogelijk effect: niet significant

Ecodesign

Ecodesign is een instrument dat onder IPP valt en zich richt op het stimuleren van een productontwerp praktijk waarbij getracht wordt de milieudruk van het betreffende product over de hele levensketen te minimaliseren. Hierbij wordt

³¹ Zowel voor Milieukeur als voor Ecolabel zijn de eisen aan de levensduur echter niet zo strikt dat een groot effect te verwachten is (voor koelkast bijvoorbeeld 3 jaar, en 12 jaar vervanging en service na uit handel nemen model).

rekening gehouden met energie tijdens de gebruiksfase, maar ook materiaalgebruik, gebruik van toxische stoffen, etc. Binnen de EU wordt een ontwerp Europese richtlijn *'ecologisch ontwerp energieverbruikende producten'* besproken waarvan dematerialisatie van het product expliciet onderdeel is.

Naast de Ecodesign Richtlijn geeft ook de Richtlijn 'afgedankte elektrische en elektronische apparatuur' (2002/96/EG) expliciet aandacht aan productontwerp met oog op het vergemakkelijken van reparatie, hergebruik, demontage en recyclen ofwel nuttig toepassen. Te verwachten valt dat deze richtlijn invloed heeft op hergebruik van wit- en bruingoed en eventueel ook op dematerialisatie; door het ontwerp op demonteerbaarheid te richten wordt in voorkomende gevallen efficiënter met materialen omgegaan.

Deze richtlijn is naar de geest in Nederland al grotendeels van kracht via het Besluit beheer wit- en bruingoed. In augustus 2004 zal dit Besluit vervangen worden door nieuwe wetgeving die de richtlijn formeel implementeert, maar in praktijk zal er weinig veranderen.

→ Voornaamste effecten: hergebruik, substitutie, dematerialisatie

5.4.2 Specifiek productbeleid

In Nederland bestaat voor de volgende eindproduct(groep)en specifiek beleid:

- 1 Auto's (wrakken en banden).
- 2 Wit- en bruingoed (elektrische en elektronische apparatuur).
- 3 Batterijen, accu's.
- 4 Verlichting (met name kwik in gasontladinglampen).
- 5 Kabelreststoffen.

Voor elk van deze product(groep)en is in het Landelijke Afvalbeheersplan (LAP) een sectorplan beschreven. In deze sectorplannen is het beleid voor het afvalbeheer van deze groepen beschreven. In bijlage K staan deze plannen voor deze producten nader omschreven.

Het specifieke productbeleid, gericht op het afvalstadium voor specifieke productgroepen, bestaat uit terugnameverplichtingen of inzameldoelstellingen al dan niet met hergebruikdoelstellingen. Voor auto's en wit- en bruingoed betaalt de consument bij aanschaf een verwijderingsbijdrage. De scheidingspercentages en hergebruikpercentages van de gescheiden ingezamelde fracties liggen in het algemeen hoog. Deze percentages gelden voor het totale gewicht van de betreffende fractie. Bepaalde materialen in de fractie zijn echter niet geschikt voor hergebruik.

→ Voornaamste effect: hergebruik

5.4.3 Onbedoeld productbeleid: motorrijtuigenbelasting (MRB)

Behalve productbeleid gericht op het afvalstadium, zoals bovenbeschreven, kunnen gebruik- of aankoopbelastingen voor specifieke producten invloed

hebben op materiaalgebruik. In Nederland geldt dit voor de zogeheten wegenbelasting (MRB), een gebruiksbelasting voor voertuigen die onder andere expliciet naar gewicht wordt gedifferentieerd. Deze belasting grijpt dus direct aan op gewicht van het product en heeft zo een - onbedoeld - effect op materiaalgebruik via dematerialisatie omdat per éénheid (de auto) er minder materiaal gebruikt wordt. Ook is er echter effect via 'substitutie' omdat er een trend is meer aluminium en kunststoffen in te zetten om auto's lichter te maken. Hierbij valt op te merken dat dit laatste voor het milieu niet noodzakelijkerwijs een vooruitgang hoeft te zijn.

→ Voornaamste effect: dematerialisatie, substitutie

5.5 Grondstoffenbeleid

5.5.1 Oppervlakte delfstoffen

Grondstoffenbeleid grijpt aan op de beginfase van de keten. Het idee is dat alle milieudruk uiteindelijk aan materiaalgebruik is gekoppeld en dat ook dit daarom een goed aangrijpingspunt vormt voor milieubeleid.

In Nederland is momenteel nauwelijks algemeen beleid met effect op materiaalgebruik dat direct aangrijpt op het begin van de keten. Directe gebruiksbelasting bestaat in Nederland alleen voor energiedragers. Een voorgenomen belasting (rond 2000) op oppervlakedelfstoffen is niet doorgevoerd. Daarnaast is ook het opstellen van het tweede Structuurschema Oppervlakedelfstoffen stopgezet. In het kader van de Vierde Nota Water besteedt het Ministerie van V&W wel aandacht aan de effecten van de winning. Hierbij wordt prioriteit gegeven aan voorziening met secundaire grondstoffen (hergebruik) en vernieuwbare grondstoffen (hout). In overleg tussen bedrijfsleven, provincies en rijk is een Implementatieplan alternatieven winning beton- en metselzand in voorbereiding.

Het beleid op oppervlakedelfstoffen ligt bij de provincies. Dit is grotendeels gericht op voorzieningszekerheid. Daarnaast wordt (bijv. plan Limburg) aandacht gegeven aan (kleine) vergroting hergebruik percentages, kwalitatief zo hoog mogelijke nuttige toepassing, aandacht voor gebruik van oppervlakedelfstoffen uit ontgroningen en andere veiligheidsmaatregelen, aandacht voor natuurontwikkeling in wingebieden.

→ Mogelijke effecten (klein): substitutie, dematerialisatie en milieu

5.5.2 Grondstof keurmerken

Als profielsubstitutie zou kunnen worden genoemd het toepassen van hout met FSC-keurmerk, zoals al besproken in paragraaf 5.2.2. Hoewel hout buiten de selectie van materialen valt, wordt het wel toegepast als grondstof voor papier en karton (marktaandeel echter nog te verwaarlozen volgens FSC³²) en als bouw materiaal (marktaandeel FSC met name doe-het-zelf en grond-, weg- en waterbouw).

In het oorspronkelijke Regeringsstandpunt inzake Tropisch Regenwoud uit 1991 was een doelstelling van 100% duurzaam geproduceerd tropisch hout opgenomen; op dit moment (eind 2003) heeft echter het FSC keurmerk, het belangrijkste keurmerk op dit gebied, nog slechts een marktaandeel van 10% (tropisch en gematigd). Het is ook niet duidelijk welke instrumenten de overheid wilde inzetten om de doelstelling te halen. Het FSC keurmerk is overigens geen overheidsinstrument, maar een initiatief van bedrijfsleven, milieu- en mensenrechtenorganisaties en lokale partijen. Wel wordt binnen de certificering voor Milieukeur geëist dat eventuele houten onderdelen van producten (keukens, meubelen) gemaakt worden van duurzaam geproduceerd hout.

Een andere ontwikkeling die onder profielsubstitutie kan worden genoemd is het gebruik van biotische grondstoffen voor plastics, de zogeheten bioplastics. Eén van de transitiepaden in de door EZ getrokken Transitie Energie is het transitiepad C3 Bioplastics. Het 'streefbeeld' van deze transitie is de *'introductie van biomassa als vervanging van fossiele energiedragers en verbeteren van de energie-efficiëntie door productie, marketing, gebruik en recycling van polymeren ('plastics') uit biomassa.'* Kunststoffen met een gebruiksduur van minder dan 2 jaar zouden makkelijk door bioplastics kunnen worden vervangen. Effect hiervan is vooral verminderde netto uitstoot van klimaatveranderende stoffen. De transitie stuurt op *'in 2040 zoveel mogelijk gebruik van bioplastics voor toepassingen met korte levensduur (<2 jaar)'*. Overigens is het milieuvoordeel van dergelijke bioplastics op dit moment nog onduidelijk. Een LCA-benadering zou daar uitsluitsel over moeten kunnen geven.

5.6 Overzicht invloed van bestaand beleid

In de voorgaande 3 paragrafen zijn de verschillende relevante beleidsinstrumenten besproken. In deze paragraaf geven we een overzicht van de instrumenten en een inschatting van het effect er van op de verschillende geselecteerde materialen. Dit effect wordt bepaald door het deel van een totale materiaalstroom waarop het betreffende beleid invloed heeft én door de verandering die op dat deel bewerkstelligd wordt.

Beleed heeft in de meeste gevallen namelijk slechts invloed op een gedeelte van de totale materiaalstroom. Om te bepalen op welk gedeelte van de totale materiaalstroom het beleid invloed heeft, moet dus onderzocht worden welke

³² FSC in de markt, De beschikbaarheid van FSC-gecertificeerd hout op de Nederlandse markt 2000-2003; november 2002.

toepassing (bijvoorbeeld verpakkingen) welk aandeel heeft in de totale materiaalstroom van het materiaal (bijvoorbeeld papier). In Bijlage P staat kwantitatief aangeven welke toepassingen de consumptie van de materialen hebben.

Het beleid dat invloed heeft op de materiaalstromen in Nederland grijpt grotendeels aan op productniveau of op sectorniveau. In onderstaande tabel is een overzicht gemaakt van de in deze studie geïnventariseerde beleidsinstrumenten. Daarbij is per instrument vermeld wat het voornaamste effect is, wat de geschatte grootte van het effect is³³ en op welk gedeelte van de totale materiaalstroom het beleid invloed heeft (zie tabel 7).

tabel 7 Het effect van huidig beleid in Nederland op verschillende materiaalstromen

Beleid	Materialen	Voornaamste effect	Geschat effect	Deel van totaalstroom
<i>Product</i>				
Sectorplan autowrakken	aluminium	hergebruik	groot	<10%
	staal	hergebruik	groot	<10%
	Zink	hergebruik	groot	<10%
	plastics, rubber	hergebruik	groot	<10%
	Glas	hergebruik	groot	<10%
	Lood	hergebruik	groot	10-25%
Sectorplan wit- en bruingoed	?	hergebruik	groot	?
Sectorplan accu's en batterijen	Lood	hergebruik	groot	> 50%
	Zink	hergebruik	groot	?
	kunststoffen	hergebruik	groot	zeer klein
Sectorplan kabelreststoffen	koper	hergebruik	groot	25-50%
	Lood	hergebruik	groot	< 5%
Motorrijtuigenbelasting	aluminium	dematerialisatie	klein	<10%
	staal	dematerialisatie	klein	<10%
	Zink	dematerialisatie	klein	<10%
	plastics, rubber	dematerialisatie	klein	<10%
	Glas	dematerialisatie	klein	<10%
PMZ	meerdere	?	?	onbekend, waarschijnlijk < 10%
Keurmerken	meerdere	dematerialisatie	onbekend	onbekend, waarschijnlijk < 10%
Etikettering	meerdere	dematerialisatie	onbekend	onbekend, waarschijnlijk < 10%
Ecodesign	meerdere	dematerialisatie, hergebruik	?	?
<i>Sector</i>				
Groene hypotheek	beton	substitutie	onbekend	onbekend, waarschijnlijk <

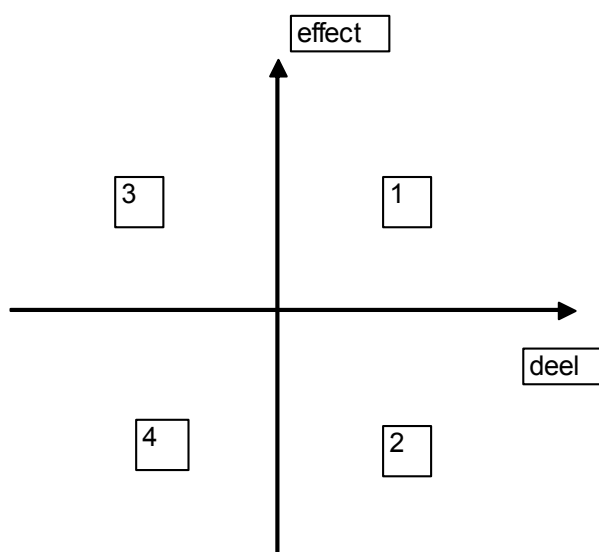
³³ Het valt buiten de scope van dit onderzoek om precies te bepalen wat het effect van het beleid is. Daarom is de beoordeling van de grootte van het effect in de Tabel gebaseerd op een schatting.

Beleid	Materialen	Voornaamste effect	Geschat effect	Deel van totaalstroom
				10%
Convenant sociale woningbouw	?	substitutie	klein	?
Bouwbesluit	bouwmaterialen	hergebruik		> 50%
Bouwstoffenbesluit	bouwmaterialen	substitutie	groot	> 50%
Regeling niet-herbruikbaar en niet verbrandbaar bouw- en sloopafval	bouwmaterialen			> 50%
Verpakkingen convenant	staal	hergebruik	groot	?
	aluminium	hergebruik	groot	< 10%
	Glas	hergebruik	groot	25-50%
	papier&karton	hergebruik	groot	+/- 50%
	kunststoffen	hergebruik	groot	?
Sectorplan kunststoffen	kunststoffen	hergebruik	groot	?
Sectorplan textiel	dierlijke vezels	hergebruik	groot	?
Sectorplan metaalafvalstoffen	staal	hergebruik	onbekend	?
	aluminium	hergebruik	onbekend	?
	Zink	hergebruik	onbekend	?
	Lood	hergebruik	onbekend	?
	koper	hergebruik	onbekend	?
Sectorplan industrieel afval	bouwmaterialen	substitutie	onbekend	?
Sectorplan HDO-afval	meerdere	meerdere	onbekend	?
DMI	(1)	(1)	(1)	(1)
SOMS	Alle	dematerialisatie, substitutie	onbekend	100%
MJA2	meerdere	substitutie, dematerialisatie, hergebruik	onbekend	?

1) Afspraken onder DMI komen overeen met die in sectorplannen uit het LAP

Op basis van deze tabel trachtten we vervolgens om te komen tot een indeling per materiaalsoort voor de effecten van de diverse beleidsmaatregelen. We gaan daarbij uit van een effect/ordegrootte matrix, zoals weergegeven in figuur 41.

figuur 41 Sleutel voor effectbeoordeling: 1 is groot effect op groot deel van de stroom, 4 is klein effect op klein deel van de stroom, etc.



In tabel 8 is aan de hand van de sleutel in figuur 41 de grootte van het totale effect op de materiaalstromen ingeschat op basis van de gegevens in tabel 7. Voor de zware metalen zijn de effecten onzekerder dan voor de andere materialen.

tabel 8 Eindoverzicht effecten beleid (donkerste vakjes grootste effect)

	Dematerialisatie	Substitutie	Hergebruik
Aluminium	2	2 (neg)	1
Staal	2	2	1
Koper	4	3	3
Lood	4	3	3
Zink	4	3	3
Nikkel	4	3	3
Glas	2	1	1
Plastics, rubber	4	3 (neg)	3
Papier / karton	2		1
Keramiek			2
Beton			1
Zand			2
Cement			2
Dierlijke vezels			1

Noot: de toevoeging 'neg' betekent dat de substitutie vermeerderd gebruik van het betreffende materiaal tot gevolg heeft en dit eventueel milieunadelig zou kunnen uitpakken.

Hieruit blijkt dat er vooral beleid is rondom het hergebruik van afvalstromen, maar veel minder beleid rondom het inzetten van milieuvriendelijkere materialen en/of dematerialisatie. Er zijn vooral weinig prikkels om te komen tot dematerialisatie in

het huidige beleid. Substitutie kent wel grotere effecten, maar geldt vooral voor een klein deel van de materiaalstroom.

5.7 Tot slot

5.7.1 Overzicht

Uit de inventarisatie in het voorgaande hoofdstuk blijkt dat het huidige beleid vooral effect heeft op materiaalstromen via hergebruik. Dit is niet alleen de meest voorkomende (directe) doelstelling, maar ook waar waarschijnlijk de grootste effecten worden behaald. Dematerialisatie en substitutie zijn slechts in het algemeen neveneffecten, deels onbedoeld.

Dematerialisatie is vooral te verwachten voor verpakkingsmaterialen en substitutie voornamelijk voor staal in diverse toepassingen en glas als verpakking, vanwege de hoge dichtheid van deze materialen. De vervangende materialen zijn dan veelal aluminium en plastics; voor deze materialen leidt de substitutie dus tot een toename van het gebruik. Tenslotte is voor de zware metalen ook substitutie (met ons onbekende vervangers) te verwachten vanwege diverse normen op het gebruik van dergelijke toxische stoffen. Stoffenbeleid als SOMS en REACH zal mogelijk in de toekomst ook effect hebben op dematerialisatie voor zware metalen.

5.7.2 Vergelijking met brandstoffen en voedselgewassen

Waar geen beleid bestaat dat direct aangrijpt op het gebruik van materialen, bestaat dit wel voor brandstoffen in de vorm van accijnzen en REB. Daarnaast bestaan voor energieketens, evenals voedselketens, meer financiële beleidsinstrumenten, zoals de Regeling Groenprojecten. Deze zijn echter op milieu-impact gericht, niet op gewicht (gebruik).

De Nederlandse keurmerken (Milieukeur, EKO) richten zich hoofdzakelijk op voedselketens. Het mestbeleid kan daarnaast als het relevante sectorbeleid voor voedselketens worden gezien (hoewel gericht op milieudruk, niet op materiaalgebruik).

tabel 9 Dekking beleid voor de drie hoofdketens

	Dematerialisatie	Substitutie	Hergebruik	Milieudruk + profiel substitutie
Energieketens	+	+	NVT	+
Voedselketens	NVT	NVT	NVT	+
Materiaalketens	+/-	+/-	+	-

Daarnaast zijn bovendien voor energiedragers alle effecten met invloed op de milieudruk als gevolg van 'materiaalgebruik' gedekt, behalve het directe hergebruik omdat energie niet hergebruikt kan worden.

5.7.3 Conclusies

Het is duidelijk dat het overgrote deel van het besproken beleid aangrijpt op de afvalfase en stuurt op hergebruik. Afvalbeleid (LAP, Convenant Verpakkingen III) heeft zodoende het grootste effect op materiaalgebruik. Hierbij moet wel worden opgemerkt dat voor een aantal productgroepen de doelstelling gericht zijn op gescheiden inzameling hetgeen niet noodzakelijkerwijs hergebruik van de materialen tot gevolg hoeft te hebben. Afvalbeleid is dan ook niet perse materiaalbeleid in de zin van de invloed ervan op het 'nationaal' materiaalgebruik.

Hergebruik is waarschijnlijk een effectief en efficiënt instrument. Substitutie daarentegen is in de huidige situatie niet noodzakelijk een milieuverbetering. Van het vervangen van staal door aluminium bijvoorbeeld is dit omstrede. De instrumenten met effect op profielsubstitutie (verduurzaming) zoals milieukeurmerken en een aantal regelingen in de bouw zijn mogelijk effectief, maar sturen zeer specifiek.

De enige instrumenten die op dit moment een duidelijk effect op dematerialisatie en substitutie kunnen hebben zijn de MRB en MJA2. Hierbij moet worden opgemerkt dat het dematerialisatie-effect van MJA2 vooralsnog waarschijnlijk beperkt zal zijn. Interessant is daarbij is dat de MRB en MJA2 gericht zijn op respectievelijk het verminderen van slijtage van het wegdek en het energiegebruik, maar niet op het verminderen van materiaalgebruik. Het gaat hierbij dus vooral om onbedoelde effecten.

Wel bestaat enig beleid dat is gericht op het verduurzamen³⁴ van materiaalstromen in dit rapport profielsubstitutie genoemd. Op materiaalniveau wordt getracht het houtgebruik in Nederland te verduurzamen en het gebruik van biotische grondstoffen voor chemische toepassingen te stimuleren. Op productniveau kan gedacht worden aan keurmerken en (andere) etikettering. Deze hebben voornamelijk op duurzaamheid (milieu-impact) effect en nauwelijks op dematerialisatie of substitutie. Milieukeur stelt zelfs geen expliciete eisen aan de herbruikbaarheid van het product, alleen van de verpakking, afgezien van enkele producten die zelf uit secundair materiaal moeten bestaan.

³⁴ Dit valt buiten de kaders van deze inventarisatie.



6 Conclusies

6.1 Conclusies op hoofdlijnen

Internationaal is er een groeiende aandacht voor het voeren van een zogenaamd economiebreed materialenbeleid, materialenbeleid dat de materiaalstromen door de gehele economie als uitgangspunt neemt. Ook in Nederland is in het NMP4 aangekondigd dat Nederland een beleidslijn wil introduceren rondom het gebruik van natuurlijke hulpbronnen.

Dergelijk beleid kan zinvol zijn omdat alle materialen die de economie binnenkomen vroeg of later die weer moeten verlaten als afval of emissies. Daarnaast is er een breedgedragen notie dat economische activiteiten in het ontwikkelde Noorden tal van consequenties hebben voor het milieu in het Zuiden. Een economiebreed materialenbeleid zou deze buitengaatsse milieudruk kunnen verminderen.

De algemene doelstelling van een dergelijk materialenbeleid kan als volgt worden geformuleerd:

Het economiebrede materialenbeleid heeft tot doel om de (relatieve of absolute) milieubelasting als gevolg van het gebruik van natuurlijke hulpbronnen omlaag te brengen, van wieg tot graf ongeacht de plaats waar die milieubelasting ontstaat door een verandering in de omvang en compositie van het gebruik van grondstoffen en materialen.

Belangrijk is hierbij dat een materialenbeleid zou meer moeten omvatten dan dematerialisatie (verbetering van de efficiency en/of vermindering van de omvang van de materiaalstroom) alleen. Minstens zo belangrijk zijn mogelijkheden om tot milieuvriendelijke materiaalsubstitutie te komen en de inzet van gerecyclede materialen voor zover dat milieuwinst oplevert. Tevens levert deze definitie een afbakening met het bestaande emissiebeleid, zoals de IPPC: beperking van emissies tijdens de productie van materialen valt niet onder het materialenbeleid. Met deze inperking is het mogelijk om een materialenbeleid vorm te geven dat additioneel op het bestaande milieubeleid staat.

Indicatoren moeten aansluiten bij dit beleidsdoel. Indicatoren, zoals de DMC, die de materiaalstromen aggregeren op basis van het gewicht, voldoen hier niet aan. Slechts op de korte termijn zal een verlaging van de DMC correleren met een verlaging van de milieu-impacts als gevolg van dematerialisatie. Met name de milieueffecten van materiaalsubstitutie kan met deze indicatoren niet worden bepaald.

In deze studie hebben we getracht om de informatie over de materiaalstromen te combineren met LCA's. Dit heeft tot resultaten geleid: er is een indicator opgesteld, de EMC (Environmentally weighted Material Consumption), die de veranderingen door de tijd heen kan meten van de milieu-impact, van wieg tot

graf gemeten, die het gevolg is van het gebruik van materialen. Het feit dat hier de milieu-impact van materialen tot uitgangspunt wordt genomen in plaats van het gewicht zien we als een belangrijke aanvulling op eerder voorgestelde indicatoren in de internationale literatuur.

De voornaamste aangrijpingspunten voor het beleid met de hier gepresenteerde EMC zijn dematerialisatie en materiaalsubstitutie, inclusief de inzet van hergebruikte materialen voor zover dat milieuvriendelijk uitpakt. De hier gepresenteerde indicator voldoet goed in het meten van veranderingen in juist deze aangrijpingspunten en met behulp van deze indicator kan in feite op bedrijfsniveau worden bepaald of inzet van een bepaald materiaal de milieubelasting omlaag zal brengen of juist niet.

De indicator meet niet de daadwerkelijke milieubelasting van materialen op dit moment. De consumptie van materialen wordt immers gewogen met de impactcategorieën uit LCA-databases. Een eventuele verbetering in de procesvoering bij materiaalproducerende industrieën werkt dus niet direct door in de indicator, maar slechts met vertraging als de LCA-database wordt aangepast. Ervaringen uit het verleden leren dat een aanpassing verwacht kan worden om de 5-10 jaar. Dan kan de milieubelasting als gevolg van materialen worden aangepast aan de nieuwste inzichten en opnieuw worden bepaald. De materiaalindicator werkt daarmee in feite synoniem aan het inflatiecijfer van het CBS dat ook periodiek wordt aangepast aan veranderingen in de besteding van het huishoudinkomen (het 'mandje' van goederen). Dit hoeft echter geen beperking te vormen voor het gebruik van de indicator in het beleid, omdat de voornaamste aangrijpingspunten van het beleid dematerialisatie en materiaalsubstitutie zijn en niet het terugdringen van de milieubelasting bij materiaalproducerende industrieën door eventuele end-of-pipe of procesgeïntegreerde maatregelen, want deze vormen inmiddels voldoende onderdeel van het huidige milieubeleid.

De beleidsanalyse in deze studie laat zien dat er thans weinig beleid bestaat gericht op dematerialisatie of milieuvriendelijker materiaalgebruik. Veel materialenbeleid is in feite afvalbeleid en erop gericht om door hergebruik de milieueffecten tijdens de afvalfase te doen afnemen. Daarmee worden belangrijke oplossingsrichtingen eerder in de keten buiten beschouwing gelaten. Een overkoepelend economiebreed materialenbeleid zou de diverse beleidsvelden beter op elkaar kunnen laten afstemmen en een integraal kader kunnen vormen voor beleidsanalyses. Bovendien zouden daarmee opties om te komen tot dematerialisatie en milieuvriendelijk materiaalgebruik (van wieg tot graf gemeten) kunnen worden gestimuleerd. Daarmee lijkt dit een belangrijke aanvulling te kunnen vormen op het bestaande materiaalbeleid.

6.1.1 Aanbevelingen en conclusies omtrent methodologische en data-aspecten bij het opstellen van een indicator

De voornaamste conclusie is dat de methode om LCA's te koppelen aan materiaalstroomanalyses mogelijk is en tot toepasbare resultaten leidt. De ontwikkelde EMC sluit beter aan bij het beleidsdoel van economiebreed

materialenbeleid. Een nadeel is dat de systeemgrenzen niet op voorhand vaststaan en dat om tot een uniforme indicator te komen, men verschillende milieuthema's met elkaar moet wegen.

De hier gepresenteerde indicator kent daarnaast enkele belangrijke statistische beperkingen, waarvoor we enige aanbevelingen doen:

- De betrouwbaarheid van de gepresenteerde milieukencijfers is vooral afhankelijk van de kwaliteit van de gehanteerde LCA-database. De database die in dit project is gehanteerd betreft data over de milieuvervuiling zoals die in 1996 bekend was, en neemt een Europees gemiddelde. Dergelijke gemiddelden zijn wellicht niet altijd representatief voor de Nederlandse producten van een bepaald materiaal en dit kan een vertekening opleveren voor specifieke materiaal(groepen). Enerzijds impliceert dit een noodzaak om de database om de paar jaar te updaten om er zeker van te zijn dat de onderliggende gegevens nog wel representatief zijn voor de berekende milieu-impact van materialen. Anderzijds pleit dit voor het ontwikkelen van landspecifieke LCA-data die onderscheid kunnen maken tussen de herkomst van het materiaal. Dit zou in de toekomst eenvoudig gerealiseerd kunnen worden indien het gepaard gaat met een monitoringssysteem bedoeld om materialen te etiketteren met betrekking tot hun milieuscore.
- Voor wat betreft de gebruiks- en afvalverwerkingsdata zijn eigen aannames toegevoegd aan de database. Dit zal, om bevredigende resultaten te krijgen, moeten worden gestandaardiseerd. Van de gebruikte database is onlangs een update verschenen. Aanbevolen wordt om deze te gaan gebruiken.
- Op dit moment wordt er onvoldoende onderscheid gemaakt tussen primair en secundaire materialen in de LCA-database. Dit zou in de toekomst moeten worden verfijnd.
- Specifieke problemen bestaan bij het bepalen van de milieu-impact van plastics. Hoewel deze impacts vrij nauwkeurig zijn bepaald in de LCA-database, zelfs op het niveau van de afzonderlijke kunststoffen PE, PVC, PP, PS en PC, kunnen ze niet worden bepaald doordat er geen gegevens voorhanden zijn over de precieze productie en consumptie van plasticsoorten of zelfs plastics als groep. Indien men een materialenbeleid zou willen gaan voeren, zou het aanbevelenswaardig zijn om de plastics beter te monitoren. Omdat het hierbij veelal gaat om bedrijfsgevoelige informatie, zou er gezocht moeten worden naar een manier om het verbruik van die materialen te monitoren zonder dat individuele productie van bedrijven valt te herleiden.
- De volume-data zijn afkomstig uit standaard statistische bronnen. Deze bronnen zijn soms tegenstrijdig en leiden soms tot vreemde resultaten. Met name de handelsstatistieken lijken onbetrouwbaar. Dit is zeer zorgelijk. Aanbevolen wordt om, wanneer de indicator standaard over de tijd moet worden gaan bijgehouden, het CBS de volumedata te laten produceren.
- Alle indicatoren kennen een zekere mate van gevoeligheid voor de structuur van hun economie. De DMI is hoger bij exporterende landen, de DMC hoger bij landen met mijnbouw en de hier ontwikkelde EMC is hoger bij landen die een relatief grote maakindustrie kennen. Dergelijke invloeden moeten in het achterhoofd worden genomen als men de indicator wil gebruiken voor het vergelijken van landen.

6.1.2 Aanbevelingen en conclusies rondom beleidsvraagstukken

Een materialenbeleid dat gebruik maakt van de hier ontwikkelde EMC, kan een aanvulling op het bestaande beleid betekenen. Tevens kan het ondersteunend zijn aan bestaand beleid rond IPP en het afvalbeleid. De hier ontwikkelde indicator sluit goed aan bij het IPP: in feite is de methodiek compleet synoniem met het IPP, alleen wordt de milieubelasting tijdens een gebruiksfase van een product niet direct gekoppeld aan een specifiek materiaal. Zo kent de score van aluminium geen eventuele voordelen die het gebruik van aluminium kent bij de toepassing in automobielen ter vervanging van het zwaardere staal. Dergelijke voordelen vallen echter onder het energiebeleid in de hier gehanteerde indeling. We zouden daarom adviseren om de milieubelasting tijdens de gebruiksfase die niet specifiek aan het materiaal gekoppeld is (zoals energie) buiten beschouwing te laten bij het opstellen van de indicator.

Tevens valt aan de hand van deze indicator te bepalen welke materialen mogelijk de grootste bijdrage kennen aan alle milieuthema's. Een materialenbeleid dat zich zou richten op deze materialen zou de grootste milieuwinst behalen en zeker specifiekere zijn dan een geheel materialenbeleid gericht op de totale kilogrammen materiaal. Specifieke LCA's per materiaal die in de keten kijken kunnen behulpzaam zijn bij het lokaliseren van de redenen waarom een bepaald materiaal milieuvervuילend is, en mogelijkheden aandragen voor verbetering van het algehele milieuprofiel. Deze informatie kan ook behulpzaam zijn voor de industrie in het streven naar een zo schoon mogelijk milieuprofiel van het materiaal dat zij produceren.

Een aparte discussie zou nog moeten worden gevoerd over de toepasbaarheid van een beleid dat stuurt op de milieu-impact van materialen. De specifieke invulling van het beleid is in deze studie niet aan de orde geweest. Het is een misvatting te denken dat materialenbeleid specifiek overheidsbeleid zou moeten zijn: het is heel goed mogelijk om in een eerste fase aan te sluiten bij de 'corporate responsibility' van bedrijven. De overheid zou in die visie vooral ondersteunend moeten zijn, bijvoorbeeld bij het opleveren van geschikte analysemethoden. Daartoe zou allereerst de hier ontwikkelde indicator moeten worden getest bij een panel van mogelijke gebruikers: we denken hierbij specifiek aan de bouwwereld en de maakindustrie. Ook zou er aansluiting kunnen worden gezocht bij de MJA-2 waarbij voor bedrijven die materialen consumeren, doelstellingen voor energiebesparing ook via ketengericht materialenbeleid kunnen worden gerealiseerd en vice versa. Dergelijke mogelijkheden zouden moeten worden onderzocht in de toekomst indien men een stap verder wil zetten in het vormgeven van materialenbeleid.

De vraag of dat nodig is, is terecht. Deze studie draagt daarbij aan het inzicht dat op dit moment een aantal opties in het milieubeleid niet worden gerealiseerd als het gaat om het verminderen van de milieu-impact van produceren en consumeren.

Literatuur

Adriaanse A., S. Bringezu, A. Hammond, Y. Moriguchi, E. Rodenburg, D. Rogich and H. Schütz. *Resource Flows: The Material Basis of Industrial Economies*. WRI, Washington D.C., 1997

Ayres, R.U. and A.V. Kneese, 1969. *Production, Consumption and Externalities*. American Economic Review, 59: 282-297

Ayres, R.U. and F.B. Schmidt-Bleek, 1993. *Towards a universal measure of environmental disturbance*. Centre for the Management of Environmental Resources, INSEAD Working paper Nr. 93/36/EPS, Fontainebleau, France

Daly, H.E., 1991. *Steady State Economics: Second Edition with New Essays*. Island Press, Washington DC

Davidson, M., A. Hof en B. Potjer. *Update Schaduwprijzen: financiële waardering van milieuemissies op basis van Nederlandse overheidsdoelen*. CE-Delft, 2002

De Bruyn, 2000. *Economic growth and the Environment: An empirical analysis*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht

De Bruyn, S.M., Opschoor, J.B. (1997), 'Developments in the throughput-income relationship: theoretical and empirical observations', *Ecological Economics* 20: 255-268

De Bruyn, S.M., Vroonhof, J., Potjer, B., Schwencke, A. en van Soest, J.P. *Minder meten, meer weten!: De toepassing van indicatoren voor dematerialisatiebeleid*, 03.7159.03, CE Delft/VROM, 2003

De Bruyn, S.M., E. van der Voet, A.M. Idenburg. J.C.J.M. van den Bergh en H. Verbruggen, 2004. *Minder materialen, beter milieu*, Economisch Statistische Berichten (ESB), nr. 4431

EC (European Commission), 2003. *Towards a Thematic Strategy on the Sustainable Use of Natural Resources*, COM(2003) 572 final

EUROSTAT (2001). *Economy-wide material flow accounts and derived indicators: A methodological guide*. Office for Official Publications of the European Union, Luxemburg

EUROSTAT (Material use in the European Union 1980-2000: Indicators and analysis. *EUROSTAT Working Paper and Studies*, 2002, Luxemburg

EZ, 1996. *Derde Energienota*, Ministerie van Economische Zaken, Sdu Uitgevers, Den Haag
Frischknecht, R. 1996. *Ökoinventare für Energiesysteme*. Teil 1- 3 und dataset. Institut für Energietechnik ETH, Zürich

Guinée et al., 2002. *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, the Netherlands (see also <http://www.kap.nl/prod/b/1-4020-0228-9>)

Heijungs, R. 2003. *CMLCA, Chain Management by Life Cycle Assessment. A software tool to support the technical steps of the life cycle assessment procedure (LCA)*. The software tool with demo files and manual can be downloaded at <http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/software/cmlca/index.html#download>

Heijungs, R., Guinée, J.B., Huppes, G., Lankreier, R.M., Udo de Haes, H.A., Wegener Sleeswijk, A., Ansems, A.M.M., Eggels, P.G., van Duin, R. and de Goede, H.P., 1992, *Environmental Life Cycle Assessments of products, Guide and Backgrounds*, CML Leiden University, Leiden, The Netherlands

Hinterberger, F., Giljum, S, Hammer. M., 2003. *Material Flow Accounting and Analysis (MFA): A valuable tool for Analyses of Society-Nature Interrelationships*. Serie Background Paper, nr. 2

Hoekstra, R. (2003). *Structural change of the physical economy: Decomposition analysis of physical and hybrid-unit input-output tables*. Proefschrift Vrije Universiteit, Amsterdam. Tinbergen Institute Research Series No. 315. Thela Thesis Academic Publishing Services, Amsterdam

Malenbaum, W., 1978. *World Demand for Raw Materials in 1985 and 2000*. McGraw-Hill, New York

Matthews, E., C. Amann, S. Bringezu, M. Fischer-Kowalski, W. Hüttler, R. Kleijn, Y. Moriguchi, C. Ottke, E. Rodenburg, D. Rogich, H. Schandl, H. Schütz, E. van der Voet & H. Weisz. *The Weight of Nations: material outflows from industrial economies*. World Resource Institute, 2002

OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development), 1993. *OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews: A synthesis report by the Group on the State of the Environment*. Environment Monographs, No. 83, OECD, Paris

OECD, 2004. Recommendation of the council on material flows and resource productivity. Endorsed by Environment Ministers on 20 April 2004, adopted by the OECD Council on 21 April 2004, Paris

Reijnders, L., 1998. *The Factor X Debate: Setting Targets for Eco-efficiency*. Journal of Industrial Ecology 2: 13-22

- RIVM, Milieubalans 2003; *Het Nederlandse milieu verklaard* Kluwer/Alphen aan de Rijn, 2003
- Schmidt-Bleek, F. 'Wieviel Umwelt braucht der Mensch - MIPS, das Mass für oekologisches Wirtschaften', Birkhaeuser, Basel, Boston, Berlin, 1993
- Stern, D.I., M.S. Common, E.B. Barbier, 1996. *Economic Growth and Environmental Degradation: A Critique of the Environmental Kuznets Curve*. World Development, 24: 1151-1160
- Tilton, J.E., 1990. The OECD Countries: *Demand Trend Setters*. In: J.E. Tilton (ed), *World Metal Demand: Trends and prospects, Resources for the Future*, Washington DC, pp. 35-76
- United Nations, 2001. *System of Environmental and Economic Accounting*. SEEA 2000 Revision. United Nations, New York
- Van den Bergh, J.C.J.M., H. Verbruggen en M. Janssen. *Belastend materiaal*. *ESB*, 1 november 2002: 783-785
- Van der Steenhoven, Augustijn-Esser, e.a., Tweede Kamermotie vergaderjaar 1999-2000, 17 November 1999, KST41929, Sdu Uitgevers, 's-Gravenhage 1999
- van der Voet, E., van Oers, L. en Nicolic, I., *Dematerialisation: not just a matter of weight*, CML report 160, Leiden, 2003
- Von Weiszäcker, E., A.B. Lovins & L.H. Lovins: *Factor Four, doubling wealth, halving resource use. The new report to the Club of Rome*, Earthscan Publications London, 1997
- Wackernagel, M. and W.E. Rees, 1996. *Our ecological footprint: reducing human impact on the earth*. New Society Publishers, Gabriola Island
- Williams, R.H., E.D. Larson and M.H. Ross, 1987. *Materials, Affluence and Industrial Energy Use*. Annual Review Energy, 12: 99-144



CE

**Oplossingen voor
milieu, economie
en technologie**

Oude Delft 180

2611 HH Delft

tel: 015 2 150 150

fax: 015 2 150 151

e-mail: ce@ce.nl

website: www.ce.nl

Besloten Vennootschap

KvK 27251086

Bijlagen





A OECD-Council Recommendations

Endorsed by Environment Ministers on 20 April 2004
Adopted by the OECD Council on 21 April 2004;

THE COUNCIL,
Having regard to Article 5 b) of the Convention on the Organisation for Economic Co-operation and Development of 14th December 1960;

Having regard to the Recommendation of the Council of 8th May 1979 on Reporting on the State of the Environment [C(79)114]);

Having regard to the Recommendation of the Council of 31st January 1991 on Environmental Indicators and Information [C(90)165/FINAL];

Having regard to the Recommendation of the Council of 20th February 1996 on Implementing Pollutant Release and Transfer Registers [C(96)41/FINAL] amended on 28th May 2003 [C(2003)87];

Having regard to the Recommendation of the Council of 3rd April 1998 on Environmental Information [C(98)67/FINAL];

Having regard to the Communiqué of the OECD Council meeting at Ministerial level of 17th May 2001 which stated that 'that OECD countries bear a special responsibility for leadership on sustainable development worldwide, historically and because of the weight they continue to have in the global economy and environment' and which asked the OECD to 'continue to assist governments by: developing agreed indicators that measure progress across all three dimensions of sustainable development, including decoupling of economic growth from environmental degradation';

Having regard to the OECD's Environmental Strategy for the First Decade of the 21st Century endorsed by MCM in May 2001;

Having taken note of international work on Integrated Environmental and Economic Accounting (commonly referred to as SEEA);

Considering the need for better information designed to integrate more fully environmental and economic decision-making;

Convinced of the need for intensified efforts by OECD member countries to establish and use indicators of progress concerning the implementation of national and subnational policies on the environment, eco-efficiency and

sustainable development; and to systematically compare achieved results with relevant objectives of environmental policies and, where appropriate, related international commitments;

Taking into account the close co-operation on environmental matters between OECD and other international organisations;

On the proposal of the Environment Policy Committee (EPOC):

I. Recommends that member countries:

- (i) take steps to improve information on material flows, including its quality and relevance for environmental management, in particular:
 - develop methodologies to enhance knowledge of material flows within and among countries;
 - consolidate and improve data collection concerning material flows within and among countries;
 - develop tools to measure resource productivity and economy-wide material flows, including appropriate estimation methods, accounts and indicators;
- (ii) further develop and use indicators to better integrate environmental and economic decisionmaking, and to measure environmental performance with respect to the sustainability of material resource use;
- (iii) promote the development and use of material flow analysis and derived indicators at macro and micro levels;
- (iv) link environmental and economic related information through work on material flows, stocks and flows of natural resources, environmental expenditure, and macro-economic aspects of environmental policies;
- (v) co-operate to develop common methodologies and measurement systems of material flows, with emphasis on areas in which comparable and practicable indicators can be defined, drawing on work already done at national and at international level.

II. Instructs the Environmental Policy Committee:

- (i) to support and facilitate member countries' efforts to improve information on material flows and related indicators, including through exchange of information on national and international innovative experiences;
- (ii) to continue efforts to improve methods and indicators for the assessment of the efficiency of material resource use in important areas;
- (iii) to develop a guidance document to assist member countries in implementing and using common material flow accounts;
- (iv) to carry out these tasks in co-operation with other appropriate OECD bodies and other international organisations to prevent duplication and reduce costs;
- (v) to report to the Council on progress achieved by Member countries in implementing this Recommendation, within three years of its adoption.

B Summary of the Resources Strategy (EC)

Brussel, 1.10.2003

COM(2003) 572 definitief

MEDEDELING VAN DE COMMISSIE AAN DE RAAD EN HET EUROPEES PARLEMENT

Naar een thematische strategie voor het duurzame gebruik van natuurlijke hulpbronnen

Samenvatting

Deze mededeling is een eerste stap in de richting van de Thematische strategie voor het duurzame gebruik van natuurlijke hulpbronnen (de hulpbronnenstrategie), waarom is gevraagd in het zesde Milieuactieprogramma van de EU. Hiermee wordt beoogd een debat op gang te brengen over een raamwerk voor het gebruik van hulpbronnen dat de doelstellingen van de strategie van Lissabon en de duurzame-ontwikkelingsstrategie van de EU ondersteunt. Na een analyse van de milieuproblemen die gepaard gaan met het gebruik van natuurlijke hulpbronnen, worden de belangrijkste onderdelen geschetst waaruit een toekomstige strategie zou moeten bestaan, op basis van bestaande beleidstrajecten. Hoewel er basisideeën uiteen worden gezet over de wijze waarop de EU haar inspanningen moet richten op het reduceren van de milieueffecten van het gebruik van hulpbronnen, worden er daartoe feitelijk geen specifieke maatregelen voorgesteld. Dit wordt gedaan in de definitieve strategie, die in 2004 zal worden gepresenteerd.

Natuurlijke hulpbronnen vormen de basis voor de drie pijlers van duurzame ontwikkeling: een economische, een sociale en een milieupijler. De fysieke reserves kunnen echter uitgeput en schaars raken, hetgeen vervolgens de toekomstige economische en sociale ontwikkeling kan ondermijnen. Bovendien kan de wijze waarop hulpbronnen worden gebruikt de kwaliteit van de natuurlijke omgeving dermate verminderen dat dit een bedreiging kan vormen voor ecosystemen en de kwaliteit van het menselijk leven.

Momenteel baren de milieueffecten van het gebruik van niet-hernieuwbare hulpbronnen als metalen, mineralen en fossiele brandstoffen, ons veel meer zorgen dan de kans dat ze schaars zullen worden. Bij fossiele brandstoffen zijn het eerder de door het gebruik ontstane broeikasgassen die momenteel een urgent probleem vormen, dan het risico dat de reserves uitgeput raken. Voor hernieuwbare hulpbronnen zoals vis, schoon water en land, ligt dit anders, want daar is sprake van verlies van biodiversiteit en habitats. De hulpbronnenstrategie moet zich daarom richten op het verminderen van milieueffecten en zo groeiende economieën in staat stellen om hulpbronnen efficiënt te gebruiken, zowel vanuit een economisch als een milieuoogpunt. Deze aanpak, waarbij de milieueffecten worden losgekoppeld van groei – veelal aangeduid als ‘ontkoppeling’ – is de overkoepelende doelstelling waaraan deze strategie zal bijdragen.

Beleidsstrategieën die direct of indirect van invloed zijn op het gebruik van hulpbronnen moeten een balans zien te vinden tussen de economische, sociale en milieu aspecten van duurzame ontwikkeling.

De tenuitvoerlegging van nieuwe beleidsstrategieën en de aanpassing van bestaand beleid voor het bereiken van de noodzakelijke ontkoppeling van milieueffecten die verband houden met het gebruik van hulpbronnen enerzijds en economische groei anderzijds is een langetermijnproces. Bedrijven, consumenten en instellingen hebben tijd nodig om productie- en consumptiepatronen te ontwikkelen en aan te nemen waarvan de gevolgen voor het milieu minder groot zijn. Om investeringen te plannen en te kunnen innoveren hebben ze tevens behoefte aan algemene beleidsstrategieën met duidelijke langetermijndoelstellingen. Om deze reden is de tijdschaal voor de strategie 25 jaar.

De relaties tussen het gebruik van hulpbronnen enerzijds en milieueffecten anderzijds zijn momenteel echter slechts voor een deel bekend. Bovendien veranderen deze relaties mettertijd, bijvoorbeeld als gevolg van technische of sociale ontwikkelingen. Daarbij moet ook rekening worden gehouden met verschillen in regionale omstandigheden en gebruikspatronen. En de milieueffecten verschillen daarnaast sterk per gebruikte hulpbron. In eerste instantie dient de strategie dan ook vast te stellen welke hulpbronnen ons te allen tijde het meest zorgen baren, dat wil zeggen de bronnen waarbij de kansen op een verbetering in milieuopzicht het grootst zijn, rekening houdend met de technologische mogelijkheden en sociaal-economische aspecten. Om dit te kunnen doen en rekening te houden met de zich voortdurend ontwikkelende patronen in de milieueffecten van het gebruik van hulpbronnen, zal de strategie uit drie strategische elementen bestaan die tijdens de levensduur voortdurend zullen worden toegepast:

Kennisvergaring

De gehele levenscyclus van hulpbronnen, van de winning, via het gebruik in het productieproces van goederen en diensten en de uiteindelijke toepassing, tot de afvalfase, heeft effecten op het milieu. Eén bepaalde grondstof kan veel verschillende paden door de economie volgen. Aluminium kan bijvoorbeeld tot diverse goederen worden verwerkt, variërend van raamkozijnen en vliegtuigrompen tot drankblikjes, die allemaal een andere wisselwerking hebben met het milieu. Kennis over deze paden en effecten is momenteel verspreid over talloze partijen en er is sprake van grote hiaten. De hulpbronnenstrategie moet waarborgen dat kennis voor besluitvormers gemakkelijk voorhanden is en dat de hiaten worden opgevuld.

Beleidsbeoordeling

Het gebruik van natuurlijke hulpbronnen wordt beïnvloed door talloze milieubeleidsstrategieën, met inbegrip van bijvoorbeeld strategieën voor het maritieme milieu, bodembescherming, biodiversiteit en het stedelijke milieu, alsmede het beleid voor klimaatverandering, de Kaderrichtlijn Water en talloze andere zaken.

Daarnaast hebben veel niet-milieugerelateerde beleidsterreinen een grote invloed op het gebruik van hulpbronnen - soms onbedoeld. Voorbeelden hiervan zijn onder andere beleid op het gebied van belastingen, vervoer, landbouw en energie. Momenteel bestaat er echter geen mechanisme waarmee kan worden beoordeeld in welke mate de beleidskeuzes in deze verschillende gebieden verenigbaar zijn met het algemene streven naar ontkoppeling van economische groei enerzijds en de invloed van het gebruik van hulpbronnen anderzijds. De hulpbronnenstrategie zal deze evaluaties uitvoeren, het bewustzijn rond mogelijke compromissen verhogen en waar mogelijk voorstellen doen voor alternatieven.

Beleidsintegratie

Om de strategie tot leven te brengen, moet er concrete actie worden ondernomen op basis van de informatie die wordt gegenereerd door de vorige twee strategische elementen. Hierbij zullen politieke afwegingen moeten worden gemaakt met betrekking tot het relatieve belang van verschillende milieueffecten en milieudoelstellingen, waarbij rekening wordt gehouden met bredere overwegingen inzake duurzame ontwikkeling en maatregelen worden geselecteerd die de beste mogelijkheden bieden om te komen tot een verbetering op milieugebied bij het gebruik van hulpbronnen. De hulpbronnenstrategie zal daarom streven naar meer integratie tussen aan hulpbronnen gerelateerde milieuproblemen en andere beleidsterreinen die de milieueffecten van het gebruik van hulpbronnen beïnvloeden, met name in het kader van het proces van Cardiff.

Na de publicatie van dit document zal de Commissie via een open en gezamenlijk proces, waarbij de communautaire instellingen en de belanghebbenden zullen worden betrokken, een allesomvattende strategie ontwikkelen die in 2004 zal worden voorgedragen.



C Dematerialisatie en natuurlijke hulpbronnen in het NMP4

In Nederland is het dematerialisatiebeleid geïntroduceerd in het NMP4.

Hoewel dematerialisatie ook invloed heeft op andere vormen van milieudruk, stelt het NMP4 (p. 126) dat: 'de bestaande instrumenten om die milieudruk te reduceren vaak effectiever en efficiënter zijn. Brongerichte maatregelen bij productieprocessen leiden bijvoorbeeld meestal tot veel grotere reducties dan dematerialisatie. [...] Dematerialisatie is vooral aanvullend ten opzichte van reeds bestaande instrumenten. Vermindering van de materiaalinzet, gekoppeld aan de vermindering van energieverbruik, wordt via bestaande instrumenten al gestimuleerd. Dematerialisatiebeleid leidt dan vooral tot aandacht voor en tot de ontwikkeling en inzet van extra instrumenten op het gebied van materialen en energie'.

Bij de uitvoering van dematerialisatiebeleid ziet het NMP4 (p. 143 e.v.) vooral een rol voor producenten en consumenten. 'Dematerialisatie krijgt een grotere rol in het bestaande beleidsinstrumentarium, waarbij modules worden ontwikkeld gericht op vermindering van het gebruik van materialen. Hierbij wordt ook gebruik gemaakt van het instrument levenscyclusanalyse [...]. Het moet tevens duidelijk zijn welke milieuwinst met dematerialisatie te bereiken valt. Dit is niet alleen voor het bedrijfsleven van belang, maar ook voor consumenten. Alleen dan kunnen bedrijven en consumenten gemotiveerd worden om hieraan een bijdrage te leveren. Er zullen daarom ook voorwaarden worden geschapen om toegesneden kennis toegankelijker te maken voor de detailhandel met het oog op het verder verduurzamen van het productassortiment.'

Aan de basis van het dematerialisatiebeleid ziet het NMP4 een monitoringssysteem dat zal moeten worden ontwikkeld, dat (p. 142) '...rekening houdt met de uitputtingsgraad van grondstoffen en energieverbruik. Het gaat hierbij om:

- het volgen van veranderingen in materiaalgebruik, ecosystemen en de economie die leiden tot een duurzaam consumptiepatroon;
- het analyseren van de factoren die de vraag naar materialen en energie bepalen;
- het bepalen van de milieudruk van materiaalstromen en energiegebruik en dus ook de potentiële milieuwinst (met name de relatie met de CO₂-uitstoot speelt hierbij een belangrijke rol).'

De totale inspanningen van het monitoringssysteem zullen worden gevolgd met behulp van een dematerialisatie-indicator, die voor bedrijven, sectoren maar ook voor Nederland, een indicatie moet geven van de voortgang op het gebied van dematerialisatie. 'De ontwikkeling van een dematerialisatie-indicator zal zijn gebaseerd op indicatoren, die het terrein van fossiele brandstoffen, hout,

voedsel, water, kunststoffen, bouwmaterialen en metalen dekken. Afgeleide indicatoren op het terrein van afvalstoffen kunnen hierbij eveneens een rol spelen. Bij de ontwikkeling van een dematerialisatie-indicator sluit Nederland zoveel mogelijk aan bij de Europese ontwikkeling van een soortgelijk instrument.'

Het dematerialisatiebeleid zal vervolgens worden ingezet om de milieudruk van materiaalstromen te verminderen. Dematerialisatiebeleid is volgens het NMP4 vooral ondersteunend in het klimaatbeleid, het productbeleid en het afvalstoffenbeleid en het beleid gericht op het verminderen van uitputting van natuurlijke hulpbronnen. Het NMP4 kent nu een indicatieve doelstelling voor dematerialisatie: een relatieve reductie ten opzichte van de groei van het BBP van 50 tot 75% in 2030, wat ook wel wordt aangeduid met een factor 2 tot 4 dematerialisatie [Von Weiszäcker *et al.*, 1997].

In het kader van de studie van CE [De Bruyn *et al.*, 2003] zijn er een paar overlegondes geweest met wetenschappers en beleidsmakers. Een van de uitkomsten van die overlegondes is om voor te stellen om fossiele brandstoffen uit het dematerialisatiebeleid te schrappen omdat er voor energie al voldoende beleid bestaat en het niet opportuun lijkt om dat te doorkruisen met dematerialisatiebeleid. Daarnaast is afgesproken om te spreken over materialenbeleid in plaats van dematerialisatiebeleid omdat de doelstelling van een dergelijk beleid niet noodzakelijkerwijs de vermindering van het gewicht van de materiaalconsumptie hoeft te zijn, maar substitutie en recycling ook nuttige instrumenten kunnen zijn om de milieubelasting als gevolg van het materialenverbruik omlaag te brengen.

D Definitie van een materiaal en beslissingen rondom dataverzameling

Definitie van een materiaal

In het rapport 'Dematerialisation : not just a matter of weight' [Van der Voet *et al.*, 2003] wordt het probleem aangekaart van de verschillen in detailniveau. Zo wordt in de LCA-database onderscheid gemaakt in zes soorten staal, maar is de gehele landbouwproductie in niet meer dan twee materialen ingedeeld: plantaardige en dierlijke biomassa. Aggregatie van zes soorten staal tot één is altijd mogelijk. Opsplitsing van hoog geaggregeerde categorieën is lastiger, omdat hiervoor aanvullende informatie nodig is.

Het blijkt dat de landbouwproducten een substantiële bijdrage hebben in de score voor (bijna) alle milieuproblemen. Dit grote aandeel wordt veroorzaakt door zowel de hoge impacts per kilogram geconsumeerd materiaal (impact/kg) als ook de grootte van de consumptie in Nederland (kg). Het hoge aggregatieniveau is natuurlijk mede een oorzaak voor de hoge bijdrage van de groep aan de scores in de diverse milieuproblemen. Een meer gedetailleerd onderscheid is daarom wel wenselijk. Daarom wordt in deze paragraaf aandacht besteed aan een nadere indeling van de landbouwbiomassa.

Een belangrijk criterium voor de indeling is de mogelijkheid tot substitutie. Zijn de materialen binnen één groep voldoende uitwisselbaar om als een min of meer homogene groep te worden beschouwd?

Een eerste mogelijkheid is een indeling naar afzonderlijke gewassen. In theorie is ieder gewas uniek en is substitutie nooit volledig mogelijk. Een dergelijke indeling is mogelijk, maar is aan de andere kant wel weer erg gedetailleerd. De in de statistiek gehanteerde lijsten gewassen zijn lang en sluiten ook slecht aan bij het begrip 'materiaal'. Voorgesteld wordt daarom, de indeling van agrarische producten in productgroepen op basis van (groeve categorieën) toepassingsgebieden te doen. Binnen deze groepen is een zekere mate van functionele uitwisselbaarheid aanwezig, hoewel nooit 100%. De volgende toepassingsgebieden – die ook hoofdfuncties genoemd zouden kunnen worden – voor de landbouwproducten zijn te onderscheiden:

- voedselvoorziening;
- grondstof voor textiel (plantaardig: katoen; dierlijk: wol, leer);
- grondstof voor producten van de biotechnologische industrie: bioplastics, bio-fuels en fijnchemicaliën.

Deze laatste categorie is momenteel nog klein, maar kan in de toekomst wellicht toenemen.

Op basis van de voedingsstoffenbehoefte van de mens kunnen landbouwproducten voor de voedselvoorziening verder worden ingedeeld in productgroepen, waarbij wordt aangesloten bij de maaltijdschijf. Deze maaltijdschijf bestaat uit 4 groepen producten met ieder een specifieke functie in

de voedingsstoffenvoorziening: zetmeel, vezels, eiwitten en vetten (zie tabel 10). Een dergelijke indeling is zinvol uit oogpunt van eventuele substitutiemogelijkheden.

tabel 10 De maaltijdschijf: indeling van landbouwproducten naar hoofdbestanddeel

Productgroep	Voedingsfunctie
Aardappelen, granen en peulvruchten	zetmeel (koolhydraten) , vezels (cellulose etc.), plantaardige eiwitten, vitamine B en mineralen
Fruit en groenten	vezels en vitamine C
Vlees, vis, kip, eieren en melkproducten	dierlijke eiwitten , vitamine B and mineralen
Margarine en boter	vetten , linolzuur en vitamine A en D

In tabel 11 staat een voorstel voor een indeling van landbouwproducten waarbij bovenstaande functies van de agrarische producten zijn samengevat. Omdat het een te omvangrijke klus zou zijn elk van de gewassen toe te delen aan de verschillende productgroepen (graan heeft een zetmeelfunctie, maar ook een vezelfunctie en er zit ook nog wel wat eiwit in), is ervoor gekozen de gewassen toe te delen op basis van hun voornaamste functie. Hierdoor is de indeling soms enigszins arbitrair. De toepassing van de gewassen is dan een verdere detaillering van de keten. Voor bio-materialen geldt in feite dat deze zelf het 'finished material' zijn. Dat gedeelte van de gewassen die in de biotechnologische industrie worden gebruikt als grondstof, wordt daarom niet meegenomen in de kwantificering van de stromen. Tot op heden is dat een zeer kleine hoeveelheid. In de toekomst kan dat mogelijk veranderen.

tabel 11 Agrarische productgroepen en hun functies (toepassingen)

Productgroep of materiaal	Toepassing		
	voedingsstof	textiel	bio-materialen
Zetmeelgewassen voor voedsel (aardappels, granen etc.)	x		
Zetmeelgewassen als grondstof voor materialen (maïs, granen)			x ²
Cellulosegewassen voor voedsel (groente en fruit)	x		
Cellulosegewassen voor materialen (katoen, hennep)		x	
Dierlijke vezelproducten voor materialen (wol, leer)		x	
Eiwitgewassen (peulvruchten)	x		
Eiwitproducten uit de veehouderij (vlees, eieren)	x		
Eiwitproducten uit de visserij (vis, schelpdieren)	x		
Oliegewassen (raapzaad, zonnebloem)	x		
Dierlijke vetten (melkproducten) ¹	x		

Margarine en boter zijn meegenomen in de groep melkproducten. Ruwe melk is het basismateriaal voor de productie van consumptie melk, kaas, boter en andere melkproducten.

Momenteel wordt met name suiker uit maïs en graan gebruikt voor de productie van bio-based plastics en brandstoffen. Voor de economische haalbaarheid is een verschuiving naar goedkopere suiker bronnen noodzakelijk, b.v. suikerbieten, stro, maisafval e.d.

Dataverzameling

Databronnen

Er zijn twee bronnen van gegevens over de materiaalstromen. De eerste is de MFA-database zoals opgesteld door het Wuppertal Instituut en/of door IFF voor Eurostat. De MFA-database levert data op het niveau van grondstoffen. De tweede bron zijn de productie- en handelsstatistieken. Deze leveren data op het eindmateriaal- of productniveau. Het voordeel van de MFA-database is dat dit in principe een volledig overzicht biedt. Productiestatistieken doen dat niet. Aan de andere kant geeft de MFA database geen aanwijzingen over de keten van de grondstoffen. In welke materialen worden de grondstoffen toegepast, en naar welke eindtoepassingen gaan deze materialen?

Er is een gegevensbron voor de verdeling van de grondstoffen over verschillende toepassingsgebieden. Deze data zijn gegeven door de USGS en hebben betrekking op de Verenigde Staten. Voor Europa en Nederland bestaan deze data niet. Wel is men momenteel in Engeland bezig met het maken van een vergelijkbaar overzicht. Uit de voorlopige resultaten blijkt dat de verdeling van de grondstoffen over de toepassingsgebieden in grote trekken overeen komt met die in de Verenigde Staten (med. Rebecca White, British Geological Survey). Voor deze studie maken we gebruik van de USGS data om ontbrekende gegevens aan te vullen.

Voor sommige basismaterialen is dit voldoende, omdat ze worden toegepast als zodanig. Echter, indien wij materialen willen beschouwen die afgeleid zijn van deze basismaterialen, moeten de totale massastromen op een andere manier gevonden worden. Dan komt een derde gegevensbron in beeld: de LCA-database. Deze bevat geen informatie over hoeveelheden materialen, maar wel over de samenstelling van de materialen en de producten die daaruit worden gemaakt. Met behulp van deze gegevens kunnen nog ontbrekende gegevens worden bijgeschat.

Toepassing van de databronnen

De eerste keus is de productie- handelsstatistieken te raadplegen om de hoeveelheden van het desbetreffende materiaal te vinden. In dit geval is er geen probleem. Echter, vaak is die informatie afwezig. In dat geval moet de totale hoeveelheid gebruikt materiaal geschat worden. De methode wordt hieronder uitgelegd met behulp van een voorbeeld.

De MFA-database bevat data over de stromen van grondstoffen X, Y en Z. De USGS database bevat data over de verdeling van grondstoffen X en Y over de eindmaterialen A, B en C:

Grondstof X [t/y]

20% gaat naar toepassing A

30% gaat naar toepassing B

50% gaat naar toepassing C

Grondstof Y [t/y]
10% gaat naar toepassing A
90% gaat naar toepassing B

Grondstof Z [t/y]
onbekend

De LCA-database bevat gegevens over de samenstelling van de materialen A en B.

Materiaal A bestaat uit
grondstof X 10%
grondstof Y 20 %
grondstof Z 30 %

Materiaal B bestaat uit
grondstof X 30%
grondstof Y 30 %
grondstof Z 60 %

De MFA-database geeft de instroom van basismateriaal X aan, en USGS-data geven aan dat 10% van het jaarlijkse verbruik van basismateriaal X gebruikt wordt om eindmateriaal A te maken. Omdat materiaal A ook andere bestanddelen bevat, is dit niet de totale massa. Uit de ECOINVENT LCA-database kunnen wij de gemiddelde samenstelling van materiaal A halen. Door het percentage gewicht van materiaal A dat afkomstig is uit grondstof X te bepalen, kunnen wij het totale gewicht van de geproduceerde materiaal A bepalen.

Deze gegevens kunnen ook andersom gebruikt worden.

Indien er LCA-data voor alle belangrijkste toepassingen van grondstof Z aanwezig zijn, (materiaal A en B) kunnen wij de ontbrekende jaarlijkse stroom aan basismateriaal Z bepalen. Dit kan uiteraard alleen als we de meeste toepassingen kennen.

Een verdere en mogelijk belangrijke toepassing van deze omrekening is de controle van toepasbaarheid van de USGS data.

Voor een aantal eindmaterialen beschikken wij over de complete set van data: de MFA-gegevens over stromen van grondstoffen, de verdelingsdata van toepassingen van de grondstoffen X, Y, en Z, en de statistische data over het gebruik van materialen A en B. In dit geval is het mogelijk te bepalen via de samenstelling van materialen A en B en de MFA van X, Y en Z in hoeverre de door de USGS opgegeven verdelingen kloppen. Indien we voor een aantal verschillende materialen de gegevens redelijk overeenkomen, hebben wij een aanwijzing dat de VS data ook van toepassing zijn op EU. Een hard bewijs is dit natuurlijk niet.

Gebruikte databronnen in dit onderzoek

De impacts ten gevolge van de consumptie van materialen is gebaseerd op de impacts per kg material vermenigvuldigd met de hoeveelheid geconsumeerd materiaal in Nederland. De consumptie van de materialen is afgeleid uit de binnenlandse productie (P) plus de import (I) minus de export (E). In onderstaande tabel zijn de bronnen voor de productie- en im- en exportgegevens samengevat.

tabel 12 Gebruikte bronnen voor gegevens met betrekking tot productie en im- en export

		import/export
zand (ophoog zand)	DWW	DWW
Cement	CE	CE
beton	CBS jaarboek	Verwaarloosd
keramische producten	CBS jaarboek	Eurostat
staal	USGS	Eurostat
aluminium	USGS	Eurostat
koper	-	Eurostat
nikkel	-	Eurostat
zink	USGS	Eurostat
kunststoffen (PE, PP, PS, PVC)	CE ¹	Eurostat
papier en karton	FAO	FAO
glas	DWW ²	Eurostat
agrarische producten	FAO	FAO

¹⁾ Productie van plastics gebaseerd op de consumptie van nafta.

²⁾ Productie van glas gebaseerd op de consumptie van zilverzand.

Ophoogzand

DWW maakt onderscheid in ophoogzand, beton- en metselzand en zilverzand. Bij het bepalen van de impacts ten gevolge van de consumptie van het material zand wordt alleen gerekend met de consumptie van zand voor het ophogen van bouwterreinen en wegen e.d.. De impacts van de consumptie van beton- en metselzand maken immers deel uit van de materialen cement en beton. De impacts ten gevolge van de consumptie van zilverzand (industrieel zand) maken deel uit van een aantal andere materialen, zoals glas en staal. Volgens USGS (United States Geological Survey) wordt zilverzand ingezet in een aantal materialen, zoals grondstof voor glas (37%), schuurmiddel (5%), ijzergieterijen (21%) en overige toepassingen (37%).

Cement

De consumptie van cement heeft alleen betrekking op het gebruik van metsel cement (ca. 12%). Volgens USGS wordt 88% van het cement ingezet in de betonproductie.

Kunststoffen

De productiegegevens van kunststoffen zijn vanwege geheimhouding niet beschikbaar (CBS, CEREM). Nafta is de belangrijke grondstof voor de productie van plastics. De productie van kunststoffen is afgeleid van de consumptie van nafta vermenigvuldigd met een ophoogfactor. Uit de beschikbare productiecijfers

voor plastics is een ophoogfactor afgeleid van 1.2. Voor de impacts per kilogram kunststof is een gewogen gemiddelde afgeleid van de impacts per kg PE, PP, PS en PVC.

Glas

De productiegegevens van glas zijn vanwege geheimhouding niet beschikbaar (CBS, CEREM).

Zilverzand is de belangrijke grondstof voor de productie van glas. In het jaar 1990 bedroeg de productie van glas ca. 980 kton (RIVM: SPIN). De consumptie van zilverzand was 1.205 kton. Ongeveer 37% van het zilverzand wordt ingezet in de primaire glasproductie. Bij de glasproductie wordt echter ook gerecycled glas ingezet. De productie van glas is uiteindelijk bepaald door de consumptie van zilverzand te vermenigvuldigen met een factor 0,8 (de ratio van de glasproductie en zilverzandconsumptie in het jaar 1990).

Referenties

DWW. Mondelinge mededelingen Joris Broers, Ministerie van Verkeer en Waterstaat_ Dienst Weg- en Waterbouwkunde.

CE. Minder meten, meer weten!, De Bruyn, S.M., et al., 2003.

CBS. Statistische jaarboeken. Centraal Bureau voor de Statistiek. Voorburg/Heerlen.

USGS. <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/country/europe.html#nl>.

FAO. http://www.fao.org/waicent/portal/statistics_en.asp.

Eurostat (2001). COMEXT Intra- and extra-EU trade, annual data, combined nomenclature. CD-Rom. ISSN 1017-6594.

E Biomaterialen

De toepassing van witte biotechnologie (industriële biotechnologie) voor de productie van materialen wordt beschouwd als een mogelijke strategie voor een duurzamere samenleving [OECD, 2001; EuropaBio, 2003]. In de biotechnologie worden micro-organismen of enzymen ingezet in het productieproces, waardoor processen efficiënter kunnen verlopen, dat wil zeggen met minder energie- en materiaalgebruik dan bij de chemische alternatieven. Daarnaast is het mogelijk dat er door de biotechnologie een verschuiving plaatsvindt van de toepassing van fossiele grondstoffen (olie, kolen, gas) naar hernieuwbare grondstoffen (planten, hout) door de ontwikkeling van brandstoffen en kunststoffen die geproduceerd worden uit biomassa.

De biotechnologie wordt al in belangrijke mate toegepast in de productie van fijnchemicaliën (medicijnen, vitaminen) en enzymen. Voor een beleid op materialen zijn deze kleine toepassingen echter waarschijnlijk niet interessant. De consumptie van biotechnologische bulktoepassingen zoals biobrandstoffen en biopolymeren is momenteel nog klein maar kan in de toekomst mogelijk toenemen.

Daar fossiele brandstoffen als energiedragers niet in deze dematerialisatiestudie zijn betrokken blijven ook de biobrandstoffen buiten beschouwing. Onderstaand wordt kort ingegaan op de mogelijke veranderingen op milieu-impacts ten gevolge van een toename van het gebruik van bio-based plastics geproduceerd uit plantaardige materialen ten koste van plastics geproduceerd uit olie.

Bioplastics

De term bioplastics wordt minstens op twee manieren gebruikt:

- 1 Plastics waarbij gedurende de polymerisatie gebruik wordt gemaakt van enzymen als katalysator waardoor processen efficiënter verlopen.
- 2 Plastics die zijn gebaseerd op hernieuwbare grondstoffen in plaats van fossiele.

Enzymatische synthese van plastics

Het eerste type plastics wordt in deze studie buiten beschouwing gelaten. Procestechnologische veranderingen in de productieprocessen gedurende de tijd blijven namelijk ook voor ander materialen buiten beschouwing. De LCA-database waarop de milieu-impacts van materialen is gebaseerd maakt gebruik van huidige procesbeschrijvingen. De procesbeschrijvingen zijn statisch, dat wil zeggen ontwikkelingen in de processen gedurende de tijd zijn niet meegenomen. Voor het in acht nemen van de dynamiek van technologische veranderingen in de tijd zouden verschillende processen moeten worden gedefinieerd voor eenzelfde productieproces. Een dergelijke gedetailleerde analyse is in dit project niet mogelijk.

Plastics gebaseerd op hernieuwbare grondstoffen (Bio-based plastics)

De huidige grondstoffen voor plastics (polymeren) zijn de fossiele grondstoffen, zoals olie en gas. De bio-based plastics worden geproduceerd uit hernieuwbare grondstoffen zoals suiker. De eerste bio-based polymeren zijn al op de markt zoals NatureWorks™ van Cargill Dow (toegepast in verpakkingsmaterialen, kleren en elektronische apparaten) en Sorona® van DuPont [EuropaBio, 2003].

Vooral in de Verenigde Staten is er veel onderzoek gedaan naar het gebruik van hernieuwbare grondstoffen voor het vervaardigen van materialen. Belangrijke reden is de wens tot een verminderende afhankelijkheid van olie als grondstof. Bovendien heeft de VS de beschikking over grote hoeveelheden agrarische voorraden, zoals maïs. Dit is nodig voor een relatief goedkope productie van zetmeel als ruw materiaal voor de productie van de plastics [OECD, 2001].

In 1999 heeft Monsanto o.a. koolzaad gebruikt voor de productie van bio-based plastics bekend onder het type PHA (polyhydroxyalkanoaat). Ook BASF heeft onderzoek gedaan naar een vergelijkbaar materiaal, Polyhydroxybutanoic acid, geproduceerd uit koolzaad. In beide gevallen is de ontwikkeling echter (tijdelijk) stopgezet vanwege de onzekerheden in technologisch en economische haalbaarheid [OECD, 2001].

De ontwikkeling van polylactiden is een voorbeeld van een nieuw productieproces gebaseerd op hernieuwbare grondstoffen. Polylactide (PLA) is een polymeer van lactide dat wordt gemaakt uit lactide zuur. Al gedurende enige jaren wordt lactide zuur geproduceerd langs chemische route en fermentatie route. Recente ontwikkelingen in het fermentatieproces hebben geleid tot een kosteneffectiever proces. Cargill Dow Polymers (CDP) heeft een fabriek gebouwd met een productiecapaciteit van 140.000 ton per jaar voor de productie van polylactide uit maïs. Deze capaciteit voldoet momenteel aan de wereldvraag naar PLA, mogelijk vinden uitbreidingen plaats in Europa en Azië.

Het bioproces is momenteel afhankelijk van dextrose als grondstof, een relatief dure suiker. (in Amerika met name geproduceerd uit maïs, in Europa uit graan). Ontwikkelingen zijn gaande om ook ander grondstoffen toe te kunnen passen zoals suikers uit suikerbieten (sucrose) of nog goedkoper maïsvezels (cellulose) uit het maïs afval (dat momenteel wordt toegepast als veevoer). De economische haalbaarheid van de productie van bio-based plastics is sterk afhankelijk van deze, laatst genoemde, goedkope biologische voorraden.

DuPont heeft een bioproces ontwikkeld voor de productie van 1,3-propaandiol (PDO) uit glucose (druivensuiker). Een pilot fabriek is gebouwd om toepassing van het productie proces op grote schaal (90.000 kg /jaar) te onderzoeken. Momenteel is Sorona, een op PDO gebaseerde polyester polytrimethylene terephthalate (PTT), al op de markt.

Milieu-impacts van de bio-based plastics

De PLAs is een groep van verschillende polymeren die zijn geproduceerd uit hernieuwbare grondstof (momenteel dextrose uit maïs).

Maïs → dextrose (polylactide polymeer) $\xrightarrow{\text{fermentatie}}$ lactide zuur $\xrightarrow{\text{chemische polymerisatie}}$ PLA

Het verschil tussen de bio-based plastics ten opzichte van conventionele plastics is dus met name het gebruik van geproduceerde biomassa in plaats van de aanwezige voorraden fossiele grondstoffen.

Dit leidt uiteraard tot een verminderde uitputting van fossiele brandstoffen en een vermindering van de uitstoot van CO₂. De bio-based plastics zijn bovendien composteerbaar of kunnen zonder problemen, vrijwel volledig, worden verbrand. Het gebruik van geproduceerde biomassa als grondstof betekent echter ook dat een volledige produktieketen aan de grondstof vooraf gaat. In de agrarische produktie worden kunstmesten, dierlijke mesten, pesticiden en energie ingezet. Dit leidt tot een verhoging van milieuproblemen zoals vermesting, verzuring en de verspreiding van toxische stoffen. Bovendien is het energiegebruik in de landbouwketen niet onaanzienlijk, zodat ook deze productiewijze gepaard gaat met uitputting van fossiele brandstoffen en CO₂-emissies. Tenslotte neemt door de productie van biomassa ook het landgebruik toe.

In verschillende toepassingen is PLA een vervanger voor PET, polyesters (PUR), PS etc. Afhankelijk van het type plastic dat wordt vervangen kan het gebruik van fossiele brandstoffen afnemen met 20-50%. De verwachting is dat als gebruik kan worden gemaakt van cellulose (uit stro, baggasse, maisafval) het gebruik van fossiele brandstoffen kan afnemen met 80% of meer.

Tijdens de groei van de biomassa voor de produktie van plastics wordt CO₂ uit de lucht vastgelegd in de planten. Bij de afbraak of verbranding van de plastics komt deze CO₂ weer vrij. Voor de produktie van de biomassa is uiteraard nog wel energie nodig, denk aan de produktie van kunstmesten en pesticiden, en zullen dientengevolge ook CO₂-emissies plaatsvinden. De verwachting is echter dat netto de emissie van CO₂ zal afnemen indien gebruik wordt gemaakt van biomassa in plaats van fossiele grondstoffen [OECD, 2001].

Bio-based plastics in Nederland

De consumptie van bio-based plastics in Nederland is niet bekend. Momenteel worden op wereldschaal kleine hoeveelheden bio-based plastics geproduceerd (140.000 ton per jaar in VS). Afzet hiervan zal grotendeels plaatsvinden in de VS. In Nederland worden geen bio-based plastics geproduceerd. Op dit moment zal de consumptie in Nederland van bio-based plastics ten opzichte van hydrocarbon-based plastics (consumptie in 2000 ca. 1.000.000 ton) dus erg klein zijn.

Het doordringen van bio-based plastics in de markt is sterk afhankelijk van de beschikbaarheid van grote hoeveelheden goedkope biomassa. Deze productie van bio-based plastics uit cellulose is momenteel in ontwikkeling maar nog niet commercieel operationeel.

In het huidige dematerialisatieproject is nog geen rekening gehouden met de consumptie van bio-based plastics in Nederland. In de (verre) toekomst wordt deze consumptie wellicht wel relevant.

Literatuur

EuropaBio, 2003. *White Biotechnology: Gateway to a More Sustainable Future*. EuropaBio, Brussels, Belgium. www.europabio.org.

OECD, 2001. *The Application of Biotechnology to Industrial Sustainability*. Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), Paris, France.



F Impacts ten gevolge van visconsumptie in Nederland

Visvangst versus visteelt

Er zijn ruwweg twee manieren om vis te produceren, het vangen van vis uit de natuurlijke biotische voorraden in zee en rivieren en het telen van vis. Beide productiemethodes hebben hun specifieke impacts op het milieu ten gevolge van de verschillen in technieken en inzet van materialen en energie.

Visvangst

- klimaatverandering en verzuring e.d. t.g.v. energiegebruik (boten, invriezen);
- uitputting biotische voorraden (overbevissing);
- aantasting landschap; land competition, life support function, biodiversiteit (wegvangen soorten, aantasting zeebodem e.d.).

Visteelt

- klimaatverandering en verzuring e.d. t.g.v. energiegebruik (zuivering, beheersing, invriezen);
- vermesting en verzuring t.g.v. gebruik (kunst)mest en of voeders;
- verspreiding schadelijke stoffen t.g.v. gebruik pesticiden en geneesmiddelen;
- effecten t.g.v. productie voeders (w.o. vismeel en visolie van gevangen vis en andere plantaardige en dierlijke producten) (een gemiddelde carnivore kweekvis, zoals een zalm, eet 2 à 3 keer zijn eigen lichaamsgewicht aan (verwerkte) wilde vis), Voor de totale productie van 29 miljoen ton vis is 10 miljoen ton wilde vis nodig (deel van de vis is nl. herbivoor (b.v. karper) [Smit, 2003];
- aantasting landschap; land competition, life support function, biodiversiteit (aanleg visvijvers e.d.);
- risico van verspreiding van ziektes naar wilde populaties;
- risico van genetische vervuiling van wilde populaties.

Een aantal controverses met betrekking tot kweekvis zijn te vinden in [Luiten, 2003; Smit, 2003; Anonymus, 2003].

Voor het bepalen van de impacts ten gevolge van de consumptie van vis in Nederland is het dus van belang te weten hoeveel van de geconsumeerde vis is geproduceerd door visserij dan wel visteelt. Verder kan het van belang zijn voor de visvangst onderscheid te maken in het type vangst, bijvoorbeeld drijfnet of sleepnet etc en locatie van de vangst, diepzee en kustwateren e.d. Voor de visteelt is het van belang om bijvoorbeeld onderscheid te maken in planteneters en vleeseters en kweek in open mariene wateren (zeevis) en vijver-, doorstroom- of recirculatiesystemen e.d.?

In Nederland vindt kweek van vis plaats in recirculatiesystemen met waterzuivering en -hergebruik, daardoor zijn mestproblemen en verspreiding van schadelijke stoffen nauwelijks aan de orde. Bovendien zijn de risico's van verspreiding van ziektes en genetische vervuiling niet aan de orde [Luiten, 2003].

Data met betrekking tot visproductie en –consumptie in Nederland

Het kweken van vis is al eeuwen oud. De viskweek heeft recent een explosieve groei doorgemaakt. Van 1989 tot 1998 verdubbelde de mondiale hoeveelheid kweekvis (jaarlijkse groei meer dan 15%), terwijl de opbrengst van visserij min of meer stabiel is gebleven [Productschap Vis, 2001]. Volgens de wereldvoedselorganisatie (FAO) is de productie, tussen 1987 en 1997, zelfs toegenomen van 10 miljoen ton naar 29 miljoen ton. Dit betekent dat een kwart tot eenderde van de geconsumeerde vis afkomstig is uit kwekerijen [Smit, 2003]. Andere cijfers spreken van 96 miljoen ton gevangen vis tegenover 45 miljoen ton gekweekte vis [Anonymus, 2003].

De visvangst zal op zijn best ongeveer gelijk blijven. Bij een groeiende vraag naar vis, door een toename van de wereldpopulatie, zal het aanbod van vis in toenemende mate worden voorzien door viskweek. Ook in Nederland is viskweek een groeisector. De omzet van de viskweek in Nederland is ongeveer 5% van de wildvang (exclusief schelpdieren) [Luiten, 2003].

tabel 13 Kweek internationaal [Luiten, 2003]

Soort vis	Productie (kton/jr)	Locatie
Karper (herbivoor)	8.700	China
Tilapia	700	wereldwijd
Paling	130	Japan
Forel	130	Noorwegen, Chili, Schotland
Zalm	1.000	Noorwegen, VK, Chili
Zeebaars en Zeebrasem	120	Italië, Griekenland, Spanje en Frankrijk
Tarbot	4	Spanje, Frankrijk

tabel 14 Kweek in Nederland [Luiten, 2003]

Soort vis	Kton/jaar	Locatie
Paling	3,8-4	60 bedrijven
Meerval	2,2-2,5	25 bedrijven
Forel		5 bedrijven
Tarbot en zeebaars	0,15	2 bedrijven
Tong	0,05	1 pilot bedrijf
Tilapia (herbivoor)		in ontwikkeling

tabel 15 Food balance for aquatic animals in the Netherlands, 1998, unit 1.000 ton [FAO, 2003]

		product ion	import	Stock change	export	supply	feed	seed	proces sing	waste	other uses
Freshwater Fish	animal fats	5.75	55.24	-2.22	23.68	35.09	0		0		0.5
Demersal Fish	animal fats	112.91	251.35	0	251.73	112.54	0		-0.81		0
Fish, Body Oil	animal fats	0	43.61	0	17.35	26.25			0.01		21.13
Fish, Liver Oil	animal fats	2.6	0.38		2.63	0.35	0.35				
Pelagic Fish	fish, seafood	336.93	480.51	0	505.04	312.41	189.74				20
Marine Fish, Other	fish, seafood	4.13				4.13					4.13
Crustaceans	fish, seafood	12.56	65.57	-8.31	65.39	4.43			0		0
Cephalopods	fish, seafood	0	18.65	0	10.21	8.44					
Molluscs, Other	fish, seafood	184.43	49.59	0	113.61	120.4			0		30
Aquatic Animals, Others	aquatic products, other	0	1.92		0.67	1.24					1.24

Operationele karakterisatiefactoren voor het bepalen van de impacts

Bij het bepalen van de impacts op de milieuproblemen ten gevolge van ingrepen en emissies is gebruik gemaakt van de zogenaamde 'baseline impact categories' zoals voorgesteld in de 'Nederlandse' handleiding voor LCA [Guinée et al., 2002]. Deze 'baseline impact categories' betreffen milieuproblemen die algemeen worden toegepast in LCA's en waarvoor in de handleiding op basis van best-available-practice operationele karakterisatiefactoren zijn voorgesteld.

Probleem met het bepalen van de impacts ten gevolge van de visvangst en -teelt is dat er voor een aantal relevante impacts geen operationele factoren beschikbaar zijn. Zo ontbreekt er een karakterisatiemodel voor het bepalen van de uitputting van biotische grondstoffen. Ook voor het bepalen van de vermindering van biodiversiteit en life support functions ten gevolge van aantasting van het landschap ontbreken operationele factoren. De discussies met betrekking tot het bepalen van de effecten voor deze impact categorieën zijn nog in volle gang.

Wel zijn er een aantal studies waarin aandacht is besteed aan deze impact categorieën. [Lindeijer et al., 1998, 2003] en [Köllner, 2000] gaan in op het bepalen van de schade ten gevolge van verschillende typen landgebruik. Voor toepassing in LCA zullen de methodieken echter verder moeten worden uitgewerkt. Bovendien ontbreekt in de modellen het bepalen van de schades voor het mariene ecosysteem. In [Sas et al., 1996] is een case studie opgenomen voor het bepalen van schade aan biodiversiteit ten gevolge van de vangst van vis. Ook deze methodiek is echter niet doorontwikkeld en bovendien ontbreken modellen voor schades ten gevolge van aantasting op het land. Al met

al lijkt een uitgewerkte methodiek die de directe schade beoordeeld ten gevolge van gebruik van ecosystemen, zowel terrestrische als ook mariene, te ontbreken. In de LCA-handleiding [Guinée et al., 2002] wordt als baseline impact category voor effecten ten gevolge van het gebruik van land de category 'land use competition' voorgesteld. De inventory data voor landgebruik (gebruikte oppervlak * gebruikte tijd) worden ongewogen opgeteld. Dat wil zeggen de karakterisatiefactor is 1 voor alle typen van landgebruik. In een vergelijking:

Toename van land competitie = $a * t * 1$

a is het in gebruik genomen oppervlak en t de tijdsduur van in gebruik name. Het indicator resultaat wordt uitgedrukt in $m^2.jr$.

Deze indicator is uit te breiden tot een indicator oppervlakte competitie (gebruik van land- en zeeoppervlakte). Voor de visvangst betekent dit dat de inventory data betrekking hebben op het oppervlak van het gebruikte net vermenigvuldigd met de tijd dat het net is uitgeworpen. Voor de teelt hebben de land competition inventory data voor bijvoorbeeld de jaarlijkse productie van vis betrekking op het oppervlak van de visfarm.

Procesgegevens voor visvangst en visteelt

Visvangst:

- 1 LCA-food database Draft [Danish Institute of Agricultural Sciences, 2003].
Vnl. emissies t.g.v. energiegebruik, geen ingrepen zoals oppervlakgebruik, uitputting. Procesgegevens downloadable, m.b.v. simapro.

Visteelt:

- 1 LCA-food database Draft [Danish Institute of Agricultural Sciences, 2003].
Vnl. emissies t.g.v. energie gebruik, feed, formaline e.d. geen ingrepen zoals oppervlakgebruik, uitputting, Procesgegevens downloadable, m.b.v. simapro.
- 2 Fish farming and the environment [Silvenius & Grönroos, 2003].

Literatuur

Anonymus, 2003. Vis gaat koe achterna
<http://www.veganisme.non-profit.nl/nieuws/a1052427993.htm>

Danish Institute of Agricultural Sciences, 2003. LCA-food database
www.lcafood.dk

Guinée et al., 2002. Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, the Netherlands (see also <http://www.kap.nl/prod/b/1-4020-0228-9>)

Luiten, E., 2003. Controverses rond kweek van vis in Nederland? Stichting Toekomstbeeld der techniek (SST), Den Haag. www.sst.nl

Silvenius F. & J. Grönroos. 2003. Fish farming and the environment. Results of inventory analysis. Finnish Environment Institute, Helsinki, Finland. Also available on the internet www.environment.fi/publications
Smit, A., 2003. Vissen eten de zee leeg
<http://www.animalfreedom.org/paginas/column/astridsmit.html>
zie ook Kweekzalm bedreigt de wilde zalm. Intermediair, 2002



G Top twintigs per thema

In deze bijlage worden de meest milieubelastende materialen per thema weergegeven, met hun respectievelijke scores in termen van equivalenten.

Hoewel veelal dezelfde materialen voorkomen in de tabellen, is toch hun volgorde steeds anders. Er kunnen verschillende (niet geheel onverwachte) patronen worden gevonden. Landbouwproducten bijvoorbeeld scoren hoog op de thema's Land use competition (vanwege het landgebruik), Global warming (vanwege de energie-intensiteit van de landbouw), Freshwater en terrestrial ecotoxicity (vanwege de bestrijdingsmiddelen) en Eutrophication (vanwege de meststoffen). Ook vis zien we op veel plaatsen terug, m.n. bij verzuring en smogvorming (transport in schepen) en eutrofiëring (viskweek). Beton scoort op alle thema's, hoewel zelden in de top. Datzelfde geldt voor ijzer en staal en voor plastics: deze komen bij elk thema wel voor in de toptwintig. Zware metalen zien we terug bij Abiotic resource depletion (vanwege de uitputting van winbare voorraden), en bij de energiegerelateerde thema's Global warming, Photochemical oxidant formation en Acidification. Bij deze thema's zien we zelfs de kleine stromen van de edele metalen in de toptwintig verschijnen. Zand en grind verschijnen met name bij Land use competition (vanwege de winning) en ook hier weer bij de energiegerelateerde thema's, vanwege het transport. In de andere thema's scoort zand niet hoog, ondanks de omvang van de stromen.

Een andere manier om naar deze resultaten te kijken is per thema. Uit deze lijst blijkt welke materialen per thema de problemen vooral veroorzaken. Soms is te zien dat één materiaal een belangrijk deel van de totale score veroorzaakt, zoals bijvoorbeeld ijzer en staal bij het thema Abiotic resource depletion, of PVC bij afbraak van de ozonlaag. Hierbij moet wel in het oog worden gehouden dat materialen niet als enige bijdragen aan de milieuproblemen. Uit [Van der Voet et al., 1993] blijkt dat materialen voor een kwart à de helft, in sommige gevallen nog meer, aan het totale probleem bijdragen. In elk geval kunnen de resultaten per thema input leveren aan het beleid op de thema's.

Toptwintig Abiotic Resource Depletion

iron and steel	1.86E+08
paper and board	1.07E+07
aluminium	9.99E+06
concrete	9.77E+06
animal fats	5.44E+06
zinc	3.98E+06
PVC	3.36E+06
copper	2.32E+06
glass	2.30E+06
nickel	1.98E+06
cement	1.55E+06
ceramic	1.38E+06
rockwool	1.29E+06
animal protein	1.26E+06
wood	1.10E+06
sand	9.27E+05
PE	8.81E+05
PP	8.80E+05
starch crops	8.17E+05
PUR	7.34E+05

Toptwintig Land Use Competition

animal fats	1.10E+10
animal proteins	2.54E+09
starch crops	9.59E+08
sand	6.20E+08
oil crops	4.05E+08
fibre crops for food	2.82E+08
iron and steel	2.72E+08
concrete	2.33E+08
paper and board	1.88E+08
gravel	1.17E+08
aluminium	1.02E+08
wood	9.53E+07
PVC	4.77E+07
protein crops	4.04E+07
ceramic	3.60E+07
copper	3.33E+07
zinc	2.84E+07
animal fibres	2.61E+07
glass	1.88E+07
nickel	1.86E+07

Toptwintig Global Warming

animal fats	1.93E+10
iron and steel	1.90E+10
starch crops	9.50E+09
paper and board	7.88E+09
animal protein	4.46E+09
oil crops	4.01E+09
aluminium	3.37E+09
fibre crops for food	2.80E+09
concrete	2.23E+09
PE(HD)	2.22E+09
PVC	2.05E+09
ceramic	1.52E+09
fish protein	1.41E+09
PP	1.22E+09
PS	1.19E+09
sand	1.11E+09
glass	8.54E+08
copper	7.95E+08
PUR	7.80E+08
zinc	7.11E+08

Toptwintig Ozone Layer Depletion

PVC	1.32E+05
iron and steel	4.04E+03
paper and board	3.63E+03
PE	3.16E+03
PP	1.78E+03
aluminium	1.73E+03
PS	1.65E+03
sand	1.38E+03
animal fats	1.22E+03
concrete	1.09E+03
fish proteins	1.09E+03
PET	9.70E+02
rubber	6.73E+02
copper	4.91E+02
nickel	3.33E+02
animal proteins	2.82E+02
gravel	2.62E+02
zinc	2.38E+02
PUR	2.15E+02
wood	2.13E+02



Toptwintig Human Toxicity

iron and steel	1.40E+10
zinc	6.67E+09
PET	3.36E+09
paper and board	1.95E+09
lead soft	1.58E+09
aluminium	1.41E+09
ceramic	1.40E+09
PE	1.33E+09
animal fats	8.93E+08
PS	7.20E+08
PP	7.16E+08
nickel	6.60E+08
PVC	6.49E+08
concrete	6.18E+08
copper	3.32E+08
glass	2.14E+08
PUR	2.08E+08
animal proteins	2.06E+08
rubber	1.70E+08
sand	1.40E+08

Toptwintig Freshwater Aquatic Ecotoxicity

animal fats	4.51E+09
iron and steel	2.65E+09
animal proteins	1.04E+09
starch crops	8.14E+08
nickel	5.98E+08
oil crops	3.44E+08
paper and board	3.11E+08
fibre crops for food	2.40E+08
aluminium	1.66E+08
zinc	1.50E+08
concrete	1.29E+08
PE	1.17E+08
PP	6.78E+07
PVC	5.52E+07
PS	3.67E+07
barite	3.49E+07
protein crops	3.43E+07
PET	3.28E+07
glass	3.09E+07
copper	2.47E+07

Toptwintig Marine Ecotoxicity

ceramic	1.87E+13
iron and steel	1.32E+13
aluminium	7.65E+12
paper and board	3.03E+12
glass	1.30E+12
animal fats	1.14E+12
PE	9.33E+11
nickel	8.76E+11
PVC	8.65E+11
zinc	7.99E+11
concrete	7.62E+11
PP	4.40E+11
copper	4.10E+11
PS	2.99E+11
PUR	2.77E+11
animal proteins	2.64E+11
wood	2.45E+11
sand	2.44E+11
rubber	1.97E+11
rockwool	1.82E+11

Toptwintig Terrestrial Ecotoxicity

animal fats	1.91E+08
zinc	8.04E+07
raw iron	7.24E+07
paper and board	5.65E+07
animal proteins	4.40E+07
PE	3.49E+07
starch crops	3.31E+07
aluminium	1.96E+07
oil crops	1.40E+07
PVC	1.30E+07
PP	1.12E+07
fibre crops for food	9.74E+06
lead soft	9.22E+06
concrete	8.39E+06
PS	6.95E+06
nickel	6.03E+06
PET	3.94E+06
PUR	3.44E+06
rubber	2.64E+06
wood	2.39E+06

Toptwintig Photochemical Oxidant Formation

iron and steel	1.00E+07
PE	7.27E+06
nickel	4.48E+06
paper and board	2.73E+06
animal fats	2.55E+06
copper	1.03E+06
aluminium	9.64E+05
rubber	9.16E+05
concrete	7.61E+05
PP	5.97E+05
animal proteins	5.89E+05
PVC	5.23E+05
rockwool	5.12E+05
fish proteins	5.06E+05
sand	3.61E+05
ceramic	3.47E+05
PS	3.30E+05
zinc	3.15E+05
platinum	3.12E+05
palladium	2.18E+05

Toptwintig Acidification

nickel	1.11E+08
animal fats	9.87E+07
iron and steel	6.77E+07
paper and board	5.65E+07
copper	2.45E+07
animal protein	2.28E+07
aluminium	2.02E+07
concrete	1.09E+07
PP	1.02E+07
PE	9.30E+06
PVC	9.28E+06
fish proteins	8.15E+06
platinum	7.76E+06
zinc	6.26E+06
ceramic	5.97E+06
palladium	5.44E+06
sand	5.39E+06
PS	4.97E+06
PUR	3.22E+06
wood	2.70E+06

Toptwintig Eutrophication

animal fats	1.21E+09
animal proteins	2.81E+08
starch crop	2.57E+08
oil crops	1.08E+08
fibre crops for food	7.55E+07
protein crops	1.08E+07
fish proteins	8.09E+06
iron and steel	5.07E+06
animal fibres	2.88E+06
paper and board	2.06E+06
concrete	1.62E+06
PP	1.22E+06
aluminium	7.61E+05
sand	7.22E+05
fibre crops for clothing	6.62E+05
ceramic	6.54E+05
PE	3.65E+05
PVC	3.52E+05
wood	3.03E+05
zinc	2.91E+05

Toptwintig Radiation

iron and steel	4.87E+00
paper and board	4.85E+00
aluminium	3.36E+00
animal fats	3.15E+00
PVC	1.99E+00
concrete	1.39E+00
copper	1.22E+00
zinc	1.12E+00
ceramic	8.72E-01
wood	7.32E-01
animal protein	7.29E-01
nickel	7.26E-01
sand	6.52E-01
PE	5.49E-01
PP	5.49E-01
PUR	4.76E-01
starch crops	4.57E-01
rubber	4.30E-01
PS	3.99E-01
glass	2.93E-01

Toptwintig Final Solid Waste

concrete	3.47E+10
iron and steel	1.40E+10
starch crops	4.15E+09
ceramic	4.13E+09
animal fats	3.75E+09
oil crops	1.75E+09
fibre crops	1.22E+09
glass	1.19E+09
animal proteins	8.66E+08
cement	7.59E+08
aluminium	6.06E+08
gypsum	5.50E+08
copper	4.91E+08
paper	4.60E+08
rockwool	2.51E+08
zinc	2.43E+08
fish proteins	2.24E+08
protein crops	1.75E+08
water	1.51E+08
PVC	1.10E+08



H Beschrijving van de verschillende impact assessment- en weegmethoden

Problem oriented approach and Eco-indicator 99

De Problem Oriented Approach (CML-methode) ligt aan de basis van zowel de gelijke weging als de NOGEPA-weging. Hierbij is het uitgangspunt, dat alle milieu-interventies worden vertaald in hun potentiële bijdrage aan goed gedefinieerde milieuprobleemcategorieën. Om een totaalscore te krijgen moeten deze weer worden gewogen en opgeteld. De Eco-Indicator 99 methode gaat van dezelfde principes uit, maar hanteert andere probleemcategorieën: deze zijn gedefinieerd op eindvariabeleniveau (schade aan ...) in plaats van op tussenvariabele-niveau (de ver-thema's). Dit heeft voor- en nadelen. Bovendien bevat de Eco-indicator een automatische weging, terwijl de Problem Oriented Approach geen weging heeft. Bij deze methode is weging een expliciete stap. Onderstaande tabellen bevatten de normalisatie- en weegfactoren voor de Problem Oriented Approach (gelijke weging en NOGEPA-weging) en de Eco-indicator 99. Normalisatie is een noodzakelijke stap voorafgaand aan weging, waarbij de bijdrage van de functionele eenheid wordt gerelateerd aan de wereldwijde emissies en onttrekkingen per probleem- of schadecategorie. Op die manier worden de verschillende problemen als het ware onder één noemer gebracht.

tabel 16 Normalisatie- en weegfactoren voor de Problem Oriented Approach

	ADP	LUC	GWP	ODP	HTP	FAETP	MAETP	TETP	POCP	AP	EP	Radiation	FSW
Approach													
NOGEPA	1.57E+11	1.24E+14	4.15E+13	5.15E+08	5.71E+13	2.04E+12	5.12E+14	2.69E+11	9.59E+10	3.22E+11	1.32E+11	133734.5	7.33E+12
gelijk	0	0	0.351648	0.054945	0.175824	0.065934	0	0.054945	0.087912	0.065934	0.142857	0	0
	0	0	32	5	16	6		5	8	6	13	0	0
	0.1001	0.1001	0.1001	0.1001	0.033033	0.033033	0	0.033033	0.1001	0.1001	0.1001	0.1001	0.1001
	1	1	1	1	0.33	0.33		0.33	1	1	1	1	1

tabel 17 Normalisatie- en weegfactoren voor de Eco-indicator 99

ECOINDICATOR99	HUMAN HEALTH						ECOSYSTEMS				RESOURCES	
	Carcin.	Resp.org.	Resp.inorg	Climate ch.	Radiation	Oz.layer	Ecotox.	Acid+eutr.	Land use	Land conv.	Minerals	Fossil fuels
normalisatiefactor	0.0154	0.0154	0.0154	0.0154	0.0154	0.0154	5130	5130	5130	5130	8410	8410
weegfactor	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.2	0.2

In het onderstaande, een citaat uit het Handboek LCA, worden de beide methoden nader verklaard en de verschillen en overeenkomsten beschreven.

In the Netherlands two Impact assessment methods have been developed in the last decade, both grounded in the 'environmental themes' formulated by the Dutch Government in 1989 [VROM, 1989; RIVM, 1991]. Both have the same basic structure, with the indicator results obtained by multiplying the inventory results by the appropriate characterisation factor together forming the so-called

environmental profile, which is then normalised (see section 4.6), before serving as input for a possible weighting step. Where the two methods vary is with respect to the characterisation models and characterisation factors developed and proposed for the individual themes.

In terms of their operationalisation there are also several clear differences between the methods. The first method, often referred to as the problem-oriented approach and first presented by [Heijungs et al., 1992], operationalised models and characterisation factors for a number of impact categories, but did not operationalise the weighting step. The second Dutch method is the Eco-indicator approach, developed primarily for the purposes of 'eco-design'. Designers were deemed unable to work with 10–20 indicator results, and the Eco-indicator therefore employs only 1 to 3 weighted indices. Thus, there is greater emphasis on weighting than in the approach of [Heijungs et al., 1992]. In the first version of the Eco-indicator [Eco-indicator 95; Goedkoop, 1995] weighting was based partly on a damage approach, partly on a distance-to-target approach (i.e. based on predefined damage targets). Most of the impact categories identified were adopted from [Heijungs et al., 1992] although the two toxicity themes were defined rather more narrowly.

Originally conceived as an experiment, the Eco-indicator method has since been improved. In the latest version [Eco-indicator 99; Goedkoop & Spriensma, 1999] a completely different approach to Impact assessment has been adopted in which a limited number of damage categories are weighted (by a panel, for example). Three types of damage are distinguished, for which weighting is taken to be more readily feasible:

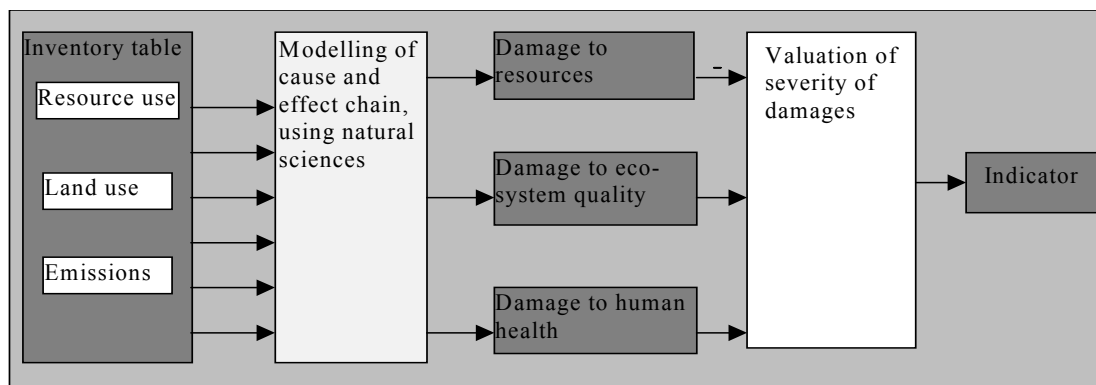
- damage to resources;
- damage to ecosystem quality;
- damage to human health.

As in the problem-oriented approach, the natural sciences are used to calculate the relation between the impacts of a (product) system's life cycle and the resultant damages. The Eco-indicator methodology thus consists of two parts:

- scientific calculation of the three forms of damage due to the life cycle of the product under study;
- a valuation procedure to establish the significance of these damages.

The method has a modular structure (Figure 1) in which the building blocks of the natural science component can be modified or replaced to reflect different value systems (viz. Egalitarian, Individualist, Hierarchist). The authors recommend using the Hierarchist version of the model as the default method, with the other two being run as a form of sensitivity analysis [Goedkoop & Spriensma, 1999].

figuur 42 The modules of the Eco-indicator 99 method (Source: [Goedkoop, 1997])



In the Eco-indicator 99 approach, 'damage to health' is operationalised using the notion of DALYs: Disability-Adjusted Life Years. This indicator is said to measure 'the total amount of ill health, due to disability and premature death, attributable to specific diseases and injuries. The DALY concept thus compares time lived with disability (YLD: Years Lived Disabled) and time lost due to premature mortality (YLL: Years of Life Lost). Health is simply added across individuals. That is, two people each losing 10 years of disability-free life are treated as the same loss as one person losing 20 years' [Goedkoop & Spriensma, 1999]. For the technical details of the DALY concept, the reader is referred to (Box 4.1) of this publication.

Both the problem-oriented approach and the Eco-indicator approach conform to the ISO 14042 (2000E) framework, as reflected in ISO/TS 14047 (in prep.), since both clearly distinguish the characterisation and weighting steps.

Although the Eco-indicator 99 approach is very promising and certainly appealing as an avenue for further research, the problem-oriented approach is currently considered the 'best available practice' for Impact assessment and has therefore been adopted in this Guide. The Eco-indicator method still has several serious shortcomings. It includes far fewer inventory items and provides only very limited coverage of human-toxic impacts (carcinogenicity only, thus ignoring a wide range of other health impacts). Some of the constituent models are outdated compared with those now used in the problem-oriented approach, while others involve major uncertainties. Thus, the terrestrial acidification and eutrophication models are based on the local, Dutch situation, while the problem-oriented approach now uses a European model [Huijbregts, 1999b]; the data and assumptions of the toxicity model can be improved (cf. [Huijbregts 1999a]); and linkage of GWP and ODP and other universally accepted factors to damage parameters is still very incomplete and uncertain. Finally, aggregation of ecotoxicological impacts with eutrophying, acidifying and land use impacts is still very preliminary, and the ecosystem impacts of climate change, increased UV radiation and photochemical smog are not yet included.

The key feature of the problem-oriented approach is that the category indicators are defined at midpoints along the environmental mechanism, congruent with

current environmental policy themes, and can therefore be modeled relatively accurately. The approach has the added advantage of permitting flexible choice of characterisation model and position of category indicator in the environmental mechanism, since for many impact categories more than one model is defensible and available. However, midpoints (wherever their precise position in the mechanism) are a difficult input for weighting and in the problem-oriented approach there is thus still no set of weighting factors covering all impact categories.

The main advantage of the Eco-indicator 99 is that category indicators are defined at the endpoint level, giving them greater environmental relevance. As it is this level that ultimately matters to society, the object of the weighting procedure is more immediate. The major uncertainties associated with modeling from midpoints to endpoints constitute a serious drawback, however.

Environmental priority systems (EPS)

Onderstaande beschrijving van de EPS-methode is afkomstig uit een rapport uit 1998. Hoewel de principes hetzelfde zijn gebleven, is de lijst met opgenomen onttrekkingen en emissies sindsdien uitgebreid.

The EPS method [Steen, 1996 and 1993] is an evaluation method based on environmental economics. In the classification step the interventions (emissions, extractions etc.) are grouped together into a number of damage types. In EPS the damage types are grouped into five 'safeguard subjects': Resources, Human Health, Aesthetic Values, Ecosystem Resilience and Ecosystem Production Capacity. A set of weighing factors, 'Enviroaccounting factors', is applied directly to the emissions of substances and extractions of resources. In the 1996 version of EPS, these 'Enviroaccounting factors' are split up in characterisation and valuation factors. It is however not transparent how the factors have been derived.

In the characterisation step the actual damage on each of the damage types is determined following the SETAC concept of classification and characterisation combined with some correction factors such as the extension in area or persons influenced by the effect, the intensity and frequency of the occurrence of a problem, the durability of a problem. The quantitative contribution from various interventions to the damage types described as number of 'unit effects' rather than CO₂-equivalents or similar. A unit effect is a measurable impact (end point effect) which has a specified extension in time, space and intensity, for instance 'one manyear of moderate morbidity'. The linkage between an emission and the unit effects can be modelled and checked in a scientific way. Resources are used as separate damage types. For Human Health five damage types are chosen: mortality, severe morbidity and suffering, morbidity, severe nuisance and moderate nuisance. The impact category of the safeguard Ecological Health is based upon the number of endangered species.

The valuation of the interventions is then performed in monetary terms. The monetary value of the safeguard subjects is calculated, based on actual

expenditures taken by society to avoid/restore damage or on contingent valuation ('willingness to pay' to avoid negative effects). EPS requires a quantification of damage. EPS is an explicit valuation method which tries to 'scientifically' measure prices and social preferences that exist independent of the process of analysis. The valuation is based on a generic assessment and not on local conditions [Hertwich et al, 1996].

The characterisation and valuation are combined in a 'Enviroaccounting factor'. The EPS Enviroaccounting factors are expressed in ELU (Environmental Load Units) per kg substance. This unit is assumed to be equal to ECU but it is called in a different way because it does not represent a real market value but a common value that can be used to compare different measures.

The Enviroaccounting factors for emissions is given by the multiplication of five factors:

$$EAem: \sum(F_1 * F_2 * F_3 * F_4 * F_5)$$

where:

F_1 is the society monetary value of the unwanted changes to each safeguard subject.

F_2 is the extension in area or persons influenced by the effect.

F_3 is the intensity and frequency of the occurrence of a problem.

F_4 is the durability of a problem

F_5 is the contribution of a substance to a problem.

The Enviroaccounting factor for resources (EAres) is given by the present and future generations willingness to pay to restore the reserves. The estimation of the value is based on the environmental costs necessary to gain the minerals or the fossils from other rocks or sources with the help of biotic energy source.

The Enviroaccounting of a total set of emissions and extractions is given by:

$$EA = \sum (EAem, i * Q_i) + \sum (EAres, i * R_i)$$

where;

Q_i is the quantity of the substance i

R_i is the quantity of the resource i

The EPS focuses more on resource depletion as compared to emissions.

tabel 18 Pros and cons of using the EPS-method

Major Strengths	Major Weaknesses
<ul style="list-style-type: none"> an attempt to valuate damages in monetary terms 	<ul style="list-style-type: none"> the method is not transparent only a very limited group of interventions can be valuated it is not clear which mechanisms are considered; if fate and exposure aspects are considered etc. etc. main focus is on resource depletion, little to no attention is given to ecosystem health not related to production capacity

tabel 19 Safeguard subjects and damage types in EPS

Safeguard subject	Damage types	Unit
resources	decrease of present oil reserves	1 kg
resources	decrease of present coal reserves	1 kg
resources	decrease of present Ag reserves	1 kg
resources	decrease of present Al reserves	1 kg
resources	decrease of present As reserves	1 kg
resources	decrease of present Au reserves	1 kg
resources	decrease of present Bi reserves	1 kg
resources	decrease of present Cd reserves	1 kg
resources	decrease of present Co reserves	1 kg
resources	decrease of present Cr reserves	1 kg
resources	decrease of present Cu reserves	1 kg
resources	decrease of present Fe reserves	1 kg
resources	decrease of present Hg reserves	1 kg
resources	decrease of present Mn reserves	1 kg
resources	decrease of present Mo reserves	1 kg
resources	decrease of present Ni reserves	1 kg
resources	decrease of present Pb reserves	1 kg
resources	decrease of present Pt reserves	1 kg
resources	decrease of present Rh reserves	1 kg
resources	decrease of present Sn reserves	1 kg
resources	decrease of present Ti reserves	1 kg
resources	decrease of present U reserves	1 kg
resources	decrease of present V reserves	1 kg
resources	decrease of present W reserves	1 kg
resources	decrease of present Zn reserves	1 kg
resources	decrease of present Zr reserves	1 kg
human health	excess mortality, normalised	1 case
human health	painful morbidity or severe suffering	1 man year
human health	other morbidity	1 man year
human health	severe nuisance	1 man year
human health	moderate nuisance	1 man year
production capacity	decrease of meat or fish	1 kg
production capacity	decrease of wood growth	1 kg
production capacity	decrease of base cat-ion reserves	1 case
production capacity	less fresh water in areas of water deficiency	1 kg
production capacity	decreased crop growth	1 kg

In tabel 20 zijn de EPS impact factoren / weegfactoren per materiaal weergegeven van een aantal materialen.

tabel 20 EPS impact factoren/weegfactoren per materiaal

EPS	weegfactor
rhodium	4.95E+07
platinum	7.45E+06
palladium	7.44E+06
nickel	170
copper	126
lead	92.9
chromium	91.5
zinc	64
refrigerant R22	15.7
refrigerant R134a	15.3
manganese	7.05
aluminium	6.3
PUR	3.66
PET	3.14
PC	2.64
PP	2.63
PS	2.55
iron and steel	2.41
PVC	2.11
rubber	1.8
PE	0.799
trout (fish farming)	0.595
pelagic fish	0.447
shell fish	0.431
paper and board	0.396
glass	0.366
rockwool	0.305
animal biomass	0.278
H2SO4	0.262
soda	0.192
demersal fish	0.142
plant biomass	0.0965
barite	0.0872
NaCl	0.0684
ceramic	0.0621
cement	0.0583
gypsum	0.053
gravel	0.0023
limestone	0.00207
sand	0.00138
water	-0.00918
wood	-0.0664



I Berekeningen om te komen tot de milieu-impact van materialen

Voor de *extractie- en productiefase* van de levenscyclus van elk materiaal gebruiken we wieg-tot-poort data van de Ecolnvent database. In deze database zitten al veel meer materialen dan in zijn voorganger, de ETH-database. De database bestaat uit een groot aantal processen, voornamelijk productieprocessen. Van elk van deze processen worden de inputs en outputs gegeven. Het gaat daarbij om fysieke productie-inputs en outputs (grondstoffen, materialen, producten) en om milieu-inputs en outputs (onttrekkingen en emissies). Voor een functionele eenheid kan een procesboom worden opgesteld door de processen aan elkaar te koppelen. Als functionele eenheid wordt 1 kg van een bepaald materiaal gekozen. Met behulp van de database worden vervolgens alle processen die nodig zijn om die kg te produceren gespecificeerd en gekwantificeerd. Het programma levert vervolgens een 'ecoprofiel' op, een lijst met alle emissies en onttrekkingen, alsmede het landgebruik en de hoeveelheid afval, die plaatsvinden over de gehele productieketen. Dit ecoprofiel gaat vervolgens de LCIA, de LCA Impact Assessment, in. Daarin wordt het ecoprofiel vertaald in bijdragen aan de impact categories. Zo ontstaat tenslotte een beeld van de wieg-tot-poort milieubelasting die samengaat met het materiaal.

Voor de *gebruiksfase* bestaat er niet zulke gestandaardiseerde informatie, althans niet voor materialen. Dit komt ongetwijfeld door de grote aantallen verschillendsoortige producten waarin het materiaal uiteindelijk wordt toegepast. We hanteren een vereenvoudigde praktische benadering om toch iets te kunnen zeggen over de emissies van het materiaal zelf gedurende de gebruiksfase. Andere aspecten, zoals bijvoorbeeld het energiegebruik van apparaten waarin het materiaal verwerkt is, blijven buiten beschouwing. Dat lijkt niet eens zo gek, omdat immers het stroomverbruik van producten niet inherent is aan het materiaal.

Deze versimpelde benadering ziet er als volgt uit: het is mogelijk om onderscheid te maken in drie typen materialen volgens hun karakteristieke emissiepatroon tijdens de gebruiksfase. De drie typen zijn:

- 1 Materialen die geen gebruiksemissies kennen.
- 2 Materialen die enige emissie tijdens gebruik kennen.
- 3 Materialen die als geheel worden geëmitteerd tijdens gebruik.

Materialen van het eerste type zijn bijvoorbeeld glas, hout of beton. De aanname is dat er geen corrosie of slijtage plaatsvindt en dat het materiaal in zijn geheel de afvalfase in gaat.

Materialen van het tweede type zijn wel onderhevig aan corrosie of andere vormen van lekkage tijdens gebruik. Het gaat dan bijvoorbeeld om metalen die zijn blootgesteld aan de buitenlucht, waardoor corrosie plaatsvindt en een fractie van het metaal naar het milieu lekt. Twee problemen doen zich hier voor. Ten eerste is het niet alleen van het materiaal, maar ook van de toepassing

afhankelijk of corrosie optreedt. Koper in elektronica corrodeert bijvoorbeeld niet, maar koper in waterleidingen wel. Er zal dus per type 2 materiaal gekeken moeten worden naar de toepassingen. Een tweede probleem is gelegen in de gegevens met betrekking tot de lekkagesnelheid. Deze zijn voor lang niet alle materialen voorhanden en omgeven met veel onzekerheden. Hiervoor worden wat grove aannames gemaakt.

Voor type 3 materialen is het gebruik gelijk aan de emissie. Dit geldt bijvoorbeeld voor oplosmiddelen, kunstmest en bestrijdingsmiddelen.

In de *afvalfase* moet per materiaal worden gespecificeerd wat de verdeling is over stort, verbranding en recycling / hergebruik. Voor een gedeelte, bijvoorbeeld de verhouding tussen stort en verbranding, is dit afhankelijk van beleid. Deels is het ook materiaalafhankelijk. Voor de meeste metalen is bijvoorbeeld het recyclingspercentage hoog. Het is relatief gemakkelijk te herwinnen, en bovendien levert het wat om omdat metalen duur zijn. Recycling van plastic is al langere tijd een beleidsdoel, maar komt niet van de grond door moeilijkheden bij de inzameling. Voor plastics is verbranding geen slechte optie omdat energie kan worden herwonnen. Steenachtige bouwmaterialen, voorzover ze niet worden gerecycled, worden ongeveer in hun geheel gestort omdat ze niet verbrand kunnen worden.

Voor sommige materialen zijn afvalverwerkingsprocessen opgenomen in de LCA-database. Deze worden gebruikt voor het inschatten van de milieu-ingrepen van de afvalfase. Voor andere is dat niet zo en worden eigen aannames gemaakt over de afvalfase.

Recycling is een verhaal apart. Niet alleen is dit een manier van afvalverwerking, maar het beïnvloedt ook de extractie- en productiefase. Hoe meer gerecycled materiaal beschikbaar is, des te minder nieuw materiaal nodig is. Het is niet eenvoudig een recycling rate voor materialen vast te stellen, met name omdat een deel van de materiaalketens zich niet binnen Nederland afspeelt. De LCA-database maakt hierover voor bepaalde materialen aannames. Daarin zijn ook bepaalde keuzes gemaakt met betrekking tot allocatie. Zo is voor sommige materialen een aanname gemaakt met betrekking tot het percentage secundair materiaal dat deel uitmaakt van de keten. Voor andere materialen is een 'primaire' en een 'secondaire' materiaal onderscheiden (m.n. aluminium en koper). Voor plastics is de aanname dat deze worden verbrand, maar dat wel de energie eruit wordt teruggewonnen, ook een vorm van recycling. Hoewel deze aannames niet altijd even consistent zijn, werken we er maar mee. Het zou buiten de reikwijdte van het project vallen om voor elk materiaal de recycling rate vast te stellen.

J Overzicht van sectorgericht afvalbeleid

Afvalbeleid per sector

Bouw en sloop

In het LAP-sectorplan staan instrumenten beschreven die van invloed zijn op materiaalgebruik in de bouwsector. Deze instrumenten zijn overwegend van juridische aard. In onderstaande paragrafen worden deze instrumenten beschreven.

Op basis van de LCA-methodiek ontwikkelde het Nederlands Normalisatie-instituut (NEN) een bepalingsmethode waarmee de milieueffecten kwantitatief inzichtelijk kunnen worden gemaakt op bouwwerkniveau: het zogenoemde Materiaalgebonden Milieuprofiel Gebouwen (mmg). Het lag in de bedoeling van het Ministerie van VROM dat de bepalingsmethode eind 2003 operationeel zou zijn, waarna een besluit zou kunnen worden genomen of de methode basis zou kunnen zijn voor regelgeving (opname in het **Bouwbesluit**); regelgeving en voorschriften zouden dan eind 2003, begin 2004 gepubliceerd kunnen zijn. In het voorjaar van 2003 heeft het NEN-bureau besloten de betreffende normcommissie op te heffen vanwege het ontbreken van draagvlak voor mmg. Dit instrument had tot dematerialisatie kunnen leiden en ook tot substitutie. Het is echter niet geïmplementeerd.

In het **Bouwstoffenbesluit** zijn normen vastgelegd voor het materiaalgebruik. Dit besluit stelt regels voor het gebruik van steenachtige bouwstoffen. Door het besluit moet het effect van steenachtige bouwstoffen op grondwater en oppervlaktewater worden gereduceerd en het hergebruik van secundaire bouwstoffen worden bevorderd. In de **Regeling niet-herbruikbaar en niet verbrandbaar bouw- en sloopafval** is aangegeven dat bouw- en sloopafval uitsluitend mag worden gestort indien dit als niet verbrandbaar en niet herbruikbaar wordt aangemerkt. Dit kan het geval zijn wanneer bouw- en sloopafval is verontreinigd op een wijze waardoor technisch of uit oogpunt van volksgezondheid bewerking of nuttige toepassing niet mogelijk of wenselijk is. Daarbij kan onder andere worden gedacht aan verontreinigingen met PAK, asbest, e.d.

Op grond van het **Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen** geldt voor de volgende stromen bouw- en sloopafval een stortverbod: (ongesorteerd) bouw- en sloopafval en residuen afkomstig van het bewerken van bouw- en sloopafval (categorie 19), zeefzand (categorie 20), straalgrit (categorie 21), en houtafval (categorie 22).

Naast de bovengenoemde instrumenten zijn minimumstandaarden voor de verwerking van verschillende bouwstoffen in het LAP-sectorplan opgenomen. Tot slot wordt genoemd het programma 'Industrieel, flexibel en demontabel bouwen' (IFD) wordt demontabel bouwen gestimuleerd. In het sectorplan is niet vermeld

welke instrumenten in dit programma worden toegepast (waarschijnlijk subsidies).

Het voornaamste effect van de genoemde maatregelen is hergebruik. Naast dit sectorplan bestond tot voor kort ook het **programma Duurzaam Bouwen (DuBo)** gericht op het verminderen van materiaalgebruik en gebruik van alternatieve (duurzame) materialen. Dit programma wordt niet gecontinueerd, maar enkele instrumenten zullen blijven bestaan.

Twee instrumenten uit dit programma die nog in gebruik zullen blijven zijn de groene hypotheek en een convenant met de sociale woningbouw (looptijd tot 2005).

Groene hypotheek

Binnen de Regeling Groenprojecten bestaat de zogeheten Groene Hypotheek. Indien de nieuwbouw of renovatie van een woning voldoet aan eisen met betrekking tot onder andere het materiaalgebruik kan de eigenaar in aanmerking komen voor een verlaagde hypotheekrente over een deel van de investering. Deze eisen hebben voornamelijk betrekking op de keuze van het materiaalgebruik. Hierbij worden zeer specifieke duurzaamheidseisen gesteld aan hout, beton en gips. Het gaat hier dus om substitutie van materialen met (meer) duurzame equivalenten. Naast deze eisen worden voor de groene hypotheek ook eisen gesteld met betrekking tot de optimalisatie van de lengte van het leidingnetwerk. Er is dus ook enige dematerialisatie als effect.

Convenant met sociale woningbouw

De overheid heeft met de sector sociale huurwoningbouw convenanten gesloten op lokaal niveau om duurzaam bouwen te stimuleren. In deze Convenanten Duurzaam Bouwen, die veelal op lokaal of regionaal niveau worden afgesloten, worden in eerste instantie afspraken gemaakt betreffende energieprestatie van de woningen. Ook binnen het Nationaal Akkoord Wonen richten afspraken zich vooral hierop. Daarnaast worden echter ook afspraken gemaakt om milieuvriendelijke bouwmaterialen te gebruiken. Er is dus enig effect op substitutie.

→ Voornaamste effect: (profiel)substitutie, hergebruik

Verpakkingen

De implementatie van de Europese Richtlijn 94/62/EG verpakkingen en verpakkingsafval in Nederland is in tabel 21 weergegeven.

tabel 21 Richtlijn 94/62/EG in Nederlands beleid

Wet milieubeheer	
Regeling verpakking en verpakkingsafval	
Convenant Verpakkingen III	Doelstellingen totaal verpakkingsafval, ontkoppeling en recyclepercentages

De Richtlijn richt zich alleen op hergebruik. Het Nederlandse beleid gaat hierin verder en richt zich ook op dematerialisatie en ont koppeling. Dit is vormgegeven in het Convenant Verpakkingen III (CV III). Hieraan zijn doelstellingen verbonden, voor 2005, voor zowel het totaal aan op de markt gebrachte verpakkingen (naar gewicht) als voor recyclepercentages (per materiaal) en relatieve ont koppeling van BBP (67%). Het convenant is in eerste instantie gericht op het verminderen van 'te verwijderen' afval. De voortgang wordt gemeten aan de hand van de hoeveelheid 'te verwijderen' afval naar gewicht. Hierdoor zal ook als neveneffect substitutie van zwaardere materialen optreden, bijvoorbeeld in vervanging van glas door kunststoffen.

De materiaalgroepen binnen het convenant zijn: metalen (in casu staal en aluminium), papier & karton, kunststoffen en glas. Voor hout is ook een deelconvenant afgesloten maar zonder doelstellingen zoals voor de andere materialen. De eerste vier materiaalgroepen zijn ook onderdeel van de in dit onderzoek gedefinieerde top-20.

In tabel 22 staan de hoeveelheden verpakkingen die jaarlijks op de markt worden gebracht per materiaalgroep en het aandeel van deze verpakkingen in de totale materiaalstroom in Nederland (allebei 'apparent consumption'). Daarnaast worden de hergebruikpercentages gegeven zoals gemeten binnen het convenant, met de bijbehorende doelstelling voor 2005 (eind CV III).

tabel 22 Convenant Verpakkingen III, 2000

	Kton op markt	% van totaal materiaal in verpakkingen	Hergebruik %	Doel 2005 %
Papier/karton	1.382	35	72	75
Glas	519	70	78	90
Metalen	216	3,4	77	80
Kunststoffen	494	14	37	45

Voor glas en papier/karton heeft het CV III duidelijk een significante bijdrage aan het hergebruikpercentage voor de totale materiaalstroom (25-55%). Van glas wordt bovendien alleen het verpakkingsglas ingezameld en hergebruikt.

Voor metalen en kunststoffen is het percentage van de totale materiaalstroom dat voor verpakkingen wordt gebruikt te klein om een groot effect te verwachten (3-5%). Behalve de hergebruikdoelstellingen per materiaal is er ook een doelstelling betreffende de maximale totale hoeveelheid te verwijderen afval als gevolg van verpakkingen in Nederland. Dit zal naast hergebruik ook efficiënter gebruik van materialen (minder gewicht per verpakking) tot gevolg hebben, evenals substitutie, voornamelijk door vervanging van glas en metalen door plastics. Wederom is hierbij de vraag of deze substitutie een vermindering van de totale milieudruk met zich meebrengt, maar het substitutie-effect is zowel in gewicht als in milieu-impact moeilijk te kwantificeren.

Een direct en voor enkele materialen groot effect is zodoende te verwachten op hergebruik en in mindere mate dematerialisatie. Daarnaast is interessant dat dit convenant expliciet inzet op ont koppeling op macroniveau (BBP). Een onbedoeld effect is materiaalsubstitutie. Hiervan is het milieueffect niet noodzakelijkerwijs positief omdat de substitutie alleen gewichtgestuurd is.

- Voornaamste effect: hergebruik, dematerialisatie
- Onbedoeld effect: substitutie

Papier/karton

Van papier/karton wordt ongeveer de helft voor verpakkingen gebruikt. Voor de stroom in totaal geldt dezelfde hergebruikdoelstellingen als voor verpakkingspapier. De gescheiden inzameling is in handen van de gemeentes (via afspraken in zowel LAP als CVIII).

- Voornaamste effect: hergebruik

Kunststoffen

De volgende instrumenten, die zijn opgenomen in het sectorplan voor kunststoffen, zijn uitsluitend van juridische aard.

In het Besluit verwijdering land- en tuinbouwfolies is als doelstelling opgenomen dat vanaf 2000 70% van de land- en tuinbouwfolies moeten worden hergebruikt, en dat 15 % preventie moet zijn gerealiseerd ten opzichte van het verwachte aanbod in 2000. Op grond van het Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen gelden er stortverboden voor de meeste soorten kunststofafval. De minimumstandaard voor gescheiden ingezameld kunststofafval uit de rubber- en kunststofverwerkende industrie, land- en tuinbouwfolie, kunststof uit bouw- en sloopafval, kunststof auto-afval, kunststof verpakkingen en langcyclische PVC-producten is nuttige toepassing in de vorm van materiaalhergebruik. Uitval en niet herbruikbaar kunststofafval moet worden verbrand.

Hierbij wordt energie teruggewonnen, waardoor de netto broeikasemissie klein is. In de milieu-indicator wordt hiermee rekening gehouden. Voor kunststoffen geldt dat recycling niet in alle gevallen het gunstigst is wat betreft milieubelasting.

- Voornaamste effect: hergebruik

Textiel

In het sectorplan voor textiel zijn naast juridische instrumenten ook economische instrumenten opgenomen. In het beleidskader van het LAP is opgenomen als doelstelling dat in 2006 50% van het aanbod van textielafval gescheiden ingezameld moet worden. Om dit te bereiken wordt o.a. Subsidieregeling Aanpak Milieudrukvermindering gebruikt. De minimumstandaard voor gescheiden ingezameld textiel is nuttige toepassing in de vorm van materiaalhergebruik. Uitval, niet voor hergebruik geschikt textiel en herbruikbaar textiel waarvoor geen afzetmarkten bestaan, mag worden verwijderd door verbranden.

- Voornaamste effect: hergebruik

Metalen

Minimumstandaard voor de verwerking van metaalafvalstoffen (Sectorplan 21) is materiaalhergebruik van de ingezamelde fractie. Uitval en niet voor hergebruik geschikt metaal moet worden verwijderd.

Voor ferro-metalen, zoals het meeste blik, kan het materiaal uit het huishoudelijk afval worden gescheiden en is geen aparte inzamelstructuur en consumentinspanning nodig. Hierin onderscheidt deze stroom zich (nog) van glas, papier en kunststoffen.

→ Voornaamste effect: hergebruik

Overzicht scheidingspercentages

Industrieel afval

In het sectorplan voor procesafhankelijk³⁵ industrieel afval is beschreven dat van het industriële afval 90% in 2006 nuttig moet worden toegepast. De grootste stromen waar het om gaat zijn schroot, slakken en grondtarra. Alleen de nuttige toepassing van hoogovenslakken (cementproductie, wegenbouw) is hierbij relevant voor de groep geselecteerde materialen (zie par.1.1.2). Naast de doelstelling van 90% nuttige toepassing, richt het sectorplan zich ook op relatieve ontkoppeling (niet gekwantificeerd). De preventiemogelijkheden hiervoor zijn voornamelijk verbeteringen in de materiaalefficiëntie van processen, waardoor zowel het materiaalgebruik als het restafval vermindert. Dematerialisatie is hiervan een direct gevolg.

→ Voornaamste effecten: substitutie (van bouw materiaal), dematerialisatie

Handel, diensten en overheden (HDO)

De samenstelling van HDO-restafval komt overeen met die van huishoudelijk restafval. Bronnen van HDO-restafval zijn onder meer groot- en detailhandel, kantoren en winkels. In het sectorplan zijn de volgende economische en juridische instrumenten beschreven.

Regulering van preventie van HDO-afval vindt plaats via de 8.40 AMvB's Wet milieubeheer en voorschriften in de vergunningen. De 'Subsidieregeling aanpak milieudrukvermindering' is een regeling waarop (samenwerkende) gemeenten een beroep kunnen doen ten behoeve van de stimulering van implementatie van afvalpreventie en afvalscheiding bij vergunningplichtige bedrijven en bedrijven die onder de art. 8.40 AMvB's Wet milieubeheer vallen.

→ Voornaamste effect: onbekend

³⁵ Procesonafhankelijk industrieel afval valt onder het sectorplan HDO.



K Specifiek productbeleid

Autowrakken

De Europese richtlijn 2000/53/EG betreffende autowrakken is in Nederlandse regelgeving omgezet via de onderstaande besluiten en regelingen.

tabel 23 Richtlijn 2000/53/EG omgezet in Nederlands beleid

Besluit beheer autowrakken	Verbod lood e.a. Producenten en importeurs verplichte preventie, inname en verwerking, kosteloos voor consument	2007 95% nuttige toepassing (inclusief producthergebruik) en 85% product- en materiaalhergebruik	Samenstelling autowrakken: metaal (74) rubber (5), kunststof (11), glas (3), vloeistof (7).
Regeling beheer autowrakken	Rapportage en monitoring		
Wijziging Kentekenreglement			
Landelijk afvalbeheerplan			

In het LAP-sectorplan voor autoafval wordt beschreven hoe preventie van autoafval wordt gestimuleerd en welke eisen worden gesteld aan het bewerken en verwerken van het afval. De concrete instrumenten die relevant zijn voor het materiaalgebruik zijn juridisch van aard. Daarnaast geldt op grond van het Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen een stortverbod voor autowrakken en afgedankte autobanden.

Het Besluit beheer autobanden (17 maart 2004) verplicht producenten en importeurs van autobanden om zorg te dragen voor de inzameling en verwerking van afgedankte autobanden. Op dit moment wordt van autobanden 40% opgelapt, 30% verbrand, 20% nuttige toepassing, 10% materiaalhergebruik.

De instrumenten die voor deze productgroep worden gebruikt zijn zodoende: preventie, hergebruikdoelstellingen, terugnameverplichting voor producenten en importeurs, stortverbod.

Wit- en bruingoed

De meeste huishoudelijke apparaten vallen onder de categorie wit- en bruingoed. De Europese richtlijn afgedankte elektrische en elektronische apparatuur (AEEA; 2002/96/EG) richt zich op preventie, hergebruik, de recycling en andere nuttige toepassingen van afgedankte elektrische en elektronische apparatuur om zo de hoeveelheid te verwijderen afvalstoffen te beperken.

tabel 24 Richtlijn 2002/96/EG

Inwerkingtreding	13 februari 2003	
	31 december 2003	Nuttige toepassing per apparaat: 80 w% grote huishoudelijke apparaten en automaten, 70 w% kleine huishoudelijke apparaten, verlichtingsapparatuur, elektrisch en elektronisch gereedschap, speelgoed, apparatuur voor sport en ontspanning en meet- en controle-instrumenten 75 w% informatie- en telecommunicatieapparatuur en consumentenapparatuur
	31 december 2003	Hergebruik en recycling van onderdelen/materialen: 80 w% gasontladinglampen 75 w% grote huishoudelijke apparaten en automaten 50 w% kleine huishoudelijke apparaten, etc. 65 w% informatie- en telecommunicatieapparatuur en consumentenapparatuur.
Omzetting in nationale wetgeving	13 augustus 2004	
Inzamelings- en terugnamesystemen moeten ingevoerd zijn	13 augustus 2005	
Te halen doel van ten minste 4 kg per inwoner gescheiden ingezamelde AEEA	31 december 2006	
Verslag van de Commissie aan de Raad en het Europees Parlement	13 februari 2008	

Omzetting in nationale wetgeving is nog niet verplicht, maar in Nederland is geen verandering te verwachten in het beleid dat nu al van kracht is. Dit beleid wordt als volgt beschreven in het LAP-sectorplan. Detaillisten zijn verplicht om bij levering van een nieuw product een vergelijkbaar oud product 'om niet' in te nemen (oud-voor-nieuw). Daarnaast dienen ook gemeenten hun burgers in staat te stellen wit- en bruingoed gescheiden aan te bieden, en te beschikken over een afzonderlijke inzameling van wit- en bruingoed. Producenten en importeurs moeten in een mededeling aan de Minister van VROM aangeven hoe de inzameling, het transport en de verwerking van de afgedankte apparatuur georganiseerd en gefinancierd wordt. Over de bereikte resultaten wordt jaarlijks gerapporteerd.

In het Besluit WEB is een verbrandingsverbod voor gescheiden ingezameld wit- en bruingoed opgenomen. De minimumstandaard voor verwijderen van gescheiden ingezameld wit- en bruingoed is nuttige toepassing van de samenstellende delen, tot minimaal het percentage dat is opgenomen in de Leidraad Besluit verwijdering wit- en bruingoed. Op dit moment wordt 90% van het WEB gescheiden ingezameld (zie tabel 6), waarvan 73% nuttig wordt hergebruikt, zowel naar product als onderdelen als materiaal. De overige 27% van de onderdelen gaat naar AVI.



De instrumenten die voor het WEB-beleid worden gebruikt zijn: terugnameverplichting (detailhandel, gemeente), hergebruikpercentage, verbod op verbranding.

Batterijen en accu's

De Europese richtlijn 91/157/EEG is voor deze productgroep leidend. In Nederland is deze geïmplementeerd in de onderstaande besluiten en regelingen.

tabel 25 Richtlijn 91/157/EEG omgezet in Nederlands beleid

Besluit beheer batterijen	limieten aan lood, kwik en cadmium in accu's	Kwik < 0,05w% in accu's Kwik < 0,0005w% in batterijen
Regeling vaststelling nadere regels aanduiding van batterijen en accu's die kwik, cadmium of lood bevatten		
Regeling nadere regels kca-logo		
Landelijk afvalbeheerplan (LAP)		

In de LAP-sectorplannen (batterijen 29, accu's 30) worden verder de minimumstandaard voor verwerking besproken. De metaalfractie in batterijen nuttig moeten worden toegepast. De minimumstandaard voor de be- en verwerking van samenstellende componenten van accu's is nuttige toepassing in de vorm van materiaalhergebruik, met uitzondering van bakelietafval dat na verwerking van oude bakeliet accu's resteert. Voor de kunststofcomponenten is de minimumstandaard nuttige toepassing.

Voor gescheiden ingezamelde batterijen geldt bovendien een stortverbod op grond van het Besluit stortplaatsen en stortverboden afvalstoffen.

Verlichting

Wat betreft afval van verlichting is aan de AEEA-richtlijn (zie onder Wit- en bruingoed) invulling gegeven in het LAP Sectorplan 8. Het gaat voornamelijk om hoge- en lagedruk kwik- of natriumlampen en fluorescentiepoeder. Streven is naar 80% nuttige toepassing van ingezameld afval. Op dit moment wordt waarschijnlijk minder dan 50% ingezameld, maar het LAP meldt voor 2000 96% nuttige toepassing. Inzameling vanuit huishoudens loopt via de KCA-structuur (Sectorplan 17). Voor afval van verlichting geldt een stortverbod.

In het LAP-sectorplan wordt een aantal juridische instrumenten genoemd. Op grond van het Besluit kwikhoudende producten Wm 1998 mogen met ingang van 1 januari 2003 geen nieuwe kwikhoudende gasontladingslampen op de markt worden gebracht. Een uitzondering is gemaakt voor een aantal gasontladingslampen met een kwikgehalte van minder dan 10 of 20 mg. Ook de Europese Richtlijn 2002/95/EG betreffende de beperking van het gebruik van bepaalde gevaarlijke stoffen in elektrische en elektronische apparatuur legt vanaf 2007 beperkingen op aan het gebruik van gevaarlijke stoffen (ondermeer kwik en lood) in onder andere verlichtingsapparatuur.

De minimumstandaard voor de verwerking is afscheiding van kwik, en zodanige verwerking van kwik dat diffuse verspreiding in het milieu wordt voorkomen. Tevens moeten glas en de metaalkapjes die vrijkomen bij de be- en verwerking van gasontladingslampen nuttig worden toegepast in de vorm van materiaalhergebruik. Het residu dat overblijft na afscheiden van glas en metaalkapjes en ontkwikken, en niet nuttig toepasbaar is, mag worden verwijderd door storten.

Kabelreststoffen

De instrumenten die relevant zijn voor het materiaalgebruik in het sectorplan voor kabelreststoffen zijn ook van juridische aard. In het sectorplan zijn minimumstandaarden beschreven voor de bewerking en verwerking van kabelreststoffen. De minimumstandaard voor de be- en verwerking van papier- en kunststofgeïsoleerde kabelreststoffen en garnituren is scheiding van de metaalfractie en de restfractie, gevolgd door materiaalhergebruik van de metaalfractie en verwijderen door verbranden van de restfractie.

De minimumstandaard voor het be- en verwerken van glasvezelkabelreststoffen is verwijderen door verbranden.



L Toepassingen van materialen

In tabel 26 staat, voor zover bekend, voor de materialen aangegeven hoe de verdeling over diverse toepassingen is. Het gaat hierbij om de consumptie. Dit is van belang voor de beleidsanalyse in hoofdstuk 5.

tabel 26 Aandeel van verschillende toepassingen in totaalstroom van een materiaal

Papier (1)	Totaal grafisch	45%	Aluminium (6)	Bouw	22%
	Sanitary	6%		Transport	31%
	Total packaging	47%		Machines	14%
	Others	1%		Anders	7%
				Folie	9%
Zink (2)	Verzinking	43%		Voorraden	8%
	Messing	23%		Verpakkingen	8%
	Gieten	13%			
	Halffabrikaten	12%			
	Chemicaliën	8%	Koper (7)	Waterleidingen	27%
	Anders	1%		Elektriciteitskabels	48%
Nikkel (3)	Roestvrij staal	66%	Beton (8)	Burgelijke en utiliteitsbouw	70%
	Legeringen	11%		Grond, weg, water	30%
Lood (4)	Batterijen	59%	Staal (9)	Bouw	32%
	Chemicaliën	22%		Auto's	7%
	Halffabrikaten	16%			
	Kabels	2%	Plastics (10)	Auto's	2%
Glas (5)	Verpakkingen	70%	keramiek		
	Bouw	30%	dierlijke vezels		

Noten:

- (1) Gebaseerd op data van CEPI (Confederation of European Paper Industries). Data geldend voor Nederland in 2002. Consumptie is gedefinieerd als import + afzet van de Nederlandse industrie op de markt. Bron: annual statistics 2002, CEPI.
- (2, 3, 4) Bron: Best available Techniques in NonFerrous Metals industries. Data betreft het commerciële gebruik.
- (5) Bron: verpakkingenconvenant. In het convenant staat vermeld dat 70% van de Nederlandse materiaalstroom in verpakkingen zit. Aangenomen wordt dat het overige deel wordt toegepast als vensterglas in de bouw.
- (6) Bron: European aluminium association. Statistieken gebaseerd op de verkoop van de verschillende toepassingen in Europa.
- (7,8,9) Bron: [De Bruyn et al, 2003].
- (9,10) Aandeel auto's berekend door de hoeveelheid materiaal per gemiddelde auto te vermenigvuldigen met registratie nieuwe voertuigen in Nederland in 2002 en dit product te relateren aan de apparent consumption van het materiaal in 2000.